حل عددی معادله جابه‌جایی-پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت در حالت وجود جریان غیر ماندگار در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم

مریم براتی مقدم[۱]، مهدی مظاهری[۲*] و جمال محمد ولی سامانی[۳]

۱-دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران.

۲*- نویسنده مسئول، استادیار گروه سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران m.mazaheri@modares.ac.ir .

۳-استاد گروه سازه‌های آبی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران.

تاریخ دریافت:۹۴/۷/۱ تاریخ پذیرش: ۹۴/۱۰/۱۳

چکیده

برای شبیه‌سازی دقیق‌تر انتقال آلاینده در رودخانه‌های طبیعی باید اصلاحاتی در معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی انجام و عبارت‌هایی برای لحاظ تأثیر نواحی نگهداشت موقت به آن اضافه شوند. در این تحقیق مدلی جدید و جامع با تلفیق الگوهای عددی با درجه دقت بالاتر(روش کوئیک) برای حل معادله جابه‌جایی – پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم تحت رژیم جریان غیر ماندگار ارائه گردیده است. مدل با استفاده از راه‌حل تحلیلی، مثال فرضی و داده‌های واقعی مورد صحت‌سنجی قرار گرفت و نتایج حاکی از دقت مطلوب مدل در شبیه‌سازی انتقال آلاینده در شرایط مذکور بود. با اجرای مدل برای حالت جابه‌جایی خالص و مقایسه نتایج حاصل با نتایج دو الگوی عددی دیگر که از روش مشتق‌گیری مرکزی برای گسسته‌سازی مکانی معادله‌ها استفاده می‌کردند، توانایی مدل در شبیه‌سازی دقیق‌تر این حالت هم نشان داده شد. نتایج نشان داد که مدل ارائه‌شده، مدلی جامع و کاربردی است و می‌تواند در بسیاری از مطالعات انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی جایگزین مدل‌های فعلی شود.

کلیدواژه‌ها: معادله‌ی جابه‌جایی ـ پراکندگی، نگهداشت موقت، حل عددی، جریان غیر ماندگار، الگوی کوئیک(QUICK).

Numerical Solution to Advection-Dispersion Equation with Transient Storage Zones, Considering Unsteady Flow in Irregular Cross Section Rivers

M. Barati Moghaddam [1], M. Mazaheri [2*]and J. MohammadVali Samani [3]

1-Msc. Graduate of Water Structures, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University.

2*- Corresponding Author, Assistant Prof., Department of Water Structures, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University.

3- Professor, Department of Water Structures, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University.

Received:23 September 2015 Accepted:3 January 2016

Abstract

For accurate simulation of transport in natural rivers, some revisions have to perform in classical advection dispersion equation and some terms for considering of transient storage zones added to this equation. In this study a new and comprehensive model that merges numerical schemes with higher order accuracy (QUICK scheme) for solution of advection dispersion equation with transient storage zones in rivers with irregular cross sections at unsteady flow regime is presented. The presented method is verified by analytical solution, hypothetical example and two sets of real data. The results of verification implied that presented model have reasonable accuracy in simulation of contaminant transport in this condition. Also with implementation of model in the case of pure advection and comparing the results with two other numerical model results that use from centered difference method in spatial discretization of equations the ability of presented model in more accurate simulation in this case is shown. Results show that presented model in this study, is an applicable model and could be suggested as alternative for common present models at contaminant transport studies in natural rivers and streams.

Keywords: Advection-dispersion equation, Transient storage, Numerical solution, unsteady flow, QUICK.

مقدمه

نهرها و رودخانه‌های طبیعی، به‌ویژه رودخانه‌های کوهستانی، علاوه بر نواحی با جریان آزاد، دارای نواحی هستند که در اصطلاح نواحی نگهداشت[1] یا نواحی مرده[2] نامیده می‌شوند. در نواحی نگهداشت آب نسبت به کانال اصلی با سرعت کمتری در جریان است و تبادل بین این نواحی و کانال اصلی به‌کندی صورت می‌گیرد. وقتی‌که یک ابر ماده آلاینده در چنین نهری حرکت می‌کند، بخشی از جرم ماده آلاینده وارد نواحی نگهداشت شده و غلظت ماده حل‌شده در کانال اصلی رقیق می‌شود. بعد از این که ابر ماده آلاینده به‌طور کامل از نهر عبور کرد، نواحی نگهداشت به‌عنوان منبعی از ماده حل‌شده برای نهر عمل می‌کنند. بدین ترتیب جرمی که موقتاً در این نواحی نگه‌داشته شده بود، به‌تدریج به کانال اصلی برمی‌گردد و باعث ایجاد یک دنباله پیش‌رونده در پروفیل غلظت مشاهده‌شده می‌شود. مثال‌هایی از این نواحی شامل؛ نواحی برگشت آب[3]، جریان‌های ثانویه[4]، بستر سنگریزه‌ای کانال نهر و موانع جریان مثل پوشش گیاهی و تخته‌سنگ‌ها هستند.

از اواخر دهه ۱۹۶۰، وقتی محققین دریافتند که معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی[5] پروفیل‌های ماده ردیاب مشاهده شده را در بسیاری از موارد به‌خوبی توصیف نمی‌کند، تحقیقات در رابطه با توسعه یک مدل مناسب‌تر برای انتقال ماده حل‌شده در رودخانه‌های طبیعی آغاز شد (دی[6]، ۱۹۷۵، تیلور[7] ۱۹۵۴). این تلاش‌ها سرآغاز فصل جدیدی در مطالعات انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی شد و از اوایل دهه ۱۹۸۰ تحلیل مسائل انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی با لحاظ تأثیر نگهداشت موقت به یکی از حوزه‌های فعال تحقیقات مبدل گردید. محققین بسیاری بر ضرورت در نظر گرفتن تأثیر نواحی نگهداشت موقت بر شبیه‌سازی رفتار رودخانه در مواجهه با ماده‌ی آلاینده تأکید کرده‌اند و تاکنون روش‌های زیادی هم برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌های دارای نواحی نگهداشت ارائه شده است که یکی از رایج‌ترین آن‌ها، مدل نگهداشت موقت[8] می‌باشد (بلتائوس و دی[9]، ۱۹۷۸، نوردین و تروتمن[10]، ۱۹۸۰، بنکالا و والترز[11]، ۱۹۸۳، سئو و ماکسول[12]،۱۹۹۲، سئو و چئونگ[13]، ۲۰۰۱).

در ساده‌ترین شکل، مدل نگهداشت موقت از معادله یک‌بعدی جابه‌جایی-پراکندگی همراه با یک عبارت اضافی برای به‌حساب آوردن تأثیر نواحی نگهداشت بر انتقال ماده حل‌شده تشکیل شده است. نگهداشت موقت به‌صورت حرکت مواد حل‌شده از کانال اصلی با جریان آزاد به داخل نواحی ماندابی، حبس موقتی در این نواحی و متعاقب آن بازگشت مجدد جرم ماده حل‌شده به کانال اصلی تعریف می‌شود. مدل نگهداشت موقت به‌صورت کمّی اولین بار در سال ۱۹۸۳ ارائه و برای استفاده در نهرهای کوهستانی کوچک توسعه داده شد. این مدل همچنین برای هر نهر یا رودخانه‌ای که بتوان انتقال را در آن یک‌بعدی فرض کرد، قابل به‌کارگیری است (بنکالا و والترز، ۱۹۸۳).

در پی انجام آزمایش‌های مختلف با استفاده از مواد ردیاب و شبیه‌سازی انتقال در رودخانه‌ها و نهرهای طبیعی با استفاده از مکانیزم‌های جابه‌جایی و پراکندگی بدون در نظر گرفتن تبادل با ناحیه‌ی نگهداشت مشاهده گردید که نتایج حاصل از معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی تطابق خوبی با داده‌های حاصل از آزمایش ندارد و داده‌های واقعی و نتایج حاصل از شبیه‌سازی دارای ویژگی‌های متفاوتی هستند. ازجمله این‌که داده‌های واقعی کاهش غلظت بیشتر در پایین‌دست و دنباله‌های طولانی‌تری را در نمودار غلظت نشان می‌دهند. محققین پس از شبیه‌سازی داده‌ها با در نظر گرفتن نگهداشت موقت تناسب خوبی بین داده‌های حاصل از شبیه‌سازی و داده‌های واقعی، به‌ویژه برای نهرهای کوهستانی کوچک‌تر، جایی که جریان سریع و مقطع جریان نامنظم است، مشاهده کردند.

مروری بر تحقیقات انجام‌شده در حوزه مدل‌سازی انتقال ماده حل‌شده با لحاظ نواحی نگهداشت موقت، نشان می‌دهد که تابه‌حال یک مدل جامع که مسئله‌ی انتقال آلاینده را در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم تحت رژیم جریان غیر ماندگار و با در نظر گرفتن نگهداشت موقت شبیه‌سازی کند، ارائه نشده و اکثریت‌قریب‌به‌اتفاق مدل‌های ارائه‌شده دارای محدودیت‌هایی شامل در نظر نگرفتن جریان غیر ماندگار، عدم توانایی در شبیه‌سازی مسئله انتقال ماده حل‌شده در مقاطع نامنظم، استفاده از الگوهای عددی با درجه دقت پایین و جامع نبودن مدل هستند (سئو و ماکسول، ۱۹۹۲، هارت[14]، ۱۹۹۵، رانکل[15]، ۱۹۹۸، چپرا و رانکل[16]، ۱۹۹۹، دیویس و اتکینسون[17]، ۲۰۰۰، سینگ[18]، ۲۰۰۳، ماریون و زاراملا[19]، ۲۰۰۵).

به‌عنوان نمونه رانکل (۱۹۹۸)، نسخه‌ی کامل مدل نگهداشت موقت ارائه‌شده توسط بنکالا و والترز (۱۹۸۳) شامل فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی را به‌عنوان پایه‌ی توسعه‌ی مدل اوتیس[20] استفاده کرد. باوجوداینکه اوتیس در حال حاضر تقریباً بهترین مدل ریاضی است که برای شبیه‌سازی نگهداشت موقت در نهرها و رودخانه‌ها در دسترس عموم قرار دارد و مکرراً توسط محققین برای

1- Storage zones
2- Dead zones
3- Backwater
4- Eddy
5-Advection Dispersion Equation (ADE)
6- Day
7 -Taylor
8- Transient Storage Model (TSM)
9 - Beltaos and Day
10- Nordin and Troutman
11- Bencala and Walters
12- Seo and Maxwell
13 - Seo and Cheong
14-Hart
15- Runkel
16-Chapra and Runkel
17- Davis and Atkinson
18- Singh
19- Marion and Zaramella
20 -One –Dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS)

تجزیه‌وتحلیل آزمایش‌های میدانی ماده ردیاب مورداستفاده قرار گرفته است، اما دارای نقایصی است (رانکل، ۲۰۰۰، لوتز و همکاران[1]، ۲۰۰۶، لوتز و سیگل[2]، ۲۰۰۷، اوکنر و همکاران[3]، ۲۰۰۹، اسزفتل و همکاران[4]، ۲۰۱۱، فابیان و همکاران[5]، ۲۰۱۱، کلر و همکاران[6]، ۲۰۱۳، وارد و همکاران[7]، ۲۰۱۳). به‌عنوان‌مثال اوتیس در شبیه‌سازی جریان غیریکنواخت یا غیر ماندگار برای تأمین داده‌های جریان متکی به یک برنامه‌ی خارجی روندیابی نهر است و مشخصات جریان باید از یک برنامه روندیابی دیگر در قالب یک فایل متنی وارد مدل شود (لین و مدینا[8]، ۲۰۰۳). همچنین مدل اوتیس برای گسسته‌سازی معادله‌های مدل نگهداشت موقت از الگوی عددی الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان[9] استفاده می‌کند که در این الگو مشتق‌های مکانی با استفاده از روش مشتق‌گیری مرکزی گسسته می‌شوند. از موارد اشکال این روش این است که در مکان‌هایی که گرادیان غلظت ماده‌ی آلاینده زیاد است، نوسانات عددی در حل معادله‌ها مشاهده می‌شود و در مدل‌سازی مسئله ورود حجم ناگهانی غلظت به رودخانه (مثل تخلیه ناگهانی فاضلاب) عملکرد خوبی ندارد.

از معایب دیگر اوتیس می‌توان به محدودیت در تعداد پارامترهای ورودی برای مدل‌سازی اشاره کرد. در هنگام اجرای مدل متغیرهای ورودی نباید از تعداد حداکثر تعریف‌شده در ساختار برنامه‌نویسی مدل تجاوز کنند. به‌عنوان نمونه اوتیس در تعداد بازه‌های در نظر گرفته‌شده در طول رودخانه، تعداد نقاط نمایش نتایج شبیه‌سازی و حداکثر تعداد نقاط برای اختصاص دادن مشخصات جریان غیر ماندگار، دارای محدودیت است. برای آگاهی از سایر مشخصات و محدودیت‌های مدل اوتیس می‌توان به مرجع رانکل (۱۹۹۸) مراجعه کرد.

در این تحقیق سعی بر این است که مدلی جامع با تلفیق الگوهای عددی دقیق‌تر برای حل عددی معادله یک‌بعدی جابه‌جایی – پراکندگی با لحاظ نگهداشت موقت در حالت وجود جریان غیرماندگار در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم ارائه گردد تا نواقص موجود در مدل‌های رایج موجود درزمینه شبیه‌سازی انتقال آلاینده را مرتفع سازد. بدین منظور در این تحقیق از روش حجم کنترل[10] و الگوی عددی کوئیک[11] به دلیل پایداری و خطاهای تقریب کم (دقت از درجه سوم)، در گسسته‌سازی مکانی معادله جابه‌جایی- پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت، استفاده شده است (لئونارد[12]، ۱۹۷۹).

لازم به ذکر است که مدل ارائه‌شده در این تحقیق قابلیت شبیه‌سازی مسئله انتقال ماده حل‌شده در هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت، تحت هر دوی رژیم‌های جریان ماندگار و غیرماندگار و همچنین توانایی حل مسئله انتقال در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم -بدون محدودیت در تعداد مقاطع- را به‌صورت توأمان دارا می‌باشد که از این نظر نسبت به سایر مدل‌هایی که تاکنون ارائه شده‌اند، منحصربه‌فرد است.

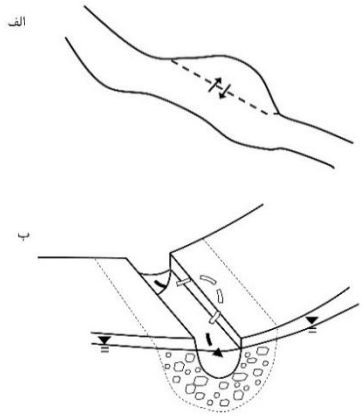
مواد و روش‌ها

مدل نگهداشت موقت

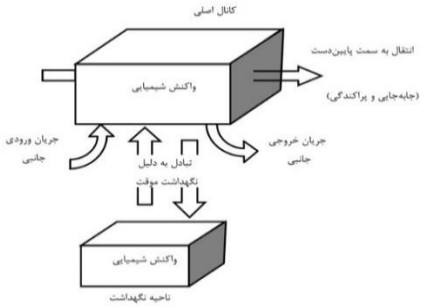
نگهداشت موقت به حبس موقتی ماده حل‌شده در نواحی ماندابی که نسبت به نواحی مرکزی کانال دارای سرعت کمتری هستند، اطلاق می‌گردد. علاوه بر این بخش‌های قابل‌توجهی از آب ممکن است، وارد سنگریزه‌ها و ماسه‌های درشت بستر نهر و یا نواحی متخلخل موجود در کناره‌های نهر شوند (رانکل، ۱۹۹۸). زمان انتقال مواد حل‌شده در این نواحی متخلخل به‌طور قابل‌توجهی بیشتر از زمان انتقال مواد حل‌شده در ستون آب است. مدل، با نوشتن معادله‌های تعادل جرم برای دو ناحیه‌ی فرضی شکل می‌گیرد: کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت. کانال اصلی به‌عنوان بخشی از نهر یا رودخانه که در آن جابه‌جایی و پراکندگی مکانیزم‌های حاکم بر انتقال هستند، تعریف می‌شود. ناحیه‌ی نگهداشت بخشی از نهر است که در نگهداشت موقت مشارکت دارد (مثل پهنه‌های ماندابی و نواحی متخلخل بستر نهر (شکل ۱)). شکل (۲) نیز فرآیندهای تأثیرگذار بر ماده حل‌شده در کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت را به‌صورت شماتیک نشان می‌دهد.

در کانال اصلی مواد حل‌شده توسط جابه‌جایی و پراکندگی به سمت پایین‌دست انتقال می‌یابند. جابه‌جایی و پراکندگی شامل ناحیه‌ی نگهداشت نمی‌شوند، جایی که انتقال به سمت پایین‌دست قابل‌اغماض است. جریان ورودی جانبی نشان‌دهنده‌ی ورود آب اضافی به کانال اصلی به‌صورت جریان روزمینی، جریان ورودی و تخلیه‌ی آب زیرزمینی است. جریان خروجی جانبی نشان‌دهنده‌ی تخلیه آب از کانال اصلی به پهنه‌های سیلابی اطراف است. کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت از طریق فرآیند نگهداشت موقت به هم مرتبط می‌شوند، تبادل جرم بین کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت، به‌عنوان یک فرآیند انتقال جرم مرتبه اول مدل‌سازی شده است.

1- Lautz *et al.*
2- Lautz and Siegel
3- O'connor *et al.*
4- Szeftel *et al.*
5- Fabian *et al.*
6- Kelleher *et al.*
7- Ward *et al.*
8- Lin and Medina
9- Centered Time - Centered Space (CTCS)
10- Control volume
11- Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics (QUICK)
12- Leonard



شکل۱- مکانیزم‌های نگهداشت موقت. الف) وقتی‌که مواد حل‌شده وارد توده‌های کوچک آب که با سرعت کم حرکت می‌کنند، می‌شوند و ب) وقتی مواد حل‌شده کانال اصلی را ترک کرده و وارد نواحی متخلخل بستر و کناره‌های کانال می‌شوند. پیکان‌ها حرکت آب بین کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت موقت را نشان می‌دهند (رانکل و بنکالا، ۱۹۹۵)



شکل۲- مدل فرضی شامل کانال اصلی و ناحیه‌ی نگهداشت (رانکل، ۱۹۹۸)

معادله‌های دیفرانسیل حاکم

معادله‌های بسیاری برای لحاظ تأثیر نواحی نگهداشت موقت بر انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی ارائه شده‌اند که از بین آن‌ها مدل نگهداشت موقت ارائه‌شده توسط بنکالا و والترز (۱۹۸۳) به دلیل این‌که قابلیت در نظر گرفتن رژیم جریان غیرماندگار و مقاطع نامنظم را دارا می‌باشد، در این تحقیق مورداستفاده قرار گرفته است. با نوشتن معادله‌های بقای جرم برای ماده‌ی حل‌شده در کانال اصلی و ناحیه نگهداشت، زوج معادله دیفرانسیل زیر برای کانال اصلی و ناحیه نگهداشت به دست می‌آیند:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t}=-\frac{\partial(QC)}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial x}\left(AD\frac{\partial C}{\partial x}\right)+ q_{LIN}(C_L-C)+\alpha A(C_S-C)-\lambda AC \qquad (۱)$$

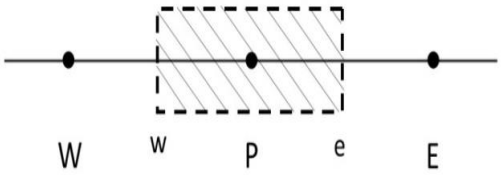
$$\frac{dC_S}{dt}=\alpha\frac{A}{A_S}(C-C_S)-\lambda_S C_S \qquad (۲)$$

که A: مساحت مقطع عرضی کانال اصلی، A_s: مساحت مقطع عرضی ناحیه‌ی نگهداشت، C: غلظت ماده‌ی حل‌شده در کانال اصلی، C_L: غلظت ماده‌ی حل‌شده در جریان ورودی جانبی، C_S: غلظت ماده‌ی حل‌شده در ناحیه‌ی نگهداشت، D: ضریب پراکندگی طولی، Q: دبی جریان، q_{LIN}: دبی در واحد عرض جریان ورودی جانبی، α: ضریب تبادل ناحیه‌ی نگهداشت، λ: ضریب زوال مرتبه اول کانال اصلی، λ_S: ضریب زوال مرتبه اول ناحیه‌ی نگهداشت، t: زمان و x: مسافت هستند.

حل عددی معادله جابه‌جایی- پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت در حالت یک‌بعدی

حل عددی معادله جابه‌جایی- پراکندگی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت در این تحقیق بر اساس روش حجم کنترل و الگوی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان[1] انجام می‌گیرد. نام‌گذاری گره‌ها در روش حجم کنترل مورداستفاده در این تحقیق به این صورت است که گره موردنظر که قرار است مجهولات برای آن گره محاسبه شوند، با P نمایش داده می‌شود و نقاط واقع در غرب و شرق این نقطه به ترتیب با W و E نشان داده می‌شوند. سطح کنترل غربی نقطه P با w و سطح کنترل شرقی نقطه P با e مشخص می‌شوند (شکل۳).

1- Centered Time - QUICK Space (CTQS)



شکل۳- نحوه نام‌گذاری گره‌ها در روش حجم کنترل الگوی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان (CTQS)

در الگوی مورداستفاده در این تحقیق، مشتق‌های مکانی با استفاده از الگوی کوئیک و به‌صورت میانگین سطوح زمانی n و $n+1$ گسسته می‌شوند. به‌منظور مقایسه دو روش عددی دیگر، یعنی الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان و الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان[1] هم ارائه شده‌اند. برای هر سه روش عددی مذکور برنامه کامپیوتری تهیه‌شده و نتایج در ادامه آورده شده‌اند. لازم به ذکر است که مدل عددی اوتیس برای گسسته‌سازی معادله‌های نگهداشت موقت از الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان و نرم‌افزار مایک ۱۱ برای حل معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی از الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان بهره می‌گیرند.

الگوی کوئیک برای گسسته‌سازی مکانی معادله جابه‌جایی- پراکندگی بر مبنای درون‌یابی بالادست درجه دوم، توسعه داده شده است (لئونارد، ۱۹۷۹). این روش به خاطر دقت عددی بالا (از درجه سوم) به‌طور گسترده مورداستفاده قرار گرفته است. در این روش برخلاف روش مرکزی که از یک نقطه در بالادست و یک نقطه در پایین‌دست برای تخمین مقادیر مجهول روی سطوح کنترل استفاده می‌شود و برازش هم به‌صورت خطی است، از دو نقطه در بالادست و یک نقطه در پایین‌دست استفاده می‌شود و برازش به‌صورت یک منحنی درجه دوم (سهمی) است. در روش کوئیک برای محاسبه مقادیر کمیت موردنظر روی سطوح کنترل از معادله‌های زیر استفاده می‌شود:

$$\phi_{face} = \frac{6}{8}\phi_{i-1} + \frac{3}{8}\phi_i - \frac{1}{8}\phi_{i-2} \qquad (۳)$$

$$if \quad u_w > 0: \qquad \phi_w = \frac{6}{8}\phi_W + \frac{3}{8}\phi_P - \frac{1}{8}\phi_{WW} \qquad (۴)$$

$$if \quad u_e > 0: \qquad \phi_e = \frac{6}{8}\phi_P + \frac{3}{8}\phi_E - \frac{1}{8}\phi_W \qquad (۵)$$

عبارت‌های پراکندگی هم با استفاده از مشتق سهمی تقریب زده شده، محاسبه می‌شوند. نکته جالب‌توجه این است که در یک شبکه یکنواخت با احجام کنترل یکسان، عبارت‌های به‌دست‌آمده از این روش برای پراکندگی، مشابه عبارت‌های به‌دست‌آمده از روش تفاضل مرکزی است، چراکه بر اساس یکی از ویژگی‌های هندسی سهمی، شیب وتر بین دو نقطه در یک سهمی برابر با تانژانت سهمی در نقطه میانی آن است، یعنی:

$$\left(\frac{\partial\phi}{\partial x}\right)_w = \frac{\phi_P - \phi_W}{\Delta x} \qquad (۶)$$

$$\left(\frac{\partial\phi}{\partial x}\right)_e = \frac{\phi_E - \phi_P}{\Delta x} \qquad (۷)$$

بر اساس این الگو صورت گسسته شده معادله‌های (۱) و (۲) به‌صورت معادله‌های (۸) و (۹) درمی‌آیند؛ با جایگزین کردن مقادیر کمیت‌های روی سطح کنترل با استفاده از معادله‌های (۴) تا (۷) و انجام کمی عملیات جبری معادله (۸) را می‌توان به‌صورت معادله (۱۰) نوشت که ضرایب این معادله، از معادله‌های (۱۱) تا (۱۵) به دست می‌آیند.

اگر تعداد احجام کنترل در کل طول دامنه حل برابر با N باشد، با نوشتن معادله (۱۰) برای هر چهار حجم کنترل متوالی با شروع از سومین حجم کنترل تا حجم کنترل $N-1$ ام، یک دستگاه معادله‌های با $N-3$ معادله و N مجهول به دست می‌آید. برای حل این دستگاه سه معادله دیگر موردنیاز است که این معادله‌های با استفاده از شرایط مرزی ابتدا و انتها به دست می‌آیند. در روش کوئیک مقادیر غلظت در مرزهای حجم کنترل با استفاده از مقادیر غلظت در سه نقطه مجاور، دو نقطه بالادست و یک نقطه پایین‌دست محاسبه می‌شوند. گره‌های اول، دوم و آخر به دلیل قرارگیری در نزدیکی مرزهای دامنه حل و اعمال شرایط مرزی نیاز به فرمول‌بندی جداگانه دارند. شکل ماتریسی دستگاه معادله‌های خطی تشکیل‌شده به شکل معادله (۱۶) است. دستگاه معادله‌های (۱۶) به‌راحتی با استفاده از روش حذفی گوس قابل‌حل است. با حل این دستگاه مقادیر غلظت در کانال اصلی در سطح زمانی $n+1$ به دست می‌آیند. بعد از محاسبه مقادیر غلظت در کانال اصلی با استفاده از معادله (۱۷) می‌توان مقادیر غلظت ناحیه نگهداشت را برای تمامی احجام کنترل محاسبه کرد:

1- Backward Time - Centered Space (BTCS)

$$\frac{C_P^{n+1}-C_P^n}{\Delta t}=\frac{1}{2}\left[\left(\frac{-Q_p}{A_p\Delta x}\left(C_e-C_w\right)\right)^{n+1}+\left(\frac{-Q_p}{A_p\Delta x}\left(C_e-C_w\right)\right)^{n}\right]+\frac{1}{2}\left\{\begin{array}{l}\frac{1}{A_P^{n+1}\Delta x}\left[\left(AD\frac{\partial C}{\partial x}\right)_e-\left(AD\frac{\partial C}{\partial x}\right)_w\right]^{n+1}+\\ \frac{1}{A_P^{n}\Delta x}\left[\left(AD\frac{\partial C}{\partial x}\right)_e-\left(AD\frac{\partial C}{\partial x}\right)_w\right]^{n}\end{array}\right\}+\frac{1}{2}\left[\frac{q_{LIN}^{n+1}}{A_P^{n+1}}\left(C_L-C_P\right)^{n+1}+\frac{q_{LIN}^{n}}{A_P^{n}}\left(C_L-C_P\right)^{n}\right]+\frac{\alpha}{2}\left[\left(C_S-C_P\right)^{n+1}+\left(C_S-C_P\right)^{n}\right]-\frac{\lambda}{2}\left(C_P^{n+1}+C_P^{n}\right)$$

(۸)

$$\frac{C_S^{n+1}-C_S^n}{\Delta t}=\frac{1}{2}\left[\begin{array}{l}\left(\alpha\frac{A_P}{A_S}\left(C_P-C_S\right)-\lambda_S C_S\right)^{n+1}+\\ \left(\alpha\frac{A_P}{A_S}\left(C_P-C_S\right)-\lambda_S C_S\right)^{n}\end{array}\right]$$

(۹)

$$a_{ww}C_{ww}^{n+1}+a_wC_W^{n+1}+a_PC_P^{n+1}+a_EC_E^{n+1}=R_P \qquad (۱۰)$$

$$a_{ww}=\frac{Q_P^{n+1}}{16\Delta xA_P^{n+1}} \qquad (۱۱)$$

$$a_W=-\left[\left(\frac{7Q_P^{n+1}}{16\Delta xA_P^{n+1}}\right)+\left(\frac{\left(A_P^{n+1}+A_W^{n+1}\right)\left(D_P^{n+1}+D_W^{n+1}\right)}{8\Delta x^2A_P^{n+1}}\right)\right]$$

(۱۲)

$$a_P=\frac{1}{\Delta t}+\frac{3Q_P^{n+1}}{16\Delta xA_P^{n+1}}+\frac{\left(A_P^{n+1}+A_E^{n+1}\right)\left(D_P^{n+1}+D_E^{n+1}\right)+\left(A_P^{n+1}+A_W^{n+1}\right)\left(D_P^{n+1}+D_W^{n+1}\right)}{8\Delta x^2A_P^{n+1}}+\frac{q_{LIN}^{n+1}}{2A_P^{n+1}}+\frac{\alpha}{2}+\frac{\lambda}{2}$$

(۱۳)

$$a_E=\frac{3Q_P^{n+1}}{16\Delta xA_P^{n+1}}-\frac{\left(A_P^{n+1}+A_E^{n+1}\right)\left(D_P^{n+1}+D_E^{n+1}\right)}{8\Delta x^2A_P^{n+1}} \qquad (۱۴)$$

$$R_P=\frac{C_P^n}{\Delta t}+\left[\frac{Q_P^n}{2\Delta xA_P^n}\left(\frac{3}{8}C_P^n+\frac{3}{8}C_E^n-\frac{7}{8}C_W^n+\frac{1}{8}C_{WW}^n\right)\right]+\frac{\left(A_P^n+A_E^n\right)\left(D_P^n+D_E^n\right)\left(C_E^n-C_P^n\right)}{8\Delta x^2A_P^n}-\frac{\left(A_P^n+A_W^n\right)\left(D_P^n+D_W^n\right)\left(C_P^n-C_W^n\right)}{8\Delta x^2A_P^n}+\frac{q_{LIN}^{n+1}}{2A_P^{n+1}}C_L^{n+1}+\frac{q_{LIN}^{n}}{2A_P^{n}}\left(C_L^n-C_P^n\right)+\frac{\alpha}{2}C_S^{n+1}+\frac{\alpha}{2}\left(C_S^n-C_P^n\right)-\frac{\lambda}{2}C_P^n$$

(۱۵)

$$\begin{bmatrix}a_P & a_E & & & & & & \\ a_W & a_P & a_E & & & & & \\ a_{WW} & a_W & a_P & a_E & & & & \\ & a_{WW} & a_W & a_P & a_E & & & \\ & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \\ & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \\ & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \\ & & & & a_{WW} & a_W & a_P & a_E \\ & & & & & a_{WW} & a_W & a_P\end{bmatrix}\begin{bmatrix}C_1\\C_2\\C_3\\C_4\\\vdots\\\vdots\\\vdots\\C_{N-1}\\C_N\end{bmatrix}=\begin{bmatrix}R_1\\R_2\\R_3\\R_4\\\vdots\\\vdots\\\vdots\\R_{N-1}\\R_N\end{bmatrix}$$

(۱۶)

$$C_S^{n+1}=\frac{\gamma_P^{n+1}C_P^{n+1}+\gamma_P^nC_P^n+\left(2-\Delta t\lambda_S-\gamma_P^n\right)C_S^n}{2+\gamma_P^{n+1}+\Delta t\lambda_S}$$

$$\gamma=\frac{\alpha\Delta tA}{A_S}$$

(۱۷)

عدد دمکوهلر[1]

به‌منظور حصول اطمینان از این‌که مکانیزم نگهداشت در مورد مثال‌های فرضی طراحی‌شده اتفاق بیافتد، از معیاری به نام عدد دمکوهلر(DaI) استفاده شد. این معیار عدد بی‌بعدی است که نرخ‌های تبادل بین کانال اصلی و نواحی نگهداشت را نشان می‌دهد (وگنر و هاروی[2]، ۱۹۹۷، هاروی و وگنر، ۲۰۰۰، اسکات و همکاران[3]، ۲۰۰۳، جین و همکاران[4]، ۲۰۰۹). برای رودخانه یا کانالی به طول L، عدد دمکوهلر به‌صورت زیر تعریف می‌شود:

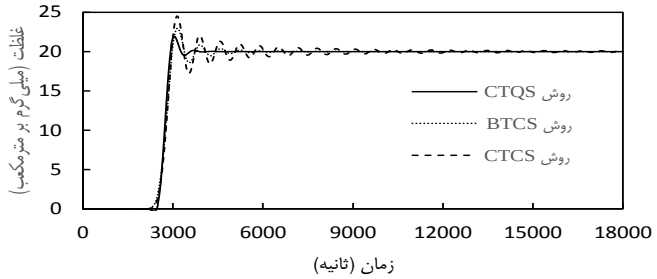
$$DaI=\frac{\alpha\left(1+\frac{A}{A_S}\right)L}{u} \qquad (۱۸)$$

در این رابطه u: سرعت متوسط در رودخانه یا کانال است.

1- Damköhler Number or Damköhler Index (DaI)
2- Wagner and Harvey
3- Scott *et al.*
4- Jin *et al.*

جدول۱- مشخصات مثال فرضی برای اجرای مدل در حالت جابه‌جایی خالص

پارامتر	طول کانال (کیلومتر)	دبی جریان (مترمکعب بر ثانیه)	مساحت مقطع عرضی (مترمربع)	غلظت ورودی (میلی‌گرم بر مترمکعب)	غلظت اولیه (میلی‌گرم بر مترمکعب)
	۱۰	۱۰	۱۰	۲۰	۰



شکل٤- مقایسه نتایج حاصل از سه الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان، الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان و الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان برای یک شبکه ۱۸۰۰×۱۰۰ در حالت جابجایی

وقتی عدد دمکوهلر خیلی بزرگ‌تر از یک است، برای مثال ۱۰۰، تبادل بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت به‌قدری سریع است که می‌توان فرض کرد این دو جزء در تعادل هستند. وقتی عدد دمکوهلر خیلی کوچک‌تر از یک است، مثلاً ۰/۰۰۱، تبادل بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت بسیار کم و قابل صرفنظر کردن است، به‌عبارت‌دیگر می‌توان گفت که در این‌چنین نهری که عدد دمکوهلر خیلی کمی دارد، عملاً تبادلی بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت اتفاق نمی‌افتد و درنتیجه مکانیزم نگهداشت موقت جزو مکانیزم‌های فیزیکی دخیل در انتقال آلاینده به سمت پایین‌دست به شمار نمی‌آید. به‌منظور تخمینی قابل‌اتکا از پارامترهای مدل نگهداشت موقت، نشان داده شده است که مقدار عدد دمکوهلر باید بین ۰/۱ تا ۱۰ باشد (وگنر و هاروی، ۱۹۹۷، فرنالد و همکاران،[1] ۲۰۰۱، راماسوامی و همکاران[2]، ۲۰۰۵).

نتایج و بحث

اجرای مدل در حالت جابجایی خالص

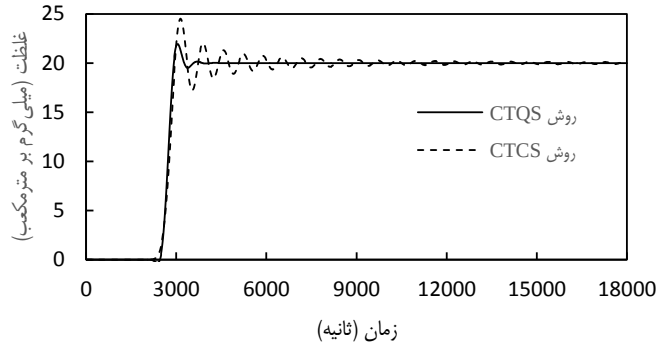
همان‌طور که محققین بسیاری هم اشاره کرده‌اند، روش مشتق‌گیری مکانی مرکزی، در شبیه‌سازی حالت جابه‌جایی خالص[3] ناتوان است و عملکرد خوبی ندارد (ژانگ و آرال[4]، ۲۰۰۴، شِمکیویچ[5]، ۲۰۱۰)، اما روش مشتق‌گیری مکانی کوئیک در این مورد بسیار بهتر از روش مرکزی عمل می‌کند (لئونارد، ۱۹۷۹، نئومن و همکاران[6]، ۲۰۱۱ و برتولوتو و همکاران[7]، ۲۰۱۱).

به‌منظور نشان دادن این وجهه از برتری روش کوئیک، یک مثال فرضی طراحی شد و سه الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان، الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان و الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان در مورد این مثال اجرا و نتایج در قالب نمودارهای غلظت در برابر زمان با هم مقایسه گردیدند. جدول (۱) مشخصات این مثال فرضی را نشان می‌دهد. مدت‌زمان کل شبیه‌سازی پنج ساعت، گام مکانی ۱۰۰ متر و گام زمانی ۱۰ ثانیه در نظر گرفته شده‌اند. لازم به ذکر است که به دلیل این‌که در اینجا جابه‌جایی تنها فرآیند مؤثر در انتقال ماده حل‌شده در نظر گرفته می‌شود، از تأثیر فرآیندهای پراکندگی و نگهداشت موقت صرف‌نظر شده است.

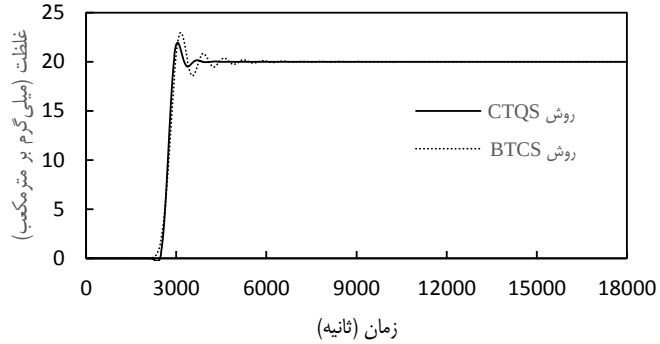
با توجه به شکل‌های (۴) تا (۶) مشخص می‌شود که الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان در حالت جابه‌جایی خالص نوسان خیلی کمی دارد، اما دو الگوی عددی دیگر دارای نوسان نسبتاً زیادی هستند. لذا می‌توان گفت مدل عددی ارائه‌شده در این تحقیق در مواردی که جابه‌جایی فرآیند غالب در انتقال ماده حل‌شده است، نسبت به دو الگوی عددی دیگر دارای عملکرد بهتری است. به‌طور مشخص‌تر همان‌طور که شکل۵) نشان می‌دهد، نتایج به‌دست‌آمده با استفاده از الگوی عددی الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان ، که در مدل عددی اوتیس هم مورداستفاده قرار گرفته است، برای حالت جابه‌جایی خالص نوسان خیلی زیادی دارد، درحالی‌که نتایج حاصل از الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان دارای نوسان بسیار کم و پایداری عددی بالاتری است.

نکته جالب‌توجه این است، که در رودخانه‌های کوهستانی که مکانیزم نگهداشت موقت بیشتر در این نوع از رودخانه‌ها مشاهده می‌شود، به دلیل شیب نسبتاً زیاد مسیر، سرعت جریان نسبت به رودخانه‌های جاری در دشت بیشتر است و لذا فرآیند جابجایی در انتقال ماده حل‌شده غالب است. بنابراین این نتایج به‌نوعی تأییدکننده برتری مدل عددی ارائه‌شده در این تحقیق در شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده در این نوع از رودخانه‌ها با لحاظ نگهداشت موقت نسبت به سایر مدل‌های رایج در زمینه شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده است.

1- Fernald *et al.*
2- Ramaswami *et al.*
3-Pure advection
4- Zhang and Aral
5- Szymkiewicz
6- Neumann *et al.*
7- Bertolotto *et al.*



شکل۵- مقایسه نتایج حاصل از دو الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان و الگوی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان برای یک شبکه ۱۸۰۰×۱۰۰ در حالت جابه‌جایی خالص



شکل٦- مقایسه نتایج حاصل از دو الگوی عددی مرکزی در زمان و کوئیک در مکان و الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان برای یک شبکه ۱۸۰۰×۱۰۰ در حالت جابه‌جایی خالص

جدول ۲- مشخصات مثال‌های فرضی به کار گرفته‌شده برای صحت‌سنجی مدل

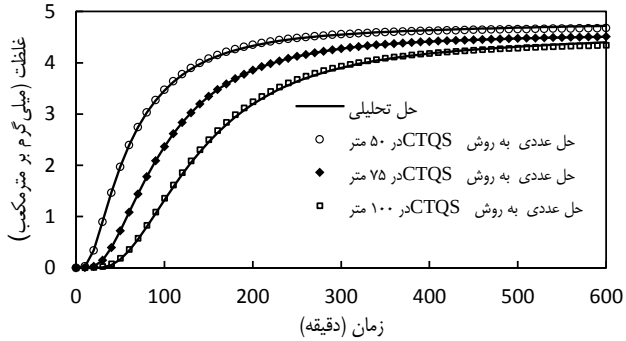
مثال	نحوه صحت‌سنجی	طول کانال/ رودخانه	شرایط جریان	شکل مقطع	شرط مرزی بالادست ماده آلاینده
اول	حل تحلیلی	۲۰۰ متر	ماندگار	منظم با سطح مقطع ثابت	پیوسته با غلظت ورودی پنج میلی‌گرم بر مترمکعب
دوم	حل تحلیلی	۲۰۰ متر	ماندگار	منظم با سطح مقطع ثابت	هویساید با مدت‌زمان محدود ۱۰۰ دقیقه و غلظت ورودی پنج میلی‌گرم بر مترمکعب

جدول ۳- برخی از مشخصات داده‌های واقعی مورداستفاده در صحت‌سنجی مدل

نام آزمایش	محل انجام آزمایش	طول بازه در نظر گرفته‌شده از رودخانه	ماده ردیاب	شرط مرزی بالادست ماده آلاینده
یواس کریک	آمریکا- کالیفرنیا	۶۶۹ متر	کلراید	پالسی شکل به مدت‌زمان ۳ ساعت
آتاباسکا	کانادا- آلبرتا	۸/۳ کیلومتر	رودامین	نامنظم به مدت‌زمان ۰/۷۵ ساعت

جدول٤- مشخصات مثال فرضی طراحی‌شده برای صحت‌سنجی مدل با استفاده از راه‌حل تحلیلی

پارامتر	طول (متر)	دبی جریان (مترمکعب بر ثانیه)	مساحت مقطع عرضی کانال اصلی (مترمربع)	مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت (مترمربع)	ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت (s^{-1})	ضریب پراکندگی (مترمربع بر ثانیه)
	۲۰۰	۰/۰۱	۱	۱	۰/۰۰۰۰۲	۰/۲



شکل۷- نتایج حاصل از صحت‌سنجی مدل با استفاده از حل تحلیلی برای حالت شرط مرزی بالادست پیوسته، در فواصل ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ متری از بالادست

صحت‌سنجی مدل

صحت‌سنجی مدل ارائه‌شده با استفاده از راه‌حل تحلیلی معادله جابه‌جایی-پراکندگی با لحاظ نگهداشت موقت در دو حالت شرط مرزی بالادست پیوسته و شرط مرزی بالادست هویساید و دو سری داده واقعی انجام شد. در مورد سری اول داده‌های واقعی متغیرهای مدل جریان به‌صورت اندازه‌گیری شده موجود است، بنابراین نیازی به اجرای مدل جریان نیست؛ اما در مورد سری دوم داده‌های واقعی مختصات مقاطع عرضی رودخانه به‌صورت نقاطی با مختصات (x, z) و شرایط مرزی بالادست و پایین‌دست مدل جریان به‌صورت اندازه‌گیری شده موجود هستند، بنابراین برای این سری از داده‌ها مدل جریان هم اجرا می‌شود. مشخصات مثال‌های فرضی و داده‌های واقعی به‌کاررفته در این تحقیق به‌منظور صحت‌سنجی مدل به ترتیب در جدول‌های (۲) و (۳) آورده شده‌اند.

صحت‌سنجی با استفاده از راه‌حل تحلیلی

دقت الگوریتم‌های عددی جدید را می‌توان با استفاده از راه‌حل‌های تحلیلی مورد آزمون قرار داد. صحت‌سنجی مدل عددی با استفاده از راه‌حل تحلیلی که توسط کازیلماز الهان[1] در سال (۲۰۰۸) ارائه گردیده، انجام شده است. وی راه‌حل‌های تحلیلی را برای مدل نگهداشت موقت ارائه‌شده توسط بنکالا و والترز (۱۹۸۳)، با لاپلاس‌گیری از معادله‌های مدل نگهداشت موقت، با فرض ثابت بودن سرعت جریان، مساحت مقطع عرضی کانال و ضریب پراکندگی طولی و همچنین بدون در نظر گرفتن جریان‌های ورودی جانبی و عبارت‌های مربوط به زوال مرتبه اول در کانال اصلی و ناحیه نگهداشت، برای حالت‌های تزریق پیوسته و محدود ماده ردیاب استخراج کرد. مشخصات مثال فرضی طراحی
در جدول (۴) نشان داده شده است. برای مثال فرضی مقدار عدد بی‌بعد عدد دمکوهلر برابر با ۰/۸ به دست می‌آید که در محدوده قابل‌قبول است.

شرط مرزی بالادست: پیوسته

در این حالت، ماده حل‌شده با غلظت پنج میلی‌گرم بر مترمکعب به‌صورت پیوسته برای مدت‌زمان ۱۰ ساعت تزریق شد. مدت‌زمان کل شبیه‌سازی ۱۰ ساعت، گام زمانی محاسبات ۳۰ ثانیه و گام مکانی ۱ متر در نظر گرفته شدند. شکل (۷) نتایج حاصل از اجرای مدل برای این مثال فرضی و راه‌حل تحلیلی را در فواصل ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ متری از بالادست نشان می‌دهد. شاخص‌های خطا برای شرط مرزی بالادست پیوسته در جدول (۵) آورده شده‌اند. با توجه به شکل (۷) و شاخص‌های خطای ارائه‌شده در جدول (۵) مشخص می‌شود که روند نتایج حاصل از مدل‌سازی و حل تحلیلی در حالت با نگهداشت یکسان است و مدل ارائه‌شده در شبیه‌سازی مثال فرضی در نظر گرفته‌شده دارای دقت قابل قبولی است.

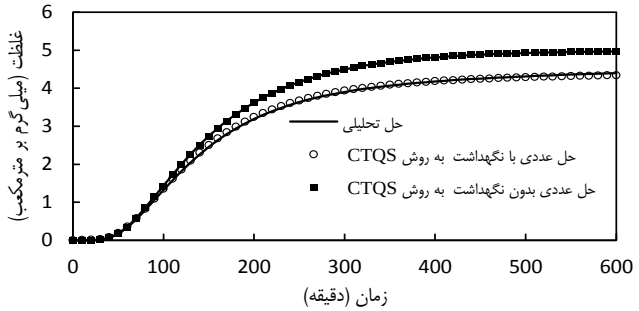
همان‌طور که قبلاً هم گفته شد مدل ارائه‌شده در این تحقیق قابلیت شبیه‌سازی مسئله انتقال را در هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت دارا می‌باشد؛ بنابراین به‌منظور نشان دادن قابلیت‌های مدل و بررسی صحت و درستی جواب‌ها در حالت بدون در نظر گرفتن نگهداشت، مدل برای همین مثال با قرار دادن $\alpha = 0$ اجرا شد و نتایج حاصل از اجرای مدل با نتایج حاصل از راه‌حل تحلیلی معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی مقایسه گردیدند.

به‌عنوان نمونه نتایج برای فاصله ۱۰۰ متری از بالادست در قالب نمودار مقایسه‌ای در هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت در شکل (۸) آورده شده‌اند. جدول (۶) هم شاخص‌های خطا را برای شرط مرز پیوسته در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۸) هم می‌توان گفت نتایج حاصل از اجرای مدل در هر دو حالت با در نظر گرفتن نگهداشت و بدون در نظر گرفتن نگهداشت بسیار نزدیک به پاسخ‌های حل تحلیلی است. شاخص‌های خطای ارائه‌شده در جدول (۶) هم مؤید این مطلب هستند. شکل (۸) همچنین نشان می‌دهد که در حالت در نظر گرفتن نگهداشت موقت، نمودارهای غلظت در برابر زمان نسبت به حالتی که نگهداشت موقت در نظر گرفته نمی‌شود $(\alpha = 0)$ دارای اوج پایین‌تری هستند که این امر با مفهوم نگهداشت موقت که قبلاً ذکر شد همخوانی دارد.

1- Kazezy1lmaz-Alhan

جدول۵- شاخص‌های خطا برای شرط مرزی بالادست پیوسته

شاخص	فاصله از بالادست		
	۵۰ متر	۷۵ متر	۱۰۰ متر
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۹۷	۹۹/۹۶	۹۹/۹۶
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۲۱	۰/۰۲۶	۰/۰۳۲۶
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۱۶۸	۰/۰۲۲۷	۰/۰۲۹
میانگین خطای نسبی (درصد)	۰/۴۵	۰/۷۸	۱/۲



شکل۸- نتایج حاصل از صحت‌سنجی مدل با استفاده از حل تحلیلی برای شرط مرزی بالادست پیوسته، در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت، در فاصله ۱۰۰ متری از بالادست

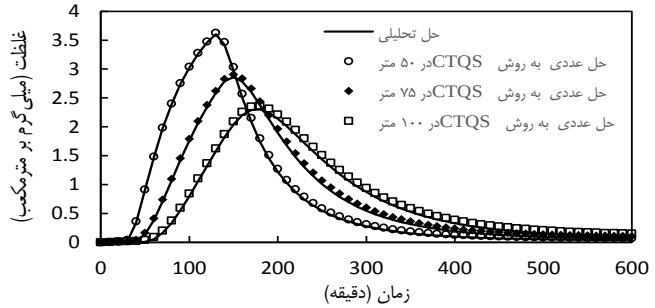
جدول ٦- شاخص‌های خطا برای شرط مرزی بالادست پیوسته در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت

شاخص	فاصله از بالادست ۱۰۰ متر	
	با نگهداشت	بدون نگهداشت
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۹۶	۹۹/۹۹
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۳۲۶	۰/۰۰۹۳
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۲۹	۰/۰۰۶۵
میانگین خطای نسبی (درصد)	۱/۲	۰/۶۴

شرط مرزی بالادست: تابع هویساید

این بار ماده حل‌شده با غلظت پنج میلی‌گرم بر مترمکعب برای مدت‌زمان محدود ۱۰۰ دقیقه به نهر تزریق شد. مدت‌زمان کل شبیه‌سازی ۱۰ ساعت و گام زمانی محاسبات ۳۰ ثانیه و گام مکانی ۱ متر در نظر گرفته شده‌اند. مقایسه نتایج حاصل از اجرای مدل با پاسخ‌های راه‌حل تحلیلی در شکل (۹) نشان داده شده‌اند. جدول (۷) هم شاخص‌های خطا را برای این مثال فرضی نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۹) و جدول (۷) درستی و صحت نتایج حاصل از مدل ارائه‌شده تائید می‌شود. بعد از اطمینان از درستی جواب‌ها در حالت شرط مرزی بالادست هویساید با در نظر گرفتن نگهداشت موقت، مدل برای همین مثال با قرار دادن $\alpha = 0$ اجرا شد و نتایج حاصل از اجرای مدل با نتایج حاصل از حل تحلیلی معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی مقایسه گردیدند.

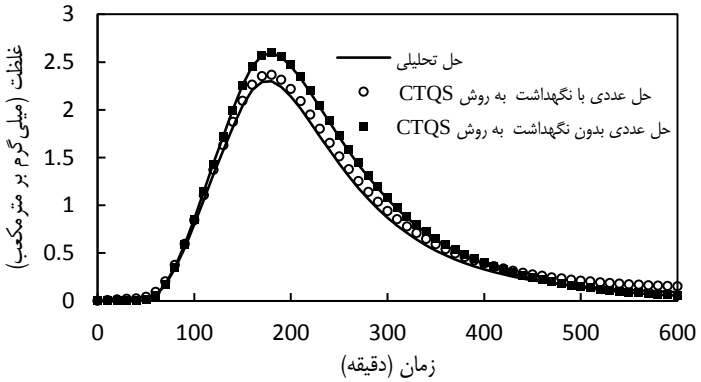
نتایج برای فاصله ۱۰۰ متری از بالادست در قالب نمودار مقایسه‌ای در شکل (۱۰) آورده شده‌اند. شاخص‌های خطا برای هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت هم در جدول (۸) آورده شده‌اند. با توجه به شکل (۱۰) مشخص است که نتایج حاصل از اجرای مدل در هر دو حالت تطابق قابل قبولی با پاسخ‌های راه‌حل تحلیلی دارند و روند نتایج یکسان است. این شکل همچنین تفاوت نمودارهای غلظت در برابر زمان ماده حل‌شده را در این دو حالت به‌خوبی نشان می‌دهد. نمودارهای غلظت در برابر زمان ماده حل‌شده برای حالتی که نگهداشت جزو مکانیزم‌های دخیل در انتقال ماده حل‌شده به سمت پایین‌دست در نظر گرفته می‌شود، نسبت به حالتی که نگهداشت موقت در نظر گرفته نمی‌شود، دارای نقطه اوج پایین‌تر و دنباله بلندتری هستند.



شکل ۹- نتایج حاصل از صحت سنجی مدل با استفاده از راه‌حل تحلیلی برای شرط مرزی بالادست هویساید، در ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ متری

جدول۷- شاخص‌های خطا برای شرط مرزی بالادست هویساید

شاخص	فاصله از بالادست		
	۵۰ متر	۷۵ متر	۱۰۰ متر
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۹۸	۹۹/۹۷	۹۹/۹۶
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۳۴	۰/۰۴۵	۰/۰۵۸
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۳۱	۰/۰۴۳۸	۰/۰۵۶
میانگین خطای نسبی (درصد)	۳/۵	۴/۲	۵



شکل۱۰- نتایج حاصل از صحت‌سنجی مدل با استفاده از حل تحلیلی برای شرط مرزی بالادست هویساید، در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت، در فاصله ۱۰۰ متری از بالادست

صحت‌سنجی با استفاده از سری اول داده‌های واقعی: نهر یواس کریک

داده‌های مورداستفاده در این بخش از آزمایش تزریق ماده ردیاب در یواس کریک واقع در کالیفرنیای آمریکا استخراج شده‌اند. جزئیات انجام آزمایش اعم از نحوه نمونه‌برداری و آنالیز نتایج را می‌توان در آوانزینو و همکاران[1] (۱۹۸۴) یافت. یواس کریک نهری کوهستانی کوچک با شیب تند ۰/۰۳ در بازه موردمطالعه است. تزریق ماده ردیاب (محلول غلیظ نمک طعام) در ساعت ۸ صبح ۲۶ سپتامبر ۱۹۷۲ آغاز و برای سه ساعت ادامه یافت. در زمان انجام آزمایش دبی در نهر یواس کریک نزدیک به جریان پایه فصلی، در حدود ۱۲/۵ لیتر بر ثانیه به‌صورت ماندگار و غلظت پس‌زمینه کلر برابر ۳/۷ میلی‌گرم بر لیتر ثبت گردیدند. پنج سایت نمونه‌برداری به ترتیب در فواصل ۳۸، ۱۰۵، ۲۸۱، ۴۳۳ و ۶۱۹ متری پایین‌دست محل تزریق در طول نهر مستقر شدند.

بنکالا و والترز (۱۹۸۳) با استفاده از داده‌های آزمایش تزریق ماده ردیاب کلراید به داخل یواس کریک کاربرد مدل نگهداشت موقت را برای داده‌های میدانی نشان دادند. در طی یک سری از شبیه‌سازی‌ها آن‌ها مقادیر A، A_s، α و D را برای هر بخش آن‌قدر تغییر دادند تا بهترین تطابق را بین غلظت‌های مشاهداتی و شبیه‌سازی‌شده به دست آورند. درواقع آن‌ها تکیه بر روش سعی و خطا، آن پارامتری که قرار بود تخمین زده شود، به‌صورت دستی تغییر دادند تا تطابق قابل قبولی بین غلظت‌های ماده ردیاب

1- Avanzino *et al.*

شبیه‌سازی‌شده و مشاهده‌شده برقرار گردد. جدول (۹) پارامترهای مورداستفاده در شبیه‌سازی آزمایش یواس کریک ازجمله طول هر بازه، ضریب پراکندگی، مساحت مقطع عرضی کانال اصلی نهر و ناحیه نگهداشت و ضریب تبادل را برای هر بازه بر مبنای کار این محققین نشان می‌دهد (بنکالا و والترز، ۱۹۸۳).

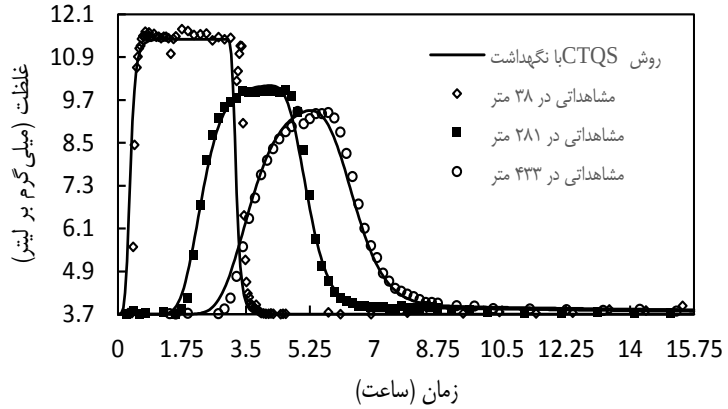
نتایج شبیه‌سازی آزمایش ماده ردیاب کلراید نهر یواس کریک با استفاده از مدل ارائه‌شده برای ایستگاه‌های ۳۸، ۲۸۱ و ۴۳۳ متری پایین‌دست محل تزریق در شکل (۱۱) آورده شده‌اند. شکل (۱۲) هم نتایج اجرای مدل برای آزمایش یواس کریک را در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت در دو ایستگاه ۲۸۱ و ۴۳۳ متری نشان می‌دهد. با توجه به شکل (۱۱) و جدول ۱۰ مشخص می‌شود که مدل ارائه‌شده داده‌های مشاهده‌شده در آزمایش مذکور را با دقت مناسبی شبیه‌سازی می‌کند. شکل (۱۲) هم نشان می‌دهد که در حالتی که شبیه‌سازی با لحاظ نواحی نگهداشت موقت انجام شده است، نتایج حاصل از شبیه‌سازی تطابق بیشتری با داده‌های واقعی در شکل عمومی نمودار غلظت در برابر زمان، غلظت اوج و زمان رسیدن به اوج دارد.

جدول ۸- شاخص‌های خطا برای شرط مرزی بالادست هویساید در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت

پارامتر	فاصله از بالادست ۱۰۰ متر	
	با نگهداشت	بدون نگهداشت
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۹۶	۹۹/۹۹
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۵۸	۰/۰۰۹۴
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۰۵۶	۰/۰۰۷۵
میانگین خطای نسبی (درصد)	۵	۱/۴۹

جدول۹- پارامترهای شبیه‌سازی در آزمایش یواس کریک

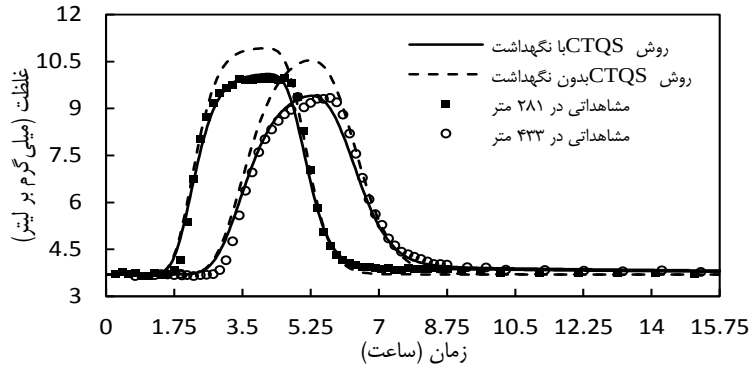
بازه (متر)	ضریب پراکندگی (مترمربع بر ثانیه)	مساحت مقطع عرضی		ضریب تبادل (α)
		کانال اصلی (A)	ناحیه نگهداشت (A_S)	
۰-۳۸	۰/۱۲	۰/۳	۰	۰
۳۸-۱۰۵	۰/۱۵	۰/۴۲	۰	۰
۱۰۵-۲۸۱	۰/۲۴	۰/۳۶	۰/۳۶	۳×۱۰^{-۵}
۲۸۱-۴۳۳	۰/۳۱	۰/۴۱	۰/۴۱	۱×۱۰^{-۵}
۴۳۳-۶۱۹	۰/۴	۰/۵۲	۱/۵۶	$۴/۵\times۱۰^{-۵}$



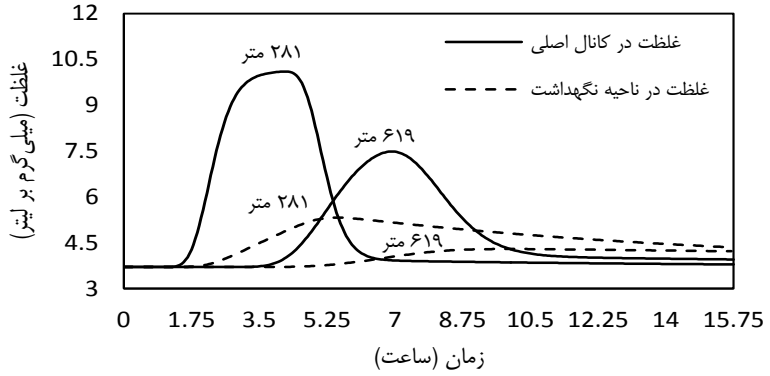
شکل ۱۱- غلظت مشاهده‌شده و شبیه‌سازی‌شده کلراید در ۳۸، ۲۸۱ و ٤۳۳ متری یواس کریک

جدول۱۰- شاخص‌های خطا در آزمایش یواس کریک

شاخص	ایستگاه ۳۸ متر	ایستگاه ۲۸۱ متر	ایستگاه ۴۳۳ متر
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۴/۱	۹۹/۲۹	۹۸/۲۵
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۷۲۷	۰/۲۸۳۸	۰/۳۶۶
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۲۰۲	۰/۲۲۷	۰/۳۰۵
میانگین خطای نسبی (درصد)	۳/۵	۴/۷	۶/۶



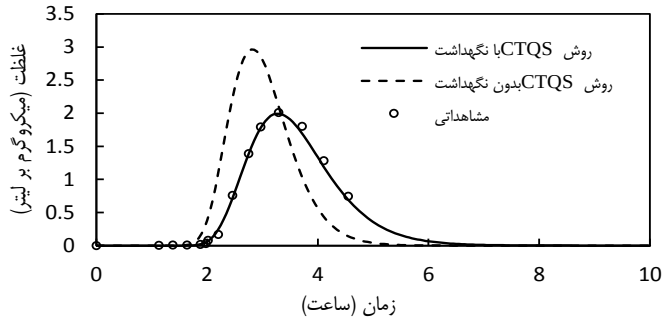
شکل ۱۲- نتایج اجرای مدل برای آزمایش یواس کریک در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت، در ۲۸۱ و ٤٣٣ متری



شکل ۱۳- مقایسه غلظت کلراید در ناحیه نگهداشت و کانال اصلی با در نظر گرفتن نگهداشت موقت در ۲۸۱ و ٦١٩ متری یواس کریک

شکل (۱۳) هم غلظت کلراید را در نواحی نگهداشت در مقایسه با غلظت کلراید در کانال اصلی نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل هم مشاهده می‌شود، تداوم دنباله نمودار غلظت در برابر زمان در نواحی نگهداشت بیشتر از کانال اصلی است. این بدان معناست که مقادیر قابل‌توجهی از جرم ماده حل‌شده تا مدت‌ها پس از عبور ابر ماده حل‌شده در نواحی نگهداشت باقی می‌ماند. این شکل همچنین نشان می‌دهد که نواحی نگهداشت بخشی از جرم ماده حل‌شده را موقتاً از کانال اصلی خارج کرده و به‌صورت یک تخلیه[1] موقتی عمل می‌کنند. بعد از عبور ابر ماده حل‌شده جرمی که موقتاً در این نواحی نگه داشته شده بود، به‌تدریج وارد کانال اصلی می‌شود، یعنی این بار این نواحی در نقش یک منبع از ماده حل‌شده ظاهر می‌شوند. درنتیجه این مکانیزم‌ها نمودارهای غلظت در برابر زمان ماده حل‌شده در کانال اصلی دارای نقطه اوج کوتاه‌تر و دنباله طولانی‌تری نسبت به نمودارهای غلظت در برابر زمان پیش‌بینی‌شده با استفاده از معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی خواهند بود (شکل ۱۲).

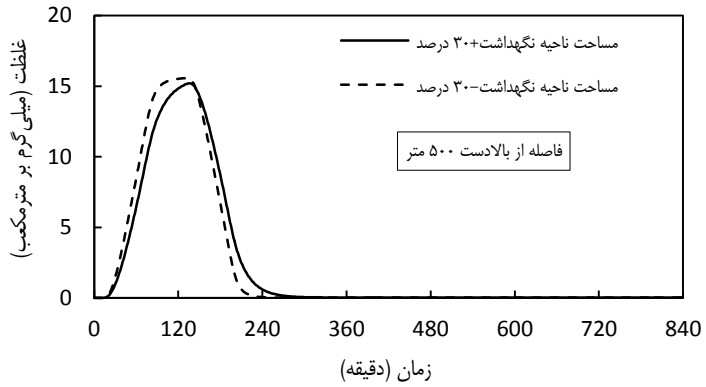
1- Sink



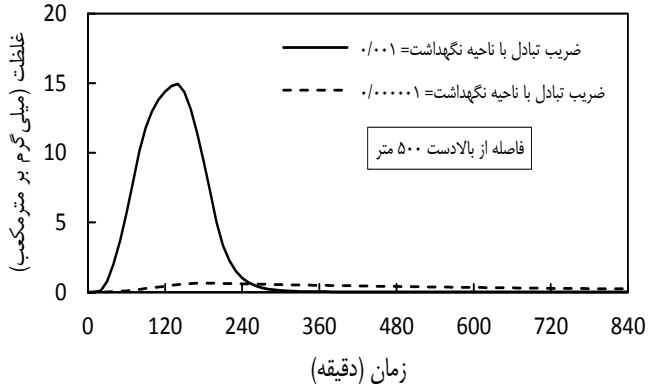
شکل۱٤- نتیجه اجرای مدل برای آزمایش رودخانه آتاباسکا در ۱۱/۸۵ کیلومتری بالادست محل تزریق

جدول ۱۱- شاخص‌های خطا در آزمایش رودخانه آتاباسکا با در نظر گرفتن نگهداشت موقت و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت

شاخص	مجذور ضریب همبستگی (درصد)	جذر میانگین مربع خطا (میکروگرم بر لیتر)	میانگین خطای مطلق (میکروگرم بر لیتر)	میانگین خطای نسبی (درصد)
با نگهداشت	۹۷/۴	۰/۱۱	۰/۰۶	۴/۴۷
بدون نگهداشت	۹۱/۵۸	۰/۱۹	۰/۱۲۷	۲۸/۰۶



شکل۱۵- مقایسه غلظت ناحیه نگهداشت در دو حد بالا و پایین بازه تغییرات مساحت ناحیه نگهداشت



شکل۱٦- مقایسه غلظت ناحیه نگهداشت در دو حد بالا و پایین بازه تغییرات ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت

صحت‌سنجی با استفاده از سری دوم داده‌های واقعی: رودخانه آتاباسکا

پوتز و اسمیت[1] (۲۰۰۰) مشخصات دو آزمون میدانی تزریق ماده ردیاب را در بازه‌ای به طول تقریبی ۲۶ کیلومتر از رودخانه آتاباسکا[2] در نزدیکی هینتون، آلبرتا[3]، کانادا توصیف کردند. در آزمایش اول، ماده ردیاب رودامین بیست درصد به مدت ۵/۵۲ ساعت با دبی و غلظت ثابت به رودخانه تزریق و در آزمایش دوم ۱۰ لیتر از ماده ردیاب رودامین بیست درصد به‌صورت ناگهانی به داخل نهر ریخته شد و نمونه‌ها در چهار مقطع عرضی ۴/۷۲۵، ۱۱/۸۵، ۱۶/۲۷۵، ۲۰/۶۲۵ کیلومتری پایین‌دست محل تزریق برداشت شدند.

در این تحقیق از داده‌های آزمون تزریق ناگهانی ماده ردیاب برای صحت‌سنجی مدل ارائه‌شده، استفاده گردیده است. طول بازه در نظر گرفته‌شده در شبیه‌سازی، ۸/۳ کیلومتر، حدفاصل ۴/۷۲۵ کیلومتری تا ۱۳/۰۲۵ کیلومتری رودخانه مذکور می‌باشد. پارامترهای هندسی بین دو مقطع عرضی، یعنی درجاهایی که اطلاعات مقطع وجود نداشت، به ازای یک رقوم سطح آب معین با استفاده از مین‌یابی خطی بین دو مقطع مجاور محاسبه گردید.

نکته اساسی که در انتخاب این بازه از رودخانه مدنظر قرار گرفت، این بود که بازه موردنظر باید ویژگی‌های هندسی معمول رودخانه‌های دارای نواحی نگهداشت مثل توالی نقاط عمیق و کم‌عمق و تغییرات عرض ناگهانی و فراوان را دارا می‌بود. مدت‌زمان کل شبیه‌سازی ۱۰ ساعت، گام مکانی ۲۵ متر، گام زمانی ۱ دقیقه، مساحت ناحیه نگهداشت برای بازه ۵/۵ کیلومتری تا ۶/۲۵ کیلومتری، ۴۰ مترمربع و ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت 6×10^{-5} در نظر گرفته شدند. پارامترهای مربوط به نگهداشت موقت از طریق سعی و خطا و تطبیق چشمی داده‌های شبیه‌سازی با داده‌های آزمایشگاهی به دست آمدند. با توجه به پارامترهای تخمین زده‌شده، معیار دمکوهلر برابر ۰/۳۸ به دست آمد که در بازه قابل‌قبول ۰/۱ تا ۱۰ قرار دارد، لذا می‌توان گفت که در بازه مورداستفاده در شبیه‌سازی از رودخانه مذکور نگهداشت موقت جزو مکانیزم‌های دخیل در انتقال ماده ردیاب به سمت پایین‌دست محسوب می‌گردد.

شرایط مرزی مدل جریان بر اساس داده‌های ایستگاه اندازه‌گیری محیط‌زیست کانادا، به‌صورت دبی ثابت ۳۳۴ مترمکعب در مرز بالادست و رقوم سطح آب ثابت با زمان ۹۵۲/۶ متر در پایین‌دست در نظر گرفته شدند. با توجه به این‌که نمونه‌های غلظت فقط در چهار مقطع عرضی پایین‌دست محل تزریق برداشت شده‌اند، نمودار غلظت در برابر زمان برداشت‌شده در ۴/۷۲۵ کیلومتری به‌عنوان شرط مرزی بالادست مدل انتقال و نمودار غلظت در برابر زمان برداشت‌شده در ۱۱/۸۵ کیلومتری برای مقایسه نتایج حاصل از اجرای مدل با داده‌های واقعی مورداستفاده قرار گرفت. شرط مرزی پایین‌دست مدل انتقال هم به‌صورت گرادیان مکانی صفر غلظت در نظر گرفته شد. شکل۱۴) نتیجه اجرای مدل برای آزمایش آتاباسکا را در دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت در فاصله ۱۱/۸۵ کیلومتری از بالادست نشان می‌دهد. شاخص‌های خطا را برای این ایستگاه نشان می‌دهد.

با توجه به شکل۱۴ می‌توان گفت که نمودار غلظت در برابر زمان حاصل از اجرای مدل در حالت در نظر گرفتن نگهداشت موقت تطابق خیلی خوبی با نمودار مشاهده‌شده غلظت در برابر زمان ماده ردیاب در رودخانه مذکور دارد، اما نمودار غلظت در برابر زمان ماده ردیاب شبیه‌سازی‌شده بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت این‌طور نیست. بالا بودن شاخص میانگین خطای نسبی برای این حالت دلالت بر عملکرد ضعیف معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی در شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده در رودخانه‌های طبیعی دارد. لذا به‌منظور شبیه‌سازی دقیق‌تر رفتار انتقال ماده حل‌شده در رودخانه‌های طبیعی ضروری است تا تأثیر نگهداشت موقت بر انتقال به سمت پایین‌دست ماده حل‌شده در نظر گرفته شود.

بررسی حساسیت مدل نسبت به تغییرات پارامترهای ورودی

دو پارامتر مهم ورودی به مدل که توصیف‌کننده مکانیزم نگهداشت موقت هستند، شامل مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت و ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت می‌باشند. نتایج حاصل از مدل تا حد زیادی به تغییرات این دو پارامتر بستگی دارد، لذا بررسی حساسیت مدل ارائه‌شده نسبت به تغییرات آن‌ها دارای اهمیت زیادی است. بدین منظور یک مثال فرضی طراحی گردید و ابتدا شاخص‌های سنجش خطا به ازای حالت پایه در بررسی حساسیت برای این مثال تعیین گردیدند، سپس پارامتری که بررسی حساسیت مدل نسبت به تغییرات آن مدنظر بود، در دامنه قابل‌قبول تغییر داده شد و با ثابت نگه‌داشتن سایر پارامترها، مدل در این حالت اجرا شده و شاخص‌های سنجش خطا مجدداً تعیین گردیدند. لذا با ارائه شاخص‌های سنجش خطا به ازای تغییرات پارامتر موردنظر در بررسی حساسیت در قالب یک جدول، حساسیت مدل نسبت به تغییرات پارامتر موردنظر قابل‌تشخیص خواهد بود. لازم به ذکر است که با توجه به عدم قطعیت بالا در تخمین ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت دامنه وسیعی از تغییرات این پارامتر در نظر گرفته شده است.

با توجه به شاخص‌های خطای ارائه‌شده در جدول (۱۲) مشخص است که با افزایش مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت دقت مدل کاهش پیدا می‌کند، دلیل این امر هم این است که با افزایش مساحت این ناحیه مدت‌زمان ماند در ناحیه نگهداشت کمی افزایش می‌یابد و آزادسازی جرم با کمی تأخیر همراه خواهد بود، که این مسئله روی دنباله نمودار غلظت در برابر زمان تأثیر می‌گذارد و باعث طولانی شدن دنباله نمودار می‌شود، البته میزان این تأخیر زمانی خیلی قابل‌توجه نیست، لذا می‌توان گفت که حساسیت مدل نسبت به تغییرات مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت کم است (شکل ۱۵).

1-Putz and Smith
2- Athabasca
3- Hinton, Alberta

جدول ۱۲- بررسی حساسیت مدل نسبت به تغییرات مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت

شاخص	مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت (متر)						
	A_s - ۳۰ درصد	A_s - ۲۰ درصد	A_s - ۱۰ درصد	A_s	A_s + ۱۰ درصد	A_s + ۲۰ درصد	A_s + ۳۰ درصد
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۵۳	۹۹/۴۹	۹۹/۴۶	۹۹/۴۳	۹۹/۳۹	۹۹/۳۵	۹۹/۳
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۳۴	۰/۳۵۴	۰/۳۶۵	۰/۳۷	۰/۳۹	۰/۴	۰/۴۱۶
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۱۷	۰/۱۷۳	۰/۱۷۶	۰/۱۷۹	۰/۱۸۳	۰/۱۸۸	۰/۱۹۳
میانگین خطای نسبی (درصد)	۶/۱۶	۶/۲	۶/۲۳	۶/۳۶	۶/۳۶۳	۶/۳۶۵	۶/۳۷

جدول۱۳- بررسی حساسیت مدل نسبت به تغییرات ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت

شاخص	ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت (s^{-1})						
	$1/4\alpha$	$1/3\alpha$	$1/2\alpha$	α	2α	3α	4α
مجذور ضریب همبستگی (درصد)	۹۹/۳	۹۹/۳۲	۹۹/۳۶	۹۹/۴۳	۹۹/۴۷	۹۹/۵	۹۹/۵۲
جذر میانگین مربع خطا (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۴۵	۰/۴۳	۰/۴۱	۰/۳۷	۰/۴۱۵	۰/۵۱	۰/۶۲
میانگین خطای مطلق (میلی‌گرم بر مترمکعب)	۰/۲۰۲	۰/۱۹۶	۰/۱۸۷	۰/۱۷۹	۰/۲۳	۰/۲۹	۰/۳۴۵
میانگین خطای نسبی (درصد)	۷/۱۵	۷	۶/۷۴	۶/۳۶	۷/۵۴	۸/۵۹	۹/۷۳

با توجه به جدول (۱۳) هم می‌توان گفت که با افزایش و کاهش ضریب تبادل نسبت به مقدار آن در حالت پایه دقت مدل کاهش می‌یابد. دلیل این امر آن است که با افزایش این ضریب میزان غلظت ناحیه نگهداشت به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد (شکل ۱۶) و به‌تبع آن نقطه اوج نمودار غلظت در برابر زمان پایین افتاده و دنباله نمودار هم طولانی‌تر می‌شود و با کاهش این ضریب عکس این مورد اتفاق می‌افتد، یعنی نمودار به حالت نمودار حاصل از معادله کلاسیک (بدون در نظر گرفتن نگهداشت) نزدیک‌تر می‌شود.

نتیجه‌گیری

محققین بسیاری با تکیه‌بر نتایج حاصل از آزمایش‌های میدانی ماده ردیاب در نهرها و رودخانه‌های طبیعی به این نکته اشاره کرده‌اند که معادله کلاسیک جابه‌جایی - پراکندگی به‌خوبی قادر به شبیه‌سازی نمودارهای غلظت در برابر زمان مشاهده‌شده در واقعیت نیست، لذا در نظر گرفتن عبارت‌هایی برای لحاظ تأثیر نواحی نگهداشت موقت منجر به شبیه‌سازی دقیق‌تر پدیده انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی می‌شود.

از طرفی مروری بر مقالات تدوین‌شده در حوزه مدل‌سازی انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی نشان می‌دهد که با وجود پیشرفت چشمگیری که صورت گرفته است، هنوز مشکلات عدیده‌ای وجود دارد که نیازمند تحقیقات بیشتری است، از آن جمله این‌که در گذشته اغلب مطالعات بر روی انتقال ماده حل‌شده بر رژیم جریان ماندگار و مقاطع منظم که به‌صورت درنظر گرفتن سرعت متوسط ثابت در مدل نمود پیدا می‌کند، متمرکز شده‌اند. درحالی‌که وجود شرایط جریان غیرماندگار و مقاطع نامنظم در نهرها و رودخانه‌های طبیعی امری معمول است؛ بنابراین نیاز به مدل‌هایی که قابلیت شبیه‌سازی انتقال ماده حل‌شده تحت رژیم جریان غیرماندگار و مقاطع نامنظم را داشته باشند، احساس می‌شود. همچنین در گذشته توجه کافی به جنبه‌های حل عددی معادله‌های انتقال و نگهداشت موقت نشده است، بنابراین لزوم استفاده از الگوریتم‌های دقیق‌تر و کارآمدتر برای حل این معادله‌ها ضروری به نظر می‌رسد.

تاکنون مدل‌های عددی و نرم‌افزارهای تجاری بسیاری برای حل مسئله انتقال ماده حل‌شده در رودخانه‌ها ارائه شده‌اند که اکثر آن‌ها از معادله کلاسیک جابه‌جایی-پراکندگی برای برخورد با این مسئله استفاده می‌کنند که ازجمله آن‌ها می‌توان به نرم‌افزار مایک ۱۱ اشاره کرد. در حال حاضر تنها مدل عددی که برای حل معادله جابه‌جایی- پراکندگی با لحاظ تأثیر نواحی نگهداشت موقت در دسترس محققین قرار دارد مدل اوتیس (رانکل، ۱۹۹۸) است که دارای معایب بسیاری است، از آن جمله می‌توان به نداشتن برنامه روندیابی جریان، استفاده از روش مشتق‌گیری مرکزی برای گسسته‌سازی مکانی معادله‌ها و محدودیت در تعداد پارامترهای ورودی اشاره کرد.

در این مقاله مدلی جامع با تلفیق الگوهای عددی دقیق‌تر برای حل عددی معادله‌های جابه‌جایی - پراکندگی با لحاظ نگهداشت موقت در حالت وجود جریان غیرماندگار در رودخانه‌ها با مقطع نامنظم ارائه گردید تا نواقص موجود در مدل‌های رایج موجود در زمینه شبیه‌سازی انتقال آلاینده را مرتفع سازد. برای نیل به این هدف، از روش کوئیک به دلیل پایداری و خطاهای تقریب کم، در گسسته‌سازی مکانی معادله جابه‌جایی- پراکندگی با لحاظ نگهداشت موقت، استفاده شد. باید به این نکته هم اشاره کرد که مدل ارائه‌شده در این تحقیق یک مدل جامع است که قابلیت شبیه‌سازی مسئله انتقال ماده حل‌شده را در هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن ناحیه نگهداشت دارا می‌باشد. به این صورت که اگر ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت (α) در مدل برابر صفر در نظر گرفته شود، معادله به‌کاربرده شده در ساختار مدل، به معادله کلاسیک جابه‌جایی – پراکندگی تبدیل شده و تأثیر نواحی نگهداشت موقت در نظر گرفته نمی‌شود. همچنین با ثابت در نظر گرفتن شرایط مرزی مربوط به مدل جریان در برابر زمان، می‌توان مدل را برای حالت جریان ماندگار هم اجرا کرد. مدل ارائه‌شده با استفاده از حل‌های تحلیلی ارائه‌شده برای معادله‌ی جابه‌جایی ـ پراکندگی با لحاظ نگهداشت موقت برای دو حالت شرط مرزی بالادست پیوسته و شرط مرزی بالادست تابع هویساید و دو سری داده واقعی مورد صحت‌سنجی قرار گرفت.

نتایج حاصل صحت‌سنجی نشان داد که مدل قادر به شبیه‌سازی انتقال آلاینده با لحاظ نواحی نگهداشت موقت با دقت خوب و قابل قبولی است. همچنین به‌منظور نشان دادن برتری الگوی عددی مورداستفاده در مدل ارائه شده، علاوه بر مدل اصلی، دو مدل دیگر که با استفاده از الگوی عددی مرکزی در زمان و مرکزی در مکان (CTCS) و الگوی پسرو در زمان و مرکزی در مکان (BTCS) تدوین شده بودند، برای حالت جابه‌جایی خالص اجرا و نتایج حاصل از سه مدل با هم مقایسه شدند. نتایج نشان داد که الگوی عددی مورداستفاده در مدل (مرکزی در زمان-کوئیک در مکان) در مواردی که جابه‌جایی فرآیند غالب انتقال است، نسبت به دو الگوی عددی مرکزی در زمان- مرکزی در مکان و الگوی پسرو در زمان - مرکزی در مکان، دارای نوسان عددی کمتر و پایداری بالاتری است.

بررسی حساسیت مدل نسبت به تغییرات دو پارامتر ورودی مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت و ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت هم نشان داد مدل نسبت به تغییرات مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت حساس نیست، اما حساسیت نسبتاً بالایی نسبت به تغییرات ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت دارد، لذا انتخاب این پارامتر باید با دقت بیشتری صورت گیرد.

درمجموع با توجه به نتایج به‌دست‌آمده می‌توان گفت که مدل ارائه‌شده در این تحقیق یک مدل کاربردی است و بسیاری از محدودیت‌ها و معایب ذکرشده برای مدل‌های رایج فعلی را ندارد، لذا می‌تواند در بسیاری از مطالعات انتقال ماده حل‌شده در نهرها و رودخانه‌های طبیعی به‌ویژه رودخانه‌های کوهستانی، جایگزین مدل‌های فعلی شود.

منابع

1- Avanzino, R. J., Zellweger, G., Kennedy, V., Zand, S. and K. E. Bencala, 1984. Results of a solute transport experiment at Uvas Creek, September 1972. USGS Open-File Report 84-236, 82 p.

2- Beltaos, S. and T. Day, 1978. A field study of longitudinal dispersion. Canadian Journal of Civil Engineering, 5**:** 572-585.

3- Bencala, K. E. and R. A. Walters, 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream:a transient storage model. Water Resources Research, 19**:** 718-724.

4- Bertolotto, D., Manera, A., Macián-Juan, R. and R. Chawla, 2011. Improvement of the one-dimensional dissolved-solute convection equation using the QUICKEST–ULTIMATE algorithm. Nuclear Engineering and Design, 241**:** 245-256.

5- Chapra, S. C. and R. L. Runkel, 1999. Modeling impact of storage zones on stream dissolved oxygen. Journal of Environmental Engineering, 125**:** 415-419.

6- Davis, P. and T. Atkinson, 2000. Longitudinal dispersion in natural channels: 3. An aggregated dead zone model applied to the River Severn, UK. Hydrology And Earth System Sciences, 4**:** 373-381.

7- Day, T. J. 1975. Longitudinal dispersion in natural channels. Water Resources Research,11**:** 909-918.

8- Fabian, M. W., Endreny, T. A., Bottacin-Bosolin, A. and L. K. Lautz, 2011. Seasonal variation in cascade-driven hyporheic exchange, northern Honduras. Hydrological Processes, 25**:** 1630-1646.

9- Fernald, A. G., Wigington, P. and D. H. Landers, 2001. Transient storage and hyporheic flow along the Willamette River, Oregon: Field measurements and model estimates. Water Resources Research, 37(6):1681-94.

10-Hart, D. R. 1995. Parameter estimation and stochastic interpretation of the transient storage model for solute transport in streams. Water Resources Research, 31**:** 323-328.

11- Harvey, J. W. and B. Wagner, 2000. Quantifying hydrologic interactions between streams and their subsurface hyporheic zones. Streams and Ground Waters, 3-44.

12-Jin, L., Siegel, D. I., Lautz, L. K. and M. H. Otz, 2009. Transient storage and downstream solute transport in nested stream reaches affected by beaver dams. Hydrological Processes, 23**:** 2438-2449.

13-Kazezyılmaz-Alhan, C. M. 2008. Analytical solutions for contaminant transport in streams. Journal of Hydrology, 348**:** 524-534.

14-Kelleher, C., Wagener, T., Mcglynn, B., Ward, A., Gooseff, M. and R. Payn, 2013. Identifiability of transient storage model parameters along a mountain stream. Water Resources Research, 49**:** 5290-5306.

15-Lautz, L. K. and Siegel, D. I. 2007. The effect of transient storage on nitrate uptake lengths in streams: An inter-site comparison. Hydrological Processes, 21(26):3533-3548.

16-Lautz, L. K., Siegel, D. I. and R. L. Bauer, 2006. Impact of debris dams on hyporheic interaction along a semi-arid stream. Hydrological Processes, 20**:** 183-196.

17-Leonard, B. P. 1979. A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation. Computer Methods In Applied Mechanics and Engineering, 19**:** 59-98.

18-Lin, Y. C. and M. A. Medina JR, 2003. Incorporating transient storage in conjunctive stream–aquifer modeling. Advances in Water Resources, 26**:** 1001-1019.

19-Marion A. and M. Zaramella, 2005. A residence time model for stream-subsurface exchange of contaminants. Acta Geophysica Polonica, 53(4)**:** 527-538.

20-Neumann, L., Šimunek, J. and F. Cook, 2011. Implementation of quadratic upstream interpolation schemes for solute transport into HYDRUS-1D. Environmental Modelling and Software, 26**:** 1298-1308.

21-Nordin, C. F. and B. M. Troutman, 1980. Longitudinal dispersion in rivers: The persistence of skewness in observed data. Water Resources Research, 16**:** 123-128.

22-O'connor, B. L., Hondzo, M .and J. W. Harvey, 2009. Predictive modeling of transient storage and nutrient uptake: Implications for stream restoration. Journal of Hydraulic Engineering,136**:** 1018-1032.

23-Putz, G. and D. W. Smith, 2000. Two-dimensional modelling of effluent mixing in the Athabasca River downstream of Weldwood of Canada Ltd., Hinton, Alberta. University of Alberta,Project report, 2000-7, 51p.

24-Ramaswami, A., Milford, J. B. and M. J. Small, 2005. Integrated environmental modeling: pollutant transport, fate, and risk in the environment, John Wiley, Hoboken, New Jersey, 688 p.

25-Runkel, R .L. 1998. One-Dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS): A Solute Transport Model for Streams and Rivers. Water-Resources Investigations Report 98-4018, 80p.

26-Runkel, R. L. 2000. Using OTIS to model solute transport in streams and rivers. US Department of the Interior, US Geological Survey.

27-Runkel, R. L. and K. E. Bencala, 1995. Transport of reacting solutes in rivers and streams. Environmental Hydrology, Springer, 482 p.

28-Scott, D. T., Gooseff, M. N., Bencala, K. E. and R. L. Runkel, 2003. Automated calibration of a stream solute transport model: implications for interpretation of biogeochemical parameters. Journal of The North American Benthological Society, 22**:** 492-510.

29-Seo, I. W. and T. S. Cheong, 2001. Moment-based calculation of parameters for the storage zone model for river dispersion. Journal of Hydraulic Engineering, 127**:** 453-465.

30-Seo, I. W. and W. H. C. Maxwell, 1992. Modeling low-flow mixing through pools and riffles. Journal of Hydraulic Engineering, 118**:** 1406-1423.

31-Singh, S. K. 2003. Treatment of stagnant zones in riverine advection-dispersion. Journal of Hydraulic Engineering, 129**:** 470-473.

32-Szeftel, P., Moore, R. and M. Weller, 2011. Influence of distributed flow losses and gains on the estimation of transient storage parameters from stream tracer experiments. Journal of Hydrology, 396**:** 277-291.

33-Szymkiewicz, R. 2010. Numerical modeling in open channel hydraulics. Springer, 370 p.

34-Taylor, G. 1954. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. Proceedings of the Royal Society of London, Series A, Mathematical and Physical Sciences, 223**:** 446-468.

35-Wagner, B. J. and J. W. Harvey, 1997. Experimental design for estimating parameters of rate-limited mass transfer: Analysis of stream tracer studies. Water Resources Research, 33**:** 1731-1741.

36-Ward, A. S., Payn, R. A., Gooseff, M. N., Mcglynn, B. L., Bencala, K. E., Kelleher, C. A., Wondzell, S. M. and T. Wagener, 2013. Variations in surface water-ground water interactions along a headwater mountain stream: Comparisons between transient storage and water balance analyses. Water Resources Research, 49**:** 3359-3374.

37-Zhang, Y. and M. M. Aral, 2004. Solute transport in open-channel networks in unsteady flow regime. Environmental Fluid Mechanics, 4**:** 225-247.