

مقاله علمی-پژوهشی

بررسی آزمایشگاهی تأثیر نواحی نگهداشت آبشکن‌های متخلخل بر شبیه‌سازی عددی انتقال آلودگی در روخانه‌ها

فریبا غلامی^۱، علیرضا عمادی^{۲*}، محمد میرناصری^۳

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۷/۲۷ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۱۳

چکیده

یکی از اهداف جانبی سازه‌های هیدرولیکی می‌تواند تأمین سلامت و پایداری محیط‌زیست نیز باشد. آلودگی آب و کاهش کیفیت آن تهدیدی جدی برای سلامتی زمین بوده و رودخانه‌ها را به کانالی برای فاضلاب‌های صنعتی آلوده تبدیل خواهد کرد. یکی از روش‌های مدیریت آلودگی و افزایش توان خود پالایی رودخانه‌ها افزایش مدت زمان ماند آب در طول مسیر می‌باشد که با احداث سازه‌هایی هم‌چون آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان می‌توان به آن دست پیدا کرد. در این پژوهش به بررسی آزمایشگاهی انتقال آلودگی با استفاده از ماده ردیاب NaCl در کانال آزمایشگاهی با مصالح بستر به قطر متوسط (D_{50}) ۱۱/۸۵ میلی‌متر، ضخامت ۱۲ سانتی‌متر و طول ۱۲ متر در تعداد مختلف آبشکن متخلخل ریزدانه یا درشت‌دانه به تعداد ۴ عدد پرداخته شد. برای شبیه‌سازی عددی روش‌های حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی (ADE)، مدل عددی OTIS و هم‌چنین حل مدل نگهداشت موقت (TSM) با استفاده از بهینه‌سازی روش گشتاورگیری زمانی استفاده شدند. نتایج آزمایشگاهی نشان دادند که مصالح ریزدانه‌تر در بدنه آبشکن‌های متخلخل در مقایسه با مصالح درشت‌دانه موجب کاهش غلظت اوج آلودگی (C_{max}) می‌شود. بررسی نتایج نشان داد که وجود آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان با افزایش تبادلات هاپیریک موجب افزایش مدت زمان ماند ماده آلاینده در مسیر جریان شده بنابراین معادله انتقال-پراکندگی (ADE) به علت عدم در نظر گرفتن تبادلات نواحی نگهداشت دارای دقت پایین با ضریب همبستگی (R^2) ۰/۷۱ تا ۰/۸۳ در شبیه‌سازی‌ها بوده است. از سوی دیگر، مدل OTIS که مبتنی بر مدل نگهداشت موقت (TSM) بوده با در نظر گرفتن نقش نواحی متخلخل آبشکن‌ها در ذخیره موقت املاح دارای دقت بالا با ضریب همبستگی (R^2) ۰/۹۱ تا ۰/۹۸ بوده است. ضرایب تخمینی پراکندگی طولی (D_x) و تبادل ناحیه نگهداشت (α) به روش گشتاورگیری زمانی در اغلب شبیه‌سازی‌ها از تخمین‌های مدل OTIS کم‌تر ارزیابی شدند.

واژه‌های کلیدی: الگوریتم ژنتیک، تبادلات هاپیریک، خودپالایی، ردیاب، معادله انتقال-پراکندگی

مقدمه

و هوایی و سایر عوامل در حال کاهش می‌باشد (Yisa and Jimoh, 2010). آلودگی آب و کاهش کیفیت آن تهدیدی جدی برای سلامتی زمین و جمعیت ساکن در آن بوده و علاوه بر این، رودخانه‌ها را به کانال فاضلاب‌های صنعتی آلوده تبدیل خواهد کرد (Azizullah et al., 2011). بنابراین بررسی آلودگی آب‌های سطحی در مطالعات زیست‌محیطی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد زیرا کیفیت منابع آبی برای مصارف مختلف در پایین‌دست رودخانه‌ها کاهش یافته که باید هزینه زیادی برای تصفیه آن در نظر گرفت. از سوی دیگر، یکی از اهداف جانبی سازه‌های هیدرولیکی تأمین سلامت و پایداری محیط‌زیست نیز می‌تواند باشد. یکی از روش‌های مدیریت آلودگی و افزایش توان خود پالایی رودخانه‌ها افزایش مدت زمان ماند آب در طول مسیر برای رسیدن به پایین‌دست می‌باشد که با احداث

آب حیاتی‌ترین عنصر در بین منابع طبیعی است و برای بقای تمام موجودات زنده از جمله انسان، تولید غذا و توسعه اقتصادی حیاتی می‌باشد. کیفیت آب تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار داشته و به دلیل افزایش شهرنشینی، رشد جمعیت، تولیدات صنعتی، تغییرات آب

- ۱- کارشناس ارشد سازه‌های آبی، گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران
 - ۲- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران
 - ۳- استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران
- (*)- نویسنده مسئول: (Email: Emadia355@yahoo.com)

گیری منحنی‌های رخنه^۳ (منحنی غلظت- زمان) می‌گردد (Jin et al., 2009). با ورود آلودگی به رودخانه، ماده آلاینده تحت تأثیر فرآیندهای انتقال و پراکندگی قرار گرفته که این فرآیندها سبب توسعه ابر آلودگی در جهت‌های عرضی، عمقی و راستای طولی جریان خواهند شد. معادله حاکم بر پدیده انتقال و انتشار آلودگی در رودخانه‌ها، معادله انتقال- پراکندگی^۴ (ADE) گفته می‌شود که از ترکیب معادلات پیوستگی و قانون فیک به دست آمده و از نوع معادلات دیفرانسیل جزئی سهموی می‌باشد (رابطه ۱). با فاصله گرفتن از محل ورود آلودگی، اختلاط در مقطع عرضی و عمقی کامل شده و تغییرات عمده و مهم غلظت صرفاً در راستای طولی خواهد بود لذا در مطالعات شبیه‌سازی انتشار آلودگی، معادله انتقال- پراکندگی (ADE) بیش‌تر به صورت یک‌بعدی و در راستای طولی به کار گرفته می‌شود (محمودیان شوشتری، ۱۳۸۷؛ Chanson, 2004):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (1)$$

که در این رابطه: C غلظت متوسط ماده آلاینده (ماده ردیاب) در مقطع عرضی جریان آبراهه، t مدت زمان سپری شده بعد از ورود آلودگی، x جهت طولی، U سرعت متوسط جریان در جهت طولی و D_x ضریب پراکندگی در جهت طولی می‌باشند.

گنوجتن و همکاران اقدام به استخراج عددی معادله انتقال- پراکندگی (ADE) در رودخانه‌ها نمودند. آن‌ها در بخشی از پژوهش اقدام به حل معادله یک‌بعدی آلودگی نمودند و آن‌را معادله در حالت تعادل نامیدند. آن‌ها هنگامی این حل را ایده‌آل‌تر ارزیابی کردند که مناطق مرده شامل فرم بستر، پوشش گیاهی، سنگ‌ها و موانع موجود در مسیر جریان که موجب نگهداشت موقت آلودگی می‌شوند نیز در نظر گرفته شود (Genuchten et al., 2013). با حرکت ماده آلاینده در آبراهه طبیعی، بخشی از جرم ماده حل شده وارد نواحی نگهداشت^۵ از جمله بستر رودخانه‌ها، پوشش‌های گیاهی مسیر جریان، نواحی ماندابی، سازه‌های موجود در مسیر جریان شده و در نتیجه غلظت ماده حل شده در کانال اصلی رقیق می‌شود. بعد از این‌که ماده حل شده به‌طور کامل از آبراهه عبور کرد، نواحی نگهداشت موقت به‌عنوان منبعی از ماده حل شده در آبراهه عمل نموده و در نتیجه جرمی از ماده آلاینده که در این نواحی به‌طور موقتی ذخیره شده بود به کانال اصلی برمی‌گردد و در نتیجه تغییراتی در مدت زمان ماند آلودگی و همچنین غلظت‌های آن در طی مسیر جریان ایجاد خواهد شد. برای شبیه‌سازی دقیق‌تر فرآیند انتقال ماده حل شده در چنین شرایطی باید یکسری اصلاحات در معادله انتقال- پراکندگی (ADE) در نظر گرفت و از رابطه‌های (۲) و (۳) که تحت عنوان مدل ذخیره موقت^۶ (TSM)

سازه‌هایی در مسیر جریان می‌توان به آن دست پیدا کرد. یکی از سازه‌های مؤثر در تغییر الگوی جریان آبشکن‌ها^۱ می‌باشند که به دلیل ساختاری ساده و هزینه کم، بیشتر مورد توجه قرار می‌گیرند (واقفی و همکاران، ۱۳۸۸).

آبشکن‌ها، یکی از سازه‌های مهم کنترل جریان و ساماندهی رودخانه‌ها می‌باشند. این سازه‌ها به‌صورت مقطعی یا عرضی به‌صورت عمود بر مسیر جریان رودخانه، از دیواره طبیعی رودخانه با طول مناسب و با زاویه مناسب تا مرکز رودخانه، ساخته می‌شوند. با توجه به اهداف کاربرد آبشکن‌ها، ممکن است به‌صورت منفرد یا یک سری متوالی، یا از نظر طولی خیلی کوتاه یا بلند، در یک یا دو سمت رودخانه احداث شوند. آبشکن‌ها بر اساس مصالح به دو دسته «نفوذناپذیر» (بسته) یا «نفوذپذیر» (باز) تقسیم می‌شوند که آبشکن‌های نفوذناپذیر از نظر نوع مصالح و ساختار، قابلیت تراوایی جریان رودخانه را نداشته و با منحرف کردن مسیر آب از دیواره‌ها به مرکز رودخانه، گردابی در کناره‌ها ایجاد می‌کند. اما از سوی دیگر، آبشکن‌های نفوذپذیر می‌توانند سبب ته‌نشست مواد رسوبی معلق، کاهش سرعت جریان، کاهش انتقال رسوبات کف درشت‌دانه‌تر و همچنین جذب مواد شناور در درون جریان شوند. این نوع از آبشکن‌ها می‌توانند از ساقه‌های بامبو، تیرک یا شمع‌های بتنی یا چوبی ساخته شده و همچنین از مصالح سنگریزه‌ای برای ایجاد محیط متخلخل درون آن استفاده گردد.

در آبشکن‌های نفوذپذیر، هم‌واره بخشی از جریان آبراهه یا رودخانه در داخل محیط متخلخل این آبشکن‌ها به صورت موقت نگهداشت شده و مجدداً در اثر تبادلات هاپیریک بین ناحیه اصلی جریان و محیط متخلخل آبشکن‌ها به ناحیه اصلی جریان بازمی‌گردد. بنابراین آلاینده‌های محلول در جریان آب نیز در فضای خلل و فرج این آبشکن‌ها نگهداشت شده لذا مدت زمان ماند آلودگی در نواحی اصلی جریان نسبت به عدم حضور آبشکن‌ها به شدت افزایش خواهد یافت. از سوی دیگر، ذخیره موقت جریان آب در فضای متخلخل آبشکن‌ها سبب می‌شود تا غلظت آلودگی در نواحی اصلی جریان هم‌واره مقدار کم‌تری نسبت به حالت عدم وجود آبشکن‌ها در مسیر جریان باشد. بنابراین وجود آبشکن‌های نفوذپذیر می‌تواند در نحوه انتقال و پراکندگی آلودگی در مجاری باز تأثیر زیادی داشته باشد. جین و همکاران در مطالعه‌ای میدانی به بررسی بحث ذخیره موقت و انتقال املاح در رودخانه‌های همراه با سدهای بیور^۲ پرداختند. آن‌ها نتیجه گرفتند که حضور سدهای بیور، مکان‌هایی جهت نگهداشت و ذخیره موقت املاح در جریان شده و در نتیجه این املاح پس از مدت زمانی مجدد خارج شده و این امر موجب تغییر در شکل-

3 Breakthrough Curve

4 Advection-Dispersion Equation

5 Dead Zone

6 Transient storage Model (TSM)

1 Groyne, Spur-dike or Dike

2 Beaver Dams

ذخیره موقت (TSM) را با توجه به در نظر گرفتن نقش نواحی نگهداشت، دارای دقت بالاتری در شبیه‌سازی انتقال آلودگی نسبت به معادله انتقال-پراکندگی (ADE) ارزیابی کردند.

گونزاوس و همکاران برای تخمین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) از روش‌های گشتاورگیری زمانی (TM) و اعمال آن روی جفت معادله دیفرانسیلی این مدل استفاده کردند. آن‌ها در نهایت برای تخمین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) به سه رابطه رسیدند که با حل این روابط به صورت هم‌زمان بتوان تخمین مناسبی از پارامترهای مدل ذخیره موقت (TSM) داشت (Gonzales et al., 2013). چابک‌پور و همکاران (۱۳۹۷) در مطالعه-ای آزمایشگاهی، منحنی‌های رخنه آلودگی خروجی از محیط‌های سنگدانه‌ای را با اعمال روش گشتاورگیری زمانی (TM) شبیه‌سازی کردند. نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با نتایج آزمایشگاهی نشان از کارایی روش گشتاورگیری زمانی (TM) به جز نقطه اوج منحنی (در برخی از مواقع) داشت. صدقی اصل (۱۳۸۹) با استفاده از روش‌های گشتاورگیری زمانی و مکانی اقدام به تخمین ضریب پراکندگی طولی (D_x) در محیط‌های سنگدانه‌ای کردند. آن‌ها نتیجه گرفتند که روش‌های مذکور نسبت به روش‌های حل تحلیلی هم ساده‌تر بوده و هم کارایی به مراتب بالاتری دارد. میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) به بررسی آزمایشگاهی تأثیر ضخامت بستر رسوبی و فرم بستر تلماسه بر انتقال آلودگی در مجاری باز پرداختند. آن‌ها در این مطالعه، پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) را با بهینه‌سازی معادلات گشتاورگیری زمانی (TM) با استفاده از الگوریتم ژنتیک (GA) برآورد کرده و نتیجه گرفتند که روش گشتاورگیری زمانی (TM) دقت بالایی در شبیه‌سازی نحوه انتقال آلودگی در شرایطی جریان با نگهداشت موقت زیاد را داشته است.

رانا و همکاران با استفاده از مدل عددی OTIS پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) را در شرایط وجود سرریزهای در مسیر جریان برآورد کردند. سوکاک نیز با استفاده از همین مدل عددی به تخمین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) پرداخت. نتایج هر دوی این مطالعات نشان از دقت بالای شبیه‌سازی‌های صورت گرفته توسط مدل عددی OTIS در شبیه‌سازی انتقال مواد محلول در جریان با وجود شرایط خاص هر دو مطالعه و نگهداشت بالای مسیر جریان رودخانه داشت (Rana et al., 2017; Sokak, 2017). آزدان و همکاران (۱۳۹۸) طی مطالعه‌ای آزمایشگاهی به برآورد پارامترهای مدل ذخیره موقت (TSM) برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در بسترهای سنگریزه‌ای پرداختند. آن‌ها نشان دادند که در موارد ذخیره موقت بکارگیری معادله انتقال-پراکندگی کلاسیک (ADE) در این نوع آبراهه‌ها با یکسری اشکالات همراه است. نتایج آن‌ها نشان داد که استفاده از معادله کلاسیک انتقال-پراکندگی در پیش‌بینی شاخه پایین‌رونده منحنی رخنه با خطا همراه بوده و

نام برده می‌شود، استفاده نمود (Bencala, 1983; Bencala and Walters, 1983):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(A D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \alpha (C_s - C) \quad (2)$$

$$\frac{dC_s}{dt} = -\alpha \frac{A}{A_s} (C_s - C) \quad (3)$$

که در این روابط: A مساحت ناحیه اصلی جریان، A_s مساحت ناحیه نگهداشت، C_s غلظت متوسط ماده آلاینده (ردیاب) در نواحی نگهداشت، Q دبی جریان و α ضریب تبادل ناحیه‌ی نگهداشت^۱ می‌باشند.

تخمین هر چهار پارامتر (α و A، A_s ، D_x) مدل ذخیره موقت (TSM) سبب خواهد شد تا این مدل با دقت بالاتری شبیه‌سازی انتقال املاح در مجاری باز را انجام نماید. روش‌های میدانی برای تخمین پارامترهای مدل نگهداشت موقت (TSM) با استفاده از تزریق لحظه‌ای یا ثابت ماده ردیاب معمولاً فقط برای اندازه‌گیری منحنی-های غلظت-زمان برای تعریف شرایط مرزی بالادست، شرایط اولیه و شرایط پایین‌دست در نظر گرفته می‌شود (نیکبخت و همکاران، ۱۴۰۱). با توجه به تأثیر عوامل متعددی بر پارامترهای مدل نگهداشت موقت (TSM)، تخمین و تفسیر منحصر به فرد پارامترهای مدل نگهداشت موقت (TSM) با استفاده از روش‌های میدانی معمولاً همواره با چالش‌هایی در محاسبات همراه خواهد بود (Phanikumar et al., 2013; Camacho and González, 2008; Kelleher et al., 2013). پیاده‌سازی نرم‌افزاری رایگان و در دسترس با رویکرد انتقال تک‌بعدی املاح با ذخیره‌سازی موقت برای حل مدل نگهداشت موقت (TSM) تحت عنوان OTIS و مدل‌سازی معکوس آن تحت عنوان OTIS-P راه مناسبی را برای محققان در این زمینه برای پیش‌بینی انتقال املاح و همچنین تخمین پارامترهای مدل نگهداشت موقت (TSM) با استفاده از داده‌های ردیاب فراهم می‌کند (Runkel, 1998). یکی از دلایل اصلی محبوبیت مدل عددی OTIS، سادگی و سهولت استفاده جامعه پژوهشی از نظر جمع‌آوری، آماده‌سازی و کاربرد داده‌ها است (Rana et al., 2019).

نپ و کلر در پژوهشی، مدل ذخیره موقت (TSM) یکی از کاربردی‌ترین روش‌ها در بررسی انتقال املاح در رودخانه‌ها و آبراهه‌ها برشمردند و به منظور بهبود آن نیز پیشنهاداتی را ارائه کردند (Knapp and Kelleher, 2020). میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) در مطالعه‌ای به بررسی انتقال آلودگی در رودخانه‌های دارای فرم بستر خیزاب-چالاب پرداختند. آن‌ها نتیجه گرفتند که با توجه به عدم در نظر گرفتن نقش ذخیره موقت در معادله انتقال-پراکندگی (ADE)، حل تحلیلی این معادله نیز در پیش‌بینی ضریب پراکندگی طولی (D_x) در جریان‌های با فرم بستر که نقش ذخیره موقت به دلیل تبادلات هاپیریک بسیار زیاد بوده، دارای دقت بالایی نمی‌باشد. آن‌ها مدل

1 Storage Zone Exchange Coefficient

اعماق ثبت شده در هر آزمایش به عنوان عمق متوسط جریان برای محاسبه مساحت مقطع عرضی جریان (A) استفاده گردید. اندازه‌گیری سرعت جریان در تمامی آزمایش‌ها نیز توسط یک میکرومولینه در فواصل ۳ متری از ابتدای کانال آزمایشگاهی انجام شد و از میانگین سرعت‌های لحظه‌ای ثبت شده در مجموع نقاط اندازه‌گیری شده، مقدار سرعت متوسط جریان (U) در هر آزمایش برآورد گردید.

ایجاد بستر و آبشکن‌های متخلخل

برای ایجاد شرایط شبیه‌سازی جریان‌های رودخانه‌ای و آبراه‌ها می‌بایست توسط مصالح رودخانه‌ای در کف کانال آزمایشگاهی یک بستر سنگریزه‌ای ایجاد نمود. به این منظور در این پژوهش با استفاده از مصالح تهیه شده از معادن شن و ماسه با قطر متوسط $11/85$ میلی‌متر و تخلخل $0/28$ یک بستر رسوبی با ضخامت، عرض و طول به ترتیب $0/12$ متر، $0/5$ متر و 12 متر در کانال آزمایشگاهی ایجاد شد. شکل (۱) مراحل ایجاد بستر رسوبی در کف کانال آزمایشگاهی را نشان می‌دهد. از سوی دیگر، به منظور ایجاد شرایط شبیه‌سازی تاثیرات وجود آبشکن‌ها در جریان‌های رودخانه‌ای و آبراه‌ها از دو نوع آبشکن از جنس چوب نراد و توری پلاستیکی مشبک با تخلخل‌های متفاوت مصالح با قطر متوسط $11/1$ میلی‌متر (ریزدانه‌تر) و 19 میلی‌متر (درشت‌دانه‌تر) استفاده شد. در هر یک از آزمایش‌ها (به غیر از آزمایش شاهد) به ترتیب از ۱ تا ۴ آبشکن متخلخل به ترتیب در فواصل $2/5$ ، 5 ، $7/5$ و 10 متری از ابتدای کانال آزمایشگاهی و عمود بر جهت جریان استفاده شد. آبشکن‌های متخلخل به کار رفته در این پژوهش با طول‌های متفاوت $0/2$ متر (L1)، $0/3$ متر (L2) و $0/4$ متر (L3)، عرض $0/2$ و ارتفاع $0/4$ متر بودند. شکل (۲) نمایی از کانال آزمایشگاهی پس از ایجاد بستر رسوبی در کف و آبشکن‌های متخلخل تعبیه شده در مسیر جریان را نشان می‌دهد. مشخصات کامل آزمایش‌های این پژوهش و آبشکن‌های متخلخل به کار رفته در هر یک از آزمایش در جدول (۱) ارائه شده است. نحوه نام‌گذاری هر یک از آزمایش‌ها به ترتیب بر مبنای طول آبشکن‌های به کار رفته (L1، L2 و L3)، تعداد آبشکن‌ها در طول مسیر جریان کانال (N1، N2، N3 و N4) و همچنین مصالح به کار رفته در بدنه این آبشکن‌ها با معرفی درشت‌دانه‌تر با حرف C و ریزدانه‌تر با حرف F بوده است. تمامی آزمایش‌های این جدول در ۴ محدوده دبی جریان ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ لیتر بر ثانیه انجام شدند و در مجموع با انجام چهار آزمایش بدون آبشکن‌های متخلخل (شاهد) تعداد ۱۰۰ آزمایش ماده ردیاب در این پژوهش انجام پذیرفت.

استفاده از آن را برای نواحی دارای ذخیره موقت توصیه نکردند، لذا برای شبیه‌سازی دقیق فرآیندها انتقال ماده حل شده در چین محیط-هایی از مدل ذخیره موقت (TSM) استفاده کردند. آن‌ها در این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار OTIS ضرایب چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) را تخمین زدند و سپس منحنی‌های رخنه را بازتولید کردند. نتایج نشان از تطابق منحنی‌های رخنه پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده داشته است. بررسی پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد که به بررسی تاثیر وجود آبشکن‌های متخلخل به عنوان یکی از سازه‌های پرکاربرد در رودخانه‌ها بر انتقال و پراکندگی آلودگی پرداخته نشده است و این‌گونه سازه‌ها بیش‌تر از منظر تاثیرات هیدرولیکی در مجاری باز مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. لذا در این پژوهش با ایجاد آبشکن‌هایی با تخلخل و ابعاد مختلف در شرایط آزمایشگاهی، به بررسی انتقال و پراکندگی ماده ردیاب و شبیه‌سازی شرایط جریان مجاری باز و تاثیرات این سازه‌ها بر انتقال آلودگی پرداخته شد. از سوی دیگر، تاثیر وجود نواحی نگهداشت موقت ایجاد شده در مسیر جریان آبراهه یا رودخانه ناشی از وجود آبشکن‌های متخلخل بر استفاده از نوع معادله حاکم بر انتقال آلودگی و همچنین ضرایب آن‌ها موثر خواهند بود بنابراین در بخش دیگری از این پژوهش به بررسی معادله موثر در شرایط وجود آبشکن‌ها در نواحی اصلی جریان پرداخته شد.

مواد و روش‌ها

کانال آزمایشگاهی

در این پژوهش آزمایش‌های انجام شده در یک کانال آزمایشگاهی مستطیلی دارای دیواره و کف از جنس شیشه پلکسی-گلس شفاف با ضخامت $0/1$ متر به طول، عرض، ارتفاع و شیب طولی به ترتیب 12 متر، $0/5$ متر، $0/7$ متر و $0/06$ در آزمایشگاه هیدرولیک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری انجام گرفتند. آزمایش‌های این پژوهش در چهار محدوده دبی جریان ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ لیتر بر ثانیه انجام شدند که تنظیم دبی‌های جریان توسط یک شیر تنظیمی واسنجی شده روی لوله مکش یک پمپ با حداکثر دبی خروجی $22/5$ لیتر بر ثانیه انجام پذیرفت. مقدار دبی‌های جریان خروجی از پمپ نیز توسط یک دبی‌سنج صوتی تعبیه شده روی لوله رانش پمپ کنترل گردید.

اندازه‌گیری عمق جریان در تمامی آزمایش‌ها توسط یک دستگاه عمق‌سنج صوتی با دقت $\pm 0/1$ میلی‌متر انجام پذیرفت. این دستگاه دارای چهار حسگر بوده که در فواصل ۳ متری از ابتدای کانال آزمایشگاهی تعبیه شده و هر دو ثانیه عمق جریان اندازه‌گیری شده را از طریق یک دستگاه ثبات متصل به رایانه ثبت می‌کرد. میانگین

جدول ۱- مشخصات آزمایش‌های انجام شده

شماره آزمایش	نام آزمایش	طول آبشکن متخلخل (سانتی‌متر)	تعداد آبشکن	نوع مصالح
۱	L1N1F*	۱۰	۱	ریزدانه‌تر
۲	L1N1C**		۱	درشت‌دانه‌تر
۳	L1N2F		۲	ریزدانه‌تر
۴	L1N2C		۲	درشت‌دانه‌تر
۵	L1N3F		۳	ریزدانه‌تر
۶	L1N3C		۳	درشت‌دانه‌تر
۷	L1N4F		۴	ریزدانه‌تر
۸	L1N4C		۴	درشت‌دانه‌تر
۹	L2N1F	۲۰	۱	ریزدانه‌تر
۱۰	L2N1C		۱	درشت‌دانه‌تر
۱۱	L2N2F		۲	ریزدانه‌تر
۱۲	L2N2C		۲	درشت‌دانه‌تر
۱۳	L2N3F		۳	ریزدانه‌تر
۱۴	L2N3C		۳	درشت‌دانه‌تر
۱۵	L2N4F		۴	ریزدانه‌تر
۱۶	L2N4C		۴	درشت‌دانه‌تر
۱۷	L3N1F	۳۰	۱	ریزدانه‌تر
۱۸	L3N1C		۱	درشت‌دانه‌تر
۱۹	L3N2F		۲	ریزدانه‌تر
۲۰	L3N2C		۲	درشت‌دانه‌تر
۲۱	L3N3F		۳	ریزدانه‌تر
۲۲	L3N3C		۳	درشت‌دانه‌تر
۲۳	L3N4F		۴	ریزدانه‌تر
۲۴	L3N4C		۴	درشت‌دانه‌تر
۲۵	شاهد (Control)	-	-	-

* طول L1، تعداد یک آبشکن متخلخل با دانه‌بندی ریزدانه‌تر (Fine-Grained) ** طول L1، تعداد یک آبشکن متخلخل با دانه‌بندی درشت‌دانه‌تر (Coarse-Grained)



شکل ۲- نمایی از آبشکن‌های متخلخل تعبیه شده



شکل ۱- مراحل ایجاد بستر رسوبی

آزمایش‌های ماده ردیاب

به منظور شبیه‌سازی آلاینده‌ها در جریان‌های مجاری باز می‌بایست از یک ماده به عنوان ردیاب با قابلیت محلول شدن در جریان آب برای بررسی انتقال و پراکندگی آن در طول مسیر جریان آب در کانال آزمایشگاهی استفاده کرد. ماده ردیاب انتخابی می‌بایست نسبت به جریان آب، غیرواکنشی و همچنین زوال‌ناپذیر بوده تا تغییرات مقدار غلظت آن و همچنین تاثیرگذاری وجود آبشکن‌های متخلخل بر تغییرات غلظت آن در طول مسیر جریان به درستی مورد بررسی قرار گیرد. در این مطالعه از محلول کلرید سدیم (NaCl) به عنوان ماده ردیاب استفاده شد. عدم واکنش این محلول نسبت به جریان آب و عدم زوال و غیرسمی بودن این ماده در ناحیه اصلی جریان از یک سو و از سوی دیگر در دسترس قرار داشتن ابزاری به جهت اندازه‌گیری مقدار هدایت الکتریکی (EC) جریان آب برای ردیابی غلظت ماده آلاینده، موجب انتخاب این ماده به عنوان ردیاب بوده است. در این پژوهش نوع تزریق آلودگی از نوع تزریق آنی (لحظه‌ای) بوده و مقدار ۲۸۰ گرم نمک طعام (NaCl) ۹۹ درصد تهیه و در یک ظرف ۴ لیتری آب به عنوان ماده ردیاب با غلظت اولیه ۷۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تهیه و به صورت آنی (لحظه‌ای) از شروع کانال آزمایشگاهی به ناحیه اصلی جریان تزریق گردید.

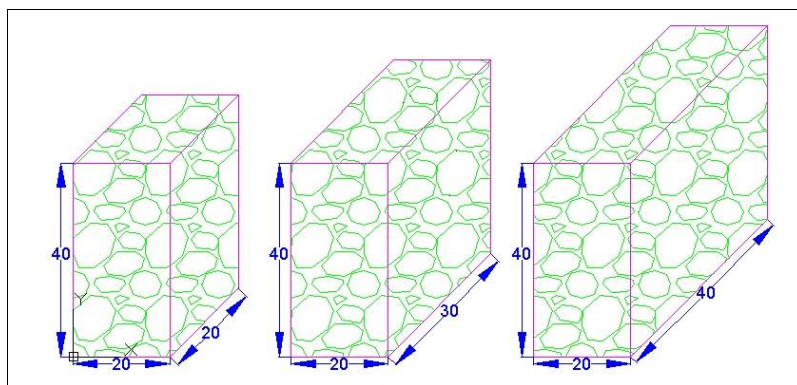
برای ردیابی نحوه تغییرات مقدار غلظت متوسط ماده آلاینده (C) در طول مسیر جریان از حسگرهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی آب (EC) در فواصل ۱/۵ متری پایین‌دست از شروع کانال آزمایشگاهی به عنوان نقطه مرزی بالادست و ۱۱/۵ متری پایین‌دست از شروع کانال آزمایشگاهی به عنوان نقطه مرزی پایین‌دست استفاده شد. در هر یک از این نقاط مرزی، از ۲ عدد حسگر اندازه‌گیری هدایت الکتریکی آب (EC) در مقطع عرضی به منظور اندازه‌گیری و ثبت تغییرات این پارامتر در طول مدت اجرای هر یک از آزمایش‌ها استفاده شد. این حسگرها از طریق یک دستگاه ثابت به یارانه متصل بوده و قابلیت ثبت هدایت الکتریکی آب (EC) در هر ۲ ثانیه را دارا بودند. میانگین

هدایت‌های الکتریکی ثبت شده در هر مقطع عرضی در پایان هر ۲ ثانیه به عنوان هدایت الکتریکی متوسط و در واقع به عنوان مقدار C (غلظت متوسط ماده آلاینده یا ردیاب) در نظر گرفته شد. یکی از موارد مهم در مطالعات آزمایشگاهی ماده ردیاب بحث برگشت این ماده در جریان چرخشی کانال آزمایشگاهی و خطای ایجاد شده در مقدار غلظت اندازه‌گیری شده در حین اجرای این گونه از آزمایش‌ها می‌باشد. در این مطالعه، به منظور جلوگیری از این خطا، انتهای کانال آزمایشگاهی یک شیر تنظیمی قرار گرفت تا با باز بودن آن، جریان از انتهای کانال آزمایشگاهی خارج شده و به داخل چرخه جریان هیچ‌گونه برگشتی نداشته است. در شکل (۳، الف) طرحی شماتیک از آبشکن‌های متخلخل استفاده شده در این پژوهش ارائه شده و همچنین در بخش (ب) آن، نمایی شماتیک از کانال آزمایشگاهی با نشان‌گذاری آبشکن‌های متخلخل جانمایی شده در آن به همراه محل‌های قرارگیری حسگرهای بالادست و پایین‌دست در نقاط مرزی تعیین شده نشان داده شده است.

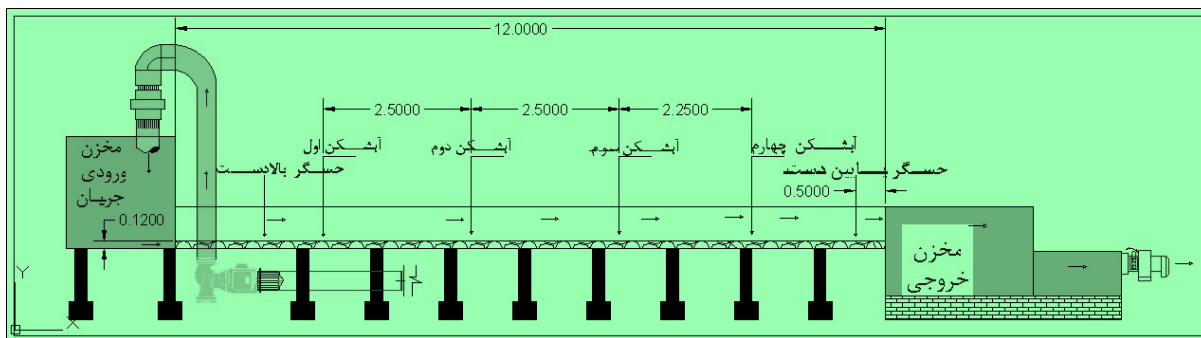
حل تحلیلی معادله انتقال - پراکندگی (ADE)

برای حل تحلیلی معادله انتقال - پراکندگی با توجه به مقدار غلظت اولیه آلاینده ورودی و همچنین نوع و نحوه ورود آلودگی به سیستم، روش‌های متفاوتی وجود دارد. مقدار غلظت متوسط آلاینده C با استفاده از حل تحلیلی معادله انتقال - پراکندگی در حالت یک بعدی (رابطه ۴) در فاصله x از ابتدای محل تزریق آنی آلودگی و پس از مدت زمان t سپری شده بعد از تزریق آلودگی با ضریب پراکندگی طولی D_x و سرعت جریان ثابت U و تزریق آلودگی M_0 در داخل یک کانال به سطح مقطع A صورت رابطه زیر می‌باشد (Chanson, 2004):

$$C(x, t) = \frac{M_0}{2A\sqrt{\pi D_x t}} \exp\left(-\frac{(x-Ut)^2}{4D_x t}\right) \quad (4)$$



شکل ۳ (الف) - طرح شماتیک از آبشکن‌های متخلخل به کار رفته در پژوهش



شکل ۳ (ب) - نمایی شماتیک از کانال آزمایشگاهی به همراه محل‌های قرارگیری آبشکن‌های متخلخل و حسگرهای اندازه‌گیری EC (بر حسب متر)

(Broshears, 1991).

در این مطالعه، داده‌های اندازه‌گیری شده غلظت ماده ردیاب از زمان شروع هر آزمایش در فواصل زمانی ۲ ثانیه در ۱/۵ متری پایین دست از شروع بستر رسوبی به عنوان شرایط مرزی بالادست در مدل تعریف شده و با تخمین پارامترهای چهارگانه مدل (α و D_x , A_s , A) در هر آزمایش به شبیه‌سازی منحنی‌های رخنه در ۱۱/۵ پایین دست کانال آزمایشگاهی توسط مدل OTIS اقدام شد. منحنی‌های شبیه‌سازی توسط مدل OTIS با منحنی‌های رخنه برداشتی ماده ردیاب در هر آزمایش به صورت جداگانه مقایسه شدند.

روش گشتاورگیری زمانی^۴ (TM)

به طور کلی گشتاور مطلق مرتبه n تابع $C(x,t)$ حول مبدا زمانی ($t=0$) به صورت رابطه (۵) به دست می‌آید:

$$\mu_n = \int_0^\infty t^n c(x,t) dt \quad (5)$$

گشتاور مطلق نرمال شده مرتبه n تابع $C(x,t)$ حول مبدا زمانی ($t=0$) به صورت رابطه (۶) به دست می‌آید:

$$\mu_n^* = \frac{\mu_n}{\mu_0} \quad (6)$$

که در روابط فوق، μ_n گشتاور مطلق مرتبه n تابع $C(x,t)$ حول مبدا زمانی، μ_0 گشتاور مطلق مرتبه صفر تابع $C(x,t)$ حول مبدا زمانی و μ_n^* گشتاور مطلق نرمال شده مرتبه n تابع $C(x,t)$ می‌باشد.

به علت اهمیت میانگین مدت زمان ماند آلودگی در جریان، در رابطه (۷) گشتاور زمانی نسبت به میانگین زمان ماند آلودگی می‌باشد:

$$m_n = \frac{1}{\mu_0} \int_0^\infty (t - \mu_1^*)^n c(x,t) dt \quad (7)$$

که m_n گشتاور نرمال مرکزی مرتبه n یا همان گشتاور نرمال نسبت به میانگین زمان ماندگاری آلودگی می‌باشد. با استفاده از تبدیل دو جمله‌ای معکوس، رابطه (۷) قابل بازنویسی به رابطه (۸) می‌باشد:

$$m_n = \sum_{i=0}^n \binom{n}{i} \mu_{n-i}^* (-\mu_1^*)^i \quad (8)$$

که i شمارنده می‌باشد. با استفاده از رابطه (۸) می‌توان گشتاور نرمال مرکزی مرتبه اول (میانگین زمان ماندگاری آلودگی)، گشتاور

در این پژوهش با توجه به تزریق آبی و یکنواخت آلودگی از رابطه (۴) به منظور حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی (ADE) استفاده شد. ضرایب پراکندگی طولی (D_x) مربوط به انتقال آلودگی در شرایط مرزی تعریف شده در انتهای محیط متخلخل بستر رسوبی از حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی به روش بهینه‌سازی برازش منحنی با روش کم‌ترین مربعات خطا و کدنویسی در محیط نرم‌افزار MATLAB به دست آمد. هم‌چنین منحنی‌های رخنه پس از تعیین ضریب پراکندگی طولی به روش حل تحلیلی در هر بازه و با استفاده از معادله انتقال-پراکندگی (ADE) در فواصل زمانی مشخص و مطابق با برداشتهای آزمایشگاهی برای ماده ردیاب بازتولید شدند.

مدل عددی OTIS

OTIS یک مدل شبیه‌سازی ریاضی است که برای توصیف سرنوشت و انتقال املاح موجود در آب رودخانه‌ها و آبراهه‌ها استفاده می‌شود. معادله انتقال-پراکندگی (ADE) به عنوان معادله حاکم بر این مدل با در نظر گرفتن عبارات اضافی برای محاسبه ذخیره موقت، جریان‌های جانبی، زوال مرتبه اول^۱ و جذب^۲ می‌باشد. این معادله و معادلات مرتبط با آن در زمینه ذخیره موقت و جذب با استفاده از روش تفاضلات محدود کرانک-نیکولسون حل می‌شوند. OTIS ممکن است همراه با داده‌های آزمایش‌های ماده ردیاب در مقیاس میدانی برای تعیین کمیت پارامترهای هیدرولوژیکی مؤثر بر انتقال املاح نیز استفاده شود. این کاربرد معمولاً شامل یک رویکرد همراه با آزمون و خطا است که در آن تخمین پارامترها طوری تنظیم خواهند شد تا یک تطابق قابل قبول بین غلظت‌های ماده ردیاب شبیه‌سازی شده توسط مدل و هم‌چنین غلظت‌های مشاهده شده به دست بیاید. این مدل عددی توسط سازمان زمین شناسی آمریکا^۳ ارائه شده که نسخه اولیه آن توسط رانکل و بروشرز مستند شده بود و بعدها توسط رانکل بروزرسانی شد (Runkel, 1998; Runkel and

1 First-Order Decay

2 Sorption

3 USGS (The United States Geological Survey)

4 Temporal Moment Analysis (TM)

(DC) برای هر یک از این آزمایش‌های ماده ردیاب برآورد شدند. مقدار غلظت ماده ردیاب در فواصل زمانی ۲ ثانیه با استفاده از معادله ADE و ضریب پراکندگی طولی (D_x) تخمینی با روش حل تحلیلی، بازتولید شدند. به منظور مقایسه تطبیقی میزان دقت روش حل تحلیلی در شبیه‌سازی انتقال اصلاح در شرایط وجود آبشکن‌های متخلخل، دو نمونه از منحنی‌های رخنه برداشتی در دبی جریان ۱۰ لیتر بر ثانیه برای آزمایش‌های شماره L1N4C و L1N4F در مقایسه با منحنی‌های رخنه بازتولید شده توسط روش حل تحلیلی در شکل-های (۴) و (۵) ارائه شدند.

بررسی‌های آماری نتایج شبیه‌سازی منحنی‌های رخنه توسط روش حل تحلیلی در مقایسه با برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب نشان می‌دهد که ضریب همبستگی (R^2) بین نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط روش حل تحلیلی با نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب بین ۰/۷۱ تا ۰/۸۳ بوده است که این امر نشان از دقت پایین شبیه‌سازی فرآیند هیدرولیکی انتقال و پراکندگی اصلاح در این نوع از شرایط جریان را دارد. در معادله انتقال-پراکندگی (ADE) صرفاً ضریب پراکندگی طولی (D_x) به عنوان پارامتر تاثیرگذار بر انتقال ماده آلاینده در مجاری باز در نظر گرفته می‌شود. در حالی که یک ماده آلاینده هم در نواحی بستر رسوبی و یا در شرایط وجود سازه‌هایی در مسیر جریان هم‌چون آبشکن متخلخل در این نواحی نیز تبادل خواهد شد که همین امر موجب تغییراتی در نحوه انتقال ماده آلاینده و هم-چنین روند تغییرات منحنی رخنه برداشتی در نقاط پایین دست می‌شود. این عدم کارایی روش حل تحلیلی در شبیه‌سازی انتقال اصلاح در شرایط جریان همراه با آبشکن‌های متخلخل با نتایج میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) در خصوص دقت پایین این روش در بازتولید منحنی‌های رخنه ماده آلاینده در نقاط پایین دست شرایط جریان همراه با فرم بستر خیزاب-چالاب و همچنین با نتایج سئو و چونگ در زمینه عدم کارایی این روش حل در رودخانه‌ها و آبراهه‌های طبیعی خاص دارای مناطق ذخیره موقت ناشی از مناطق ماندابی و ماندردی مسیر جریان مطابقت دارد (Seo and Cheong, 2001). لذا در مطالعات جریان دارای آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان یا به طور کلی در شرایط جریان همراه با نواحی نگهداشت موقت می‌توان مطابق مطالعات نیکبخت و همکاران (۱۴۰۱) در شرایط خاص جریان همراه با سدهای گابیونی، از معادلات اصلاح شده معادله انتقال-پراکندگی (ADE) همچون مدل ذخیره موقت (TSM) استفاده کرد. مدل ذخیره موقت (TSM) قابلیت در نظر گرفتن تبادل ماده آلاینده در نواحی نگهداشت موقت ناشی از بستر رسوبی و آبشکن‌های متخلخل را داشته و هم‌چنین با تاثیر هم‌زمان ناحیه اصلی جریان و نواحی رسوبی در انتقال آلودگی می‌تواند شبیه‌سازی به مراتب دقیق-تری نسبت به روش حل تحلیلی داشته باشد.

نرمال مرکزی مرتبه دوم (واریانس منحنی رخنه آلودگی) و گشتاور نرمال مرکزی مرتبه سوم (چولگی منحنی رخنه آلودگی) را به ترتیب مطابق روابط (۹)، (۱۰) و (۱۱) محاسبه کرد:

$$m_1 = \mu_1^* \quad (9)$$

$$m_2 = \mu_2^* - \mu_1^{*2} \quad (10)$$

$$m_3 = \mu_3^* - 3\mu_1^*\mu_2^* + 2\mu_1^{*3} \quad (11)$$

گوزالس و همکاران با استفاده از روابط فوق و اعمال آن روی زوج معادلات دیفرانسیل ذخیره موقت (TSM)، روابط (۱۲) تا (۱۴) را استخراج نمودند:

$$m_1 = \bar{T}(1 + \beta) \quad (12)$$

$$m_2 = \frac{2(1+\beta)^2\bar{T}^2}{Pe} + \frac{2\beta\bar{T}}{(\alpha_2)Pe} \quad (13)$$

$$m_3 = \frac{12(1+\beta)^3\bar{T}^3}{Pe^2} + \frac{12\bar{T}^2\beta(1+\beta)}{(\alpha_2)Pe} + \frac{6\beta\bar{T}}{(\alpha_2)^2} \quad (14)$$

در این روابط، $\alpha_2 = \frac{\alpha}{\beta}$ ، $\beta = \frac{A_s}{A}$ ، $\bar{T} = \frac{L}{U}$ ، L طول بازه، U سرعت متوسط جریان و $Pe = \frac{UL}{D_x}$ عدد پکلت^۱ می‌باشد (Gonzales et al. (2013).

ارزیابی آماری

به منظور بررسی روش‌های حل تحلیلی، مدل OTIS و روش گشتاورگیری زمانی در برآورد غلظت و نحوه زمانی توزیع آلودگی و در واقع ارزیابی منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با برداشت‌های آزمایشگاهی، از معیار متداول آماری ضریب همبستگی (R^2) مطابق رابطه (۱۵) استفاده شد:

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - \bar{C}_{lab,i})(C_{sim,i} - \bar{C}_{sim,i})}{\left[\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - \bar{C}_{lab,i})^2 \right]^{0.5} \left[\sum_{i=1}^N (C_{sim,i} - \bar{C}_{sim,i})^2 \right]^{0.5}} \right]^2 \quad (15)$$

که در رابطه بالا: N تعداد کل داده‌ها، $C_{lab,i}$ و $C_{sim,i}$ به ترتیب غلظت آزمایشگاهی و غلظت شبیه‌سازی شده، $\bar{C}_{lab,i}$ و $\bar{C}_{sim,i}$ به ترتیب میانگین غلظت آزمایشگاهی و میانگین غلظت شبیه‌سازی می‌باشند.

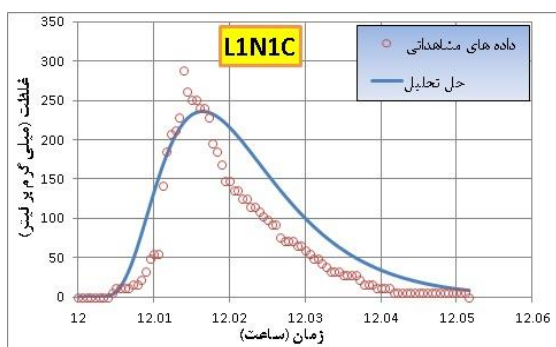
نتایج و بحث

حل تحلیلی معادله ADE

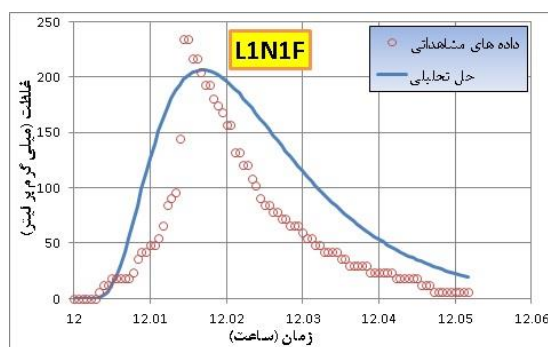
در این بخش از پژوهش، معادله انتقال-پراکندگی (ADE) به منظور شبیه‌سازی انتقال ماده ردیاب با وجود آبشکن‌های متخلخل برای هر یک از آزمایش‌های ردیاب جدول (۱) به روش تحلیلی (رابطه ۴) حل شد. ضریب پراکندگی طولی (D_x) با استفاده از کدنویسی در نرم‌افزار MATLAB با روش بهینه‌سازی برازش منحنی با روش کم‌ترین مربعات خطا^۲ در نقطه مرزی پایین دست

1 Peclet-Number

2 Least Square Curve Fitting



شکل ۵- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و حل تحلیلی در آزمایش L1N4C



شکل ۴- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و حل تحلیلی در آزمایش L1N4F

(TSM) شبیه‌سازی می‌کند. تقسیم بازه اصلی رودخانه به بخش‌های کوچک‌تر و شبیه‌سازی در این بخش‌های کوچک و تسری آن به بخش‌های پایین‌دست موجب خواهد شد تا این مدل دقت به مراتب بالایی در شبیه‌سازی انتقال املاح در جریان‌های مجاری باز داشته باشد.

نتایج جدول (۲) نشان می‌دهد که حضور آبشکن‌های متخلخل در آزمایش‌های L1N1F تا L1N4C موجب افزایش قابل توجه ضرایب پراکندگی طولی (D_x) و تبادل ناحیه نگهداشت (α) تخمینی در مقایسه با برآورد این ضرایب برای آزمایش شاهد شده است و از آنجایی که این ضرایب تأثیر بسزایی در شکل‌گیری منحنی رخنه، مقدار غلظت اوج (C_{max}) و همچنین مدت زمان ماند آلودگی (T_{max}) دارند لذا قطعاً بین منحنی رخنه خروجی برای آزمایش‌های شاهد و این آزمایش‌ها تفاوت فاحشی نیز وجود خواهد داشت. در واقع وجود آبشکن‌های متخلخل و همچنین افزایش تعداد آن‌ها موجب پراکندگی بیش‌تر املاح در طول جریان شده که همین امر موجب افزایش ضریب پراکندگی طولی (D_x) با افزایش تعداد آبشکن شده است. هم‌چنین وجود آبشکن‌های متخلخل موجب ایجاد فضایی جدیدتر برای نگهداشت بیش‌تر و هم‌چنین افزایش مدت زمان تبادلات هایپرریک خواهد شد که همین امر سبب شده تا در نتایج جدول (۲) مقدار ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) با افزایش تعداد آبشکن‌های متخلخل افزایش محسوسی داشته باشد. از سوی دیگر، تفاوت چشم‌گیری در برآوردهای مساحت ناحیه اصلی جریان (A) و ناحیه نگهداشت (A_s) در این آزمایش‌ها با آزمایش شاهد نشده است و صرفاً وجود آبشکن‌های متخلخل با تعداد بیش‌تر در آزمایش‌های L1N3F تا L1N4C تا حدودی موجب افزایش مساحت ناحیه نگهداشت (A_s) شده که تأثیر این تفاوت نیز محسوس نخواهد بود.

حل با مدل عددی OTIS

مهم‌ترین عامل در شبیه‌سازی دقیق انتقال املاح در آبراهه‌ها و رودخانه‌ها با استفاده از مدل ذخیره موقت (TSM) به تخمین صحیح پارامترهای چهارگانه این مدل بستگی دارد. لذا در این بخش از پژوهش، به منظور شبیه‌سازی انتقال و پراکندگی ماده ردیاب از روش حل عددی با مدل OTIS استفاده شد و پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) در هریک از آزمایش‌ها به صورت جداگانه برآورد شدند.

به عنوان نمونه، در جدول (۲) به طور مختصر پارامترهای تخمینی توسط مدل عددی OTIS برای آزمایش‌های L1N1F تا L1N4C به همراه آزمایش شاهد در دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه ارائه شد. وجود آبشکن‌های متخلخل به علت ایجاد شرایط ذخیره موقت املاح در درون محیط‌های متخلخل ایجاد شده در این نوع از آبشکن‌ها و از سویی دیگر با ایجاد تغییر در مدت زمان ماند آلودگی در ناحیه اصلی جریان سبب ایجاد پیچیدگی‌هایی در شبیه‌سازی انتقال و پراکندگی آلودگی می‌شوند. اما بررسی‌های آماری نتایج این جدول نشان از دقت بالای مدل عددی OTIS در شبیه‌سازی انتقال و پراکندگی آلودگی در چنین شرایطی داشته است. به گونه‌ای که میزان ضریب همبستگی (R^2) بین نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط این مدل عددی با نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب بین ۰/۹۱ و ۰/۹۸ بوده است که نشان از شبیه‌سازی دقیق فرآیند هیدرولیکی انتقال و پراکندگی املاح در این نوع از شرایط جریان را داشته است. مدل عددی OTIS مبتنی بر روش‌های حل عددی تفاضلات محدود عمل کرده و یک بازه آبراهه یا رودخانه را به تعداد زیادی بخش (حداکثر ۲۰۰ بخش) تقسیم‌بندی کرده و با این روش صورت انتقال و پراکندگی یک ماده آلاینده را با بر مبنای مدل نگهداشت موقت

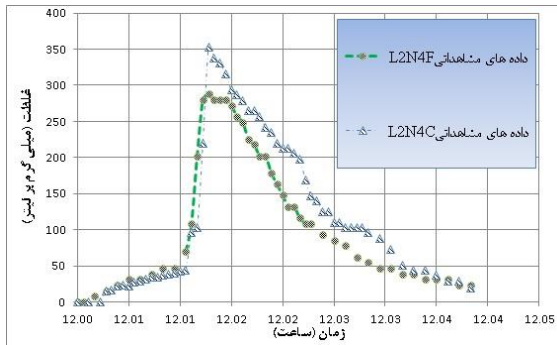
جدول ۲- نتایج پارامترهای تخمینی توسط مدل OTIS در دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه

شماره آزمایش	ضریب پراکندگی طولی (متر/مربع/ثانیه)	مساحت ناحیه اصلی جریان (متر مربع)	مساحت ناحیه نگهداشت (متر مربع)	ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (ثانیه)	R ²
L1N1F	۰/۰۲۱	۰/۰۱۱	۰/۰۲۶	۰/۰۴۳	۰/۹۳
L1N1C	۰/۰۱۹	۰/۰۱۲	۰/۰۲۳	۰/۰۳۹	۰/۹۱
L1N2F	۰/۰۳۲	۰/۰۱۲	۰/۰۲۵	۰/۰۵۴	۰/۹۴
L1N2C	۰/۰۲۸	۰/۰۱۴	۰/۰۲۶	۰/۰۴۸	۰/۹۲
L1N3F	۰/۰۸۹	۰/۰۱۷	۰/۰۳۱	۰/۰۷۲	۰/۹۶
L1N3C	۰/۰۹۱	۰/۰۱۴	۰/۰۲۹	۰/۰۶۷	۰/۹۴
L1N4F	۰/۱۱۲	۰/۰۱۶	۰/۰۳۲	۰/۰۸۹	۰/۹۳
L1N4C	۰/۱۰۱	۰/۰۱۶	۰/۰۳۰	۰/۰۷۲	۰/۹۶
شاهد	۰/۰۱۳	۰/۰۱۲	۰/۰۲۳	۰/۰۳۲	۰/۹۶

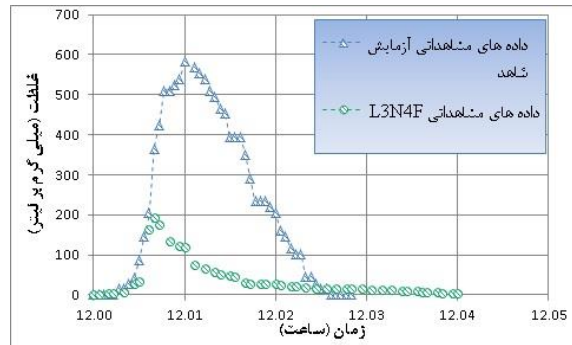
شکل (۷) منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی ماده ردیاب در آزمایش‌های شماره L2N4C و L2N4F در دبی جریان ۱۵ لیتر بر ثانیه ارائه شدند. بررسی منحنی‌های رخنه این شکل نشان از کاهش غلظت اوج آلودگی (C_{max}) در شرایط استفاده از نوع تخلخل ریزدانه‌تر در آبشکن-ها نسبت به حالت درشت‌دانه‌تر دارد. استفاده از تخلخل ریزدانه‌تر سبب می‌شود تا تبادل آلودگی در این نواحی به کندی صورت گرفته و املاح ورودی به این نواحی نگهداشت پس از مدت زمان ماند بیش-تری نسبت به حالت درشت‌دانه‌تر از فضای متخلخل آبشکن‌ها خارج شوند لذا همین امر موجب تفاوت در غلظت اوج آلودگی (C_{max}) در ناحیه اصلی جریان خواهد شد. لذا در نظر گرفتن سهم مقدار مساحت این‌گونه نواحی در مدل ذخیره موقت (رابطه ۳) تحت عنوان پارامتر A_s (مساحت ناحیه نگهداشت) موجب افزایش دقت شبیه‌سازی توسط این روش در مقایسه با معادله انتقال-پراکندگی (ADE) خواهد شد. در بررسی میزان دقت مدل عددی در شبیه‌سازی انتقال و پراکندگی آلودگی آزمایش‌های ماده ردیاب می‌بایست علاوه بر مقایسه آماری، روند تغییرات منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی و شبیه‌سازی شده را نیز بررسی نمود. منحنی‌های رخنه خروجی مدل عددی می‌بایست زمان ماند آلودگی (T_{max})، زمان رسیدن به نقطه اوج غلظت آلودگی (T_p) و همچنین نحوه تغییرات بازوهای پایین‌رونده و بالا‌رونده را همانند منحنی‌های برداشتی آزمایش‌های ماده ردیاب شبیه‌سازی نموده تا بتوان معیار درستی از نحوه تغییرات غلظت-زمان آلودگی در نقاط پایین‌دست و همچنین اعتمادپذیری لازم به پارامترهای تخمینی مدل ذخیره موقت (TSM) را داشت. برای نمونه نحوه شبیه‌سازی مدل عددی OTIS در شکل‌های (۸) و (۹) به ترتیب منحنی‌های رخنه برداشتی از نتایج آزمایشگاهی و منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط این مدل عددی برای آزمایش‌های L2N4F و L2N4C در دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه ارائه شدند.

بررسی نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب در تمامی حالات آزمایش با حضور آبشکن‌های متخلخل و همچنین آزمایش‌های بدون آبشکن-های متخلخل (شاهد) نشان‌دهنده این بوده است که انتقال املاح در جریان‌های آبراه‌های و رودخانه‌ای صرفاً تحت تاثیر انتقال و پراکندگی آن‌ها در ناحیه اصلی جریان و پارامترهای متعلق به این ناحیه نمی-باشد بلکه ناحیه‌هایی هم‌چون بستر رسوبی ایجاد شده در کف کانال آزمایشگاهی و همچنین موانع موجود در مسیر جریان تحت عنوان آبشکن‌های متخلخل نیز نقش عمده‌ای در این انتقال داشته‌اند. به عنوان نمونه، در شکل (۶) منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی ماده ردیاب در آزمایش شماره L3N4F و آزمایش شاهد در دبی جریان ۱۰ لیتر بر ثانیه ارائه شدند. بررسی منحنی‌های رخنه این شکل نشان از افزایش مدت زمان ماند آلودگی (T_{max}) به علت وجود آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان داشته است. وجود نواحی متخلخل ناشی از آبشکن‌ها سبب می‌شود که بخشی از املاح همراه با جریان در نواحی نگهداشت این آبشکن‌ها به صورت موقت ذخیره شده و مجدداً پس از گذشت مدت زمانی به ناحیه اصلی جریان بازترقیق شوند لذا همین امر سبب افزایش مدت زمان ماند آلودگی در شرایط وجود آبشکن در طول مسیر جریان شده است که این با نتایج چین و همکاران در خصوص تأثیر ذخیره موقت املاح به علت وجود سدهای بیور در تغییر شکل‌گیری منحنی‌های رخنه مطابقت دارد (Jin et al., 2009). بنابراین لحاظ کردن یک پارامتر برای در نظر گرفتن تفاوت در مدت زمان انتقال آلودگی در نواحی نگهداشت در مدل ذخیره موقت (TSM) تحت عنوان پارامتر α (ضریب تبادل ناحیه نگهداشت) نیز می‌تواند بر افزایش دقت شبیه‌سازی بیافزاید.

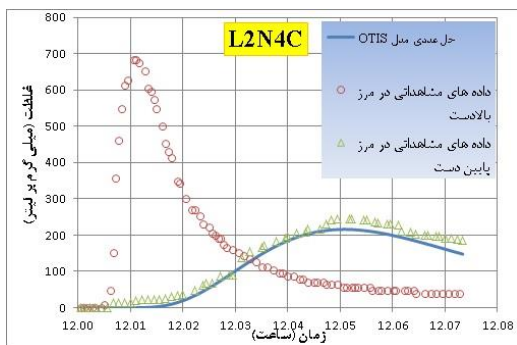
از سوی دیگر، بررسی نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب در حالات مختلف با حضور آبشکن‌های با تخلخل، طول و تعداد متفاوت نشان از تفاوت در مدت زمان ماند آلودگی داشته است. به عنوان نمونه، در



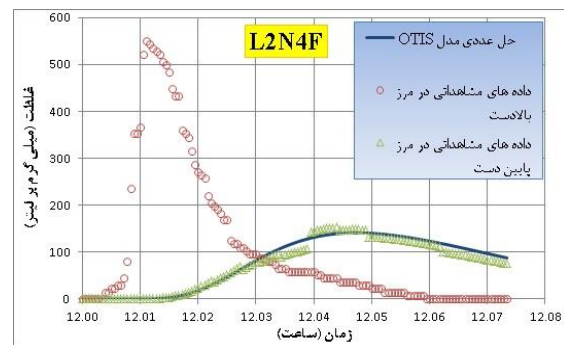
شکل ۷- منحنی رخنه ماده ردیاب در آزمایش‌های L2N4F و L2N4C



شکل ۸- منحنی رخنه ماده ردیاب در آزمایش‌های L3N4F و شاهد



شکل ۹- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و عددی در آزمایش L2N4C



شکل ۱۰- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و عددی در آزمایش L2N4F

موضوع پراکندگی آلودگی در رودخانه‌ها و آبراهه‌ها باشد که در معادله ADE به صورت تفکیکی مشخص نشده و در این معادله صرفاً تغییرات سرعت متوسط جریان (U) به عنوان یک مولفه هیدرولیکی منظور گردیده است در حالی که در مدل نگهداشت موقت (TSM) مقدار مساحت ناحیه اصلی جریان به عنوان یکی از پارامترهای تأثیرگذار بر پراکندگی آلودگی در نظر گرفته می‌شود. مجموع این عوامل سبب خواهند شد تا حل عددی مدل OTIS که مبتنی بر مدل ذخیره موقت (TSM) بوده دارای دقت شبیه‌سازی به مراتب بالاتری نسبت به حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی (ADE) باشد.

بررسی مقادیر تخمینی ضریب پراکندگی طولی (D_x) از روش حل تحلیلی و روش حل عددی مدل OTIS نشان داد که میزان این ضریب از روش حل تحلیلی معادله ADE به مراتب بیش‌تر از روش حل عددی مدل TSM بوده است. تأثیر اصلی تغییرات غلظت ماده آلاینده در طی فرآیند زمان-مکان در حل تحلیلی معادله ADE بر پایه ضریب پراکندگی طولی (D_x) بوده و در واقع تغییر این پارامتر در کنار سرعت متوسط جریان (U) تشکیل دهنده روند پراکنده شدن و انتقال یک ماده آلاینده در جریان را ایفا می‌کنند. در حالی که در مدل TSM، تغییرات سه پارامتر α ، A_s و A علاوه بر ضریب پراکندگی طولی (D_x) و سرعت متوسط جریان (U) به عنوان عوامل تأثیرگذار در تغییرات غلظت-زمان ماده آلاینده ایفای نقش خواهند داشت. بنابراین

روند تغییرات منحنی‌های رخنه خروجی توسط مدل عددی OTIS در شکل‌های (۸) و (۹) نشان دهنده توانایی حل این مدل عددی در شبیه‌سازی روند انتقال و پراکندگی آلودگی تزریقی در پایین دست بوده است. این منحنی‌های رخنه مقدار غلظت آلودگی در نقاط اوج (C_{max}) و هم‌چنین زمان رسیدن آلودگی به اوج (T_p) را با تطابق بالایی با نتایج آزمایش‌های ماده ردیاب در همه شبیه‌سازی ارائه نمودند. همان‌طور که بیان شد در انتقال آلودگی در حضور آبشکن‌ها، بخشی از املاح همراه با جریان در فضای متخلخل این سازه‌ها به صورت موقت ذخیره شده و پس از مدت زمانی در اثر تبادلات هاپریک بین ناحیه اصلی جریان و محیط متخلخل آن‌ها مجدداً به ناحیه اصلی جریان باز می‌گردند. لذا در نظر گرفته شدن پارامتر A_s در مدل نگهداشت موقت (TSM) موجب خواهد شد تا مقدار فضای متخلخل آبشکن‌ها و هم‌بستر رسوبی به عنوان یک عامل موثر بر انتقال آلودگی لحاظ شود. هم‌چنین در نظر گرفته شدن پارامتر α موجب خواهد شد تا مدت زمانی که یک ماده آلاینده در محیط‌های متخلخل نگهداشت موقت شده نیز در انتقال کلی آن لحاظ گردد لذا پیش‌بینی دقیقی از زمان ماند آلودگی (T_{max}) و هم-چنین زمان رسیدن به نقطه اوج غلظت آلودگی (T_p) در منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده به دست خواهد آمد. از سوی دیگر، تغییرات عمق جریان آب در یک عرض ثابت نیز می‌تواند از عوامل موثر بر

برداشت‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهد که منحنی‌های رخنه شبیه-سازی شده دارای ضرایب همبستگی در محدوده ۰/۸۹ تا ۰/۹۷ با برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب بوده که نشان از دقت مناسب این روش در تخمین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت داشته است. البته بررسی نتایج آماری نشان می‌دهد که در اغلب شبیه‌سازی‌های صورت گرفته، حل عددی مدل OTIS دارای دقت بالاتری بوده است. اما باید توجه داشت که تخمین پارامترها توسط مدل عددی OTIS نیازمند چندین گام مختلف سعی و خطا برای رسیدن به یک بازه مناسب و قابل قبول برای هر یک از پارامترها بوده و در برخی از موارد، تعداد دفعات گام‌های سعی و خطا برای رسیدن به بهترین تطابق طولانی بوده اما تخمین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت توسط روش گشتاورگیری زمانی که در این پژوهش با روش‌های مبتنی بر بهینه‌سازی استفاده شده با مدت زمان به مراتب کوتاه‌تری به تخمین پارامترهای چهارگانه منجر شده است. بررسی نتایج شبیه‌سازی‌های انجام شده تمامی آزمایش‌ها نشان می‌دهد که در اغلب آزمایشات غلظت‌های اوج (C_{max}) شبیه‌سازی توسط روش گشتاورگیری زمانی در مقایسه با مدل OTIS تا حدودی بیش‌تر بوده و در واقع در بخش عمده‌ای از شبیه‌سازی‌ها توسط روش گشتاورگیری زمانی، مقادیر غلظت اوج (C_{max}) به مراتب بیش‌تر از مقادیر برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب بوده است. با توجه به تأثیر غیرمستقیم افزایش ضرایب پراکندگی طولی (D_x) و تبادل ناحیه نگهداشت (α) بر غلظت اوج ماده آلاینده (C_{max})، این انتظار وجود خواهد داشت که مقادیر تخمینی ضرایب پراکندگی طولی (D_x) و تبادل ناحیه نگهداشت (α) توسط روش گشتاورگیری زمانی به مراتب کم‌تر از مقادیر تخمینی همین ضرایب توسط مدل OTIS باشد که مقایسه نتایج در تخمین این ضرایب نیز نشان‌دهنده همین روند در اغلب برآوردها بوده است.

آزمایش‌های شاهد

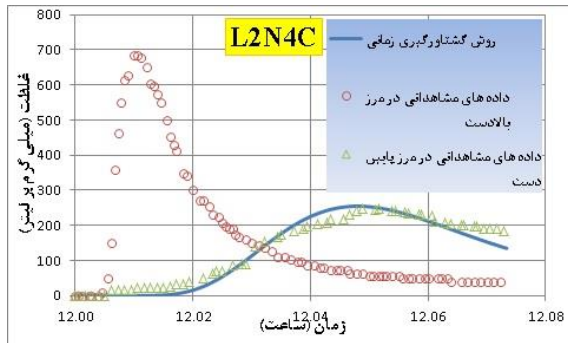
در این بخش از پژوهش، به منظور بررسی کلی تأثیر وجود یا عدم وجود آبشکن‌های متخلخل بر روند انتقال و پراکندگی آلودگی، یک سری آزمایش‌ها تحت عنوان آزمایش‌های شاهد در ۴ محدوده دبی جریان ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ لیتر بر ثانیه در شرایط عدم وجود آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان انجام شدند. شکل‌های (۱۲)، (۱۳) و (۱۴) به ترتیب مقایسه منحنی‌های رخنه برداشتی در آزمایش‌های شاهد و منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط روش حل تحلیلی، حل عددی OTIS و همچنین روش گشتاورگیری زمانی در دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه را نشان می‌دهند.

در پارامترهای تخمینی مدل TSM نسبت به معادله ADE از سهم ضریب پراکندگی طولی (D_x) کاسته شده و سایر ضرایب نیز با توجه به شرایط ناحیه اصلی جریان و ناحیه بستر رسوبی دارای سهم مشخصی خواهند بود.

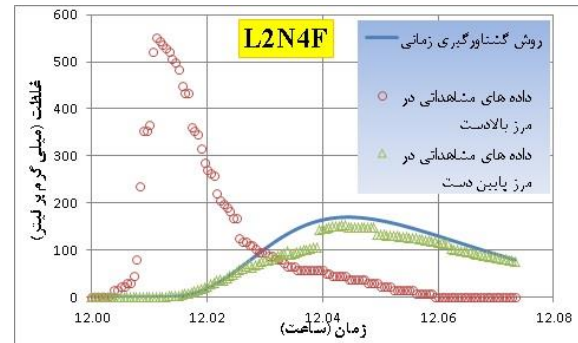
روش گشتاورگیری زمانی (TM)

در این بخش از پژوهش، ابتدا با استفاده از نتایج آزمایشگاهی غلظت‌های ماده ردیاب در بازه‌های زمانی اندازه‌گیری شده، مقادیر گشتاورهای نرمال مرکزی مرتبه اول، دوم و سوم (روابط ۹ تا ۱۲) محاسبه شدند. به جهت سهولت و هم‌چنین افزایش دقت و سرعت محاسبات، تعیین مقادیر این گشتاورها با کدنویسی در محیط نرم‌افزار MATLAB 2014 انجام و سپس در سمت چپ روابط (۱۲) تا (۱۴) جایگزین شدند. در واقع در روش گشتاورگیری زمانی با مشخص بودن سه رابطه ۱۲، ۱۳ و ۱۴ می‌توان سه پارامتر α_2 ، β و عدد Pe را تعیین کرد و از این طریق مقادیر α ، D_x و همچنین نسبت A_s به A را تعیین کرد. اما در این مطالعه به منظور تخمین تمامی پارامترهای چهارگانه از روش بهینه‌سازی توسط الگوریتم ژنتیک^۱ در محیط نرم‌افزار MATLAB 2014 استفاده شد. به این صورت که مجموع روابط (۱۲) تا (۱۳) در قالب یک تابع هدف^۲ تعریف و به منظور تعیین حداقل مقدار این تابع هدف، مقادیر بهینه هر یک از پارامترهای چهارگانه تعیین شدند. در واقع روش گشتاورگیری زمانی یک راه حل برای تخمین مقادیر پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) بوده که به صورت جداگانه برای هر یک از آزمایش‌ها انجام شد. شبیه‌سازی منحنی‌های رخنه با روش گشتاورگیری زمانی با استفاده از پارامترهای چهارگانه تخمینی توسط این روش و ورود آن‌ها به نرم‌افزار OTIS انجام پذیرفت. دو نمونه از منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با پارامترهای تخمینی توسط این روش در دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه برای آزمایش‌های شماره L2N4C و L2N4F در مقایسه با منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی در شکل‌های (۱۰) و (۱۱) ارائه شدند. مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط روش گشتاورگیری زمانی و داده‌های مشاهداتی در مرز پایین‌دست نشان می‌دهد که پارامترهای تخمینی روش گشتاورگیری زمانی با دقت خوبی زمان رسیدن ماده ردیاب به غلظت اوج (T_p)، زمان شروع بازوی بالارونده و زمان پایین‌روندگی غلظت تا رسیدن به زمان پایان آزمایش (T_{max}) را شبیه‌سازی کرده که علت آن‌را می‌توان با اهمیت میانگین زمان ماند آلودگی در شکل‌گیری معادلات نهایی روش گشتاورگیری زمانی مرتبط دانست. مقایسه آماری نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با روش گشتاورگیری زمانی و منحنی‌های رخنه

1 Genetic Algorithm
2 Objective Function



شکل ۱۱- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و روش گشتاورگیری زمانی در آزمایش L2N4C



شکل ۱۰- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و روش گشتاورگیری زمانی در آزمایش L2N4F

رخنه شبیه‌سازی شده توسط مدل عددی OTIS (شکل ۱۳) و روش گشتاورگیری زمانی (شکل ۱۴) در شرایط ساده‌تر شبیه‌سازی جریان که همان جریان بدون موانع آبشکن‌های متخلخل می‌باشد، نیز دارای تطابق و دقت بالایی در شبیه‌سازی منحنی‌های رخنه ماده آلاینده در پایین‌دست خواهند بود که بررسی نتایج آماری با ضریب همبستگی به ترتیب ۰/۹۴ و ۰/۹۶ نیز نشان‌دهنده این تطابق بالا بوده است.

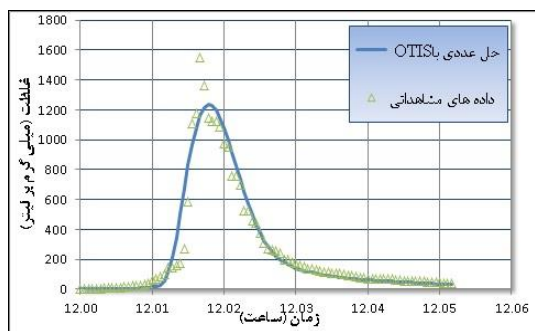
نتیجه‌گیری

اطلاع از میزان آلودگی رودخانه‌ها، آبراهه‌ها و مجاری باز و هم-چنین نحوه انتقال و پراکندگی این املاح به سمت پایین‌دست علاوه بر اهمیت برای سلامت جوامع و محیط زیست، دارای پیچیدگی‌های فراوان نیز می‌باشد. علاوه بر دشواری‌های شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌ها و آبراهه‌های طبیعی، وجود سازه‌های آبی در مسیر جریان نیز بر این پیچیدگی‌ها خواهد افزود. بنابراین در پژوهش حاضر با هدف نحوه انتقال آلودگی در حضور آبشکن‌های متخلخل در مسیر جریان با روش‌های حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی (ADE)، حل عددی با مدل OTIS و هم‌چنین بهینه‌سازی روش گشتاورگیری زمانی مدل ذخیره موقت (TSM) با الگوریتم ژنتیک اقدام به شبیه‌سازی رفتار آلودگی در شرایط رودخانه‌ای با استفاده از آزمایش‌های ماده ردیاب (NaCl) در کانال آزمایشگاهی با بستر رسوبی شد. مقایسه آماری بین نتایج شبیه‌سازی‌های عددی و برداشت‌های آزمایشگاهی نشان داد که روش حل تحلیلی معادله انتقال-پراکندگی (ADE) به علت عدم توجه به نگهداشت موقت جریان در بستر رسوبی و بدنه متخلخل آبشکن‌ها و هم‌چنین تبادلات هاپیریک ناشی از وجود این نواحی، دارای کم‌ترین دقت با ضریب همبستگی ۰/۷۱ تا ۰/۸۳ بوده است. درحالی‌که نتایج شبیه‌سازی حل مدل ذخیره موقت (TSM) با روش گشتاورگیری زمانی و مدل عددی OTIS با توجه به در نظر

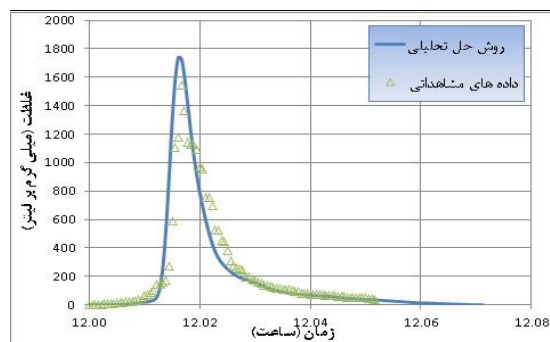
مقایسه تطبیقی شکل (۱۲) با شکل‌های (۴) و (۵) نشان می‌دهد که منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در آزمایش شاهد توسط روش حل تحلیلی تطابق بیش‌تر هم در شبیه‌سازی شبیه‌سازی غلظت اوج آلودگی (C_{max}) و هم مدت زمان ماند آلودگی (T_{max}) نسبت به شبیه‌سازی‌های انجام شده توسط این روش در آزمایش‌های L1N4F و L1N4C دارد. عدم وجود آبشکن‌های متخلخل در آزمایش‌های شاهد موجب خواهد شد تا ماده ردیاب صرفاً در نواحی متخلخل بستر رسوبی نگهداشت موقت داشته باشد، که همین امر سبب می‌شود تا روش حل تحلیلی که عامل نگهداشت آلودگی در نظر نمی‌گیرد با دقت بالاتری به شبیه‌سازی بپردازد. اگرچه جریان در آبراهه‌ها و رودخانه‌ها در شرایط معمول نیز با بستر رسوبی خود دارای تبادلات هاپیریک می‌باشند و همین تبادلات موجب نگهداشت موقت ماده محلول و تغییر در شرایط انتقال و پراکندگی خواهد شد اما وجود سازه‌های متخلخل در مسیر جریان و یا وجود فرم‌های بستر رودخانه‌ها موجب تشدید تبادلات هاپیریک و افزایش مدت زمان ماند املاح در نواحی نگهداشت خواهد شد لذا نتایج شبیه‌سازی توسط روش حل تحلیلی در این شرایط خاص به علت عدم در نظر گرفتن مساحت نواحی نگهداشت یا ضریب تبادلات در این نواحی دارای دقت به مراتب پایین‌تری نسبت به روش‌های مبتنی بر مدل نگهداشت موقت (TSM) خواهد بود. اما بررسی آماری منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط روش حل تحلیلی در آزمایش‌های شاهد در مقایسه با برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب نشان از ضریب همبستگی ۰/۹۳ بوده است که نشان از دقت بالای روش حل تحلیلی در شبیه‌سازی رفتار آلودگی در آزمایش‌های دارد. علت دقت مناسب روش حل تحلیلی در آزمایش‌های شاهد را می‌توان به پایین بودن میزان دبی تبادلات هاپیریک در شرایط آزمایش‌های شاهد و پایین بودن مدت زمان ماند املاح در جریان‌های بدون حضور آبشکن متخلخل دانست. از سوی دیگر، همان‌گونه که قابل پیش‌بینی نیز بوده منحنی‌های

بهبود در کنترل آلاینده‌های آبراهه‌ها و رودخانه‌ها می‌توان با توصیه به استفاده از آبشکن‌های متخلخل با میزان تخلخل پایین‌تر و دارای طول بیش‌تر در جهت جریان به کاهش غلظت اوج آلاینده‌ها در نقاط پایین‌دست و به عبارتی کاهش اثرگذاری شدید آلاینده‌ها کمک کرد.

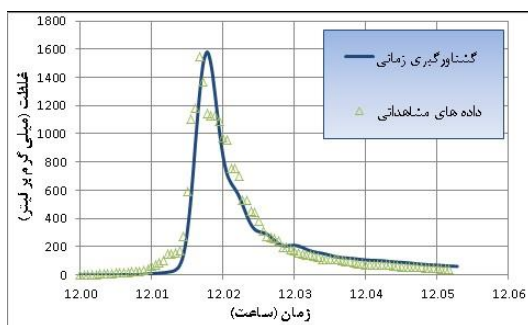
گرفته شدن مولفه‌هایی نظیر مساحت ناحیه نگهداشت (A_s) و هم-چنین تبادل در نواحی نگهداشت (α) دارای دقت مناسب با ضریب همبستگی به ترتیب ۰/۸۹ تا ۰/۹۷ و ۰/۹۱ تا ۰/۹۸ بودند. بررسی نتایج این پژوهش نشان داد که چنانچه پروژه‌های اجرایی علاوه بر اهداف هیدرولیکی دارای رویکرد زیست‌محیطی نیز باشند و با منظور



شکل ۱۳- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و حل عددی OTIS در آزمایش شاهد با دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه



شکل ۱۲- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و حل تحلیلی در آزمایش شاهد با دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه



شکل ۱۴- منحنی رخنه ماده ردیاب آزمایشگاهی و گشتاورگیری زمانی در آزمایش شاهد با دبی جریان ۵ لیتر بر ثانیه

محمودیان شوشتری، م. ۱۳۸۷. اصول جریان در مجاری روباز. انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.

میرناصری، م.، عمادی، ع.ر.، ظهیری، ع.ر. و غلامی سفیدکوهی، م.ع. ۱۴۰۰. بررسی آزمایشگاهی و عددی تاثیر ضخامت بستر رسوبی و فرم بستر تلماسه بر جابجایی آلودگی در رودخانه‌ها. نشریه هیدرولیک. ۱۶(۴): ۲۰-۱.

میرناصری، م.، عمادی، ع.ر.، ظهیری، ع.ر. و غلامی سفیدکوهی، م.ع. ۱۴۰۰. بررسی آزمایشگاهی و عددی تاثیر نواحی فرم بستر خیزاب-چالاب بر جابجایی آلودگی در رودخانه‌های با بستر شنی. مجله تحقیقات آب و خاک ایران. ۵۲(۴): ۱۰۴۰-۱۰۲۵.

نیکبخت، ز.، عمادی، ع.ر. و میرناصری، م. ۱۴۰۱. بررسی آزمایشگاهی و عددی اثر سدهای اصلاحی گابیونی بر پارامترهای مدل نگهداشت موقت (TSM) در انتقال آلودگی در رودخانه‌ها.

منابع

آزادان، ی.، عمادی، ع.ر.، چابک‌پور، ج. و دانش‌فراز، ر. ۱۳۸۸. برآورد پارامترهای مدل ذخیره موقت برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌های بستر سنگریزه‌ای. مجله تحقیقات آب و خاک ایران. ۵۰(۱): ۷۶-۶۵.

چابک‌پور، ج.، صمدی، ا. و مریخی، م. ۱۳۹۷. اعمال روش گشتاورگیری زمانی بر روی منحنی‌های رخنه آلودگی خروجی از محیط‌های سنگدانه‌ای. مجله تحقیقات آب و خاک ایران. ۴۹(۳): ۶۴۰-۶۲۹.

صدقی‌اصل، م. ۱۳۸۹. مطالعه حدود تشابه دوپویی برای جریان‌های تدریجی ماندگار درون محیط‌های متخلخل درشت‌دانه. رساله دکتری سازه‌های آبی، دانشکده مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران.

- Kelleher, C., Wagener, T., McGlynn, B., Ward, A.S., Gooseff, M.N. and Payn, R.A. 2013. Identifiability of transient storage model parameters along a mountain stream. *Water Resources Research*. 49(9): 5290–5306.
- Knapp, J.L.A. and Kelleher, C. 2020. A perspective on the future of transient storage modeling: Let's stop chasing our tails. *Water Resources Research*. 56(3):1-7.
- Phanikumar, M.S., Aslam, I., Shen, C., Long, D.T. and Voice, T.C. 2007. Separating surface storage from hyporheic retention in natural streams using wavelet decomposition of acoustic Doppler current profiles. *Water Resources Research*, 43, W05406.
- Rana, S.M.M., Boccelli, D.L., Scott, D.T. and Hester, E.T. 2019. Parameter Uncertainty with Flow Variation of the One-dimensional Solute Transport Model for Small Streams using Markov chain MonteCarlo. *Journal of Hydrology* 575: 1145-1154.
- Runkel, R.L. 1998. One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for streams and rivers. U.S. Geological Survey, Water-Resources investigations, Report 98-4018. 73 p, Denver, Colorado.
- Runkel, R.L. and Broshears, R.E. 1991. One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS)-A solute transport model for small streams: Boulder, Colo., University of Colorado, CADSWES Technical Report 91-01, 85 p.
- Seo, I.W. and Cheong, T.S. 2001. Moment-based calculation of parameters for the storage zone model for river dispersion. *Journal of Hydraulic Engineering*. 127(6): 453-465.
- Sokác, M. 2017. Determination of the longitudinal dispersion coefficient in lowland streams with occurrence of dead zones. Environmental Engineering 10th International Conference, Vilnius Gediminas Technical University Lithuania. 27-28 April.
- Yisa, J. and Jimoh, T. 2010. Analytical studies on water quality index of river Landzu. *American journal of applied sciences*. 7(4): 453-458.
- مجله تحقیقات مهندسی سازه‌های آبیاری و زهکشی. ۲۳ (۸۷): ۱۱۹-۱۴۴.
- واقفی، م، قدسیان، م. و صالحی نیشابوری، س.ع. ۱۳۸۸. مطالعه آزمایشگاهی الگوی جریان سه‌بعدی پیرامون آبشکن T شکل مستقر در قوس ۲۳ درجه. *مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک*. ۱۶(۱): ۷۹-۱۰۵.
- Azizullah, A., Khattak, M.N.K., Richter, P. and Häder, D.P. 2011. Water pollution in Pakistan and its impact on public health—a review. *Journal of Environment International*. 37(2): 479-497.
- Bencala, K. 1983. Simulation of Solute Transport in a Mountain Pool-and-Riffle Stream with a Kinetic Mass Transfer Model for Sorption. *Water Resources Research*. 19(3): 732-738.
- Bencala, K.E. and Walters, R.A. 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and riffle stream: a transient storage model. *Water Resource Research*. 19(3): 112–124.
- Camacho, L.A. and González, R.A. 2008. Calibration and predictive ability analysis of longitudinal solute transport models in mountain streams. *Environmental fluid mechanics*. 8(5):597–604.
- Chanson, H. 2004. *Environmental hydraulics of open channel flows*. Elsevier Butterworth-Heinemann Linacre House, Jordan Hill, Oxford.
- Genuchten, M., Leij, F., Skaggs, T. and Toride, N. 2013. Exact analytical solutions for contaminant transport in rivers 1. The equilibrium advection-dispersion equation. *Journal of Hydrol. Hydromech*. 61(2): 146–160.
- Gonzales-Pinzon, R., Haggerty, R. and Dentz, M. 2013. Scaling and predicting solute transport processes in streams. *Water Resources Research*. 49(7): 4071-4088.
- Jin, L., Siegel, D.I., Lautz, L.K. and Otz, M.H. 2009. Transient storage and downstream solute transport in nested stream reaches affected by beaver dams. *Hydrological Processes*. 23(17): 2438–2449.

Laboratory Investigation of the Effect of Gabion Spur Dikes Storage Zones on the Numerical Simulation of Pollution Transport in Rivers

Fariba Gholami¹, Alireza Emadi^{2*}, Mohammad Mirnaseri³

Received: Oct.19, 2023

Accepted: Jan.03, 2023

Abstract

Ensuring the health and sustainability of the environment is one of the secondary goals of hydraulic structures. Water pollution and the reduction of its quality are serious threats to the health of the earth and will turn rivers into channels for polluted industrial wastewater. Increasing the residence time of flow in rivers by constructing hydraulic structures such as gabion spur dikes can increase the self-purification capacity. In this research, a laboratory investigation of pollution transport using NaCl tracer material in a laboratory channel with a sediment bed with a medium diameter (D_{50}) of 11.85 mm, thickness of 12 cm, and length of 12 meters in a different number of fine-grained or coarse-grained gabion spur dikes from 1 to 4 were performed. Analytical solutions of Advection-Dispersion equation (ADE), OTIS model, and solution of Transient Storage Model (TSM) were used for numerical simulation. Laboratory results showed that gabion spur dikes with fine-grained materials reduce the peak concentration of pollution (C_{max}) compared to coarse-grained materials. The results showed that the gabion spur dikes in the flow path increase the residence time of the pollutant by increasing hyporheic exchanges. The advection-dispersion equation (ADE) has low accuracy in the simulations due to the lack of attention to the role of the storage zone exchanges, with a determination coefficient (R^2) of 0.71 to 0.83. On the other hand, the OTIS model, which is based on the transient storage model (TSM), considering the role of the porous zones of spur dikes in the transient storage of solute, has high accuracy with a determination coefficient (R^2) of 0.91 to 0.98. The estimated coefficients of longitudinal dispersion (D_x) and storage zone exchange (α) by the temporal moment analysis were evaluated lower than the estimates of OTIS model in most of the simulations.

Keywords: Advection-dispersion Equation, Genetic Algorithm, Hyporheic Exchanges, Self-Purification, Tracer

1- M.Sc. of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

2- Associate Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.

3- Assistant Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Water and soil Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

(*- Corresponding Author Email: Emadia355@yahoo.com)