

Research Paper

Experimental Investigation of the Suspended Sediment Effect on the Contamination Transport and Comparison with the Temporal Moment Analysis and OTIS-P software

Mohammad Mirnaseri¹, Alireza Emadi^{2*}, Abdolreza Zahiri³,
Mohammad-Ali Gholami-efidkouhi⁴

¹Ph.D. Candidate of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.

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

³Associate Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Water and soil Engineering, Gorgan Agricultural Sciences and Natural Resources University, Gorgan, Iran

⁴Associate Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.



10.22125/IWE.2022.162561

Received:

June 7, 2021

Accepted:

October 6, 2021

Available online:

December 11, 2022

Keywords:

Transient Storage Model (TSM), Breakthrough Curve (BTC), Hyporheic, Advection-Dispersion Equation (ADE), OTIS.

Abstract

Environmental quality and health safety assessment often require prediction of solute transport in rivers. The process of moving suspended sediment in rivers acts like contamination. In this study, the transient storage model (TSM) was used to simulate the contamination transport in dense flow conditions (with suspended sediments). OTIS-P numerical model and Temporal Moment analysis (TM) were used to solve the transient storage model (TSM) and the breakthrough curves (BTCs) were simulated. Grain material with an average diameter (D_{50}) of 11.85 mm and the porosity (n) of 0.28 were used to create a sedimentary bed. Experiments of tracer material (NaCl) were performed in a flume with a length of 12 m, a width of 0.5 m and a height of 0.7 m applying three different flow discharges (10, 12.5 and 15 l/s). In order to create dense flow conditions, suspended sediments with initial concentrations of 187500 ppm (SC1) and 375000 ppm (SC2) were injected. Experimental results showed that the existence of suspended sediment in the stream (dense flow conditions) increased the medium residence time (MRT) of contamination in the main stream. The results of numerical solution showed that storage zone exchange coefficient (α) in dense flow conditions was 1 to 3.2 times the storage zone exchange coefficient (α) compared to clear flow conditions. The results of numerical solution showed that the longitudinal dispersion coefficient (D_x) in dense flow conditions was 2 to 7 times the longitudinal dispersion coefficient (D_x) compared to clear flow conditions. The BTCs simulated by the OTIS-P numerical model and the temporal moment analysis (TM) were highly agreement with the laboratory BTCs with the Nash-Sutcliffe index between 0.89 to 0.97 and 0.89 to 0.95. In natural rivers with high concentrations of suspended sediment, hyporheic exchanges have an important role in the transport of contamination. Therefore, the use the

transient storage model (TSM) is recommended instead of the analytical solution of the advection-dispersion equation (ADE).

1. Introduction

Environmental quality and health safety assessment often requires prediction of solute transport in rivers. The main equation for the transport of contamination in rivers is the advection-dispersion equation (ADE):

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

Where, C: main channel solute concentration, D_x : longitudinal dispersion coefficient, t: time, x: distance and U: mean flow velocity.

Rivers are always contact with the sediment bed, surrounding floodplains and groundwater flows. Hyporheic zone is an interstitial saturated zone beneath the river bed and its banks which includes the part of flow penetrated into the bed, reside there for some time, and then return to the stream. The downstream propagation of the transported substances in a natural stream is influenced by exchanges between the surface water and the surrounding retention zones, typically vegetated pockets, dead zones and permeable subsurface. The process of moving suspended sediment in rivers acts like contamination. Suspended sediment in the stream changes the rate of hyporheic exchanges. The effect of hyporheic exchanges on contamination transport is not considered in the ADE. The attention given to the exchange of solutes between the surface water of a river and the hyporheic zone has led to the development of various types of mathematical formulations. One of the most commonly used models is the transient storage model (TSM), presented by Bencala and Walters (1983).

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

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

Where, A: main channel cross-sectional area, A_s : storage zone cross-sectional area, C: main channel solute concentration, C_L : lateral inflow solute concentration, q_L : lateral inflow rate C_s : storage zone solute concentration, D_x : longitudinal dispersion coefficient, Q: volumetric flow rate, t: time, x: distance, α : storage zone exchange coefficient.

The efficiency of the Transient Storage Model (TSM) depends on accurate estimation of the four parameters of the model (D_x , A_s , A and α). In this study, the TSM was used to simulate the contamination transport in dense flow conditions. OTIS-P software and Temporal Moment analysis (TM) were used to solve the TSM.

2. Materials and Methods

The experiments of tracer material (NaCl) were performed in a flume with a length of 12 m, the width of 0.5 m and the height of 0.7 m in four flow discharges (10, 12.5 and 15 lit/s). An ultrasonic flow-meter was used to measure the flow discharge in all experiments. Materials with medium diameter of (D_{50}) 11.85 mm and porosity of (n) 0.28 were used to create a sedimentary bed. In order to create dense flow conditions, suspended sediments with initial concentrations of $\frac{750 \text{ gr}}{4 \text{ lit}}$ (SC1) and $\frac{1500 \text{ gr}}{4 \text{ lit}}$ (SC2) were injected. The length of the flume was divided into three equal ranges. Two sensors were placed at the end of each interval, to measure the electrical conductivity (EC) of water in order to track pollutants. A pitot tube connected to a barometer was used to measure the velocity (U) of water flow in each interval.

Also, an acoustic depth gauge was used to determine the depth of water flow (d). The laboratory results were simulated by the OTIS-P numerical model and the four parameters of the Transient Storage Model (TSM) were estimated. The OTIS-P numerical model estimated the four parameters of the TSM using the Nonlinear Least Squares (NLS) optimization algorithm and then simulated the breakthrough curves using the Crank-Nicolson implicit finite difference method. The parameters of the TSM were estimated by optimizing the temporal moment (TM) relations by the Genetic Algorithm (GA) method and the breakthrough curves were reproduced using these parameters in the OTIS software.

3. Results

Experimental results showed that the existence of suspended sediment in the stream (dense flow conditions) had increased the medium residence time (MRT) of contamination in the main stream and reduced the average flow velocity (U). Therefore, the contamination transport process had been reduced by increasing the concentration of suspended sediment. Thus, the increase hyporheic exchanges in the dense flow conditions will increase the (MRT).

The results of numerical solution showed that creating dense flow conditions increased the longitudinal dispersion coefficient (D_x) compared to the clear flow conditions. In general, under constant hydraulic conditions, the longitudinal dispersion coefficient (D_x) was inversely related to the peak contamination concentration (C_{max}). On the other hand, increasing the concentration of suspended sediment in the stream reduced the concentration of the peak contamination concentration (C_{max}). Therefore, in the conditions of dense flow, increasing the concentration of suspended sediment from SC1 to SC2 increased the longitudinal dispersion coefficient (D_x).

The results of numerical solution showed that creating dense flow conditions increased the storage zone exchange coefficient (α) compared to the clear flow state. In general, under constant hydraulic conditions, the storage zone exchange coefficient (α) depended on the residence time and contamination displacement in the porous media of the sediment bed. Increasing the concentration of suspended sediment in the stream increased the medium residence time (MRT) of contamination in the main stream as well as the sediment bed area. Therefore, in these conditions, the value of the storage zone exchange coefficient (α) increased. Also, in the conditions of dense flow, increasing the concentration of suspended sediment from SC1 to SC2 increased the storage zone exchange coefficient (α).

The BTCs simulated with the estimated parameters by the temporal moment (TM) analysis in the OTIS software have a high agreement with the laboratory results of the tracer material tests under dense flow conditions (Fig. 1).

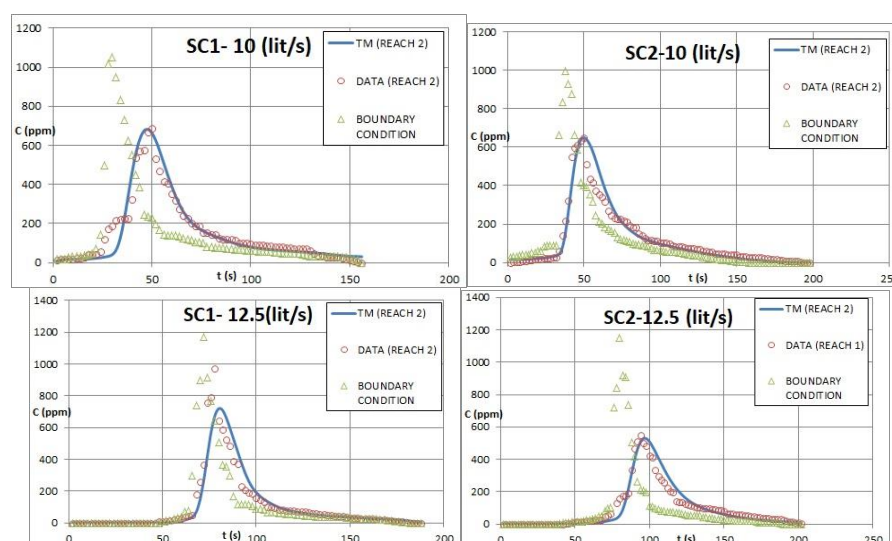


Fig. 1. Comparison of BTCs simulated by TM of TSM and laboratory results

Also, the BTCs simulated by OTIS-P software have a high agreement with the tracer material tests under dense flow conditions (Fig. 2).

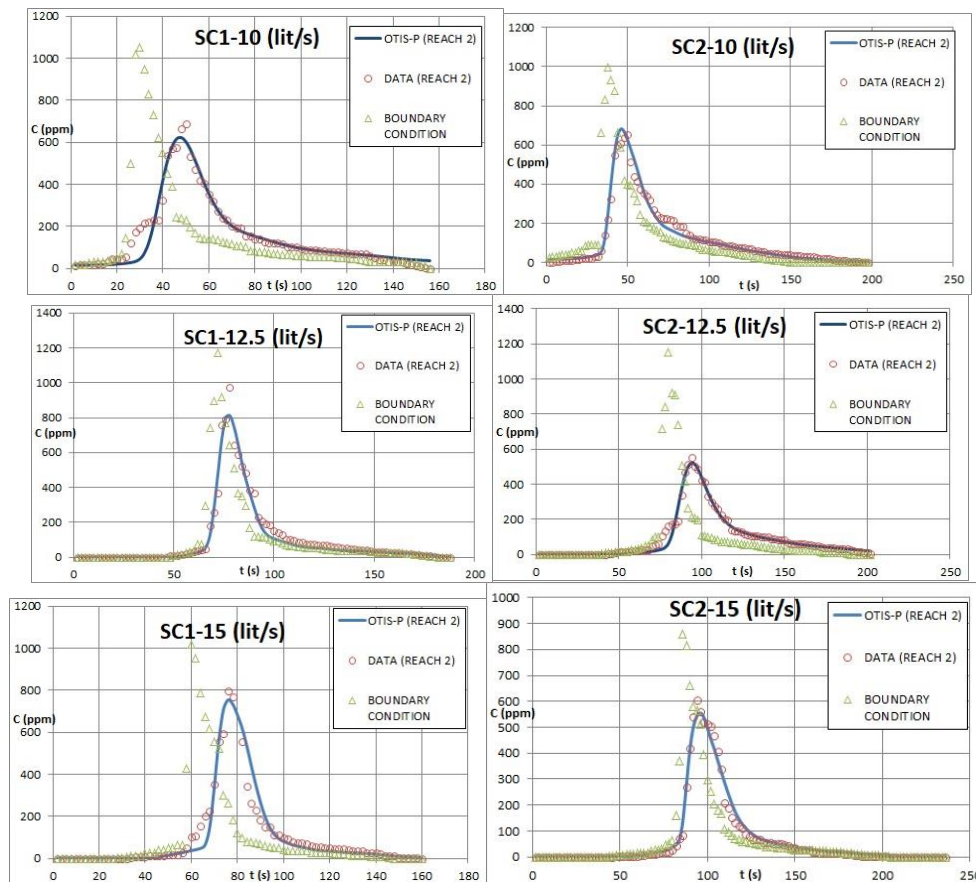


Fig. 2. Comparison of BTCs simulated by OTIS-P and laboratory results

Most of the contamination or suspended sediment due to hyporheic exchanges enters the porous media of the sediment bed (hyporheic zone). Contamination, due to its solubility in water flow, is transferred in the porous media of the sediment bed and returns to the main stream due to hyporheic exchanges. On the other hand, most of the suspended sediment settles in the porous media and does not return to the main stream. These interactions reduce the percentage of suspended sediment recovery compared to contamination, which increase the longitudinal dispersion coefficient of suspended sediment (D_x) compared to contamination.

The laboratory BTCs of suspended sediment were obtained at flow discharges of 10, 12.5, 15 and 17.5 liters per second and for the initial concentration of suspended sediment (SC1 and SC2) with manual sampling at the end of the sediment bed. On the other hand, the longitudinal dispersion coefficients (D_x) of suspended sediment were calculated in each of the above cases using ANALYTICAL solution of the ADE equation by Least Square Curve Fitting in MATLAB software. Comparative comparison of BTCs in Fig. (3) Shows that the ANALYTICAL solution has acceptable accuracy in simulating laboratory results.

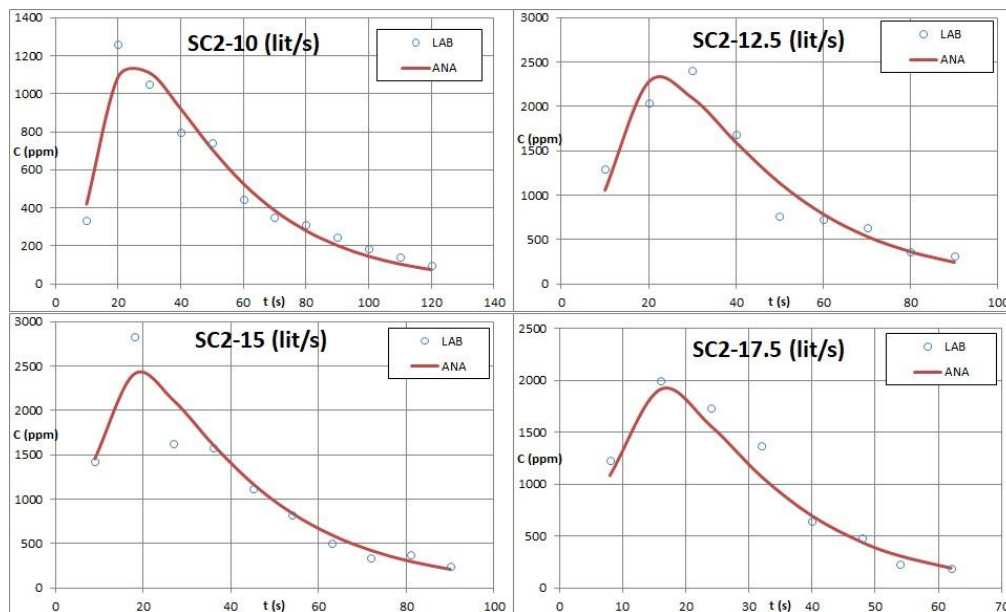


Fig. 3. Comparison of BTCs simulated by analytical solution of ADE and laboratory results for suspended sediment

4. Discussion and Conclusion

The results of numerical solution showed that storage zone exchange coefficient (α) in dense flow conditions was 1 to 3.2 times the storage zone exchange coefficient (α) compared to clear flow conditions. The results of numerical solution showed that the longitudinal dispersion coefficient (D_x) in dense flow conditions was 2 to 7 times the longitudinal dispersion coefficient (D_x) compared to clear flow conditions. The BTCs simulated by the OTIS-P numerical model and the temporal moment analysis (TM) were highly agreement with the laboratory BTCs with the Nash-Sutcliffe index between 0.89 to 0.97 and 0.89 to 0.95. In natural rivers with high concentrations of suspended sediment, hyporheic exchanges have an important role in the transport of contamination. Therefore, the use the transient storage model (TSM) is recommended instead of the analytical solution of the advection-dispersion equation (ADE).

5. Six important references

- 1) 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(3):718–724.
- 2) Chanson, H. 2004. *Environmental hydraulics of open channel flows*. Elsevier Butterworth-Heinemann Linacre House, Jordan Hill, Oxford.
- 3) Gonzales-Pinzon, R., R. Haggerty and M. Dentz. 2013. Scaling and predicting solute transport processes in streams. *Water Resources Research*, 49(7): 4071-4088.
- 4) 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(6): 453-465.
- 5) 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.
- 6) Marion, A., M. Zaramella and A. Bottacin-Bosolin. 2008. Solute transport in rivers with multiple storage zones: The STIR model. *Water Resources Research*, 44(10): 1-10.

Conflict of Interest

Authors declared no conflict of interest.

بررسی آزمایشگاهی تاثیر رسوب معلق بر جابجایی آلودگی و مقایسه با روش گشتاورگیری زمانی و نرم افزار OTIS-P

محمد میرناصری^۱، علیرضا عمادی^{۲*}، عبدالرضا ظهیری^۳، محمدعلی غلامی سفیدکوهی^۴

تاریخ ارسال: ۱۴۰۰/۰۳/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۷/۱۴

مقاله پژوهشی

چکیده

ارزیابی کیفیت محیط زیست و ایمنی بهداشت اغلب نیاز به پیش‌بینی انتقال املاح به ویژه آلاینده‌ها در رودخانه‌ها و آبراهه‌های طبیعی دارد. فرایند انتقال و پراکنش رسوب معلق در جریان‌های مجاری باز و نحوه تبادل آن‌ها در داخل محیط متخلخل سنگدانه‌ای (بستر رودخانه) از بسیاری جهات شبیه به آلودگی عمل می‌کند. در این پژوهش، مدل نگهداشت موقت (TSM) در شرایط جریان همراه با رسوب معلق (غلیظ) توسط مدل عددی OTIS-P و همچنین بهینه‌سازی معادلات گشتاورگیری زمانی (TM) با الگوریتم ژنتیک (GA) حل و منحنی‌های رخنه (BTC) شبیه‌سازی شدند. به منظور ایجاد بستر رسوبی از مصالح شنی با قطر میانه (D₅₀) ۱۱/۸۵ میلی‌متر و تخلخل (n) ۰/۲۸ استفاده شد. آزمایش‌های ماده ردیاب (NaCl) در یک کانال آزمایشگاهی با طول ۱۲ متر، عرض ۰/۵ متر و ارتفاع دیواره ۰/۷ متر در سه دبی جریان ۱۰، ۱۲/۵ و ۱۵ لیتر بر ثانیه انجام شدند. به منظور ایجاد شرایط جریان غلیظ، رسوب معلق با غلظت‌های اولیه ۱۸۷۵۰۰ (SC1) و ۳۷۵۰۰۰ (SC2) بخش در میلیون (ppm) تهیه و به صورت آبی در بالادست بستر رسوبی تزریق شدند. نتایج آزمایشگاهی نشان دادند که وجود رسوب معلق در جریان (شرایط جریان غلیظ) سبب افزایش مدت زمان متوسط ماند آلودگی در ناحیه اصلی جریان (MRT) می‌شود. نتایج حل عددی نشان داد که ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) در شرایط جریان غلیظ ۱ تا ۳/۲ برابر ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نسبت به شرایط جریان زلال بود. نتایج حل عددی نشان داد که ضریب پراکنش طولی (Dx) در شرایط جریان غلیظ ۲ تا ۷ برابر ضریب پراکنش طولی (Dx) نسبت به شرایط جریان زلال بود. منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط مدل عددی OTIS-P و روش گشتاورگیری زمانی (TM) تطابق بالایی با منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی با شاخص نش ساتکلیف (Nash-Sutcliffe) بین ۰/۸۹ تا ۰/۹۷ و ۰/۸۹ تا ۰/۹۵ داشتند. در آبراهه‌های طبیعی دارای غلظت بالای رسوب معلق، تبدلات هایپریک در جابجایی آلاینده‌ها نقش زیادی را بر عهده دارند. بنابراین پیشنهاد می‌شود از مدل نگهداشت موقت (TSM) به جای استفاده از روش حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE) استفاده شود.

واژه‌های کلیدی: مدل نگهداشت موقت (TSM)، منحنی رخنه (BTC)، هایپریک، معادله انتقال-پراکنش (ADE)، OTIS

^۱ دانشجوی دکترای 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 دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران.

^۴ دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.

مقدمه

ارزیابی کیفیت محیط زیست و ایمنی بهداشت اغلب نیاز به پیش‌بینی انتقال املاح به ویژه آلاینده‌ها در رودخانه‌ها و آبراهه‌های طبیعی دارد (Marion et al., 2008). هنگامی که آلاینده‌ای همراه با مواد مذکور به داخل آب رها شود، به علت حرکت مولکولی و تلاطم و نیز غیریکنواختی سرعت در سطح مقطع جریان، سریعاً در آب پخش و همراه با جریان آب جابجا می‌شود. مکانیسم پراکنش و حرکت آلاینده‌ها در آب، بخش مهمی از دانش محیط زیست است (محمودیان شوشتری، ۱۳۸۸).

معادله حاکم بر پدیده جابجایی در رودخانه‌ها، معادله انتقال-پراکنش^۱ (ADE) می‌باشد. این معادله از ترکیب معادله پیوستگی و قانون اول فیک به دست آمده و از نوع معادلات دیفرانسیل جزئی سهموی می‌باشد. ماده آلاینده تحت تأثیر انتقال و پراکنش قرار می‌گیرد که فرآیندهای انتقال و پراکنش، ابر آلودگی را در جهت‌های عرضی، عمقی و راستای طولی جریان توسعه می‌دهند. با فاصله گرفتن از محل تزریق آلودگی، اختلاط در مقطع عرضی و عمقی کامل شده و تغییرات عمده و مهم غلظت در جهت طولی خواهد بود. بنابراین معادله انتقال-پراکنش (ADE) اغلب به صورت یک بعدی (رابطه ۱) و صرفاً در راستای طولی جریان، کاربرد عملی به جهت پیش‌بینی نحوه انتقال و پراکنش ماده آلاینده یا رسوب معلق همراه با جریان را دارد.

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

که در این رابطه: C غلظت متوسط ماده آلاینده (ماده ردیاب) در مقطع عرضی، t مدت زمان سپری شده بعد از تزریق آلودگی، x جهت طولی، U سرعت متوسط جریان در جهت x و D_x ضریب پراکنش در جهت x می‌باشند (Chanson, 2004).

به کلیه مواد رسوبی که وزن آن توسط مایع حمل می‌شود و در نتیجه درون مایع قرار داشته و با همان سرعت جریان انتقال می‌یابد، رسوب معلق^۲ می‌گویند (شفاعی‌بجستان، ۱۳۹۰). فرآیند انتقال و پراکنش رسوب معلق در جریان‌های مجاری باز و نحوه تبادل آن‌ها در داخل محیط متخلخل

سنگدانه‌ای (بستر رودخانه) از بسیاری جهات شبیه به آلودگی عمل می‌کند. چابک‌پور و همکاران (۱۳۹۵) طی پژوهشی ضرایب پراکنش طولی (Dx) رسوب‌های معلق درون محیط متخلخل درشت‌دانه را برآورد کردند. آن‌ها در این پژوهش با استفاده از بررسی آزمایشگاهی نشان دادند که اختلاط رسوب‌های معلق درون محیط سنگدانه‌ای تا حدود زیادی شبیه به انتقال و پراکنش آلودگی در این‌گونه محیط‌ها بوده و منحنی‌های رخنه رسوب‌های معلق خروجی از محیط متخلخل و همچنین ضرایب پراکنش طولی (Dx) را برای غلظت‌های مختلف رسوب معلق در محیط متخلخل سنگدانه‌ای با قطر متوسط ۱۶ و ۳۰ میلی‌متر به دست آوردند. آنها نتیجه گرفتند که تنها تفاوت انتقال و پراکنش رسوب معلق و آلودگی درون محیط متخلخل، مربوط به درصد بازیابی آن‌ها است (چابک‌پور و همکاران، ۱۳۹۵). شکل ۱ نمونه‌ای از جریان یک آبراهه حاوی رسوب معلق را نشان می‌دهد.



شکل (۱): جریان در آبراهه حاوی رسوب معلق زیاد (مازندران)

جابجایی مواد محلول در یک جریان طبیعی آبراهه یا رودخانه به‌طور معمول تحت تأثیر انتقال و پراکنش بین آب‌های سطحی و پوشش‌های گیاهی اطراف آبراهه، نواحی راکد و ماندابی حاشیه آبراهه، پیچان‌رودی و تغییر مسیر آبراهه و همچنین تبادل جریان سطحی بین آبراهه و مناطق خلل و فرج محیط متخلخل بستر رسوبی بوده که تحت عنوان تبدلات هایدریک نامیده می‌شود (Marion et al., 2008). در شکل ۲ نمونه‌ای از نحوه انتقال و پراکنش مواد

² Suspended Sediment

¹ Advection-Dispersion Equation (ADE)

داد که استفاده از معادله انتقال-پراکنش (ADE) در پیش-بینی شاخه پایین‌رونده با خطا همراه بوده و استفاده از آن را برای نواحی دارای ذخیره موقت توصیه نکردند.

وقتی یک مقداری از ماده آلاینده در آبراهه طبیعی وارد می‌شود، بخشی از جرم ماده حل شده در اثر تبادلات هایپرریک به داخل محیط متخلخل بستر رسوبی وارد می‌شود. مواد محلول وارد شده نواحی هایپرریک بستر رسوبی پس از مدت زمانی و طی انجام تبادلاتی در این ناحیه، مجدداً به جریان اصلی آبراهه بازمی‌گردد و این امر موجب ایجاد یک دنباله پیش‌رونده در پروفیل غلظت مشاهداتی می‌شود. Bancala and Walters (1983) در مطالعه‌ای به شبیه‌سازی جابجایی مواد محلول در رودخانه‌های کوهستانی پرداختند. آن‌ها نتیجه گرفتند که برای شبیه‌سازی دقیق فرایند انتقال ماده حل شده در محیط‌های رودخانه و آبراهه‌های طبیعی باید یکسری اصلاحات در نظر گرفت و از روابط زیر برای چنین محیط‌هایی که تحت عنوان مدل ذخیره موقت^۱ (TSM) نام برده می‌شود، استفاده نمودند:

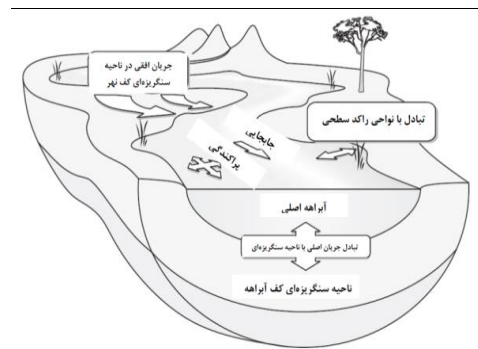
$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \alpha (C_s - C) \quad (2)$$

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

که در روابط فوق: A مساحت مقطع عرضی کانال اصلی، A_s مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت، C غلظت ماده‌ی حل شده در کانال اصلی، C_s غلظت ماده‌ی حل شده در ناحیه نگهداشت، D_x ضریب پراکنش طولی^۲، Q دبی جریان، t زمان، X فاصله از محل تزریق آلودگی و α ضریب تبادل ناحیه‌ی نگهداشت^۳ می‌باشد.

برآورد دقیق پارامترهای چهارگانه (α و A، A_s، D_x) مدل ذخیره موقت (TSM) موجب افزایش کارایی این مدل برای شبیه‌سازی دقیق‌تر جابجایی آلودگی می‌شود. Gonzales et al. (2013) با استفاده از روش‌های گشتاورگیری زمانی^۴ (TM) روی زوج معادله دیفرانسیل مدل ذخیره موقت به سه رابطه نهایی برای برآورد

محلول در جریان یک آبراهه طبیعی و همچنین تبادلات هایپرریک بین ناحیه اصلی جریان و بستر رسوبی نشان داده شده است.



شکل (۲): نقش تبادلات هایپرریک در انتقال و پراکنش در آبراهه‌ها (آزدان و همکاران، ۱۳۹۷؛ Marion et al., 2008)

Seo and Cheong (2001) نتایج حل عددی معادله یک بعدی انتقال-پراکنش (ADE) در آبراهه‌های طبیعی را به دلیل عواملی مثل نواحی ماندابی، پیچان‌رودی رودخانه‌ها و نامنظمی مسیر آبراهه‌ها را مناسب ارزیابی نکردند. آن‌ها همچنین اصلاح در این معادله را برای شبیه‌سازی جابجایی آلودگی در شرایط مذکور لازم ارزیابی کردند. میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) در یک مطالعه آزمایشگاهی به حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE) در جریان‌های رودخانه‌ای با فرم بستر خیزاب-چالاب پرداختند. نتایج نشان داد که معادله انتقال-پراکنش (ADE) به علت در نظر نگرفتن تاثیر افزایش تبادلات هایپرریک ناشی از ایجاد فرم بستر، دقت مناسب در شبیه‌سازی نحوه جابجایی آلودگی در چنین شرایطی را ندارد. آن‌ها در این مطالعه، استفاده از مدل ذخیره موقت (TSM) را برای شبیه‌سازی انتقال و پراکنش آلودگی در جریان‌های دارای فرم بستر را مناسب ارزیابی کردند. آزدان و همکاران (۱۳۹۸) در یک مطالعه آزمایشگاهی به بررسی دقت روش حل تحلیلی معادله کلاسیک انتقال-پراکنش در رودخانه‌های با بستر سنگریزه‌ای پرداختند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان

³ Storage Zone Exchange Coefficient

⁴ Temporal Moment Analysis (TM)

¹ Transient storage Model (TSM)

² Longitudinal Dispersion Coefficient

می‌تواند پارامترهای این مدل را با دقت بالایی پیش‌بینی نماید. (Noh et al., (2021) در مطالعه‌ای به پیش‌بینی پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) با استفاده از مدل‌های تجربی پرداختند. آن‌ها در این مطالعه، با مجموع ۱۲۸ داده با متغیرهای کامل از ۱۴ مقاله منتشر شده در این زمینه از دو مدل تجربی بدون بعد، با استفاده از برنامه-ریزی ژنتیکی چندژنی^۱ (MGGP) و رگرسیون مولفه‌های اصلی^۲ (PRC) استفاده کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که مدل MGGP نسبت به مدل دیگر در پیش‌بینی پارامترها برتر بوده است.

براتی‌مقدم و همکاران (۱۳۹۴) در مطالعه‌ای به تأثیر نقش نواحی نگهداشت موقت در انتقال آلاینده‌ها در رودخانه‌های طبیعی پرداختند. آن‌ها در این پژوهش به ارائه مدلی جدید و جامع با تلفیق الگوهای عددی برای شبیه‌سازی انتقال یک بعدی آلاینده‌ها با لحاظ نگهداشت موقت و جذب سینتیک در رودخانه‌ها با مقاطع نامنظم تحت رژیم جریان غیرماندگار پرداختند. آن‌ها نتایج حاصل از این شبیه‌سازی عددی را با نتایج شبیه‌سازی در نرم‌افزارهای MIKE 11 و OTIS مقایسه و به این نتیجه رسیدند که مدل ارائه شده قابلیت شبیه‌سازی مسئله انتقال هر نوع ماده حل شده (واکنش‌پذیر و واکنش‌ناپذیر) در هر دو حالت با در نظر گرفتن و بدون در نظر گرفتن نگهداشت موقت را دارد.

بررسی پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد که به شناخت نحوه انتقال و پراکنش آلودگی در شرایط جریان غلیظ (همراه با رسوبات معلق) در مطالعات قبلی پرداخته نشده است. آژدان و همکاران (۱۳۹۷) به بررسی جابجایی آلودگی در محیط‌های با بستر سنگریزه‌ای پرداختند اما بررسی شرایط جریان‌های غلیظ (همراه با رسوب معلق) و تأثیر وجود رسوب معلق بر نحوه انتقال و پراکنش آلاینده‌ها در مجاری باز را در نظر نگرفتند. از سوی دیگر، در مطالعات گذشته (چابک‌پور و همکاران، ۱۳۹۵) نحوه انتقال و پراکنش رسوب معلق در محیط‌های متخلخل درشت‌دانه بررسی شد اما حضور هم‌زمان آلودگی و رسوب معلق که

پارامترهای این مدل دست یافتند که با حل همزمان این روابط می‌توان پارامترهای این مدل را تعیین نمود.

(Rana et al., (2017) در یک پژوهش با تزریق کلرید-سدیم (NaCl) به عنوان ماده ردیاب، به بررسی اثر سرریزها در مسیر جریان رودخانه بر پارامترهای ذخیره موقت آلودگی پرداختند. آن‌ها در این مطالعه با استفاده از مدل OTIS-P به حل مدل ذخیره موقت (TSM) در جابجایی آلودگی پرداخته و نتیجه گرفتند که با افزایش تعداد سرریزها، پارامترهای مساحت ناحیه اصلی جریان (A) و مساحت ناحیه ذخیره (A_s) افزایش یافته ولی مقدار ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) کاهش پیدا می‌کند.

(Sokác (2017) طی پژوهشی به بررسی ضریب پراکنش طولی (Dx) در سه آبراهه دارای پوشش گیاهی در کشور اسلواکی پرداخت. وی نتیجه گرفت که حضور پوشش گیاهی به عوان یک عامل مهم در نگهداشت آلودگی است و از مدل ذخیره موقت (TSM) برای ارزیابی ضریب پراکنش طولی (Dx) استفاده کرد. وی همچنین این نتایج را با حل تحلیلی و همچنین نتایج خروجی نرم‌افزاری تحت عنوان OTIS مقایسه و نتایج خروجی را برای شبیه‌سازی جابجایی آلودگی در این شرایط مناسب ارزیابی کرد. Knapp and (2020) Kellehr در پژوهشی، مدل ذخیره موقت (TSM) را به دلیل سازگاری و قابلیت دسترسی از پرکاربردترین ابزارها در بررسی و فرآیندهای حمل و نقل و مبادله املاح در جریان دانستند. در این مطالعه، چشم‌انداز چگونگی استفاده از مدل ذخیره موقت (TSM) برای بهبود درک از حمل و نقل املاح بررسی و پیشنهاداتی ارائه شد. Madadi et al., (2020) در مطالعه‌ای برای پیش‌بینی پارامترهای مدل ذخیره موقت (TSM) از نسخه بهبودیافته الگوریتم (IMSA) high-level moth-swarm استفاده کردند. آن‌ها در این پژوهش از یک مجموعه با ۵۸ داده هیدرولیکی و هندسی اندازه‌گیری شده، بهره بردند. تعداد ۳۸ داده برای استخراج و تعداد ۲۰ داده را برای بررسی دقت مدل به صورت تصادفی انتخاب کردند. نتایج نشان داد که علی‌رغم پیچیدگی مدل ذخیره موقت (TSM)، الگوریتم IMSA

² Principal Components Regression (PCR)

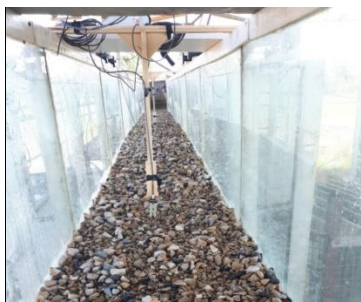
¹ Multi-Gene Genetic Programming (MGGP)



صوتی با دقت $\pm 0/1$ میلی‌متر در چهار نقطه مختلف کانال انجام شد. این دستگاه این قابلیت را دارد که هر دو ثانیه عمق جریان برداشت شده را به وسیله دستگاه ثبتی که به رایانه متصل شده، ثبت نماید.

ایجاد بستر رسوبی

برای ایجاد بستر رسوبی، حجم مشخصی از مصالح رودخانه پس از تهیه از معادن شن و ماسه، شست و شو و پاکسازی شد و سپس یک بستر سنگریزه‌ای به ضخامت حدوداً ۳۲ سانتی‌متر، عرض $0/5$ متر و طول ۱۰ متر ایجاد گردید. مطالعات آژدان و همکاران (۱۳۹۷) نشان داد که محدوده قطر ذرات بسیار درشت‌دانه موجب تبادل سریع بین محیط متخلخل و بدنه اصلی جریان شده و آلودگی مستقیماً به پایین دست هدایت و تبادلات هاپریک بسیار ناچیز خواهد بود. از سوی دیگر، ذرات بسیار ریزدانه بستر موجب کاهش تبادل بین دو محیط می‌شود و در نتیجه مدت زمان عبور آلاینده از محیط متخلخل بسیار طولانی می‌گردد. بنابراین در این پژوهش با توجه به نتایج آژدان و همکاران (۱۳۹۷)، از مصالح بستر سنگریزه‌ای با قطر میانه $(D_{50}) 11/85$ میلی‌متر با تخلخل $0/28$ استفاده شد. مصالح رسوبی استفاده شده برای ساخت بستر رسوبی دارای قطر موثر $(D_{10}) 7$ میلی‌متر، D_{30} $9/5$ میلی‌متر و D_{60} $13/5$ میلی‌متر می‌باشد. شکل ۳ نمایی از بستر رسوبی و حسگرهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی جانمایی شده در طول کانال آزمایشگاهی را نشان می‌دهد.



شکل (۳): نمایی از بستر رسوبی و حسگرهای هدایت الکتریکی جانمایی شده در طول کانال آزمایشگاهی

رفتاری مشابه هم دارند و در داخل فضای متخلخل بستر رسوبی لانه‌گزینی می‌کنند، بررسی نشده است. بنابراین یکی از اهداف این پژوهش تأثیر غلظت‌های مختلف رسوب معلق همراه با جریان بر انتقال و پراکنش آلودگی در محیط‌های رودخانه‌ای با بستر شنی می‌باشد. از سوی دیگر، شرایط جریان غلیظ در رودخانه‌ها موجب تغییر در نرخ تبادلات هاپریک بین ناحیه اصلی جریان و محیط متخلخل بستر رسوبی می‌شود. لذا بر مبنای پژوهش‌های پیشین، معادله انتقال-پراکنش کلاسیک (ADE) قادر به شبیه‌سازی دقیق از نحوه جابجایی آلودگی در این شرایط نخواهد بود (میرناصری و همکاران، ۱۴۰۰). لذا در این پژوهش از مدل ذخیره موقت (TSM) برای شبیه‌سازی جابجایی آلودگی در چنین شرایطی استفاده شد. به منظور حل مدل نگهداشت موقت (TSM) از نرم‌افزار OTIS-P و همچنین روش گشتاورگیری زمانی (TM) استفاده شد.

مواد و روش‌ها

کانال آزمایشگاهی

آزمایش‌های این پژوهش در یک کانال آزمایشگاهی دارای شاسی و کف فلزی با دیواره‌هایی از جنس پلکسی-گلس شفاف به طول ۱۲ متر، ارتفاع $0/7$ متر، عرض $0/5$ متر و شیب طولی $0/06$ در آزمایشگاه هیدرولیک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع سببی ساری، تحت شرایط جریان پایدار و یکنواخت صورت پذیرفته است. جریان آب در این کانال آزمایشگاهی به صورت پیوسته توسط یک مخزن هوایی تأمین و داخل یک حوضچه ذخیره می‌گردد. حوضچه این کانال آزمایشگاهی قابلیت تأمین دبی جریان تا ۶۰ لیتر بر ثانیه به وسیله سه پمپ را دارد. برای تنظیم دبی جریان در آزمایش‌ها از یک شیر فلکه‌ای کالیبره شده در مسیر لوله مکش پمپ‌ها استفاده شد و همچنین تعیین مقدار دقیق دبی جریان خروجی توسط پمپ‌ها توسط یک دبی‌سنج صوتی نصب شده روی لوله رانش پمپ‌ها انجام شد. آزمایش‌های این تحقیق برای سه دبی جریان 10 ، $12/5$ و 15 لیتر بر ثانیه انجام پذیرفت. اندازه‌گیری عمق جریان در داخل کانال آزمایشگاهی توسط یک دستگاه عمق‌سنج

آزمایش‌های ماده ردیاب

در این مطالعه از کلرید سدیم (NaCl) به عنوان ماده ردیاب^۱ استفاده شد. دلیل انتخاب این ماده به عنوان ردیاب آلاینده، غیرواکنشی بودن این ماده نسبت به بدنه اصلی جریان و ناحیه بستر رسوبی و همچنین وجود تجهیزات مورد نیاز جهت اندازه‌گیری تغییرات غلظت این ماده در درون جریان آب بوده است. غلظت اولیه آلاینده نیز از حل کردن ۲۴۰ گرم کلرید سدیم ۹۹ درصد در ۴ لیتر آب تهیه و به صورت آبی (لحظه‌ای) در نقطه‌ای به فاصله ۱ متر از بالادست شروع بستر رسوبی در بالادست جریان تزریق شده و برای ردیابی این ماده از حسگرهای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) در پایین دست استفاده شد. طول کانال آزمایشگاهی به سه بازه به ترتیب در فواصل ۳ متری (بازه اول)، ۶ متری (بازه دوم) و ۹ متری (بازه سوم) از ابتدای بستر رسوبی فرض شدند و بدین منظور ۲ حسگر اندازه‌گیری هدایت الکتریکی در انتهای هر بازه و در مجموع بازه‌ها ۶ حسگر اندازه‌گیری هدایت الکتریکی نصب شدند. حسگرهای نصب شده در خط مرکزی جریان^۲ قابلیت اندازه‌گیری و ثبت هدایت الکتریکی جریان در هر ۲ ثانیه را به وسیله یک دستگاه ثبت داده متصل به رایانه دارند. میانگین هدایت الکتریکی ثبت شده در یک مقطع عرضی به عنوان هدایت الکتریکی آن مقطع در نظر گرفته شد. پیش از شروع آزمایش‌ها، یک رابطه واسنجی شده بین غلظت ماده ردیاب بر حسب ppm و هدایت الکتریکی بر حسب $\mu\text{S}/\text{cm}$ برای هر یک از حسگرها استخراج شد و غلظت جریان با استفاده از این روابط در هر ۲ ثانیه برای هر یک از شرایط آزمایش محاسبه شد.

اندازه‌گیری رسوب معلق

در این پژوهش به منظور ایجاد جریان آب حاوی بار معلق (جریان گل‌آلود) از رسوب معلق در محدوده قطر کم‌تر از ۷۵ میکرون استفاده شد. دو غلظت مختلف از بار معلق به ترتیب از حل کردن ۷۵۰ گرم (SC1^۳) و ۱۵۰۰ گرم

(SC2) رسوب معلق در یک ظرف ۴ لیتری آب تهیه شد. محلول آب و رسوب معلق به طور کامل مخلوط شده تا رسوبات درون ظرف ته‌نشین نشده و یک غلظت نسبتاً یکنواخت درون ظرف ایجاد شود. داده‌های غلظت بار معلق همراه با جریان در انتهای پایین دست محیط متخلخل توسط ظروف پلاستیکی با حجم ۲۵۰ میلی‌لیتر و به صورت دستی برداشت شد. با انجام پیش‌آزمایش‌هایی در دبی‌های جریان مختلف مشاهده شد که هنگام تزریق رسوب معلق به جریان، بخشی از رسوبات در بالادست بستر رسوبی در همان لحظه ترسیب شده و بخش عمده‌ای از رسوبات همراه با جریان ناحیه اصلی یا تبادلات هاپریک به پایین دست منتقل شد. لذا به منظور بررسی تاثیر وجود رسوب معلق بر رفتار ناحیه اصلی جریان و بستر رسوبی در جابجایی آلودگی، تزریق رسوب معلق به جریان در تمامی آزمایش‌ها، حدوداً ۱۰ الی ۱۵ ثانیه قبل از تزریق آلودگی به جریان صورت پذیرفته تا جریان به صورت غلیظ همراه با رسوب معلق تبدیل شود. فاصله زمانی بین برداشت‌های آزمایشگاهی غلظت بار معلق حدوداً ۱۰ ثانیه بوده و در هر آزمایش بر مبنای دبی جریان، حدوداً ۱۰ الی ۱۵ برداشت غلظت بار معلق صورت پذیرفت. شکل ۴ نمایی از عبور جریان با رسوب معلق SC1 را نشان می‌دهد.



شکل (۴): نمونه‌ای از عبور جریان با رسوب معلق در حالت

SC1

³ Suspended sediment Condition (SC)

¹ Tracer

² Center-Line

محیط متخلخل بستر رسوبی را در حین عبور جریان زلال نشان می‌دهد.



شکل (۵): نمونه‌ای از عبور جریان زلال از انتهای بستر رسوبی

سرعت لحظه‌ای جریان آب در سه نقطه مختلف در طول کانال آزمایشگاهی و همچنین در سه عمق مختلف توسط دستگاه لوله پیتو متصل به فشارسنج اندازه‌گیری شد. این دستگاه قابلیت ثبت سرعت لحظه‌ای جریان به وسیله یک دستگاه ثبات متصل به رایانه در هر چهار ثانیه را دارد. سرعت متوسط جریان از میانگین سرعت‌های لحظه‌ای ثبت شده در هر بازه محاسبه شد.

حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE)

برای حل تحلیلی^۱ معادله انتقال-پراکنش 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-پراکنش در حالت یک بعدی (رابطه ۴) در فاصله x از ابتدای محل تزریق آبی آلودگی و پس از مدت زمان t سپری شده بعد از تزریق آلودگی با ضریب پراکنش 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):

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

در این پژوهش با توجه به تزریق آبی و یکنواخت آلودگی و همچنین رسوب معلق از رابطه (۴) به منظور حل تحلیلی

برای تعیین غلظت رسوبات معلق پس از برداشت‌های آزمایشگاهی، از پمپ مکش و قیف بوختر استفاده شد. کاغذ صافی واتمن ۴۲ در کف قیف بوختر قرار گرفته و در هر مرحله با مکش ایجاد شده توسط پمپ، رسوبات معلق روی کاغذ صافی ترسیب شده و پس از خشک شدن در گرمخانه با درجه حرارت ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد، توسط ترازوی دیجیتال با دقت ± 0.01 توزین شده و با توجه به حجم آب تجمعی در ارلن خلا، غلظت رسوبات معلق بر حسب میلی-گرم در لیتر (ppm) تعیین شدند. در بخش اندازه‌گیری میزان رسوب معلق جریان در انتهای محیط متخلخل بستر رسوبی، نتایج آزمایش‌ها با دبی جریان ۱۷/۵ لیتر بر ثانیه، علاوه بر دبی‌های جریان ۱۰، ۱۲/۵ و ۱۵ لیتر بر ثانیه نیز استفاده شدند.

در این پژوهش، با توجه به تزریق رسوب معلق و همچنین ماده ردیاب (NaCl) به جریان آب در کانال آزمایشگاهی و به منظور جلوگیری از عدم برگشت مجدد آن‌ها به داخل جریان ورودی، کانال آزمایشگاهی طوری طراحی و اجرا شد که جریان یک‌طرفه (غیرچرخشی) همواره در آن برقرار باشد. بدین منظور در طی انجام آزمایش‌ها، جریان آب تازه از طریق مخزن هوایی آب به داخل حوضچه وارد شده و جریان همراه با آلودگی و رسوب معلق توسط روزنه تعبیه شده در انتهای کانال آزمایشگاهی، از آن خارج گردیده و مجدداً به داخل چرخه جریان باز نمی‌گردد. همچنین با انجام پیش‌آزمایش‌هایی مشخص شد که در محدوده‌های بالاتر دبی جریان، آلودگی تزریقی بدون ذخیره موقت و با حداقل تبادلات هاپیریک از ناحیه اصلی جریان خارج شده و در بازه‌های کمتر دبی جریان، میزان ترسیب رسوب معلق در بالادست و همچنین در طول بستر رسوبی زیاد خواهد بود. لذا دلیل انتخاب محدوده ۱۰ تا ۱۵ لیتر بر ثانیه برای دبی جریان در کانال آزمایشگاهی، به دلیل حداقل ترسیب رسوب معلق در این محدوده دبی‌های جریان، درون گذر بودن دبی جریان از محیط متخلخل بستر رسوبی و نیز وجود نقش تبادلات هاپیریک در جابجایی آلودگی بوده است. شکل ۵ نیز محل برداشت نمونه از انتهای

¹ Analytical solution

پارامترهای چهارگانه A ، A_s ، α و D_x را تعیین می‌کند (Runkel, 1998).

روش گشتاورگیری زمانی^۵

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

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

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.

از آنجایی که میانگین زمان ماندگاری آلودگی در جریان دارای اهمیت است، در محاسبات گشتاورهای زمانی در بسیاری از موارد به جای گشتاورگیری نسبت به مبدا مختصات، نسبت به میانگین زمان ماندگاری آلودگی در یک آبراه انجام می‌شود. رابطه (۷) گشتاور زمانی نسبت به میانگین زمان ماندگاری آلودگی در یک آبراه 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 جله‌ای معکوس^۶، 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 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:

معادله انتقال-پراکنش (ADE) استفاده شد. ضرایب پراکنش طولی (D_x) مربوط به جابجایی آلودگی در انتهای بازه دوم و همچنین مربوط به جابجایی رسوب معلق در انتهای محیط متخلخل بستر رسوبی از حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش به روش بهینه‌سازی برازش منحنی با روش کم‌ترین مربعات خطا^۱ و کدنویسی در نرم‌افزار MATLAB به دست آمدند. همچنین منحنی‌های رخنه پس از تعیین ضریب پراکنش طولی به روش حل تحلیلی در هر بازه و با استفاده از معادله انتقال-پراکنش (ADE) در فواصل زمانی مشخص و مطابق با برداشتهای آزمایشگاهی برای آلودگی و رسوب معلق به صورت جداگانه بازتولید شدند.

مدل ریاضی^۲ OTIS-P و OTIS

مدل ریاضی OTIS یک مدل شبیه‌سازی ریاضی برای بررسی انتقال مواد محلول در رودخانه‌ها است که توسط سازمان زمین‌شناسی آمریکا^۳ ارائه شده است. در این نرم‌افزار، مدل ذخیره موقت (TSM) با استفاده از روش تفاضل‌های محدود ضمنی کرانک-نیکلسون حل شده و منحنی‌های رخنه باز تولید می‌شوند. برای بازتولید منحنی‌های رخنه در پایین دست لازم است تا منحنی رخنه ماده ردیاب اندازه‌گیری شده در بالادست را به عنوان شرط مرزی وارد کرده تا مدل قادر به پیش‌بینی منحنی‌های رخنه در پایین دست باشد. همچنین پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت نیز می‌بایست به عنوان ورودی‌های اولیه نرم‌افزار تعیین شود تا منحنی‌های رخنه در فواصل تعیین شده در پایین دست شبیه‌سازی شوند. پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت در نرم‌افزار OTIS می‌بایست توسط کاربر وارد شود تا نرم‌افزار قادر به شبیه‌سازی منحنی رخنه در پایین دست باشد. اما در نسخه اصلاح شده نرم‌افزار OTIS با عنوان OTIS-P، مدل با استفاده از الگوریتم بهینه‌سازی حداقل مربعات غیرخطی^۴، با حل همزمان روابط (۲) و (۳)

⁴ Nonlinear Least Squares Optimization Algorithm

⁵ Temporal Moment Analysis (TM)

⁶ Inverse Binomial Transform

¹ Least Square Curve Fitting

² One-Dimensional Transport with Inflow and Storage

³ USGS (The United States Geological Survey)

بوده و در واقع جابجایی آلودگی در ناحیه اصلی جریان بسیار کند صورت گرفته که در این صورت مقادیر تخمینی α و A_s دارای عدم قطعیت خواهد بود. از سوی دیگر عدد دام کولر خیلی کوچک ($Dal < 0.01$) نشان‌دهنده این است که نرخ تبادل ناحیه ذخیره بسیار کم بوده و جریان بدون ذخیره موقت از ناحیه اصلی جریان خارج شده که در این صورت نیز برای مقادیر تخمینی α و A_s عدم قطعیت وجود دارد. در این پژوهش عدد دام کولر به عنوان یک شاخص ارزیابی اعتبار پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت (TSM) استفاده شده و مطابق تحقیقات انجام شده محدوده ۰/۱ تا ۱۰ به عنوان بازه قابل اعتماد برای این عدد در نظر گرفته شد (Jin et al., 2009; Zaramella et al., 2016; Fernald et al., 2011).

ارزیابی آماری روش‌های شبیه‌سازی

به منظور ارزیابی و بررسی روش‌های حل‌های تحلیلی و عددی (OTIS) در برآورد غلظت و نحوه زمانی توزیع آلودگی و در نتیجه بازسازی منحنی رخنه، از معیارهای متداول آماری شامل ضریب تعیین R^2 ، جذر میانگین مربعات خطای نرمال شده $NRMSE$ ، میانگین خطای مطلق MAE و ضریب نش-ساتکیلف NS به ترتیب مطابق روابط (۱۶) تا (۱۹) استفاده شد (آژدان و همکاران، ۱۳۹۷):

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - \bar{C}_{lab,i})(C_{sim,i} - \bar{C}_{sim,i})}{\left(\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - \bar{C}_{lab,i})^2 \right)^{0.5} \left(\sum_{i=1}^N (C_{sim,i} - \bar{C}_{sim,i})^2 \right)^{0.5}} \right]^2 \quad (16)$$

$$NRMSE = \frac{\left(\frac{\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - C_{sim,i})^2}{N} \right)^{0.5}}{\bar{C}_{lab,i}} \quad (17)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^N |C_{lab,i} - C_{sim,i}|}{N} \quad (18)$$

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - C_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{lab,i} - \bar{C}_{lab,i})^2} \quad (19)$$

در روابط 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 غلظت شبیه‌سازی می‌باشند.

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

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

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

Gonzales et al. (2013) با استفاده از روابط فوق و اعمال آن روی زوج معادلات دیفرانسیل ذخیره موقت (TSM)، روابط (۱۲) تا (۱۴) را استخراج نمودند:

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

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

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

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 می‌باشد. در این پژوهش گشتاورهای نرمال مرکزی مرتبه‌های اول تا سوم از نتایج آزمایشگاهی با کدنویسی در نرم‌افزار MATLAB محاسبه و در سمت چپ روابط (۱۲) تا (۱۴) جایگزین و روابط تکمیل شد. برای برآورد پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت از روش بهینه‌سازی با الگوریتم ژنتیک (GA) و کد نویسی آن در نرم‌افزار MATLAB استفاده شد. مجموع روابط (۱۲) تا (۱۴) با هدف حداقل-سازی به عنوان تابع هدف به الگوریتم ژنتیک معرفی گردید. همچنین برای تعیین قیود پارامترها، بازه ۰/۰۰۱ تا ۰/۹ برای تمامی پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت در کدنویسی الگوریتم در نظر گرفته شد.

عدد دام کولر^۱

عدد دام کولر یک عدد بی‌بعد است که نشان‌دهنده میزان تبادل بین ناحیه اصلی جریان و ناحیه ذخیره موقت بوده و مطابق رابطه (۱۵) تعریف می‌شود:

$$Dal = \alpha \left(1 + \frac{A}{A_s} \right) \frac{L}{U} \quad (15)$$

مقدار عدد دام کولر، قابلیت اعتماد به پارامترهای برآورد شده مدل ذخیره موقت (TSM) به روش‌های مختلف را نشان می‌دهد. عدد دام کولر خیلی بزرگ ($Dal > 100$) نشان‌دهنده این است که نرخ تبادل در ناحیه ذخیره زیاد

³ Normalized Root Mean Square Error

⁴ Mean Absolute Error

⁵ Nash-Sutcliffe

¹ Damkohler Index

² Determination Coefficient

نتایج و بحث

تأثیر وجود رسوب معلق بر روند جابجایی آلودگی

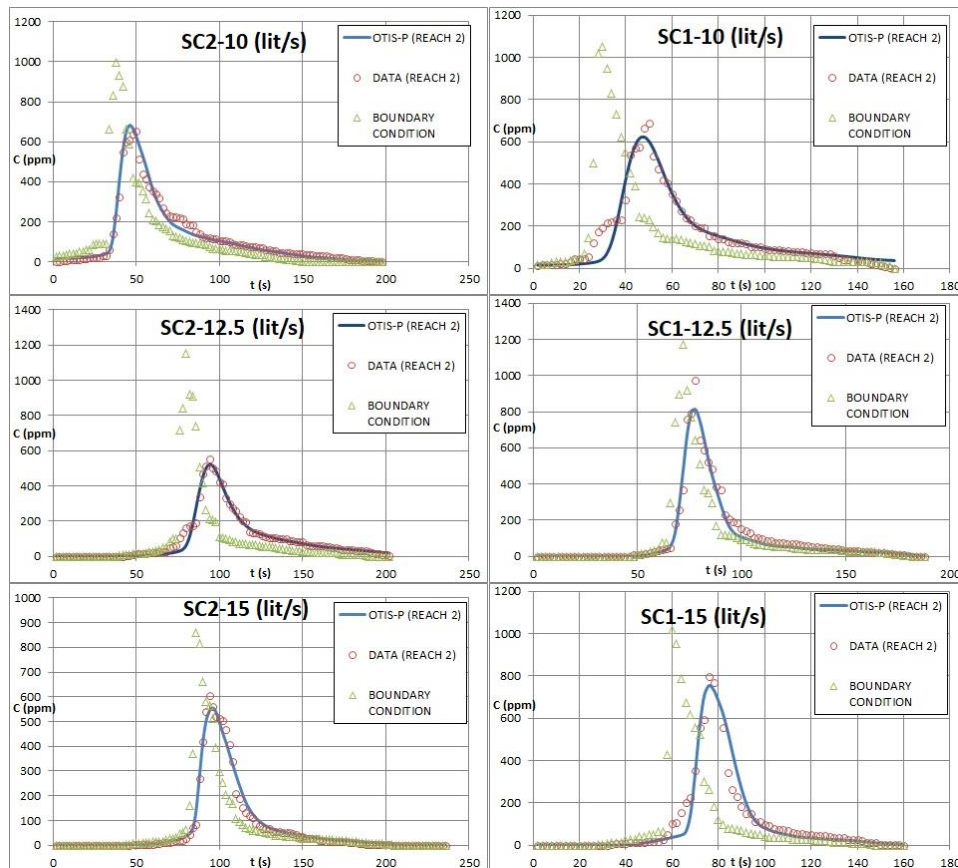
مقایسه نتایج آزمایش‌های ماده ردیاب در شرایط جریان غلیظ با شرایط جریان زلال نشان می‌دهد که وجود رسوب معلق در جریان آب سبب ایجاد تغییراتی در روند انتقال و پراکنش آلودگی می‌شود. در جدول ۱ پارامترهای مدت زمان متوسط ماند آلودگی^۱ در ناحیه اصلی جریان (MRT) و همچنین غلظت اوج آلودگی در ناحیه اصلی جریان (C_{max}) ارائه شده است. نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهند که وجود رسوب معلق سبب افزایش مدت زمان متوسط ماند آلودگی در ناحیه اصلی جریان (MRT) می‌شود. نتایج جدول ۱ نشان می‌دهند که در هر سه مقدار دبی جریان، مدت زمان متوسط ماند آلودگی (MRT) در شرایط غلظت رسوب معلق SC2 به مراتب بیش‌تر از شرایط غلظت رسوب معلق SC1 می‌باشد. وجود رسوب معلق در جریان آب از یک سو باعث کاهش سرعت متوسط جریان آب شده و همین امر سبب کاهش روند جابجایی آلودگی به پایین دست می‌شود. از سوی دیگر، در جریان‌های غلیظ با افزایش چگالی ناحیه اصلی جریان، حجم بیش‌تری از آلودگی همراه با جریان به سمت بستر هدایت شده و در نتیجه حجم بیش‌تری از آلودگی همراه با جریان وارد ناحیه بستر رسوبی شده و در نتیجه تبادلات هایپرپیک در شرایط جریان‌های غلیظ افزایش یافته و همین امر موجب افزایش مدت زمان متوسط ماند آلودگی (MRT) در شرایط جریان غلیظ نسبت به جریان‌های زلال می‌گردد. نتایج جدول ۱ در خصوص غلظت اوج آلودگی (C_{max}) در ناحیه اصلی جریان نشان می‌دهند که در شرایط جریان همراه با رسوب معلق، آلودگی‌ها دارای غلظت اوج آلودگی (C_{max}) به مراتب کم‌تری نسبت به شرایط جریان زلال می‌باشند. همان‌طور که اشاره شد، وجود رسوب معلق سبب افزایش تبادلات هایپرپیک بین ناحیه اصلی جریان و ناحیه

بستر رسوبی شده لذا در شرایط جریان غلیظ، غلظت کم‌تری از آلودگی در ناحیه اصلی جریان نسبت به شرایط جریان زلال وجود دارد. از سوی دیگر، مقایسه برداشت‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهد که در شرایط جریان همراه با رسوب معلق، افزایش غلظت رسوب معلق سبب کاهش غلظت اوج آلودگی (C_{max}) می‌شود. به طوری که غلظت اوج آلودگی (C_{max}) در شرایط غلظت رسوب معلق SC2 به مراتب کم‌تر از شرایط غلظت رسوب معلق SC1 می‌باشد.

حل عددی با نرم‌افزار OTIS-P

در این بخش از پژوهش، برداشت‌های آزمایشگاهی در انتهای ۳ متری بالادست از شروع بستر رسوبی (بازه اول) به عنوان شرایط مرزی پایین دست و انتهای ۹ متری بالادست از شروع بستر رسوبی (بازه سوم) به عنوان شرایط مرزی بالادست به نرم‌افزار OTIS-P وارد شدند و پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) در انتهای ۶ متری بالادست از شروع بستر رسوبی (بازه دوم) تخمین زده شدند. نرم‌افزار OTIS-P قادر است که علاوه بر تخمین پارامترهای چهارگانه، منحنی‌های رخنه را نیز در بازه موردنظر شبیه‌سازی کند. شکل ۶ منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط نرم‌افزار OTIS-P و منحنی‌های رخنه حاصل از برداشت‌های آزمایشگاهی در دبی‌های جریان ۱۰، ۱۲/۵ و ۱۵ لیتر بر ثانیه در هر دو حالت شرایط جریان همراه با رسوب معلق (SC1 و SC2) را نشان می‌دهد. هم‌چنین در جدول ۱ پارامترهای تخمینی چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) با نرم‌افزار OTIS-P برای آزمایش‌های ماده ردیاب تحت شرایط جریان غلیظ و همچنین شرایط جریان زلال ارائه شده است. هم‌چنین در این جدول، مقایسه آماری بین نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در نرم‌افزار OTIS-P و نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب نیز انجام پذیرفت.

¹ Medium Residence Time



شکل (۶): مقایسه منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در نرم‌افزار OTIS-P در بازه دوم و برداشت‌های آزمایشگاهی در دبی‌های جریان ۱۰، ۱۲/۵ و ۱۵ لیتر بر ثانیه تحت شرایط جریان غلیظ

زمان شروع و پایان آلودگی، نقطه اوج غلظت آلودگی و شیب بازوی بالارونده و پایین‌رونده در شکل‌گیری منحنی‌های رخنه نقش اساسی را ایفا می‌کنند. مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در شکل ۶ نشان می‌دهد که نرم‌افزار OTIS-P قادر بوده که تمامی ارکان برای شکل‌گیری صحیح منحنی رخنه را متناسب با برداشت‌های آزمایشگاهی ناهم‌ردياب شبیه‌سازی نماید. از سوی دیگر، مقایسه آماری نتایج جدول ۱ نیز نشان می‌دهد که منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده توسط نرم‌افزار OTIS-P تطابق بالایی با برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب دارند. نتایج جدول (۱) نشان می‌دهند که مقادیر محاسبه شده β در بازه ۰/۰۲ تا ۰/۹۶ بوده‌اند. بیش‌ترین مقدار β در آزمایش

در خروجی نرم‌افزار OTIS-P و کم‌ترین مقدار β در آزمایش SC2-12.5 در خروجی روش گشتاورگیری زمانی (TM) قرار داشتند. این مقادیر β با نتایج آژدان و همکاران (۱۳۹۸)، (Bancala and Walters 1983) و Fernal *et al.*, (2001) که در مطالعات صحرایی مقدار β را در بازه ۰/۰۰۱ تا ۱ متغیر دانستند، مطابقت دارد.

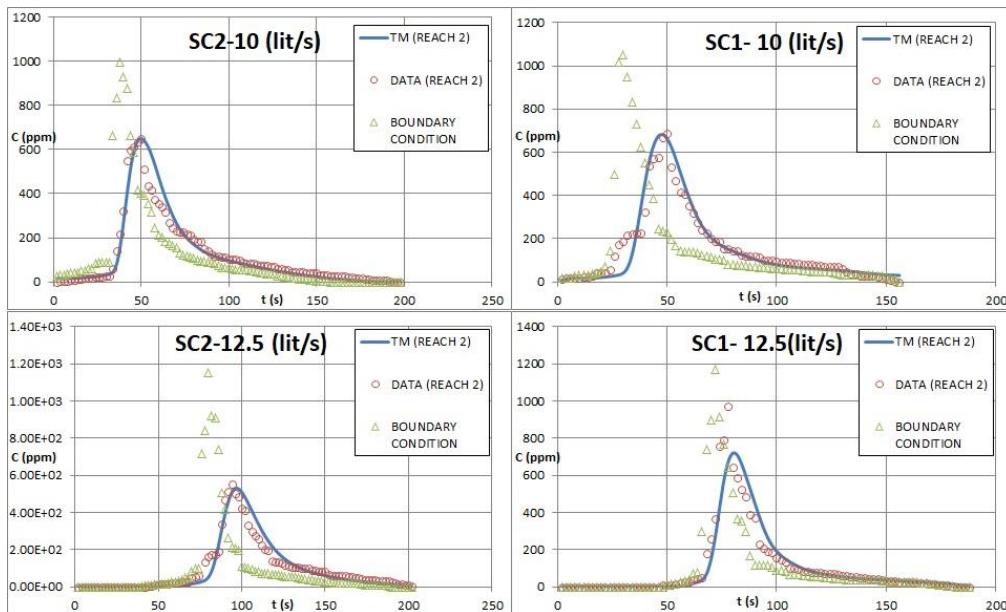
جدول (۱): نتایج پارامترهای تخمینی مدل ذخیره موقت (TSM) با نرم افزار OTIS-P و روش گشتاورگیری زمانی (TM) و مقایسه آماری با نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب

دبی و غلظت اولیه رسوب معلق (lit/s)	ضرب پراکنش طولی D_x (m ² /s)	مساحت ناحیه اصلی جریان A (m ²)	مساحت ناحیه نگهداشت A_s (m ²)	ضرب تبادلی ناحیه نگهداشت α (1/s)	R^2	NS	NRMSE	MAE (ppm)	زمان ماند آلودگی (MRT) (s)	غلظت اوج آلودگی (C_{max}) (ppm)	عدد Dal	نوع حل
۱۰	۰/۰۱	۰/۰۵۰	۰/۰۱۰	۰/۰۳۹	۰/۸۹	۰/۸۹	۱/۷۶	۸۵/۱۵	۴۰	۱۲۹۱	۵/۸۵	TM
۱۰	۰/۰۲	۰/۰۴۰	۰/۰۱۲	۰/۰۲۱	۰/۸۸	۰/۸۹	۱/۸۹	۹۶/۹۰	۴۰	۱۲۹۱	۲/۲۷	OTIS-P
SC1-۱۰	۰/۰۵	۰/۰۳۹	۰/۰۱۰	۰/۰۳۹	۰/۹۴	۰/۹۲	۰/۵۱	۲۸/۹۲	۱۶۰	۶۸۶	۴/۷۷	TM
۱۰	۰/۰۸	۰/۰۲۸	۰/۰۱۳	۰/۰۲۱	۰/۹۴	۰/۹۵	۰/۴۳	۲۲/۳۸	۱۶۰	۶۸۶	۱/۶۵	OTIS-P
SC2-۱۰	۰/۰۸	۰/۰۳۵	۰/۰۱۱	۰/۰۴۵	۰/۹۴	۰/۹۳	۰/۴۱	۲۳/۵۵	۲۰۰	۶۵۱	۵/۱۳	TM
۱۰	۰/۱۳	۰/۰۲۸	۰/۰۲۷	۰/۰۲۶	۰/۹۸	۰/۹۷	۰/۲۳	۱۴/۶۱	۲۰۰	۶۵۱	۱/۴۴	OTIS-P
۱۲/۵	۰/۰۲	۰/۰۵۹	۰/۰۰۷	۰/۰۲۸	۰/۹۲	۰/۹۲	۰/۹۵	۴۰/۹۸	۹۰	۸۱۸	۴/۹۵	TM
۱۲/۵	۰/۰۳	۰/۰۴۶	۰/۰۰۹	۰/۰۲۳	۰/۹۳	۰/۹۳	۲/۳۴	۳۶/۶۲	۹۰	۸۱۸	۲/۴۸	OTIS-P
SC1-۱۲/۵	۰/۰۹	۰/۰۳۷	۰/۰۱۲	۰/۰۴۹	۰/۸۹	۰/۸۹	۰/۶۵	۲۸/۷۲	۱۳۰	۹۷۱	۳/۷۵	TM
۱۲/۵	۰/۱۵	۰/۰۳۴	۰/۰۱۷	۰/۰۳۵	۰/۹۷	۰/۹۶	۰/۳۱	۱۶/۸۸	۱۳۰	۹۷۱	۱/۹۶	OTIS-P
SC2-۱۲/۵	۰/۱۷	۰/۰۳۲	۰/۰۱۳	۰/۰۶۰	۰/۹۳	۰/۹۲	۰/۳۶	۲۳/۸۴	۱۶۰	۵۵۱	۴/۹۵	TM
۱۲/۵	۰/۲۲	۰/۰۳۵	۰/۰۱۶	۰/۰۳۷	۰/۹۷	۰/۹۷	۰/۲۱	۱۱/۱۰	۱۶۰	۵۵۱	۲/۳۵	OTIS-P
۱۵	۰/۱۳	۰/۰۶۱	۰/۰۱۴	۰/۰۲۰	۰/۹۰	۰/۸۷	۰/۴۸	۷۴/۳۲	۸۰	۹۰۱	۷/۲۹	TM
۱۵	۰/۱۰	۰/۰۵۳	۰/۰۰۱۹	۰/۰۱۹	۰/۹۲	۰/۹۱	۰/۱۸	۱۹/۷۴	۸۰	۹۰۱	۸/۲۳	OTIS-P
SC1-۱۵	۰/۲۳	۰/۰۳۶	۰/۰۱۰	۰/۰۶۴	۰/۹۴	۰/۹۵	۰/۴۶	۲۲/۰۲	۱۲۰	۷۹۷	۴/۴۱	TM
۱۵	۰/۲۲	۰/۰۳۱	۰/۰۲۰	۰/۰۳۹	۰/۹۴	۰/۹۳	۰/۴۹	۲۲/۷۹	۱۲۰	۷۹۷	۱/۴۹	OTIS-P
SC2-۱۵	۰/۲۳	۰/۰۴۰	۰/۰۱۰	۰/۰۷۶	۰/۹۵	۰/۹۵	۰/۴۴	۲۰/۳۶	۱۵۰	۶۰۵	۵/۷۰	TM
۱۵	۰/۲۰	۰/۰۳۲	۰/۰۱۴	۰/۰۴۳	۰/۹۸	۰/۹۶	۰/۲۱	۸/۳۱	۱۵۰	۶۰۵	۲/۱۱	OTIS-P

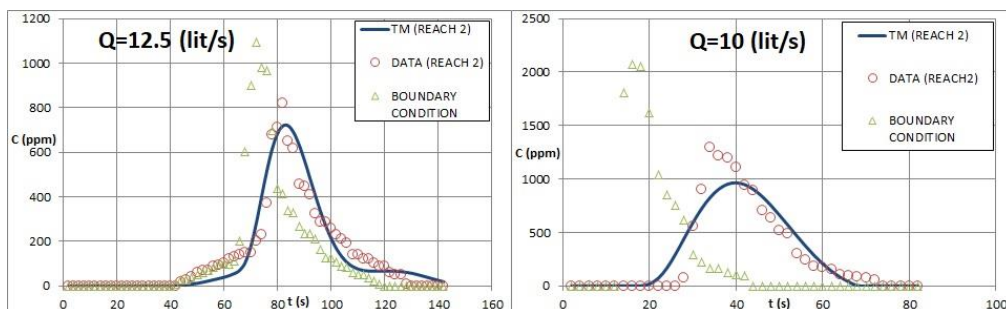
از داده‌های برداشت شده آزمایشگاهی در بازه اول به عنوان شرایط مرزی بالادست و همچنین پارامترهای تخمینی توسط این روش، منحنی‌های رخنه در انتهای بازه دوم و با وارد کردن در نرم افزار OTIS شبیه‌سازی شدند. شکل‌های ۷ و ۸ منحنی‌های رخنه برداشتی از نتایج آزمایشگاهی و منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با روش گشتاورگیری زمانی (TM) در محیط نرم افزار OTIS در دبی‌های جریان ۱۰ و ۱۲/۵ لیتر بر ثانیه تحت شرایط جریان با رسوب معلق (غلظت) و بدون رسوب معلق (زالال) را نشان می‌دهند.

حل مدل نگهداشت موقت (TSM) با روش گشتاورگیری زمانی (TM)

در این پژوهش علاوه بر حل عددی با نرم افزار OTIS-P، پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) با استفاده از روابط گشتاورگیری زمانی (TM) تخمین زده شدند. روابط گشتاورگیری زمانی (TM) با استفاده از الگوریتم ژنتیک (GA) با کدنویسی در محیط نرم-افزار MATLAB بهینه‌سازی شده و پارامترهای چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) برآورد شدند. سپس با استفاده



شکل (۷): مقایسه منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در نرم‌افزار OTIS با پارامترهای محاسبه شده به روش گشتاورگیری زمانی (TM) و برداشت‌های آزمایشگاهی در دبی‌های جریان ۱۰ و ۱۲/۵ لیتر بر ثانیه تحت شرایط جریان غلیظ



شکل (۸): مقایسه منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در نرم‌افزار OTIS با پارامترهای محاسبه شده به روش گشتاورگیری زمانی (TM) و برداشت‌های آزمایشگاهی در دبی‌های جریان ۱۰ و ۱۲/۵ لیتر بر ثانیه تحت شرایط جریان زلال

زلال و هم شرایط جریان غلیظ داشته که مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه شکل‌های ۷ و ۸ نیز تطابق منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده به کمک این روش و نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب را نشان می‌دهد.

نتایج آماری جدول ۱ نشان می‌دهند که پارامترهای تخمینی هر دو روش حل عددی و گشتاورگیری زمانی قابلیت بالایی در شبیه‌سازی انتقال و پراکنش ماده ردیاب در ناحیه اصلی جریان دارند اما مقایسه نتایج آماری نشان می‌دهد که تخمین‌های نرم‌افزار OTIS-P تا حدودی دارای دقت بالاتری در مقایسه با تخمین‌های روش گشتاورگیری زمانی در شبیه‌سازی نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب دارند.

در جدول ۱ پارامترهای تخمینی چهارگانه مدل ذخیره موقت (TSM) به روش گشتاورگیری زمانی (TM) برای آزمایش‌های ماده ردیاب تحت شرایط جریان غلیظ و همچنین شرایط جریان زلال ارائه شده است. همچنین در این جدول، مقایسه آماری بین نتایج منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در نرم‌افزار OTIS و نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب نیز انجام پذیرفت.

مقایسه آماری نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد که منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با پارامترهای تخمینی توسط روش گشتاورگیری زمانی (TM)، تطابق بالایی با نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب هم در شرایط جریان

رسوب معلق در جریان سبب تغییرات در نرخ تبادلات هایپرریک بین ناحیه اصلی جریان و بستر رسوبی می‌گردد. نادیده گرفتن نقش تبادلات هایپرریک در معادله انتقال-پراکنش (ADE) در شرایطی که با افزایش نقش تبادلات هایپرریک به دلیل وجود رسوب معلق مواجه هستیم، سبب می‌شود تا دقت پایین‌تری نسبت به مدل نگهداشت موقت (TSM) داشته باشد. کاهش دقت روش حل تحلیلی نسبت به خروجی نرم‌افزار OTIS در شرایط افزایش نقش تبادلات هایپرریک با نتایج میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) که وجود فرم بستر را دلیلی بر افزایش نقش تبادلات هایپرریک و کاهش دقت روش حل تحلیلی دانستند، مطابقت دارد. مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه بازسازی شده به روش حل تحلیلی در شکل ۹ نشان می‌دهد که این روش در پیش‌بینی غلظت اوج آلودگی (C_{max}) و همچنین زمان خروج آلودگی از ناحیه اصلی جریان دچار اشکال بوده است. در نظر نگرفتن مساحت ناحیه بستر رسوبی (A_s) و تبادلات جریانی که در این ناحیه رخ می‌دهد، موجب کاهش دقت این روش در شبیه‌سازی انتقال و پراکنش آلودگی خصوصاً در شرایط افزایش نقش تبادلات هایپرریک می‌شود. نیاز به در نظر گرفتن اصلاحاتی در معادله انتقال-پراکنش (ADE) به منظور در نظر گرفتن نقش تبادلات هایپرریک خصوصاً در شرایط حضور رسوب معلق با نتایج Seo and Cheong (2001) که مناطق ماندابی و پیچان‌رودی آبراهه‌ها را دلیلی بر اصلاح معادله انتقال-پراکنش (ADE) به منظور شبیه‌سازی مناسب‌تر جابجایی مواد محلول در آبراهه‌ها دانستند، مطابقت دارد. از سوی دیگر، ضرایب پراکنش طولی (D_x) محاسبه شده از روش حل تحلیلی مقدار به مراتب کم‌تری از مقادیر محاسبه شده از دو روش حل عددی و گشتاورگیری زمانی دارد. همچنین این ضرایب روند افزایشی یا کاهشی مشخصی را نیز در طول تغییرات دبی جریان طی نمی‌کنند.

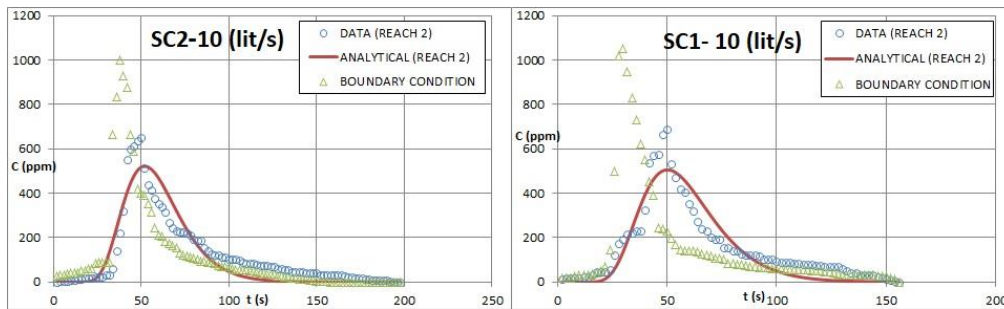
نتایج عدد Dal در جدول ۱ نشان می‌دهند که محدوده این عدد (بازه ۱/۴۴ تا ۸/۲۳) بوده که در همه نتایج در بازه قابل‌قبول گزارش شده توسط سایر محققین قرار داشته است.

حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE) برای آلودگی

در بخش دیگری از این پژوهش، ضریب پراکنش طولی آلودگی (D_x) در هر یک از حالات جریان همراه با رسوب معلق به منظور مقایسه با نتایج نرم‌افزار OTIS-P و روش گشتاورگیری زمانی (TM) با حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش به روش بهینه‌سازی برازش منحنی با روش کم‌ترین مربعات خطا^۱ و کدنویسی در نرم‌افزار MATLAB به دست آمد. منحنی‌های رخنه پس از تعیین ضریب پراکنش طولی به روش حل تحلیلی در هر بازه و با استفاده از معادله انتقال-پراکنش (ADE) در فواصل زمانی ۲ ثانیه بازسازی شدند. شکل ۹ منحنی‌های رخنه حاصل از نتایج آزمایشگاهی و منحنی‌های رخنه بازسازی شده با روش حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش را در هر دو حالت SC1 و SC2 در دبی جریان ۱۰ لیتر بر ثانیه در بازه دوم را نشان می‌دهد. در جدول ۲ ضرایب پراکنش طولی (D_x) توسط روش حل تحلیلی و همچنین مقایسه آماری منحنی‌های رخنه بازتولیدی با این روش در مقایسه با نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب ارائه شده است.

مقایسه آماری نتایج حل تحلیلی در جدول ۲ نشان می‌دهد که دقت این روش در بازسازی منحنی‌های رخنه در مقایسه با روش گشتاورگیری زمانی (TM) و همچنین روش حل عددی، تا حدودی پایین‌تر بوده است. همان‌طور که اشاره شد وجود رسوب معلق در جریان موجب تغییرات در غلظت اوج (C_{max}) و همچنین مدت زمان ماند آلودگی (MRT) در ناحیه اصلی جریان می‌شود. به طور کلی وجود

¹ Least Square Curve Fitting



شکل (۹): منحنی‌های رخنه بازسازی شده به روش حل تحلیلی در هر دو حالت رسوب معلق ورودی برای دبی جریان ۱۰ لیتر بر ثانیه

جدول (۲): نتایج ضریب پراکنش طولی (D_x) تخمینی توسط روش حل تحلیلی (ANA) و مقایسه آماری منحنی‌های رخنه بازسازی شده با برداشت‌های آزمایشگاهی ماده ردیاب (NaCl)

MAE (ppm)	NRMSE	NS	R^2	D_x ضریب پراکنش طولی (ضریب)	دبی (lit/s) و غلظت اولیه رسوب معلق
۵۰/۴۷	۰/۶۷	۰/۸۷	۰/۸۸	۰/۰۸۲	SC1-۱۰
۴۶/۲۹	۰/۵۸	۰/۸۷	۰/۸۶	۰/۰۳۴	SC2-۱۰
۴۴/۵۶	۰/۶۶	۰/۸۷	۰/۸۸	۰/۰۰۳	SC1-۱۲/۵
۳۲/۰۱	۰/۴۳	۰/۸۹	۰/۸۹	۰/۰۱۵	SC2-۱۲/۵
۷۳/۰۴	۰/۹۱	۰/۸۴	۰/۸۵	۰/۰۰۴	SC1-۱۵
۲۷/۶۴	۰/۴۷	۰/۸۷	۰/۸۵	۰/۰۱۲	SC2-۱۵

OTIS-P و هم روش گشتاورگیری زمانی (TM) مدل ذخیره موقت (TSM) وجود دارد.

روند تغییرات ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α)
نتایج جدول ۱ در خصوص ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نشان می‌دهند که ایجاد شرایط جریان غلیظ موجب افزایش ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نسبت به حالت جریان زلال در یک دبی جریان ثابت می‌شود. در مورد این پارامتر نیز در شرایط جریان غلیظ، افزایش غلظت رسوب معلق از SC1 به SC2 سبب افزایش ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) می‌گردد. به طور کلی در شرایط هیدرولیکی ثابت، ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) تحت تاثیر مدت زمان ماند و جایجایی آلودگی در نواحی متخلخل بستر رسوبی قرار دارد. از آنجایی که افزایش غلظت رسوب معلق در جریان آب موجب افزایش مدت زمان متوسط ماند آلودگی (MRT) در ناحیه اصلی جریان و همچنین بستر

تاثیر وجود رسوب معلق بر پارامترهای مدل ذخیره موقت

روند تغییرات ضریب پراکنش طولی (D_x)

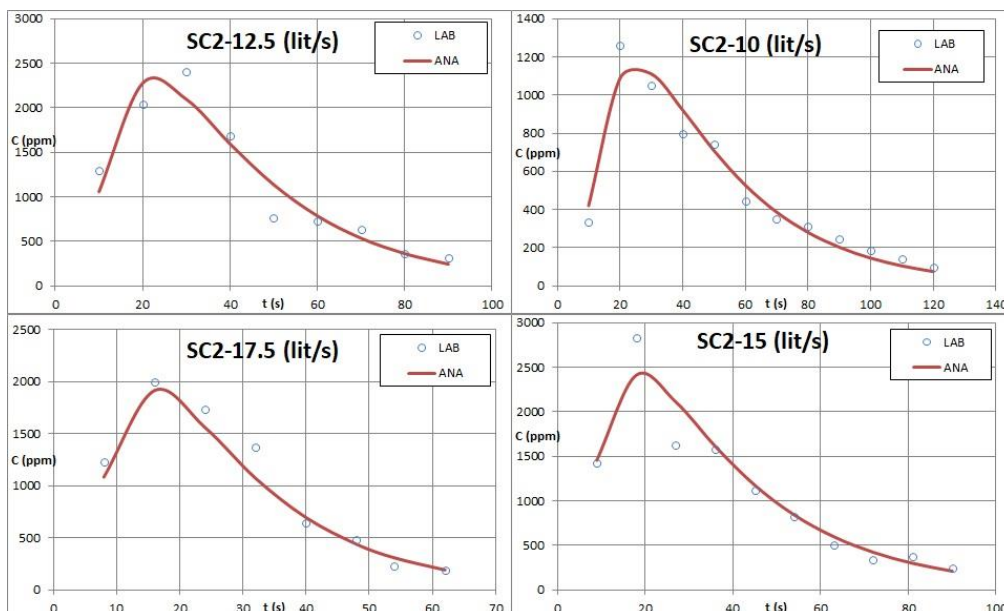
نتایج جدول ۱ در خصوص ضریب پراکنش طولی (D_x) نشان می‌دهند که ایجاد شرایط جریان غلیظ موجب افزایش ضریب پراکنش طولی (D_x) نسبت به حالت جریان زلال در یک دبی جریان ثابت می‌شود. همچنین در شرایط جریان غلیظ، افزایش غلظت رسوب معلق از SC1 به SC2 نیز سبب افزایش ضریب پراکنش طولی (D_x) می‌گردد. به طور کلی در شرایط هیدرولیکی ثابت، ضریب پراکنش طولی (D_x) با غلظت اوج آلودگی (C_{max}) رابطه معکوس دارد. از آنجایی که افزایش غلظت رسوب معلق در جریان آب موجب کاهش غلظت اوج آلودگی (C_{max}) می‌گردد، بنابراین مقدار ضریب پراکنش طولی (D_x) نیز به همین صورت افزایش پیدا می‌کند. نتایج جدول ۱ نشان می‌دهند که روند افزایشی ضریب پراکنش طولی (D_x) هم در خروجی‌های نرم‌افزار

محاسبه شدند. همچنین در شکل ۱۰ منحنی‌های رخنه حاصل از حل تحلیلی (ANA) نیز برای مقایسه با منحنی-های رخنه آزمایشگاهی (LAB) نشان داده شده است. در ترسیم منحنی‌های رخنه حاصل از حل تحلیلی به جهت مقایسه بهتر با شرایط آزمایشگاهی سعی شد تا زمان شروع و پایان منحنی‌ها، همانند زمان برداشت‌های آزمایشگاهی باشند. مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه شکل ۱۰ نشان می‌دهد که روش حل تحلیلی دقت قابل‌قبولی در بازسازی نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی غلظت رسوب معلق داشته است. بازسازی غلظت اوج رسوب معلق (C_{max}) و همچنین زمان وقوع غلظت اوج رسوب معلق (T_{max}) که از موارد اصلی تشکیل‌دهنده منحنی‌های رخنه هستند، نشان‌دهنده دقت قابل‌قبول این روش در شبیه‌سازی انتقال و پراکنش رسوب معلق در جریان‌های دارای محیط متخلخل می‌باشد. نتایج ضرایب پراکنش طولی (D_x) محاسبه شده از روش حل تحلیلی (ANA) و مقایسه آماری با برداشت‌های آزمایشگاهی نیز در جدول ۳ ارائه شده است.

رسوبی می‌گردد، بنابراین مقدار ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نیز به همین صورت افزایش پیدا می‌کند. در خصوص این پارامتر نیز نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد که روند افزایشی ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) هم در خروجی‌های نرم‌افزار OTIS-P و هم روش گشتاورگیری زمانی (TM) مدل ذخیره موقت (TSM) وجود دارد.

حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE) برای رسوب معلق

منحنی‌های رخنه آزمایشگاهی انتقال و پراکنش رسوب معلق در دبی‌های جریان ۱۰، ۱۲/۵، ۱۵ و ۱۷/۵ لیتر بر ثانیه و برای غلظت اولیه رسوب SC1 و SC2 با استفاده از غلظت‌های برداشتی رسوب معلق در انتهای بستر رسوبی، به دست آمدند. از سوی دیگر، ضرایب پراکنش طولی (D_x) رسوب معلق در هر یک از حالات فوق با استفاده از حل تحلیلی (ANALYTICAL) معادله انتقال-پراکنش (ADE) به روش بهینه‌سازی برازش منحنی با روش کم-ترین مربعات خطا و کدنویسی در نرم‌افزار MATLAB



شکل (۱۰): مقایسه منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده با روش حل تحلیلی (ANA) معادله انتقال-پراکنش (ADE) با منحنی‌های رخنه حاصل از برداشت‌های آزمایشگاهی (LAB) رسوب معلق برداشتی در انتهای بستر رسوبی در شرایط SC2

آلودگی محلول در جریان موجب ته‌نشینی بیش‌تر رسوب معلق در طی ناحیه اصلی جریان می‌شود. بنابراین غلظت کم‌تری از رسوب معلق نسبت به آلودگی در ناحیه پایین-دست جریان بازیابی می‌شود. در تمامی آزمایش‌ها، درصد بازیابی آلودگی در پایین‌دست محیط متخلخل نزدیک به ۱۰۰ بوده در حالی که نتایج درصد بازیابی رسوب معلق در جدول ۳ نشان می‌دهند که مقدار بازیابی رسوب معلق به مراتب کم‌تر از آلودگی می‌باشد. نتایج نشان می‌دهند که بازیابی رسوب معلق کاملاً تصادفی بوده و روند افزایشی یا کاهش‌ی مشخصی ندارد که با نتایج چاپک‌پور و همکاران (۱۳۹۵) مطابقت دارد.

مقایسه آماری جدول ۳ نیز نشان از تطابق قابل قبول منحنی‌های رخنه بازسازی شده توسط روش حل تحلیلی در مقایسه با نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی دارد. نتایج جدول ۳ در خصوص ضرایب پراکنش طولی (D_x) نشان از افزایش این ضریب با افزایش دبی جریان دارند. همچنین با افزایش غلظت اولیه رسوب معلق از SC1 به SC2 نیز این ضریب افزایش می‌یابد. از سوی دیگر، مقایسه ضرایب پراکنش رسوب معلق با ضریب پراکنش آلودگی نشان می‌دهد که مقدار این ضریب برای رسوب معلق به مراتب بیش‌تر از آلودگی می‌باشد. از یک سو، ته‌نشینی رسوب معلق در ابتدای بستر رسوبی که جریان دارای سرعت کم‌تری می‌باشد و از سوی دیگر، وزن بیش‌تر رسوب معلق نسبت به

جدول (۳): نتایج ضریب پراکنش طولی (D_x) تخمینی توسط روش حل تحلیلی (ANA) و مقایسه آماری منحنی‌های رخنه بازسازی شده با برداشت‌های آزمایشگاهی رسوب معلق

MAE (ppm)	NRMSE	NS	R ²	درصد بازیابی رسوب معلق	D_x (ضریب پراکنش طولی)	دبی (lit/s) و غلظت اولیه رسوب معلق
۵۲/۰۴	۰/۱۲	۰/۹۶	۰/۹۶	۱۸/۲۷	۰/۲۷	SC1-۱۰
۶۳/۷۶	۰/۲۲	۰/۹۶	۰/۹۵	۷/۶۶	۰/۶۳	SC2-۱۰
۱۳۳/۵۲	۰/۳۵	۰/۸۹	۰/۹۱	۱۱/۶۶	۰/۴۷	SC1-۱۲/۵
۱۶۳/۸۳	۰/۲۶	۰/۹۳	۰/۹۱	۱۲/۵۴	۰/۶۸	SC2-۱۲/۵
۴۱/۰۵	۰/۱۷	۰/۹۶	۰/۹۷	۱۷/۸۹	۰/۷۶	SC1-۱۵
۱۳۰/۵۲	۰/۲۱	۰/۹۲	۰/۹۲	۱۳/۳۸	۰/۹۶	SC2-۱۵
۵۱/۹۲	۰/۱۸	۰/۹۸	۰/۹۸	۱۳/۵۰	۰/۹۲	SC1-۱۷/۵
۹۶/۷۹	۰/۱۴	۰/۹۵	۰/۹۷	۹/۵۶	۰/۹۶	SC2-۱۷/۵

فعل و انفعالات سبب می‌شود تا درصد بازیابی رسوب معلق به مراتب کم‌تر از آلودگی باشد و همین امر موجب افزایش ضریب پراکنش طولی رسوب معلق نسبت به آلودگی می‌گردد.

نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر به منظور بررسی تاثیر رسوب معلق موجود در جریان آبراهه‌ها بر انتقال و پراکنش آلودگی از نرم‌افزار OTIS-P، روش گشتاورگیری زمانی (TM) مدل ذخیره موقت (TSM) و همچنین حل تحلیلی

هنگام ورود آلودگی یا رسوب معلق به جریان، بخشی همراه با جریان آب در ناحیه اصلی جریان جابجا شده اما بخش عمده‌ای از آلودگی یا رسوب معلق در اثر تبادلات هاپیریک به ناحیه محیط متخلخل بستر رسوبی وارد می‌شوند. آلودگی به دلیل محلول بودن در جریان آب، در ناحیه محیط متخلخل بستر رسوبی همراه با جریان آب جابجا شده و مجدداً در اثر تبادلات هاپیریک از بستر رسوبی به ناحیه اصلی جریان بازمی‌گردند. اما بخش عمده‌ای از رسوب معلق در خلل و فرج نواحی نگهداشت بستر رسوبی ته‌نشین شده و مجدداً به ناحیه اصلی جریان باز نمی‌گردند. مجموع این

هایپریک در معادله انتقال-پراکنش (ADE) در شرایطی که با افزایش نقش تبادلات هایپریک به دلیل وجود رسوب معلق مواجه هستیم، سبب می‌شود تا دقت پایین‌تری نسبت به مدل نگهداشت موقت (TSM) داشته باشد. کاهش دقت حل تحلیلی معادله انتقال-پراکنش (ADE) در شرایط افزایش نقش تبادلات هایپریک با نتایج میرناصری و همکاران (۱۴۰۰) و Seo and Cheong (2001) مطابقت دارد.

۴) نتایج در خصوص ضریب پراکنش طولی (D_x) نشان می‌دهند که ایجاد شرایط جریان غلیظ موجب افزایش ضریب پراکنش طولی (D_x) نسبت به حالت جریان زلال در یک دبی جریان ثابت می‌شود. همچنین در شرایط جریان غلیظ، افزایش غلظت رسوب معلق از SC1 به SC2 نیز سبب افزایش ضریب پراکنش طولی (D_x) می‌گردد.

۵) نتایج در خصوص ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نشان می‌دهند که ایجاد شرایط جریان غلیظ موجب افزایش ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) نسبت به حالت جریان زلال در یک دبی جریان ثابت می‌شود. در مورد این پارامتر نیز در شرایط جریان غلیظ، افزایش غلظت رسوب معلق از SC1 به SC2 سبب افزایش ضریب تبادل ناحیه نگهداشت (α) می‌گردد.

۶) مقایسه تطبیقی منحنی‌های رخنه نشان می‌دهد که روش حل تحلیلی دقت قابل‌قبولی در بازسازی نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی غلظت رسوب معلق در انتهای محیط متخلخل بستر رسوبی داشته است.

۷) در تمامی آزمایش‌ها، درصد بازیابی آلودگی در پایین‌دست محیط متخلخل نزدیک به ۱۰۰ بوده در حالی که نتایج درصد بازیابی رسوب معلق به مراتب کم‌تر از آلودگی می‌باشند. نتایج نشان می‌دهند که بازیابی رسوب معلق کاملاً تصادفی بوده و روند افزایشی یا کاهش‌ی مشخصی ندارد که با نتایج چابک‌پور و همکاران (۱۳۹۵) مطابقت دارد.

۸) نتایج ضرایب پراکنش طولی (D_x) رسوب معلق نشان از افزایش این ضریب با افزایش دبی جریان دارند. همچنین با افزایش غلظت اولیه رسوب معلق از SC1 به SC2 نیز این ضریب افزایش می‌یابد

(ANALYTICAL) معادله انتقال-پراکنش (ADE) استفاده شد. به منظور ایجاد شرایط آزمایشگاهی، بستر رسوبی با مصالح شنی با قطر متوسط (d_{50}) ۱۱/۸۵ میلی‌متر، ضخامت ۳۲ سانتی‌متر و طول ۱۰ متر ایجاد شد. آلودگی اولیه از حل کردن ۲۴۰ گرم ماده NaCl در ۴ لیتر آب تهیه و به صورت آبی در بالادست محیط متخلخل بستر رسوبی تزریق شد. همچنین برای ایجاد شرایط جریان غلیظ، از رسوب معلق در محدوده قطر کم‌تر از ۷۵ میکرون استفاده شد. دو غلظت مختلف از رسوب معلق به ترتیب از حل کردن ۱۸۷۵۰۰ بخش در میلیون (SC1) و ۳۷۵۰۰۰ بخش در میلیون (SC2) تهیه و به صورت آبی در بالادست محیط متخلخل بستر رسوبی تزریق شد. مهم‌ترین نتایج این تحقیق به شرح زیر می‌باشد:

۱) نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهند که وجود رسوب معلق سبب افزایش مدت زمان متوسط ماند آلودگی در ناحیه اصلی جریان (MRT) می‌شود. در هر سه مقدار دبی جریان، مدت زمان متوسط ماند آلودگی (MRT) در شرایط غلظت رسوب معلق SC2 به مراتب بیش‌تر از شرایط غلظت رسوب معلق SC1 می‌باشد. نتایج برداشت‌های آزمایشگاهی در خصوص غلظت اوج آلودگی (C_{max}) در ناحیه اصلی جریان نشان می‌دهند که در شرایط جریان همراه با رسوب معلق، آلودگی‌ها دارای غلظت اوج آلودگی (C_{max}) به مراتب کم‌تری نسبت به شرایط جریان زلال می‌باشند.

۲) نتایج آماری نشان می‌دهند که پارامترهای تخمینی هر دو روش حل عددی با نرم‌افزار OTIS-P و گشتاورگیری زمانی (TM) مدل نگهداشت موقت (TSM) قابلیت بالایی در شبیه‌سازی انتقال و پراکنش ماده ردیاب در ناحیه اصلی جریان دارند اما مقایسه نتایج آماری نشان می‌دهد که تخمین‌های نرم‌افزار OTIS-P تا حدودی دارای دقت بالاتری در مقایسه با تخمین‌های روش گشتاورگیری زمانی در شبیه‌سازی نتایج آزمایشگاهی ماده ردیاب دارند.

۳) به طور کلی وجود رسوب معلق در جریان سبب تغییرات در نرخ تبادلات هایپریک بین ناحیه اصلی جریان و بستر رسوبی می‌گردد. نادیده گرفتن نقش تبادلات



۹) درصد بازیابی رسوب معلق به مراتب کم‌تر از آلودگی باشد و همین امر موجب افزایش ضریب پراکنش طولی (D_x) رسوب معلق نسبت به آلودگی می‌گردد.

منابع

- آژدان، ی. ۱۳۹۷. بررسی آزمایشگاهی معادلات جابجایی-پراکندگی در انتقال آلودگی در رودخانه‌های با بستر سنگریزه‌ای. رساله دکتری در رشته سازه‌های آبی، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ۲۶۵ صفحه.
- آژدان، ی.، ع. عمادی، ج. چابک‌پور، و ر. دانش‌فراز. ۱۳۹۸. برآورد پارامترهای مدل ذخیره موقت برای شبیه‌سازی انتقال آلودگی در رودخانه‌های بستر سنگریزه‌ای. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۰، شماره ۱، ص ۶۶-۷۷.
- براتی‌مقدم، م.، م. مظاهری و ج. محمدولی‌سامانی. ۱۳۹۴. مدل یک‌بعدی انتقال آلاینده در رودخانه‌های طبیعی با تأکید بر نقش نواحی نگهداشت. مجله مدیریت آب و آبیاری، دوره ۵، شماره ۲، ص ۱۶۹-۱۹۰.
- چابک‌پور، ج.، ا. امیری‌تلکدانی و م. صدقی‌اصل. ۱۳۹۵. برآورد ضریب انتشار طولی رسوبات معلق درون محیط‌های متخلخل درشت‌دانه. نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، دوره ۲۳، شماره ۶، ص ۳۱۷-۳۳۲.
- شفاعی‌بجستان، م. ۱۳۹۰. مبانی نظری و عملی هیدرولیک انتقال رسوب. انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.
- محمودیان شوشتری، م. ۱۳۸۷. اصول جریان در مجاری روباز (جلد دوم). انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.
- میرناصری، م.، ع. ر. عمادی، ع. ر. ظهیری و م. ع.، غلامی سفیدکوهی. ۱۴۰۰. بررسی آزمایشگاهی و عددی تاثیر نواحی فرم بستر خیزاب-چالاب بر جابجایی آلودگی در رودخانه‌های با بستر شنی. تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۲، شماره ۴، ص ۱-۱۷.
- 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(3):718-724.
- Chanson, H. 2004. *Environmental hydraulics of open channel flows*. Elsevier Butterworth-Heinemann Linacre House, Jordan Hill, Oxford.
- Fernald, A.G., Wigington, P. and Landers, D.H. (2001). Transient storage and hyporheic flow along the Willamette River, Oregon: field measurements and model estimates. *Water Resources Research*, 37(6), 1681-1694.
- Gonzales-Pinzon, R., R. Haggerty and M. Dentz. 2013. Scaling and predicting solute transport processes in streams. *Water Resources Research*, 49(7): 4071-4088.
- Jin, L., D.I. Siegel, L.K. Lautz, M.H. Otz, (2009). Transient storage and downstream solute transport in nested stream reaches affected by beaver dams. *Hydrological Processes*, 23(17), 2438-2449.
- Knapp, J.L.A., and C. Kelleher. 2020. A perspective on the future of transient storage modeling: Let's stop chasing our tails. *Water Resources Research*, 56, e2019WR026257.
- Madadi, M.R., S. Akbarifard and K. Qaderi. 2020. Improved Moth-Swarm Algorithm to predict transient storage model parameters in natural streams. *Environmental Pollution*, 262(114258): 1-9.
- Marion, A., M. Zaramella and A. Bottacin-Bosolin. 2008. Solute transport in rivers with multiple storage zones: The STIR model. *Water Resources Research*, 44(10): 1-10.
- Noh, H., S. Kwon, W. Seo, D. Beak and S.H. Jung. (2021). Multi-Gene Genetic Programming Regression Model for Prediction of Transient Storage Model Parameters in Natural Rivers. *Journal of Water*, 13(1), 1-29.
- Rana, S.M.M., D.T. Scott and E.T. Hester. 2017. Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology*, 548: 157-169.



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.

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(6): 453-465.

Sokac, 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.

Zaramella, M., A. Marion, J. Lewandowski, G. Nutzmann. (2016). Assessment of transient storage exchange advection-dispersion mechanisms from concentration signatures along breakthrough curves. *Journal of Hydrology*, 538, 794-8.



Experimental Investigation of the Suspended Sediment Effect on the Contamination Transport and Comparison with the Temporal Moment Analysis and OTIS-P software

Mohammad Mirnaseri¹, Alireza Emadi^{2*}, Abdolreza Zahiri³, Mohammad-Ali Gholami-Sefidkouhi⁴

Abstract

Environmental quality and health safety assessment often require prediction of solute transport in rivers. The process of moving suspended sediment in rivers acts like contamination. In this study, the transient storage model (TSM) was used to simulate the contamination transport in dense flow conditions (with suspended sediments). OTIS-P numerical model and Temporal Moment analysis (TM) were used to solve the transient storage model (TSM) and the breakthrough curves (BTCs) were simulated. Grain material with an average diameter (D_{50}) of 11.85 mm and the porosity (n) of 0.28 were used to create a sedimentary bed. Experiments of tracer material (NaCl) were performed in a flume with a length of 12 m, a width of 0.5 m and a height of 0.7 m applying three different flow discharges (10, 12.5 and 15 l/s). In order to create dense flow conditions, suspended sediments with initial concentrations of 187500 ppm (SC1) and 375000 ppm (SC2) were injected. Experimental results showed that the existence of suspended sediment in the stream (dense flow conditions) increased the medium residence time (MRT) of contamination in the main stream. The results of numerical solution showed that storage zone exchange coefficient (α) in dense flow conditions was 1 to 3.2 times the storage zone exchange coefficient (α) compared to clear flow conditions. The results of numerical solution showed that the longitudinal dispersion coefficient (D_x) in dense flow conditions was 2 to 7 times the longitudinal dispersion coefficient (D_x) compared to clear flow conditions. The BTCs simulated by the OTIS-P numerical model and the temporal moment analysis (TM) were highly agreement with the laboratory BTCs with the Nash-Sutcliffe index between 0.89 to 0.97 and 0.89 to 0.95. In natural rivers with high concentrations of suspended sediment, hyporheic exchanges have an important role in the transport of contamination. Therefore, the use the transient storage model (TSM) is recommended instead of the analytical solution of the advection-dispersion equation (ADE).

Keywords: Transient Storage Model (TSM), Breakthrough Curve (BTC), Hyporheic, Advection-Dispersion Equation (ADE), OTIS.

¹ Ph.D. Candidate 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 Associate Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Water and soil Engineering, Gorgan Agricultural Sciences and Natural Resources University, Gorgan, Iran.

⁴ Associate Professor of Water Structures, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.