

EXTENDED ABSTRACT

Sensitivity Analysis of Transient Storage Parameters in Mathematical Modeling of Pollution Transport in Rivers Containing Storage Zone

S. Khodambashi Emami¹ and M. Mazaheri^{2*}

1-M.Sc. Student of Water Structures, Tarbiat Modares University.

2*- Corresponding Author, Associate Professor, Department of Water Engineering and Management, Tarbiat Modares University. (m.mazaheri@modares.ac.ir).

ARTICLE INFO

Article history:

Received: 4 December 2021

Revised: 2 July 2022

Accepted: 6 July 2022

Keywords:

Transient Storage Model, Uncertainty Analysis, Monte Carlo Method, Damkohler Number, Peclet Number.

TO CITE THIS ARTICLE :

Khodambashi Emami, S., Mazaheri, M. (2023). 'Sensitivity Analysis of Transient Storage Parameters in Mathematical Modeling of Pollution Transport in Rivers Containing Storage Zone', *Irrigation Sciences and Engineering*, 45(4), pp. 101-116. doi: 10.22055/jise.2022.39365.2009.

Introduction

Hydrologists studying rivers must determine the relative importance of in-river processes to understand the fate of pollutants. Storage processes are one of the most of this. Currently, the most reliable method for determining the importance of storage processes in the solute transfer is to estimate the stream-storage exchange coefficient (α) and the cross-sectional area ratio (AS/A) in the transient storage model (TSM) with tracer experiment data (Wallis and Manson, 2019). Calibrating the parameters depends on the reciprocal coverage between parameter effects on BTCs and the model's sensitivity to each parameter (Zaramella et al., 2016). Previous studies have quantified the sensitivity of the TSM in inverse modeling (Kelleher et al., 2013; Wlostowski et al., 2013). Due to tracer test data for these studies, their results cannot provide a comprehensive picture of the model behavior. In this study, using Monte Carlo-based methods, an attempt has been made to investigate the effect of different pollutant transfer circumstances in the river by defining a framework with Peclet and Damkohler numbers and pollutant injection time series on storage parameters sensitivity.

Methodology

There are several equations for solute transport with transient storage, and the most well-known is the TSM presented by Bencala and Walters (1983). The dimensionless form of equations better shows the sensitivity and uncertainty of the parameters. The dimensionless TSM allows identifying different aspects of the problem with fewer simulations and saves time and money. Using new scaled dimensionless variables, $x^*=x/L$, $C^*=C/\max(C_{in})$, and $t^*=t/T$, after some mathematical manipulation, the dimensionless form of the TSM is derived as the following;

$$Pe \frac{\partial C^*}{\partial t^*} = -Pe \frac{\partial C^*}{\partial x^*} + \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \beta \cdot Pe(C_s^* - C^*)$$

$$\frac{\partial C_s^*}{\partial t^*} = \beta \left(\frac{1}{\eta}\right)(C^* - C_s^*)$$
(1)

where L is the river length, T is the travel time in the river, C_{in} is the injected concentration, Pe is the Peclet number, β is the dimensionless exchange coefficient, and the ratio of the cross-sectional area of transient storage and flow area showed by η. In this research, the method of lines has been used to numerically solve equation (1), which is a method for solving time-dependent PDE. For implementing Monte Carlo, random samples are taken from η and β, and the model runs. As an index of results, the standard deviation of the spatiotemporal network of simulated concentration is calculated for each Monte Carlo algorithm iteration. Eventually, the model results were analyzed by regression analysis and Pearson correlation coefficient (McCuen, 2016).

Results and Discussion

For Damkohler numbers [0.1-1], the results indicate that the time patterns of pollutant injection and river Peclet number do not significantly affect the model's sensitivity to storage parameters. In contrast, in the range [1-10] of Damkohler, the model is most sensitive to η. As the pollutant injection time increases, the model's sensitivity to this parameter increases by about 30%. The sensitivity of TSM in the sluge injection to storage parameters is almost the same, but with increasing the injection duration, the model's sensitivity to β decreases to 1/3 of the initial value. These results are presented in figure (1).

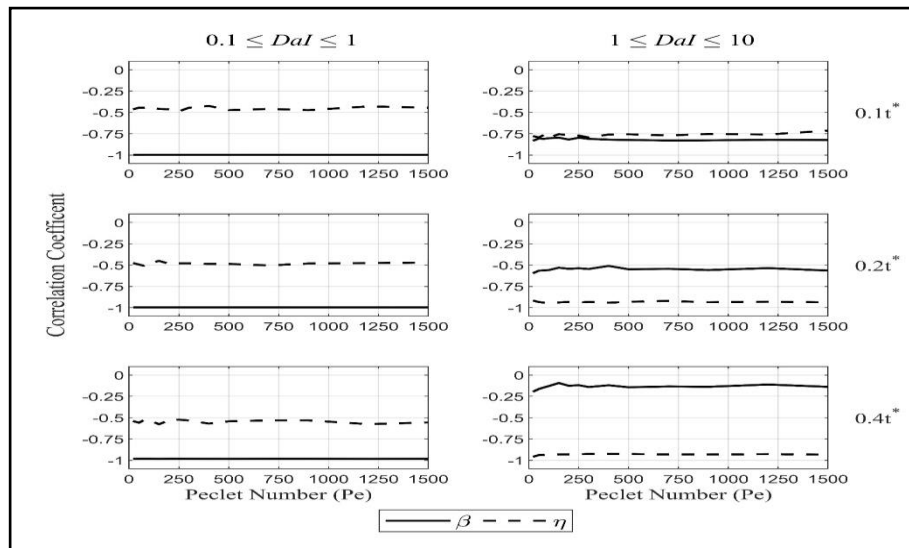


Fig. 1- Pattern of change in model sensitivity to storage parameters relative to Peclet Number, DaI, and Injection Time Series

In the range [0.1-1] of Damkohler, Despite the large storage zone in the river due to the low exchange rate between the river and the storage zone, the parameter η cannot play its role well in the equations, and the parameter β appears in the limiting role, and the influence of the storage process on the BTCs decreases. Therefore, in these conditions, the effect of the β parameter is enormous. When the Damkohler number is greater than one, the exchange between the river channel and the storage zone accelerates, and the importance of the storage process in the river becomes even more significant.

By increasing the exchange rate between the river and the stagnant zone by ten times, the role of the parameter η can now be well defined.

Conclusions

Storage processes are one of the most critical factors affecting the transport of pollutants in the river. Storage parameters are highly variable in the river spatiotemporally in the river. Due to their dependence on hydraulic and geomorphological variables of the river, there is considerable uncertainty about these parameters. In this research, 90 different scenarios have been performed to quantify the sensitivity and uncertainty of the TSM and storage parameters. The results indicate that the TSM is highly sensitive to α for slug injection. According to previous studies, the exchange rate is one of the most important sources of uncertainty in the TSM, and its determination or estimation is significant. For Damkohler numbers less than 1, due to the low uncertainty of the results, the high sensitivity of the model to the α is not a cause for concern. However, for Damkohler numbers greater than 1, it is better to spend more time and money to reduce the uncertainty of this parameter to increase the modeling accuracy. It might include inverse modeling methods with higher capability. It is also possible to reduce the effect of the α on the results by increasing the injection time of the tracer experiment. For the [0.1-1] range of Damkohler, due to the low impact of the storage process, it is recommended that the ADE model replace the TSM model. In addition to being more straightforward, this model has better parameters for calibration with fewer parameters.

Acknowledgment

The authors consider it their duty to appreciate and thank the Vice Chancellor for Research at Tarbiat Modares University for financial support of this research.

References

- 1- Bencala, K.E. and Walters, R.A. 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. *Water Resources Research*, 19(3), pp.718–724.
- 2- 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), pp.5290–5306.
- 3- McCuen, R. H. 2016. *Modeling hydrologic change: statistical methods*. CRC press.
- 4- Wallis, S., and Manson, R. 2019. Sensitivity of optimized transient storage model parameters to spatial and temporal resolution. *Acta Geophysica*, 67(3), pp.951–960.
- 5- Wlostowski, A. N., Gooseff, M. N., and Wagener, T. 2013. Influence of constant rate versus slug injection experiment type on parameter identifiability in a 1-D transient storage model for stream solute transport. *Water Resources Research*, 49(2), pp. 1184–1188
- 6- Zaramella, M., Marion, A., Lewandowski, J., and Nützmann, G. 2016. Assessment of transient storage exchange and advection–dispersion mechanisms from concentration signatures along breakthrough curves. *Journal of Hydrology*, 538, pp.794–801.



آنالیز حساسیت پارامترهای نگهداشت در مدل سازی ریاضی انتقال آلودگی در رودخانه‌های دارای نواحی نگهداشت

سجاد خدام‌باشی امامی^۱ و مهدی مظاهری^{۲*}

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد سازه‌های آبی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران.

۲- نویسنده مسئول، دانشیار گروه مهندسی و مدیریت آب، دانشگاه تربیت مدرس، تهران. m.mazaheri@modares.ac.ir

دریافت: ۱۴۰۰/۹/۱۳

بازنگری: ۱۴۰۱/۴/۱۱

پذیرش: ۱۴۰۱/۴/۱۵

چکیده

فرآیندهای نگهداشت از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر انتقال آلاینده‌ها در رودخانه هستند. معمولاً شناخت و تعیین اهمیت نسبی این فرآیندها با واسنجی پارامتر تبادل با ناحیه نگهداشت (α) و نسبت مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت به رودخانه (As/A) در مدل نگهداشت موقت (TSM) انجام می‌گیرد. به علت استفاده از داده‌های آزمایش ماده ردیاب برای انجام این پژوهش‌ها، نتایج آن‌ها نمی‌تواند یک تصویر جامع از رفتار مدل ایجاد کند. هدف اصلی این پژوهش ارائه نتایجی کاربردی در شرایط مختلف بوده تا محققین پیش از واسنجی یا مدل‌سازی در رودخانه مورد نظر خود، دانش کافی نسبت به اهمیت دقت در برآورد و تعیین پارامترها داشته باشند. در این پژوهش با استفاده روش‌هایی مبتنی بر مونت کارلو (Monte Carlo) تلاش شده است تا اثر شرایط مختلف انتقال آلاینده در رودخانه با تعریف یک چارچوب در قالب اعداد پکلت (Peclet Number) و دمکولر (Damkohler Number) و همچنین مدت‌زمان تزریق آلاینده بر حساسیت پارامترهای نگهداشت بررسی شود. نتایج حاکی از آن است که برای اعداد دمکولر کمتر از یک، مدل به α حساسیت زیادی از خود نشان می‌دهد. در مقابل برای محدوده [۱۰-۱] از اعداد دمکولر، در تزریق ناگهانی حساسیت مدل به هر دو پارامتر یکسان می‌باشد که با افزایش مدت‌زمان تزریق آلاینده، As/A بیشترین تأثیر را بر نتایج می‌گذارد. بر خلاف این دو عامل، عدد پکلت تأثیر محسوسی بر حساسیت مدل به هر کدام از پارامترها ندارد. با توجه به عدم قطعیت پایین نتایج مدل TSM برای اعداد دمکولر کمتر از یک، استفاده از مدل ADE باعث کاهش دقت در مدل‌سازی نمی‌شود.

کلیدواژه‌ها: مدل نگهداشت موقت، آنالیز عدم قطعیت، مونت کارلو، عدد دمکولر، عدد پکلت.

مقدمه

حاکم هستند. ناحیه نگهداشت اما به‌عنوان قسمتی از رودخانه که در حبس موقتی مادهٔ محلول دخالت دارد، تعریف می‌شود (Barati Moghaddam et al., 2017). زوج معادلهٔ مدل نگهداشت موقت با صرف نظر کردن از واکنش‌های شیمیایی، جذب سینتیک و زوال مرتبه اول در رابطه (۱) ارائه شده است.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{q_{Lin}}{A} (C_{Lin} - C) + \alpha (C_S - C) \quad (1)$$

$$\frac{\partial C_S}{\partial t} = \alpha \frac{A}{A_S} (C - C_S)$$

در این مدل A مساحت مقطع عرضی کانال اصلی $[L^2]$ ، As مساحت مقطع عرضی ناحیه نگهداشت $[L^2]$ ، C غلظت مادهٔ حل

متخصصانی که در ارتباط با رودخانه‌ها فعالیت می‌کنند، غالباً نیاز به شناخت فرآیندهای مؤثر در سرنوشت و انتقال املاح در رودخانه را دارند. ناهمگونی در مورفولوژی رودخانه شامل استخرهای جانبی، نواحی ماندابی پشت تلماسه‌ها و نزدیک به دیواره‌های مقعر رودخانه‌های پیچانرودی با نام ناحیه نگهداشت شناخته می‌شود. وجود نواحی نگهداشت در نهرها و رودخانه‌ها باعث شده تا نتایج معادلهٔ کلاسیک جابه‌جایی - پراکندگی (Advection - Dispersion Equation) با سری زمانی غلظت‌های مشاهده شده در آزمایش ماده ردیاب منطبق نباشد. در سه دههٔ گذشته، مدل‌های مختلفی به‌منظور نمایش اثرات فرآیندهای نگهداشت در انتقال مواد محلول در رودخانه‌ها، توسعه یافته است (Singh, 2008). مدل نگهداشت موقت (Transient Storage Model) سال‌های زیادی است که به‌طور گسترده برای مدل‌سازی رودخانه‌های دارای نواحی نگهداشت مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این مدل کانال اصلی بخشی از رودخانه در نظر گرفته می‌شود که در آن فرآیندهای پراکندگی و جابه‌جایی

مدل‌سازی معکوس پرداختند (Gooseff et al., 2005); نتایج (Guozhen et al., 2016; Kelleher et al., 2013). مطالعه‌های انجام شده بیان می‌کند که تزریق مواد ردیاب به دو روش ثابت (Constant Rate Injection) و تزریق ناگهانی (Sluge Injection) می‌تواند بر حساسیت مدل به پارامترهای آن مؤثر باشد (Wagener et al., 2002 and 2003). علاوه بر این Wlostowski et al. (2013)، نشان دادند که تغییر سناریوی تزریق آلاینده از SI به CRI حساسیت مدل به پارامتر A_S افزایش می‌یافته اما تغییری در حساسیت مدل به پارامتر α ایجاد نمی‌شود. تعدادی از پژوهشگران نیز با بررسی چند رودخانه مختلف بیان داشتند که حساسیت و عدم قطعیت پارامترهای مدل (Choi et al., 2020; Femeena et al., 2019; Zhao et al., 2021). Zaramella et al. (2016) نشان داد که افزایش ضریب دمکولر باعث تداخل عملکرد پارامترهای نگهداشت و ضریب پراکندگی می‌شود که باعث شده برآورد و آنالیز حساسیت پارامترها سخت‌تر شود. تعدادی از تحقیقات نیز به بررسی اثر تغییرات دبی بر حساسیت و عدم قطعیت پارامترهای A ، A_S و α پرداختند و رابطه بین این دو را نشان دادند (Rana et al., 2017, 2019). همچنین تأثیر فاصله از محل تزریق آلاینده در برآورد پارامترها و عدم قطعیت به وجود آمده از این طریق مورد بررسی قرار گرفته است (Gooseff et al., 2013; Kelleher et al., 2013).

اگرچه ارتباط نزدیکی بین آنالیز حساسیت و عدم قطعیت بوده با این حال این دو از یکدیگر متفاوت هستند. آنالیز حساسیت (Sensitivity Analysis) چگونگی تقسیم و تخصیص عدم قطعیت خروجی یک سیستم به عدم قطعیت پارامترهای ورودی آن می‌باشد. آنالیز عدم قطعیت (Uncertainty Analysis) بیشتر بر کمی‌سازی میزان عدم قطعیت در سراسر مدل تمرکز دارد (Loucks and Van Beek, 2017). معادلات دیفرانسیل یک تقریب ریاضی از پدیده‌های طبیعی برای مدل‌سازی در علوم و مهندسی است. این تقریب باعث ورود عدم قطعیت به نتایج مدل از طریق منابع مختلف می‌شود که شامل عدم قطعیت پارامترهای ثابت مسئله، عدم قطعیت متغیرهای ورودی و شرایط مرزی، عدم قطعیت شرایط اولیه، ساختار مدل، عدم قطعیت خروجی مدل، عدم قطعیت واسنجی و اندازه‌گیری داده‌های مشاهداتی است. البته خطا و عدم قطعیت اندازه‌گیری اغلب به راحتی قابل‌شناسایی و کمی‌سازی می‌باشد (Vrugt, 2016). شکل (۱) به سادگی چگونگی تأثیر منابع عدم قطعیت بر نتایج را نمایش می‌دهد. داشتن دانش صریح از هر یک از منابع عدم قطعیت برای بهبود عملکرد مدل و دقت موردنیاز در جمع‌آوری داده مفید است. به‌عنوان مثال اگر عدم قطعیت متغیرهای ورودی بر عدم قطعیت نتایج نهایی غالب باشد، افزایش پیچیدگی مدل مفید نخواهد بود بلکه بیشتر تمرکز و اولویت باید صرف جمع‌آوری داده شود (Vrugt et al., 2009).

شده در کانال اصلی $[ML^{-3}]$ ، C_L غلظت در جریان ورودی جانبی $[ML^{-3}]$ ، C_S غلظت ماده حل شده در ناحیه نگهداشت $[ML^{-3}]$ ، D ضریب پراکندگی طولی $[L^2T^{-1}]$ ، Q دبی جریان $[L^3T^{-1}]$ ، Q_{Lin} دبی در واحد عرض جریان ورودی جانبی $[L^2T^{-1}]$ ، t زمان $[T]$ ، x فاصله از محله تخلیه آلاینده $[L]$ و α ضریب تبادل ناحیه نگهداشت $[T^{-1}]$ است.

علاوه بر پیش‌بینی غلظت آلاینده در زمان و مکان‌های مختلف رودخانه، شناخت فرایندهای نگهداشت در علوم مختلف از جمله هیدرولوژی و اکولوژی بسیار موردتوجه است. این پارامترها در مکان و زمان بسیار متغیر بوده و اندازه‌گیری آنها دشوار و در مواردی غیرممکن است (Boano et al., 2014). علاوه بر این نمی‌توان این پارامترها را به‌طور قابل اعتمادی با کمک روابط ریاضی و متغیرهای هیدرولیکی و مشخصات رودخانه محاسبه نمود زیرا این پارامترها به نوع جریان و ژئومورفولوژی و اندازه رودخانه وابسته هستند (Wagner and Harvey, 1997). در حال حاضر مطمئن‌ترین روش برای تعیین اهمیت فرایندهای مؤثر در انتقال املاح، برآورد پارامترهای مدل مورد نظر با داده‌های آزمایش ماده ردیاب می‌باشد (Wallis and Manson, 2019). OTIS نرم‌افزار متن‌باز و رایگان مدل نگهداشت موقت بوده که با یک الگوریتم رگرسیون غیرخطی به نام OTIS-P برای مدل‌سازی معکوس همراه است. با این حال اگر نتایج مدل بسیار غیرخطی یا واریانس باقی‌مانده‌ها بزرگ باشد این تفاسیر دیگر قابل اطمینان نیست (Aster et al., 2018). بعضی از محققین برای برآورد پارامترهای مدل نگهداشت موقت، مدل OTIS-P را با یک ابزار مدل‌سازی معکوس به نام UCODE، جایگزین نمودند. علائق می‌توانایی‌های بالا، این مدل توانایی کمی‌کردن عدم قطعیت‌ها را ندارد (Gooseff et al., 2003; Scott et al., 2003). پژوهشگران بر این نظر هستند که نتایج قابل اتکا از مدل‌سازی معکوس نیازمند گزارش عدم قطعیت پارامترهای برآورد شده است (Aster et al., 2018). Ward et al. (2017) بر مبنای مدل OTIS، بسته نرم‌افزاری OTIS-MCAT را ارائه کردند که محققان را قادر می‌سازد که از طریق روش مونت‌کارلو، علاوه بر برآورد پارامترهای مدل نگهداشت موقت، حساسیت و عدم قطعیت آن‌ها را کمی کنند. در ادامه نیز Rana et al. (2019) برای مدل‌سازی معکوس و آنالیز عدم قطعیت پارامترهای مدل TSM، مدل OTIS-MC را بر اساس روش زنجیره مارکوف مونت‌کارلو معرفی نمودند.

برآورد پارامترها از طریق واسنجی مدل با نتایج آزمایش ماده ردیاب نه تنها به پوشش متقابل اثرات پارامترها روی سری زمانی غلظت‌ها بلکه به حساسیت مدل موردنظر به هر یک از پارامترها نیز بستگی دارد (Zaramella et al., 2016). آنالیز حساسیت در حال حاضر در هیدرولوژی بسیار موردتوجه قرار گرفته است و اکنون یکی از مراحل اصلی در توسعه مدل می‌باشد. مطالعه‌هایی در گذشته به کمی کردن حساسیت مدل نگهداشت موقت در

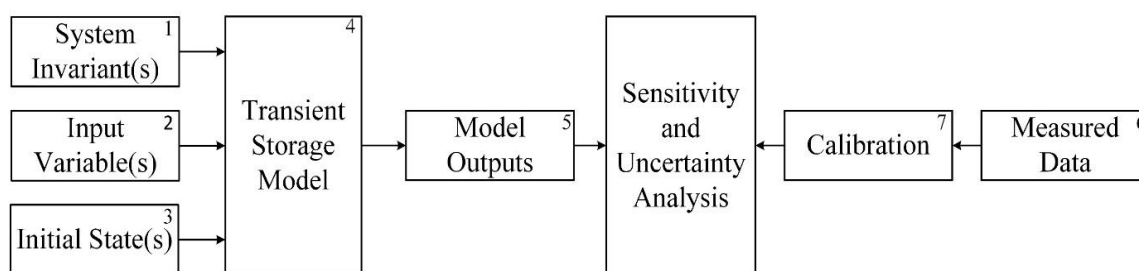


Fig. 1- The most important sources of uncertainty in modeling

شکل ۱- مهمترین منابع عدم قطعیت در مدل سازی

پارامترهای مدل در طول رودخانه یکنواخت در نظر گرفته شده است. با این شرایط مدل نگهداشت موقت به صورت معادله (۲) بازنویسی می شود.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \alpha(C - C_s) \quad (2)$$

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \alpha \frac{A}{A_s} (C - C_s)$$

برای نشان دادن بهتر حساسیت و عدم قطعیت پارامترها، بهتر است که از فرم بدون بعد معادلات استفاده شود. مدل نگهداشت موقت یک مدل نسبتاً پیچیده با تعداد پارامتر مستقل زیاد است که شبیه سازی در شرایط مختلف با این مدل را مشکل می سازد. ایجاد یک فرم بی بعد از این مدل می تواند روشی باشد که با ایجاد اعداد بدون بعد، تعداد پارامترهای موجود در مدل را کاهش دهد و در نتیجه باعث کاهش پیچیدگی مدل شود. بی بعد کردن مدل موجب می شود با تعداد شبیه سازی کمتر، وجوه مختلف مسئله را شناسایی کرد (Cheme and Mazaheri, 2021). برای بی بعد کردن معادله (۲) ابتدا لازم است متغیرهای x ، t و C با کمک روابط (۳) تا (۴) به صورت بی بعد نوشته شوند.

$$x^* = \frac{x}{L} \quad (3)$$

$$t^* = \frac{t}{T} \quad (4)$$

تاکنون پژوهش هایی به آنالیز حساسیت و عدم قطعیت در مدل نگهداشت موقت پرداخته اند. اما به علت این که این پژوهش ها بر مبنای داده های مشاهداتی بوده، نمی تواند نمایانگر رفتار و حساسیت مدل در شرایط مختلف باشد. در این پژوهش تلاش شده است که با یک رویکرد ساده و مؤثر بر اساس روش مونت کارلو، بتوان با آنالیز حساسیت و عدم قطعیت مدل نگهداشت موقت، تصویر جامعی از نحوه عملکرد، حساسیت و عدم قطعیت مدل TSM در شرایط متفاوتی از تبادل های نگهداشت ارائه نماید. در این شیوه به علت نبود داده های مشاهداتی، عدم قطعیت ناشی از واسنجی از مسئله حذف می شود. همچنین شرایط اولیه (منبع عدم قطعیت نوع سوم) نیز صفر در نظر گرفته شده است. با توجه به این که ضریب پراکندگی باعث تداخل در برآورد پارامترهای نگهداشت می شود (Zaramella et al., 2016)، ضریب پراکندگی در قالب عدد پکلت، به عنوان یک پارامتر غیر تصادفی در معادله وارد می شود. هدف اصلی این پژوهش، بررسی و ارائه یک چارچوب کاربردی از حساسیت و عدم قطعیت های ذاتی موجود در مدل نگهداشت موقت نسبت به تغییرات عدد پکلت (منبع عدم قطعیت نوع اول) و الگوهای زمانی مختلف ورود آلاینده (منبع عدم قطعیت نوع دوم) برای شناخت و تعامل با این پارامترها می باشد. این چارچوب شرایطی را فراهم می کند تا محققین پیش از واسنجی یا شبیه سازی با مدل نگهداشت موقت برای رودخانه مورد پژوهش خود، دانش کافی نسبت به اهمیت منابع عدم قطعیت و تأثیر آن بر نتایج مدل و دقت مورد نیاز در تعیین یا برآورد پارامترهای نگهداشت را داشته باشند.

مواد و روش ها

معادلات حاکم

مدل نگهداشت موقت توانایی مدل سازی تحت رژیم جریان غیریکنواخت و غیرماندگار در رودخانه را دارد. همچنین می توان مساحت مقاطع عرضی، پارامترهای فرآیندهای نگهداشت و پراکندگی را در طول رودخانه غیریکنواخت در نظر گرفت. با این حال در این پژوهش برای کاهش پیچیدگی مدل، جریان ماندگار و

$$DaI = \alpha \left(1 + \frac{A}{A_s}\right) \frac{L}{u} \quad (9)$$

$$= \beta \left(1 + \frac{1}{\eta}\right)$$

زمانی که عدد دمکوهلر بسیار بزرگتر از یک (مثلاً ۱۰۰) باشد، تبادل بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت به قدری سریع است که این دو بخش از رودخانه در تعادل هستند. زمانی که عدد دمکوهلر بسیار کوچکتر از یک (مثلاً ۰/۰۱) باشد، تبادل بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت بسیار کم و قابل صرف نظر کردن است و در نتیجه نگهداشت از فرآیندهای مهم در انتقال آلاینده در رودخانه به شمار نمی آید (Barati Moghaddam et al., 2017). پارامترهای نگهداشت در بازه ۰/۵ الی ۱۰ کمترین مقدار عدم قطعیت را دارا می باشند (Noh et al., 2020). علاوه بر این قابلیت اعتماد به پارامترهای برآورد شده در بازه ۰/۱ تا ۱۰ از اعداد دمکوهلر افزایش می یابد (Fernald et al., 2001). به منظور حصول اطمینان از اینکه مکانیزم نگهداشت در رودخانه های فرضی ایجاد شده از اهمیت و تأثیر گذاری یکسانی برخوردار باشند، تولید نمونه برای پارامترهای نگهداشت با شرط عدد دمکوهلر در بازه های [۰/۱-۱] و [۱-۱۰] انجام می گیرد.

حل عددی

پیشرفت در توسعه روش های عددی، این امکان را فراهم نموده است تا به مدل سازی رایانه ای انتقال آلودگی در رودخانه از طریق حل معادلات با این روش ها توجه ویژه ای شود. در این پژوهش برای حل عددی مدل نگهداشت موقت در رودخانه از روش خطوط (Method of Lines) استفاده شده است که یک روش برای حل معادلات دیفرانسیل جزئی وابسته به زمان است. ایده اصلی روش خطوط، جای گذاری مشتقات مکانی غلظت با تقریب جبری در معادله دیفرانسیل جزئی و تبدیل آن به دستگاه معادلات دیفرانسیل معمولی است (Hirsch, 2007). برای حل ابتدا باید شرایط اولیه و مرزی مدل تعریف شود. در این مسئله شرایط اولیه (منبع عدم قطعیت نوع سوم) صفر و شرایط مرزی (منبع عدم قطعیت نوع دوم) پایین دست نیومن یا گرادیان صفر در نظر گرفته شده است. در این پژوهش به علت این که مدل نگهداشت موقت بی بعد شده است، تزریق آلاینده به عنوان شرایط مرزی بالادست باید به صورت نسبی از زمان بی بعد شده تعریف شود. سه نسبت زمانی به کار برده شده در این تحقیق به ترتیب $0.1t^*$ ، $0.2t^*$ و $0.4t^*$ به عنوان نماینده تزریق ناگهانی، $0.2t^*$ و $0.4t^*$ به عنوان نمایندگان تزریق ثابت در نظر گرفته شده اند که به صورت شرط مرزی اول یا شرط مرزی دریشله در مسئله وارد می شود.

$$C^* = \frac{C}{\max(C_{in})} \quad (5)$$

در این روابط x^* مکان بی بعد، L طول رودخانه [L]، t^* زمان بی بعد، T زمان طی کردن مسافت رودخانه با سرعت متوسط آب [T] یا در اصطلاح (Travel Time) است که با تقسیم طول رودخانه بر سرعت متوسط به دست می آید. C^* غلظت آلاینده به صورت بی بعد و C_{in} غلظت آلاینده ورودی به رودخانه [ML^{-3}] هستند. با جای گذاری روابط (۳)، (۴) و (۵) در معادله (۲) و انجام عملیات جبری، رابطه (۶) به دست می آید.

$$\frac{\partial C^*}{\partial t^*} = -\frac{\partial C^*}{\partial x^*} + \frac{D}{uL} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \alpha \frac{L}{u} (C_s^* - C^*) \quad (6)$$

$$\frac{\partial C_s^*}{\partial t^*} = \left(\alpha \frac{L}{u}\right) \frac{A}{A_s} (C^* - C_s^*)$$

در نهایت معادله بی بعد نگهداشت موقت در رودخانه به صورت زیر نوشته می شود:

$$Pe \frac{\partial C^*}{\partial t^*} = -Pe \frac{\partial C^*}{\partial x^*} + \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \beta (C_s^* - C^*) \quad (7)$$

$$\frac{\partial C_s^*}{\partial t^*} = \beta \frac{1}{\eta} (C^* - C_s^*)$$

در این معادله سه عدد بی بعد تشکیل می شود که یکی از آن ها عدد بی بعد پکلت (Peclet Number) است که بیان گر نسبت فرآیند جابه جایی به پراکندگی در رودخانه است. با افزایش عدد پکلت اثر فرآیند پراکندگی کاهش و فرآیند جابه جایی افزایش می یابد (Chapra, 1997).

$$Pe = \frac{uL}{D} \quad (8)$$

دو عدد دیگر اعداد بی بعدی هستند که عدد شناخته شده دمکوهلر (Damkohler Number) را تشکیل می دهند که یک معیار عددی بی بعد است که نرخ تبادل بین کانال اصلی و نواحی نگهداشت را نشان می دهد. برای رودخانه ای به طول L عدد دمکوهلر به صورت زیر تعریف می شود:

تحلیل آماری

روش مونت کارلو الگوریتمی می‌باشد که بر اساس نمونه‌گیری تصادفی از پارامترهای مستقل مسئله و تکرار شبیه‌سازی، برای شناخت رفتار یک پدیده و محاسبه نتایج عمل می‌کند. روش مونت کارلو مبتنی بر این ایده است که هر پارامتر مستقل را نه یک مقدار قطعی بلکه یک توزیع احتمال مناسب دانست، در این صورت می‌توان عدم قطعیت مربوط به پارامتر ورودی در نظر گرفته شود (Hammersley, 2013). تکرار محاسبات در روش مونت کارلو باعث ایجاد پیچیدگی محاسباتی و افزایش هزینه‌ها می‌شود با این حال این روش شرایطی را فراهم می‌کند که بتوان آنالیز حساسیت و عدم قطعیت را به‌طور هم‌زمان پیاده‌سازی نمود (McCuen, 2016). اولین گام در پیاده‌سازی روش مونت کارلو، تعریف توزیع چگالی احتمال برای پارامترهای مستقل موردنظر از مدل می‌باشد. در معادله بی بعد شده TSM، عدد پکلت به‌عنوان یک عدد ثابت (منبع عدم قطعیت نوع اول) در معادله حضور پیدا می‌کند اما اعداد η و β به‌صورت پارامترهای مستقل تصادفی انتخاب می‌شوند. با توجه به اینکه هیچ اطلاعات زمینه‌ای نسبت به توزیع احتمالی مناسب برای هر کدام از پارامترها وجود ندارد، بر اساس تحقیقات پیشین از توزیع یکنواخت برای نمونه‌برداری از هر کدام از پارامترها استفاده می‌شود (Rana et al., 2019; Runkel, 1998; Ward et al., 2017; Wlostowski et al., 2013). علاوه بر این توزیع یکنواخت این امکان را فراهم کرده که بتوان فضای گسترده‌تری از پاسخ‌ها را پیمایش نمود.

بعد از هر مرتبه شبیه‌سازی سیستم، شبکه زمانی - مکانی از غلظت‌های بی بعد در رودخانه ایجاد می‌شود. به علت این که مقایسه این مجموعه غلظت‌ها برای شبیه‌سازی‌های متعدد غیرممکن است، انحراف معیار به‌عنوان شاخصی تعریف می‌شود که نماینده شبکه زمانی - مکانی غلظت برای هر مرتبه شبیه‌سازی باشند.

$$\sigma_{C^*} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^M (C^*(i, j) - \mu_{C^*})^2}{N \times M}} \quad (10)$$

در این عبارت μ_{C^*} و σ_{C^*} به ترتیب میانگین و انحراف معیار شبکه زمانی - مکانی غلظت در رودخانه، M تعداد گام‌های زمانی و N تعداد گام‌های مکانی است. به علت ثابت بودن عدد پکلت در معادله، در واقع هر بار اجرای مدل مونت کارلو به معنای طراحی یک رودخانه فرضی با عدد پکلت ثابت و عدد دمکوهلر متفاوت است. در این پژوهش، برای هر مرتبه شبیه‌سازی مونت کارلو از هر کدام از پارامترهای موردنظر ۱۵۰۰ نمونه گرفته می‌شود که این بدان معناست که برای یک عدد پکلت مشخص، ۱۵۰۰ رودخانه مختلف شبیه‌سازی شده است. در نهایت برای تحلیل خروجی این الگوریتم می‌توان از آنالیز رگرسیون استفاده نمود. این آنالیز در عین سادگی و پیاده‌سازی آسان، به خوبی می‌تواند حساسیت مدل را کمی کند. برای تحلیل نتایج، ابتدا نمودار پراکندگی (Scatter Plot) برای پارامتر η و β نسبت به σ_{C^*} رسم می‌گردد. شاخص تعیین‌کننده میزان حساسیت نتایج مدل نسبت به هر پارامتر، شیب خط رگرسیونی است. هرچه میزان شیب خط رگرسیونی بیشتر باشد یعنی با تغییر یک واحدی در مقدار پارامتر مستقل ورودی، تغییرات بیشتری در متغیر وابسته ایجاد می‌شود. البته برای مقایسه بهتر ضرایب رگرسیونی مناسب است از ضرایب استاندارد شده (β_0) استفاده نمود. این ضریب از ضرب شیب خط رگرسیون در کسر (σ_x/σ_y) به دست می‌آید که به ترتیب انحراف معیار پارامترهای β یا η و σ_{C^*} است. این ضریب از نظر مقداری با ضریب همبستگی برابر است (Loucks and Van Beek, 2017; Zaghiyan and Ketabchi, 2022). ضریب همبستگی میزان پیروی مقادیر از یک خط را مشخص می‌کند و هر چه این مقدار به یک یا -۱ نزدیک تر باشد نقاط به یک خط نزدیک تر هستند و هرچه این مقدار به صفر نزدیک تر باشد پراکندگی نقاط از یک خط بیشتر است. استفاده از ضریب همبستگی کار تفسیر و مقایسه را آسان تر می‌کند.

در این پژوهش برای پیاده‌سازی مراحل ارائه شده از برنامه محاسبات ماتریس داشته و موجب تسهیل در روند برنامه‌نویسی می‌شود. همچنین آنالیز خروجی‌های مدل ارائه شده نیز در همین نرم‌افزار صورت گرفته است. خلاصه مراحل بیان شده در مواد و روش‌ها به‌صورت فلوجارت در شکل (۲) نشان داده شده است.

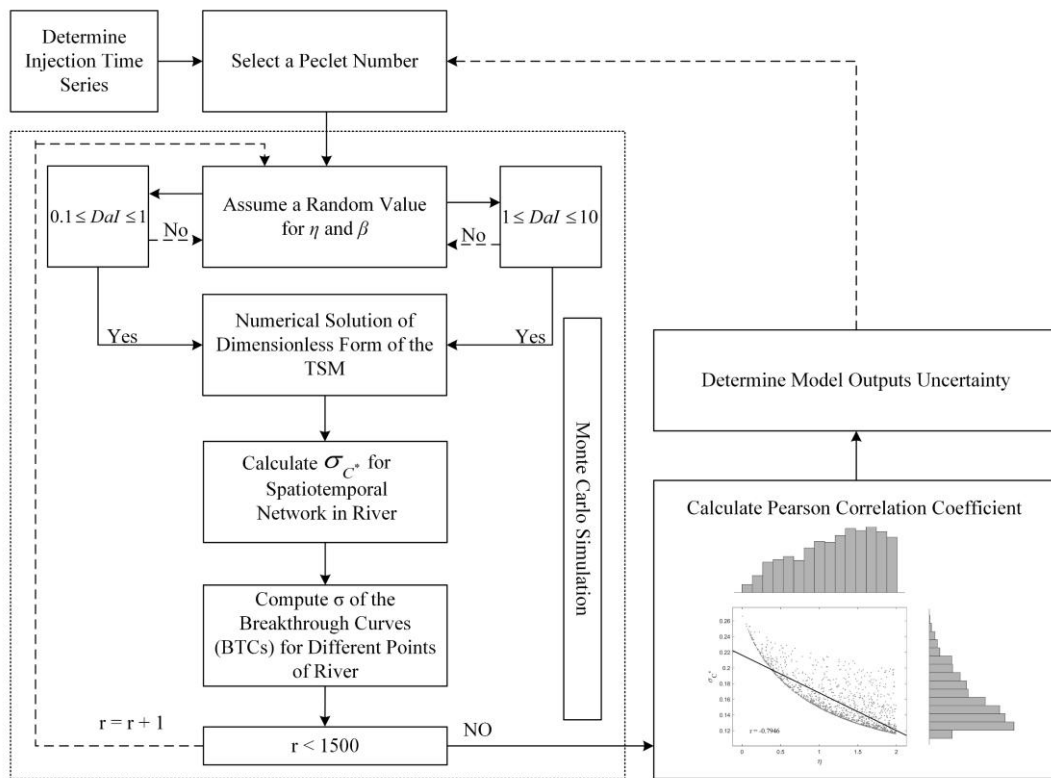


Fig. 2- Flowchart of the Methodology
شکل ۲- فلوجارت الگوریتم پیاده‌سازی شده

یکنواخت و توزیع مشابه نیم نرمال پیروی می‌کند. با وجود این که برای نمونه‌گیری از پارامتر β امکان نمونه‌گیری از محدوده صفر تا ده فراهم شده است. برای بازه $[0/1-1]$ از عدد دمکوهلر نمونه‌گیری به بازه صفر الی $0/6$ محدود می‌شود که از یک توزیع نرمال با چولگی مثبت پیروی می‌کند. برای بازه $[1-10]$ شرایط مشابه است با این تفاوت که نمونه‌گیری به محدوده صفر تا شش تغییر یافته است. این تغییرات از حساسیت بالای عدد دمکوهلر به پارامتر β نشأت می‌گیرد. همان‌طور که از شکل‌های (۳) و (۴) قابل مشاهده است، عدد دمکوهلر به پارامتر β حساسیت بیشتری از خود نشان می‌دهد. ضریب همبستگی و شیب خط رگرسیون برای هر دو پارامتر η و β نسبت به عدد دمکوهلر مثبت است با این حال با توجه به شیب کم خط رگرسیونی و همبستگی پایین پارامتر η می‌توان از حساسیت عدد دمکوهلر به آن در این محدوده صرف‌نظر کرد. به علت اینکه افزایش اندازه ناحیه نگهداشت باعث کاهش افزایش زمان ماند مواد محلول در آن و کاهش تبادلات میان ناحیه نگهداشت و رودخانه می‌شود، عدد دمکوهلر به‌طور ذاتی با ضریب η همبستگی منفی دارد. با این حال با اعمال شرط برای اعداد دمکوهلر تغییراتی در میزان همبستگی‌ها ایجاد می‌شود و عدد دمکوهلر در این مقادیر به پارامتر η حساس نیست. به علت معکوس بودن رابطه η و عدد دمکوهلر، در مقادیر بسیار بزرگ یا کوچک تأثیرات این پارامتر بر اعداد دمکوهلر مشخص می‌شود.

نتایج و بحث

همان‌طور که قبلاً بیان شده است انتخاب روش مونت کارلو به این دلیل بوده است که بتوان آنالیز حساسیت و عدم قطعیت به‌صورت هم‌زمان انجام گیرد و تفاسیر کامل‌تری از نتایج صورت پذیرد. تاکنون آنالیزهای حساسیت و عدم قطعیت بر پایه مدل‌سازی معکوس با نتایج آزمایش ماده ردیاب، صورت‌گرفته است. در این پژوهش سعی شده ارائه نتایج حساسیت و عدم قطعیت به شرایط خاصی از رودخانه محدود نشود و بتواند طیف گسترده‌ای از نهرها و رودخانه‌ها را شامل شود. برای پوشش دادن طیف وسیعی از رودخانه‌ها، شبیه‌سازی برای ۱۵ عدد پکلت مختلف از ۲۰ تا ۱۵۰۰ و دو بازه $[0/1-1]$ و $[1-10]$ برای عدد دمکوهلر، انجام می‌گیرد. تزریق آلاینده با الگوی زمانی مختلف بر شکل سری زمانی غلظت‌های شبیه‌سازی (مشاهده) شده اثرگذار است. در این پژوهش تأثیر تغییرات مدت‌زمان تزریق با کمک سه الگوی زمانی مختلف بر حساسیت و عدم قطعیت‌های نتایج مدل سنجیده می‌شود. با توجه به شکل (۳) و (۴)، به علت این که از دو پارامتر η و β به‌صورت مستقل نمونه‌گیری شده است، طبیعتاً انتظار می‌رود که همبستگی بین این دو پارامتر و شیب خط رگرسیون صفر باشد. به دلیل شرط عدد دمکوهلر در هنگام نمونه‌گیری تصادفی، همبستگی در حدود $0/47$ ایجاد شده است. هیستوگرام‌های تولید شده برای عدد دمکوهلر و پارامتر η به ترتیب از یک توزیع

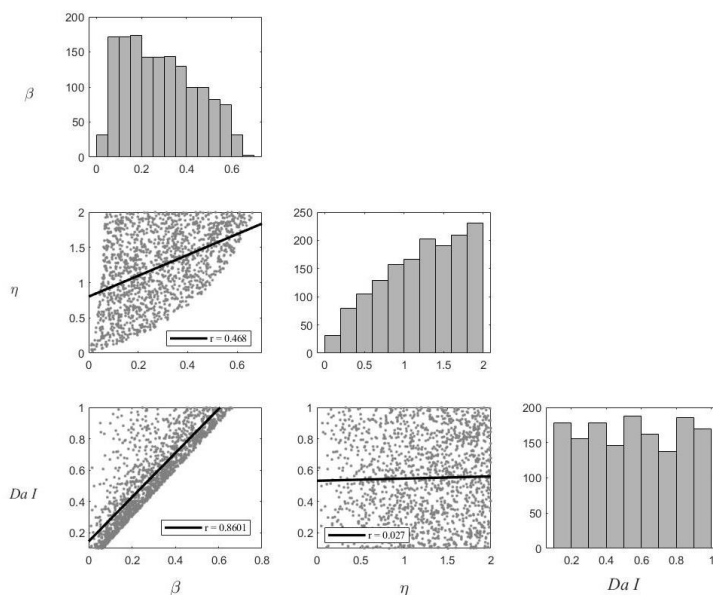


Fig. 3 - Parameters Histogram and Correlation Plots for Damkohler Number in [0.1-1]
 شکل ۳- هیستوگرام پارامترها مختلف و نمودار همبستگی میان آن‌ها در محدوده عدد دمکوهلر [۰/۱-۱]

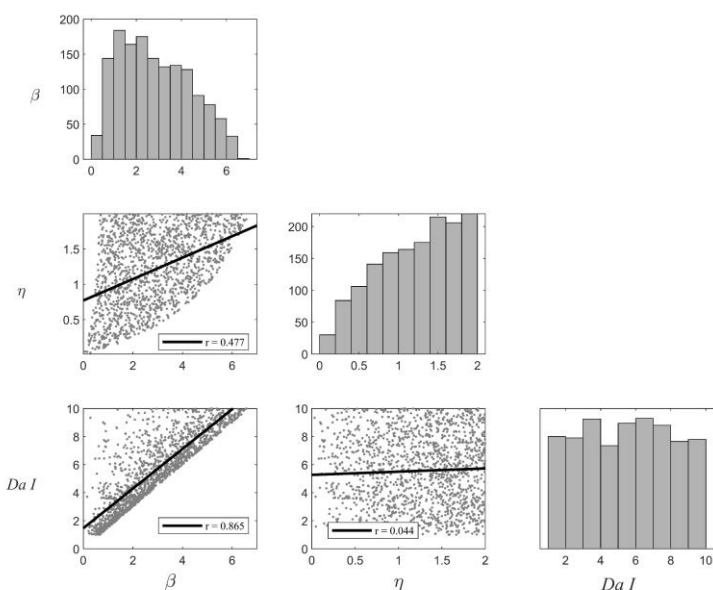


Fig. 4 - Parameters Histogram and Correlation Plots for Damkohler Number in [1-10]
 شکل ۴- هیستوگرام پارامترهای مختلف و نمودار همبستگی میان آن‌ها در محدوده عدد دمکوهلر [۱-۱۰]

ضرایب همبستگی و یا شیب خط رگرسیونی، اختلاف زیادی بین حساسیت مدل به پارامترهای β و η قابل مشاهده است؛ لذا می‌توان گفت در بین پارامترهای ورودی، عدم قطعیت β بیشترین تأثیر را بر نتایج مدل می‌گذارد. برای اعداد دمکوهلر [۱-۱۰] نتایج کاملاً متفاوت است. حساسیت مربوط به پارامتر η و β تقریباً برابر است.

به‌طور کلی، برای فهم کامل‌تر از حساسیت مدل TSM به پارامترهای نگهداشت، تغییرات ضریب همبستگی پیرسون نسبت

با توجه به شکل‌های (۵) و (۶)، شیب خط رگرسیونی برای دو پارامتر β و η منفی است و این بدان معناست که رابطه بین پارامترهای مستقل با وابسته معکوس می‌باشد. در واقع با افزایش پارامترهای نگهداشت، قله سری زمانی غلظت شبیه‌سازی شده پایین‌تر می‌آید و شیب شاخه پایین رونده و بالارونده نیز کاهش یافته و ابر آلاینده گسترده‌تر می‌شود. این تأثیرات باعث شده انحراف معیار محاسبه شده برای شبکه زمانی - مکانی کاهش یابد. برای اعداد دمکوهلر [۱-۱۰]، با توجه به تفاوت

برای اعداد دمکوهلر $[0.1-1]$ ، هنگامی که عدد دمکوهلر از یک کوچکتر باشد، تبادل بین کانال اصلی و ناحیه نگهداشت کاهش می‌یابد و در نتیجه از اهمیت فرآیند نگهداشت در رودخانه کاسته می‌شود. با توجه به هیستوگرام داده‌های تولید شده برای پارامترهای نگهداشت در شکل (۳)، وزن داده‌ها برای پارامترهای η و β به ترتیب بروی مقادیر بالای یک و کمتر از 0.4 قرار دارد. این بدان معناست که حتی با وجود نواحی نگهداشت بزرگ در رودخانه به علت نرخ تبادل کم میان رودخانه و نواحی نگهداشت، پارامتر η نمی‌تواند به‌خوبی نقش خود را در معادلات ایفا کرده و پارامتر β در نقش محدودکننده ظاهر شده و تأثیر اندازه ناحیه نگهداشت در سری زمانی غلظت کم‌رنگ می‌شود. برای همین در این شرایط تأثیر پارامتر β بسیار زیاد است. در مقابل در بازه $[1-10]$ از اعداد دمکوهلر، هنگامی که عدد دمکوهلر بیشتر از یک باشد، تبادل بین کانال رودخانه و ناحیه نگهداشت سرعت گرفته و اهمیت فرآیند نگهداشت در رودخانه بیش از پیش می‌شود. با افزایش 10 برابری نرخ تبادل میان رودخانه و نواحی نگهداشت اکنون نقش پارامتر η می‌تواند به‌خوبی مشخص شود. با توجه به اینکه پارامتر β بیشترین تأثیر خود را روی قله سری زمانی غلظت آلاینده می‌گذارد، با افزایش مدت‌زمان تزریق، قله سری زمانی دیگر یک‌لحظه نیست و بسته به زمان تزریق یک بازه زمانی را شامل می‌شود و از پارامترهای نگهداشت اثرپذیر نیست. از طرف دیگر پارامتر η بیشترین تأثیر خود را بر روی شاخه بالارونده و پایین رونده و دنباله سری زمانی غلظت آلاینده می‌گذارد. با افزایش زمان تزریق به علت کاهش تأثیرپذیری قله، تأثیر این پارامتر بیشتر به چشم می‌آید و با افزایش روبه‌رو می‌شود.

به تغییرات در عدد پکلت و مدت‌زمان تزریق آلاینده در شکل (۷) به تصویر کشیده شده است. خطوط دارای نوساناتی است که چندین عامل باعث این نوسانات شده است. اول اینکه طبق قضیه حد مرکزی (Central Limit Theorem) با هر بار تکرار نمونه‌گیری مقادیر می‌توانند در یک محدوده مشخص نوسان داشته باشند مگر اینکه تعداد نمونه‌گیری‌ها افزایش یابد. این خطا با نام خطای استاندارد میانگین (standard Error of the Mean) شناخته می‌شود. دلیل دوم این است که علاوه بر پارامترهای نگهداشت، ضریب پراکندگی طولی بر سری زمانی غلظت آلاینده مؤثر است. حال با افزایش عدد پکلت تأثیر این پارامتر بر نتایج کاهش یافته و دقت نتایج افزایش می‌یابد و نوسانات کمتری را تجربه خواهد کرد. علاوه بر این دو عامل، الگوریتم‌های آنالیزهای آماری خود با مقداری خطا همراه بوده که از یک عدم قطعیت معین پیروی می‌کند. با توجه به عوامل مؤثر بر این نوسانات، با این حال نوسانات این خطوط بسیار کمتر از آن است که نتوان از آن چشم‌پوشی نمود و می‌توان تغییر در حساسیت مدل نسبت به هر کدام از پارامترها را در طول عدد پکلت صفر در نظر گرفت.

با توجه به الگوی تغییرات ضریب همبستگی برای اعداد دمکوهلر $[0.1-1]$ ، نتایج حاکی از این واقعیت است که الگوهای زمانی تزریق آلاینده و عدد پکلت رودخانه تأثیر محسوسی بر حساسیت مدل نسبت به پارامترهای نگهداشت ندارد. در مقابل در بازه $[1-10]$ از اعداد دمکوهلر، بیشترین حساسیت مدل به پارامتر η است. با افزایش مدت‌زمان تزریق آلاینده، حساسیت مدل به این پارامتر در حدود 30 درصد افزایش می‌یابد. حساسیت مدل نگهداشت در تزریق ناگهانی به دو پارامترهای نگهداشت تقریباً یکسان است اما با افزایش مدت‌زمان تزریق آلاینده، حساسیت مدل به β تا $1/3$ مقدار اولیه کاهش می‌یابد.

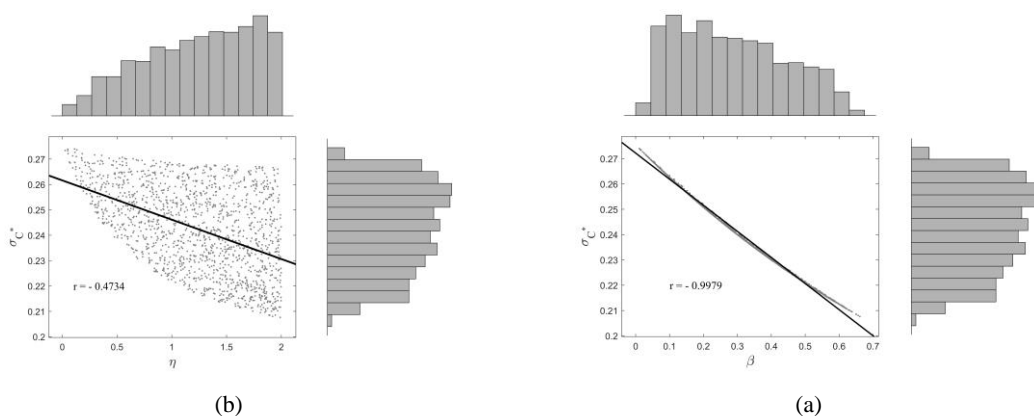


Fig. 5- Regression Analysis for β and η ($Pe=300$ and $0.1t^*$ Injection, $DaI \in [0.1-1]$)

شکل ۵- آنالیز رگرسیونی برای پارامتر β و η

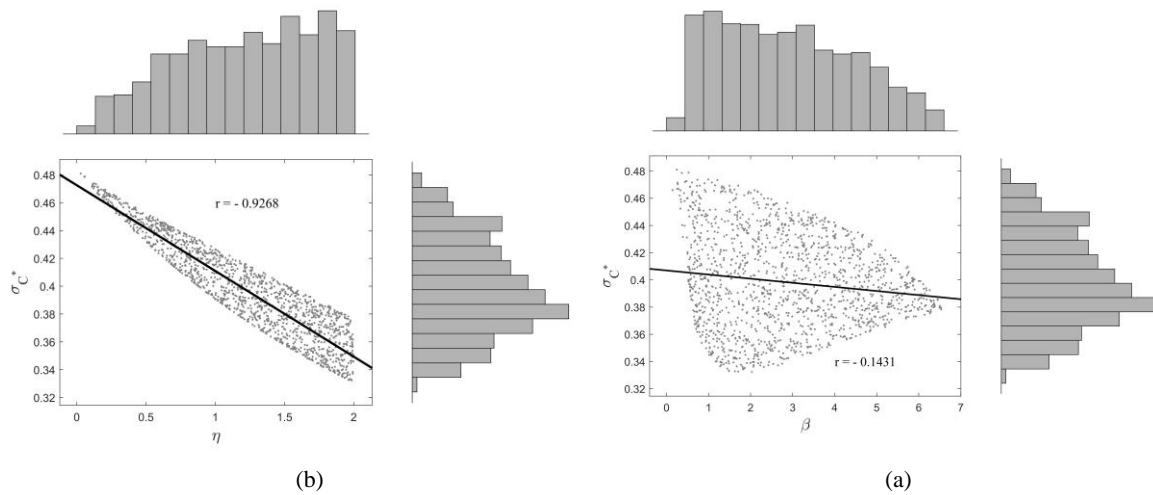


Fig. 6- Regression Analysis for β and η ($Pe=300$ and $0.1t^*$ Injection, $DaI \in [1-10]$)

شکل ۶- آنالیز رگرسیونی برای پارامتر β و η

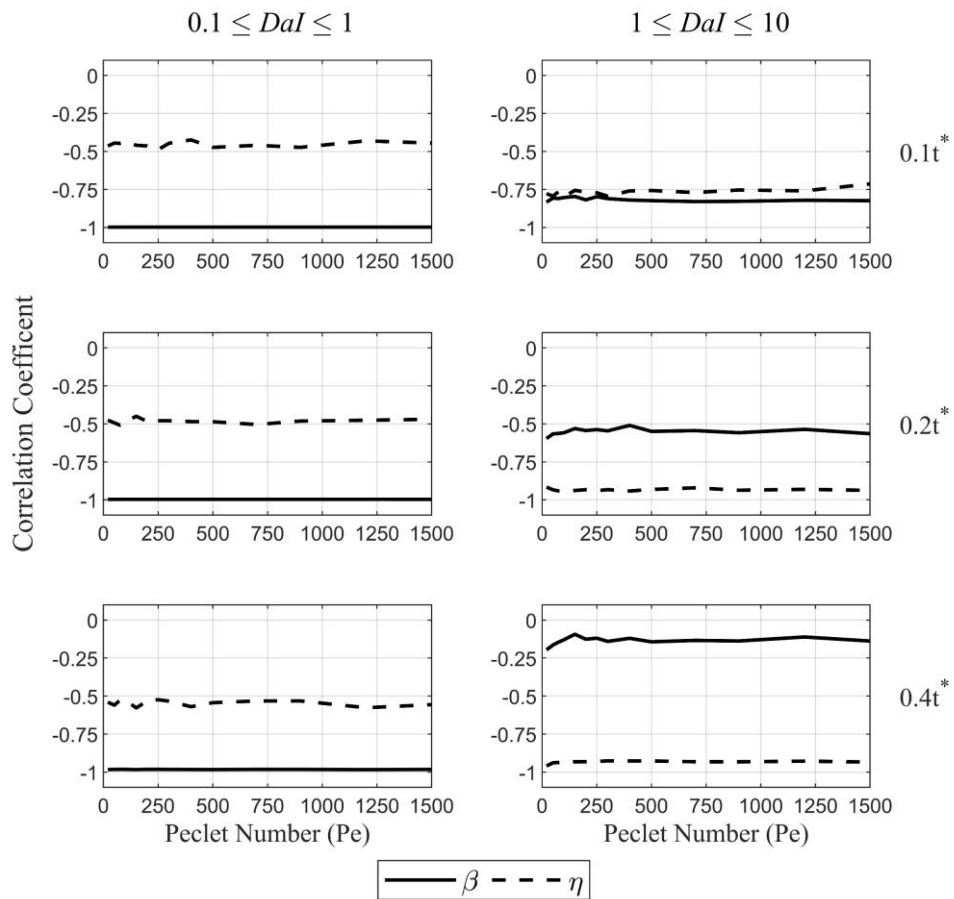


Fig. 7- Pattern of change in model sensitivity to storage parameters relative to Peclet Number, DaI and Injection Time Series

شکل ۷- الگوی تغییرات در حساسیت مدل به پارامترهای نگهداشت نسبت به عدد پکلت، عدد دمکوهلر و مدت زمان تزریق

میانگین می‌گردد. می‌توان به این نکته اشاره نمود که نتایج در بازه عدد دمکوهلر [۰/۱-۱] عدم قطعیت کمتری نسبت به اعداد دمکوهلر بیشتر دارد اما با افزایش مدت زمان تزریق آلاینده علاوه بر اینکه عدم قطعیت کاهش می‌یابد در هر دو بازه این مقادیر به یکدیگر نزدیک می‌شود. همان‌طور که قبلاً بیان شده است افزایش عدد دمکوهلر باعث افزایش تأثیر فرآیند نگهداشت در رودخانه می‌شود که می‌توان نتایج آن را در میانگین خروجی مدل مشاهده نمود. به طور کلی خط میانگین برای اعداد دمکوهلر بالاتر از یک، در سطح پایین‌تری قرار دارد. هیستوگرام‌های محور عمودی در شکل‌های (۵) و (۶) مؤکد این موضوع هستند.

دامنه انحراف معیار نتایج مدل می‌تواند شاخصی برای نمایش عدم قطعیت نتایج مدل نسبت به منابع عدم قطعیت مختلف ورودی باشد. با افزایش عدد پکلت، ابر آلاینده فرصت بیشتری برای تبادل با نواحی نگهداشت دارد. این زمان شرایطی را فراهم کرده که اختلاف میان تأثیر نواحی نگهداشت مختلف بیشتر مشخص و طیف تغییرات گسترده‌تر شود. این نکته در شکل (۸) به خوبی قابل مشاهده است. البته این تغییرات تا عدد پکلت ۵۰۰ با شدت بیشتری رخ می‌دهد و از عدد پکلت ۵۰۰ شیب این تغییرات کاهش می‌یابد. همچنین با مقایسه خروجی مدل ADE در مقایسه با TSM، به علت وجود پارامترهای نگهداشت ابر آلاینده بازتر شده و سری زمانی غلظت، قلّه کوتاه‌تری را تجربه خواهد کرد و در نهایت موجب کاهش میزان انحراف معیار غلظت‌های شبیه‌سازی شده از

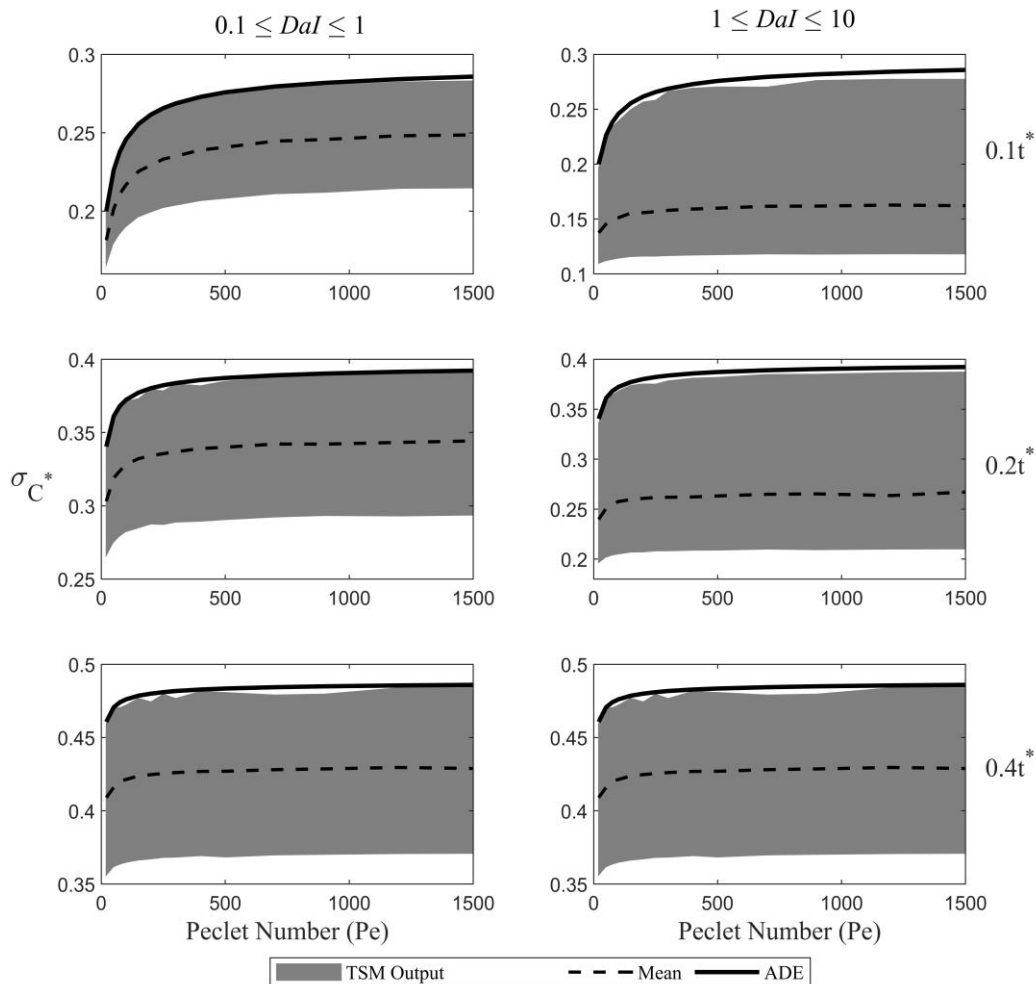


Fig. 8- Change in σ_{C^*} relative to Peclet and injection time series
 شکل ۸- تغییرات σ_{C^*} نسبت به عدد پکلت برای الگوی سوم زمانی تزریق آلاینده

نتیجه گیری

اعداد دمکوهلر، با توجه به تأثیر کم فرآیند نگهداشت توصیه می‌شود مدل ADE جایگزین مدل TSM شود. این مدل علاوه بر سادگی بیشتر، با داشتن پارامترهای کمتر شرایط مناسب‌تری برای واسنجی دارد با توجه به این که Zaramella et al. (2016) بیان کردند ضریب پراکندگی باعث تداخل در برآورد پارامترهای نگهداشت می‌شود، برای افزایش دقت برآورد پارامترهای نگهداشت پیشنهاد می‌شود در صورت امکان، ابتدا سرعت و سطح مقطع عرضی رودخانه با استفاده از مدل‌های هیدرودینامیکی و با اندازه‌گیری تعیین گردد. سپس ضریب پراکندگی در مدل ADE با داده‌های آزمایش ماده ردیاب واسنجی گردد. به علت این که ضریب پراکندگی در نبود پارامترهای نگهداشت در مدل ADE، بزرگ‌تر از واقعیت تخمین زده می‌شود (Seo and Cheong, 2001)، با جایگزین نمودن ضرایب پراکندگی کمتر از مقدار بدست آمده در گام قبلی و سعی و خطا نمودن در واسنجی پارامترهای نگهداشت، نتایج بهتری بدست آورد.

تقدیر و تشکر

نویسندگان وظیفه خود می‌دانند که از حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس به دلیل حمایت مالی از این پژوهش، تقدیر و تشکر نمایند.

پارامترهای نگهداشت از مهم‌ترین پارامترها در شناخت فرایندهای موجود در رودخانه است. به دلیل وابستگی آن‌ها به متغیرهای هیدرولیکی و ژئومورفولوژی رودخانه نسبت به مکان و زمان در رودخانه بسیار متغیر هستند بنابراین عدم قطعیت قابل‌توجهی در مورد این پارامترها وجود دارد. در این پژوهش در حدود ۹۰ سناریوی مختلف برای کمی‌سازی حساسیت و عدم قطعیت مدل TSM و پارامترهای نگهداشت انجام شده است. نتایج حاکی از حساسیت زیاد مدل نگهداشت موقت به ضریب تبادل با ناحیه نگهداشت (α) در شرایط تزریق ناگهانی است. با توجه به این که طبق پژوهش‌های گذشته، پارامتر α عدم قطعیت بالایی دارد (Rana et al., 2019)، بنابراین ضریب تبادل از مهم‌ترین منابع عدم قطعیت در مدل نگهداشت موقت بوده که تعیین و یا برآورد آن بسیار حائز اهمیت است. برای اعداد دمکوهلر کمتر از یک با توجه به عدم قطعیت پایین نتایج، حساسیت بالای مدل به پارامتر α مشکل ساز نخواهد بود. اما برای اعداد دمکوهلر بیشتر از یک، برای افزایش دقت مدل‌سازی بهتر است وقت و هزینه بیشتری برای کاهش عدم قطعیت این پارامتر صرف شود که می‌تواند شامل استفاده از روش‌های مدل‌سازی معکوس با توانایی بالاتر شود. همچنین می‌توان با افزایش مدت‌زمان تزریق ماده ردیاب از تأثیر پارامتر α بر نتایج کاست. برای بازه $[0.1-1]$ از

References

- 1- Aster, R.C., Borchers, B. and Thurber, C.H., 2018. *Parameter estimation and inverse problems*. Elsevier.
- 2- Barati Moghaddam, M., Mazaheri, M., and MohammadVali Samani, J. 2017. A comprehensive one-dimensional numerical model for solute transport in rivers. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(1), pp.99–116.
- 3- Boano, F., Harvey, J. W., Marion, A., Packman, A. I., Revelli, R., Ridolfi, L., and Wörman, A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications, *Reviews of Geophysics*. 52(4), pp.603–679.
- 4- Chapra, S. C. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill Series.
- 5- Cheme, E. K., and Mazaheri, M. 2021. The effect of neglecting spatial variations of the parameters in pollutant transport modeling in rivers. *Environmental Fluid Mechanics*, 21(3), pp.587–603.
- 6- Choi, S.Y., Seo, I.W. and Kim, Y.O., 2020. Parameter uncertainty estimation of transient storage model using Bayesian inference with formal likelihood based on breakthrough curve segmentation. *Environmental Modelling & Software*, 123, p.104558.
- 6- Femeena, P. V, Chaubey, I., Aubeneau, A., McMillan, S., Wagner, P. D., and Fohrer, N. 2019. Simple regression models can act as calibration-substitute to approximate transient storage parameters in streams. *Advances in Water Resources*, 123, pp.201–209.
- 7- Fernald, A. G., Wigington Jr, P. J., 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), pp.1681–1694.

- 8- Gooseff, M. N., Bencala, K. E., Scott, D. T., Runkel, R. L., and McKnight, D. M. 2005. Sensitivity analysis of conservative and reactive stream transient storage models applied to field data from multiple-reach experiments. *Advances in Water Resources*, 28(5), pp.479–492.
- 9- Gooseff, M. N., Briggs, M. A., Bencala, K. E., McGlynn, B. L., and Scott, D. T. 2013. Do transient storage parameters directly scale in longer, combined stream reaches? Reach length dependence of transient storage interpretations. *Journal of Hydrology*, 483, pp.16–25.
- 10- Gooseff, M. N., Wondzell, S. M., Haggerty, R., and Anderson, J. 2003. Comparing transient storage modeling and residence time distribution (RTD) analysis in geomorphically varied reaches in the Lookout Creek basin, Oregon, USA. *Advances in Water Resources*, 26(9), pp.925–937.
- 11- Guozhen, W., Zhang, C., Li, Y., Haixing, L., & Zhou, H. 2016. Source identification of sudden contamination based on the parameter uncertainty analysis. *Journal of Hydroinformatics*, 18(6), pp.919–927.
- 12- Hammersley, J. 2013. *Monte carlo methods*. Springer Science and Business Media.
- 13- Hirsch, C. 2007. *Numerical computation of internal and external flows: The fundamentals of computational fluid dynamics*. Elsevier.
- 14- Kelleher, C., Wagener, T., McGlynn, B., Ward, A. S., Gooseff, M. N., & Payn, R. A. 2013. Identifiability of transient storage model parameters along a mountain stream. *Water Resources Research*, 49(9), pp.5290–5306.
- 15- Loucks, D. P., and Van Beek, E. 2017. *Water resource systems planning and management: An introduction to methods, models, and applications*. Springer.
- 16- McCuen, R. H. 2016. *Modeling hydrologic change: statistical methods*. CRC press.
- 17- Noh, H., Kwon, S., Seo, I. W., Baek, D., and Jung, S. H. 2020. Multi-gene genetic programming regression model for prediction of transient storage model parameters in natural rivers. *Water*, 13(1), 76.
- 18- 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 Monte Carlo. *Journal of Hydrology*, 575, pp.1145-1154.
- 19- Rana, S. M. M., Scott, D. T., and Hester, E. T. 2017. Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology*, 548, pp.157–169.
- 20- Runkel, R. L. 1998. *One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for streams and rivers*. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- 21- Scott, D. T., Gooseff, M. N., Bencala, K. E., and Runkel, R. L. 2003. Automated calibration of a stream solute transport model: implications for interpretation of biogeochemical parameters. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(4), pp.492–510.
- 22- 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), No: 453.
- 23- Singh, S. K. 2008. Comparing Three Models for Treatment of Stagnant Zones in Riverine Transport. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(6), No: 853.
- 24- Vrugt, J. A. 2016. Markov chain Monte Carlo simulation using the DREAM software package: Theory, concepts, and MATLAB implementation. *Environmental Modelling and Software*, 75, pp.273–316.

- 25- Vrugt, J. A., Ter Braak, C. J. F., Gupta, H. V., and Robinson, B. A. 2009. Equifinality of formal (DREAM) and informal (GLUE) Bayesian approaches in hydrologic modeling. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(7), pp.1011–1026.
- 26- Wagener, T., McIntyre, N., Lees, M. J., Wheater, H. S., and Gupta, H. V. 2003. Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modelling: Dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes*, 17(2), pp.455–476.
- 27- Wagener, T., Wheater, H. S., and Camacho, L. A. 2002. Dynamic identifiability analysis of the transient storage model for solute transport in rivers. *Journal of Hydroinformatics*, 4(3), pp.199–211
- 28- Wagner, B. J., and Harvey, J. W. 1997. Experimental design for estimating parameters of rate-limited mass transfer: Analysis of stream tracer studies. *Water Resources Research*, 33(7), pp.1731–1741.
- 29- Wallis, S., and Manson, R. 2019. Sensitivity of optimized transient storage model parameters to spatial and temporal resolution. *Acta Geophysica*, 67(3), pp.951–960.
- 30- Ward, A. S., Kelleher, C. A., Mason, S. J. K., Wagener, T., McIntyre, N., McGlynn, B., Runkel, R. L., and Payn, R. A. 2017. A software tool to assess uncertainty in transient-storage model parameters using Monte Carlo simulations. *Freshwater Science*, 36(1), pp. 195–217.
- 31- Wlostowski, A. N., Gooseff, M. N., and Wagener, T. 2013. Influence of constant rate versus slug injection experiment type on parameter identifiability in a 1-D transient storage model for stream solute transport. *Water Resources Research*, 49(2), pp. 1184–1188
- 32- Zaghiyan, M. R., and Ketabchi, H. 2022. Investigating the relationship between the river flow and dissolved solids concentration. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 175(2), pp.89–97.
- 33- Zaramella, M., Marion, A., Lewandowski, J., and Nützmänn, G. 2016. Assessment of transient storage exchange and advection–dispersion mechanisms from concentration signatures along breakthrough curves. *Journal of Hydrology*, 538, pp.794–801.
- 34- Zhao, X., Chang, Y., Wu, J., Li, Q., and Cao, Z. 2021. Investigating the relationships between parameters in the transient storage model and the pool volume in karst conduits through tracer experiments. *Journal of Hydrology*, 593, No: 125825.