



## Predicting local scour depth of bridge piers using hybrid particle swarm optimization and gray wolf optimizer

Mehran Sarabi, Seyed Abbas Hosseini\*

Department of Civil Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

\* Corresponding author: [abbas\\_hoseyni@srbiau.ac.ir](mailto:abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir)

© The Author(s) 2024

Received: 05 Nov 2023

Accepted: 01 Jan 2024

Published: 09 Mar 2024

### Abstract

Construction of bridge piers is expensive, and scouring near them can lead to instability. Without a suitable solution, it can ultimately result in the structure's destruction. Therefore, a detailed study is required to understand this phenomenon and the factors affecting it. This research entails utilizing extensive field data to measure the local scour depth around bridge piers. It proposes an equation comprising scour-affecting parameters and defines an optimization model to establish this relationship. The decision variables of this model were determined using a meta-heuristic algorithm called the hybrid gray wolf-particle swarm (HPSGWO). For this purpose, various relationships were established to ascertain scour depth, and subsequently, the local scour depth of the bridge piers was calculated, based on these equations. Root Mean Square Error (RMSE), Relative Square Root (RSR), Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), Percent Bias (PBIAS), and Correlation Coefficient (CC) were employed as error measurement indices to evaluate the relationships. Upon comparison of the error measurement indices for the obtained relationships, the best input parameter combination and mathematical relationship for calculating scour depth were determined. These indices for the superior model are equal to 0.504 m, 0.52, 0.73, 7.7%, and 0.734 for RMSE, RSR, NSE, PBIAS, and CC, respectively. These values show that the equation presented in this research is suitable for calculating scour depth and is more reliable than the presented experimental methods. In the proposed relationship, scour depth is directly proportional to the Froude number and the ratio of base width to water depth while inversely proportional to the average size of bed particles to water depth.

**Keyword:** Local scour, Gray wolf - particle swarm algorithm, Bridge Pier, Field data



## پیش‌بینی عمق موضعی آبخستگی پایه‌های پل با استفاده از ترکیب الگوریتم‌های بهینه‌سازی ازدحام ذرات و گرگ خاکستری

مهران سرابی، سیدعباس حسینی\*

دانشکده مهندسی عمران، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

نویسنده مسئول: [abbas\\_hoseyni@srbiau.ac.ir](mailto:abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir)\*

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۱۹

پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۱۱

دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۱۴

### چکیده

ساخت پایه‌های پل یک کار پرهزینه بوده و آبخستگی در نزدیکی پایه‌های پل باعث ناپایداری آن‌ها و در صورت عدم اتخاذ راهکاری مناسب در نهایت موجب تخریب این سازه می‌گردد. بنابراین مطالعه دقیق جهت شناخت این پدیده و عوامل موثر بر آن الزامی است. لذا در این تحقیق، بر اساس مجموعه وسیعی از داده‌های صحرایی برای اندازه‌گیری عمق آبخستگی موضعی پایه‌های پل، معادله‌ای متشکل از پارامترهای مؤثر بر عمق آبخستگی پیشنهاد گردید، برای تعیین این رابطه یک مدل بهینه‌سازی تعریف شد و متغیرهای تصمیم این مدل را با الگوریتم فرا ابتکاری ترکیبی گرگ خاکستری-ازدحام ذرات (HPSGWO) برآورد گردید. برای این منظور روابط مختلفی برای تعیین عمق آبخستگی تعیین شد. بر اساس معادله‌های مختلف تعیین شده، عمق آبخستگی موضعی پایه‌های پل محاسبه شد. برای ارزیابی روابط شاخص‌های اندازه‌گیری خطا RMSE، RSR، NSE، PBIAS و CC استفاده شد. با مقایسه شاخص‌های اندازه‌گیری خطا برای روابط بدست آمده، بهترین ترکیب ورودی از پارامترها و رابطه ریاضی بهترین مدل برای محاسبه عمق آبخستگی تعیین شد. این شاخص‌ها برای مدل برتر به ترتیب برابر  $0.0504$ ،  $0.052$ ،  $0.073$ ،  $0.077$ ،  $0.0734$  است. این مقادیر نشان می‌دهد معادله ارائه شده در این تحقیق برای محاسبه عمق آبخستگی مناسب و نسبت به روش‌های تجربی ارائه شده قابل اعتمادتر است. در رابطه پیشنهادی عمق آبخستگی با عدد فرود و نسبت عرض پایه به عمق آب نسبت مستقیم و با اندازه متوسط ذرات بستر نسبت به عمق آب نسبت معکوس دارد.

**کلمات کلیدی:** آبخستگی موضعی، الگوریتم ازدحام ذرات-گرگ خاکستری، پایه‌های پل، داده‌های صحرایی

## ۱. مقدمه

موضوع جریان رودخانه و مسائل مربوط به آن از جمله سیل، انتقال رسوبات، تغییر شکل بستر رودخانه‌ها و آبشستگی از مهم‌ترین موضوعات در مدیریت رودخانه‌ها هستند (Annandale, 1995). تخریب پل‌ها در سراسر دنیا باعث خسارات جانی و مالی شدید می‌شود (Boothroyd et al., 2021; Carnacina et al., 2019; Link et al., 2020; Maddison, 2012; Wardhana & Hadipriono, 2003). پیش‌بینی حداکثر عمق آبشستگی اطراف پایه‌های پل، امری مهم برای محافظت از واژگونی و آسیب‌دیدگی پل‌ها است. یکی از مهم‌ترین علل خرابی پایه‌های پل‌ها، آبشستگی بستر است که ناشی از برخورد جریان با پایه‌ها یا تکیه‌گاه‌ها است. سرعت موضعی و آشفتنگی جریان با وجود پایه‌های پل در مسیر جریان، به ویژه در هنگام سیل افزایش می‌یابد (Carnacina et al., 2019; Keshavarzi et al., 2014).

الگوی جریان در اطراف پایه‌های پل بسیار پیچیده بوده که این پیچیدگی با تشکیل حفره آبشستگی در اطراف پایه تشدید می‌شود. جریان گردابی پیچیده‌ای در اطراف پایه به وجود می‌آید، که عملکرد آن‌ها باعث حفر گودالی در اطراف پایه‌ها شده که حفره آبشستگی نامیده می‌شود. توسعه این گودال در اطراف پایه‌ها باعث خالی شدن زیر پی‌ها و در نتیجه خرابی آن‌ها و خرابی پل می‌شود. الگوی جریانی که در اطراف پایه پل شکل می‌گیرد به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم با برخورد جریان به پایه و جدا شدن جریان از پایه پل در ارتباط است. برخورد جریان به پایه گردابه ثانویه را شکل داده و جدایی جریان از پایه باعث وجود آمدن گردابه‌هایی می‌شود. الگوی جریان در اطراف یک پایه سبب فرسایش بستر رودخانه در اطراف پایه به ویژه در جلو آن می‌شود. پس از برخورد جریان آب به دماغه پل، روی پایه به تناسب سرعت جریان، فشار ایجاد می‌شود و به دلیل توزیع سرعت عمودی جریان که سرعت از بستر رودخانه به طرف سطح آب زیاد می‌شود، فشاردینامیکی بیشتری نیز در ترازهای بالاتر به پایه وارد شده که باعث به وجود آمدن گردان فشار روی پایه از بالا به پایین می‌شود. این گردان فشار باعث ایجاد یک جریان رو به پایین در جلو پایه می‌شود. همچنین در رودخانه، سرعت در سطح آب حداکثر نیست، بلکه حداکثر مقدار آن کمی پایین‌تر از سطح آب به وجود می‌آید. در نتیجه در این قسمت نیز یک توزیع سرعت و به تبع آن توزیع فشار ایجاد می‌شود که باعث حرکت آب رو به بالا شده و در سطح آب در نوک پایه موجی به نام موج کمانی ایجاد می‌شود. هنگام برخورد جریان رودخانه با پایه پل فرآیند آبشستگی اتفاق می‌افتد (شکل ۱) و در اطراف پایه تحت تأثیر عوامل هیدرولیکی، عوامل رسوبی و عوامل هندسه‌ی سازه پل یک حفره آبشستگی ایجاد می‌شود (Bateni et al., 2007).

شکل ۱. برخی از پارامترهای مؤثر بر آبشستگی موضعی در پایه پل (Hassan, 2019)

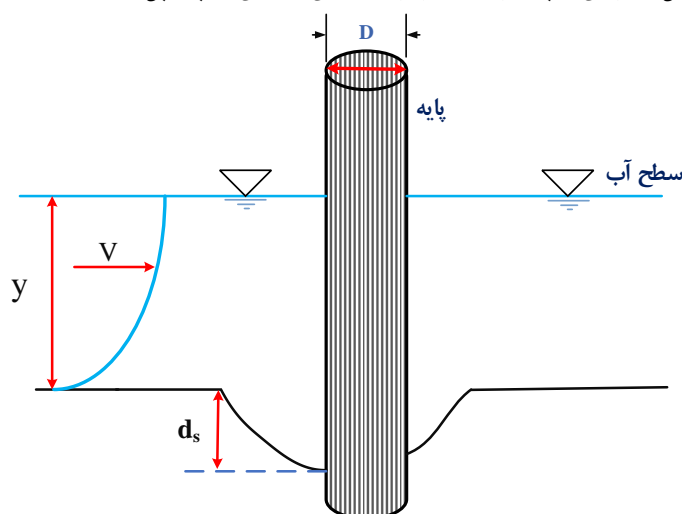


Fig 1. Some Influential Parameters on Local Scour around Bridge Pier

از سال ۱۹۵۰ مطالعات متعددی بر روی آبستگي پایه‌های پل‌ها انجام شده‌است که بر اساس نتایج آن‌ها روش‌های پیش‌بینی عمق آبستگي موضعی به‌طور قابل ملاحظه‌ای بهبود یافته است (Sheppard et al., 2014).

متداول‌ترین روش‌های مورد استفاده برای پیش‌بینی عمق آبستگي تعادلی روش‌هایی از قبیل روش اکلند<sup>۱</sup> (Moreno et al., 2017)، روش HEC-18 (Dey et al., 2008; Arneson et al., 2012; Yorozya & Ettema, 2015) و روش دپارتمان حمل و نقل فلوریدا<sup>۲</sup> (Sheppard & Renna, 2010) است. روابط متعددی در ارتباط با تخمین عمق آبستگي موضعی اطراف پایه‌های پل ارائه شده است. برخی از این روابط برای تخمین آبستگي موضعی در جدول (۱) ارائه شده‌اند.

در سال‌های اخیر با استفاده از روش‌های محاسبات نرم پیش‌بینی عمق آبستگي انجام شده است. Najafzadeh و همکاران (2015) با استفاده از روش شبکه‌های GMDH عمق آبستگي موضعی پایه پل را در بستری با رسوبات درشت دانه پیش‌بینی کردند. نتایج نشان داد که کارایی و دقت عمل شبکه‌های GMDH نسبت به روابط تجربی مناسب‌تر است. Mohammadpour (2017) از روش‌های شبکه‌های عصبی مصنوعی، درخت M5 و GEP برای محاسبه عمق آبستگي استفاده کردند.

Zahiri و Kashefipour (2018) برای شبیه‌سازی حداکثر عمق چاله آبستگي اطراف تکیه‌گاه پل از الگوریتم درختی M5 استفاده کردند. نتایج نشان داد که الگوریتم M5 کارایی بالایی در محاسبه عمق آبستگي دارد. بر اساس نتایج ضریب عمق-طول بیشترین تأثیر بر عمق آبستگي را دارد. Ebtehaj و همکاران (2018) با استفاده از روش ماشین یادگیری نهایی<sup>۳</sup> (ELM) اقدام به پیش‌بینی آبستگي گروه پایه‌ها پل کردند. آن‌ها نتایج به دست آمده از مرحله ارزیابی این روش را با روش ماشین‌های بردار پشتیبان (SVM) و روش شبکه‌های عصبی مصنوعی (ANN) مقایسه کردند. (Majedi Asl و Valizadeh) (2019) برای پیش‌بینی عمق آبستگي اطراف پایه پل ۱۴۶ سری داده آزمایشگاهی مختلف (در سه نوع شرایط آزمایشگاهی متفاوت) با استفاده از ماشین بردار پشتیبان<sup>۴</sup> مورد تحلیل قرار دادند. ایشان برای پیش‌بینی عمق آبستگي از دو سناریو بعددار و بی‌بعد استفاده کردند و استفاده از داده‌های ورودی در سناریو دو (حالت با بعد) در پیش‌بینی عمق آبستگي حول تک پایه قائم برآورد دقیق‌تری نسبت به سناریو اول (حالت بی‌بعد) ارائه داد. Rady (2020) برای تخمین عمق آبستگي از روش‌های ANFIS و GP استفاده کرد. نتایج، برتری مدل GP را نسبت به ANFIS در تخمین عمق آبستگي نشان داد. Jamei و Ahmadianfar (2020) عملکرد روش برنامه‌ریزی ژنتیکی خطی<sup>۵</sup> (LGP) را با معادلات GEP، رگرسیون خطی وزنی محلی<sup>۶</sup> (LWLR)، رگرسیون چند خطی و معادلات تجربی مقایسه کردند. نتایج نشان دهنده برتری روش LGP در عمق آبستگي پل بود. Qaderi و همکاران (2021) توانایی ده مدل داده محور<sup>۷</sup> (DDMs) را در پیش‌بینی عمق آبستگي پایه‌های پل بررسی کردند. نتایج نشان داد که ANFIS از نظر تمامی معیارهای آماری برتر بود و SVM، GMDH2-SCE، ANN، GMDH2-HS و SVM به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. و در پایان استفاده از DDM ها را به عنوان ابزاری قدرتمند برای پیش‌بینی عمق آبستگي پایه پل‌ها پیشنهاد گردید.

ترکیب الگوریتم‌های فرا ابتکاری با روش‌های هوش مصنوعی نیز برای محاسبه عمق آبستگي مورد استفاده محققین قرار گرفته است. Karkheiran و همکاران (2021) از روش‌های ANN-PSO و ANN-GA برای پیش‌بینی عمق آبستگي استفاده کردند. Rezazadeh و همکاران (2019) برای تخمین عمق آبستگي در خاک‌های چسبنده مبتنی بر هوش مصنوعی ارائه کردند. نتایج نشان داد که روش شبکه عصبی مصنوعی و بهینه کردن آن با الگوریتم ژنتیک در تخمین عمق آبستگي پایه‌های

<sup>1</sup> Auckland

<sup>2</sup> Florida Department Of Transportation

<sup>3</sup> Extreme Learning Machines

<sup>4</sup> Support vector machine (SVM)

<sup>5</sup> linear genetic programming

<sup>6</sup> locally weighted linear regression

<sup>7</sup> Data Driven Models (DDMs)

پل در بسترهای با رسوبات چسبنده در مقایسه با معادلات تجربی عملکرد بسیار بهتری دارد. (Dang et al., (2021) الگوریتم‌های بهینه‌سازی ازدحام ذرات و کرم‌شب‌تاب برای بهینه‌سازی مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی (ANN) را جهت بهبود پیش‌بینی عمق آبخستگی اطراف پایه‌های دایره‌ای پیشنهاد کردند.

جدول ۱. روابط تخمین عمق آبخستگی اطراف پایه‌های پل

Table 1. Scour Depth Estimation Relationships around Bridge Piers

ارائه دهنده	رابطه	توضیحات
(Laursen & Toch, 1956)	$\frac{d_s}{y} = 1.35 \left(\frac{D}{y}\right)^{0.7}$	عمق آبخستگی، $y$ عمق آب بالادست، $D$ عرض پایه
(Arunachalam, 1965)	$\frac{d_s}{y} = 1.95 \left(\frac{D}{y}\right)^{\frac{1}{6}} - 1$	
(Riahi-Madvar et al., 2019)	$\frac{d_s}{D} = 2.42 \left(2 \frac{V}{V_c} - 1\right) \left(\frac{V}{gD}\right)^{\frac{1}{3}}$	عمق آبخستگی، $V$ سرعت متوسط، $D$ عرض پایه، $V_c$ سرعت بحرانی
(Melville & Sutherland, 1988)	$\frac{d_s}{D} = K_1 K_D K_y K_a K_s$	$\begin{cases} K_1 = 2.4 \left  \frac{V - (V_a - V_c)}{V_c} \right  & \frac{V - (V_a - V_c)}{V_c} < 1 \\ K_1 = 2.4 & \frac{V - (V_a - V_c)}{V_c} > 1 \\ K_y = 1 & \frac{y}{D} > 2.6 \\ K_y = 0.78 \left(\frac{y}{D}\right)^{0.225} & \frac{y}{D} < 2.6 \\ K_d = 1 & \frac{D}{d_{50}} > 25 \\ K_d = 0.57 \log \left(2.24 \frac{D}{d_{50}}\right) & \frac{D}{d_{50}} < 25 \end{cases}$
(Johnson, 1992)	$\frac{d_s}{y} = 2.02 \sigma^{-0.98} Fr^{0.21} \left(\frac{D}{y}\right)^{0.98}$	عمق آبخستگی، $y$ عمق آب بالادست، $D$ عرض پایه، عدد فرود $Fr$
(Richardson & Davis, 2001)	$\frac{d_s}{y} = 2.6 \left(\frac{D}{y}\right)^{0.43} Fr^{0.65}$	
HEC-18 (Mohamed et al., 2005)	$\frac{d_s}{y} = 2.1 \left(\frac{D}{y}\right)^{0.65} Fr^{0.43}$	
(Azamathulla et al., 2010)	$\frac{d_s}{y} = 1.82 \sigma^{-0.03159} Fr^{0.42} \left(\frac{d_{50}}{y}\right)^{0.042} \left(\frac{D}{y}\right)^{-0.28} \left(\frac{L}{y}\right)^{0.37}$	عمق آبخستگی، $y$ عمق آب بالادست، $D$ عرض پایه، عدد فرود، $\sigma$ درجه‌بندی رسوب
Sheppard & Renna, (2005)	$d_s = 2.5 f_1 f_2 f_3 k_s D \quad 0.4 \leq \frac{V}{V_c} < 1$ $d_s = f_1 \left[ 2.2 \left(\frac{\frac{V}{V_c} - 1}{\frac{V_p}{V_c} - 1}\right) + 2.5 \left(\frac{\frac{V_p}{V_c} - \frac{V}{V_c}}{\frac{V_p}{V_c} - 1}\right) \right] k_s D \quad 1 \leq \frac{V}{V_c} < \frac{V_p}{V_c}$ $d_s = 2.2 f_1 k_s D \quad \frac{V}{V_c} > \frac{V_p}{V_c}$	$f_1 = \tanh \left[ \frac{y}{k_s D} \right]$ $f_2 = 1 - 1.2 \left( \ln \frac{V}{V_c} \right)^2$ $f_3 = \frac{k_s D}{0.4 \left(\frac{k_s D}{d_{50}}\right)^{1.2} + 10.6 \left(\frac{k_s D}{d_{50}}\right)^{-0.13}}$
(Sharafi et al., 2016)	$\frac{d_s}{y} = 0.28 \sigma^{0.13} Fr^{0.47} \left(\frac{d_{50}}{y}\right)^{-0.1} \left(\frac{D}{y}\right)^{0.44} \left(\frac{L}{y}\right)^{0.23}$	عمق آبخستگی، $y$ عمق آب بالادست، $D$ عرض پایه، عدد فرود، $d_{50}$ اندازه دانه‌هایی که ۵۰٪ مواد بستر از آن ریزترند، $L$ طول پایه
(Gao et al., 1993)	$\frac{d_s}{y} = 0.78 K_s D^{0.6} y d_{50}^{-0.07} \left(\frac{V - V'_c}{V_c(d_{50}) - V'_c}\right)^{\frac{5}{6}}$	عمق آبخستگی، $V$ سرعت متوسط، $D$ عرض پایه، $V_c$ سرعت بحرانی، $d_{50}$ اندازه دانه‌هایی که ۵۰٪ مواد بستر از آن ریزترند

اساس روابط پیش‌بینی عمق آبخستگی در بیشتر تحقیقات قبلی روش‌های هوش مصنوعی و معادلات تجربی است. روش‌های هوش مصنوعی معادله عمق آبخستگی را برای استفاده از آن در شرایط دیگر ارائه نمی‌دهند و روش‌های تجربی معمولاً بر اساس داده‌های آزمایشگاهی و یا تعداد کمی از داده‌ها تعیین شده‌اند، لذا دقت کافی ندارند. بنابراین در این مقاله رابطه عمق آبخستگی موضعی پایه‌های پل بصورت یک مسئله بهینه‌سازی بیان شده‌است. برای حل مسأله بهینه‌سازی از الگوریتم ترکیبی

ازدحام ذرات (PSO) و گرگ خاستری (GWO) استفاده شد و برای محاسبه عمق آبشستگی رابطه جدیدی ارائه گردید. از این رابطه در شرایط دیگر نیز می‌توان استفاده کرد، چون داده‌های مورد استفاده در این رابطه از رودخانه‌های مختلفی برداشت شده است. در صورتی که روش‌های هوش مصنوعی معادله عمق آبشستگی را برای استفاده از آن در شرایط دیگر ارائه نمی‌دهند و اکثراً بر اساس داده‌های آزمایشگاهی هستند.

## ۲- مواد و روش

### ۲-۱- مجموعه داده‌های مورد استفاده

داده‌های مورد استفاده جهت مدل‌سازی عمق آبشستگی موضعی از داده‌های اندازه‌گیری شده توسط پژوهشگران است. این داده‌ها توسط بندیکت و کالدول ارائه شده است (Benedict & Caldwell, 2014). در این مجموعه داده ۵۴۰ داده صحرائی مربوط به اندازه‌گیری عمق آبشستگی به همراه مشخصات مواد بستری رودخانه و جریان (هیدرولیکی) وجود دارد. این داده‌ها در سال‌های مختلف (۱۹۰۵-۲۰۰۷) در شرایط مختلف هیدرولیکی رودخانه (در طول رویداد جریان و پس از سیل) اندازه‌گیری شده است. مشخصات آماری داده‌های مختلف هیدرولیکی و بستری در جدول (۲) بیان شده است.

جدول ۲. مشخصات آماری داده‌های مورد استفاده

Table 2. Statistical Specifications of Employed Data

پارامتر	انحراف معیار	میانگین	ماکزیمم	مینم
D (m)	3.2209	2.5072	16.8639	0.3048
L (m)	3.9927	10.6915	27.4320	0.9754
V (m/s)	0.7697	1.3839	4.4806	0.0884
y (m)	3.0917	3.8871	20.0254	0.1524
d <sub>50</sub> (m)	0.0259	0.0183	0.1080	0.000008
$\sigma$	2.5973	3.2269	20.3400	1.200
d <sub>s</sub> (m)	0.9693	0.8625	7.8943	0.0610
Fr	0.1774	0.2769	1.1843	0.0269
d/y	2.7223	1.1850	50.2979	0.0723
d <sub>50</sub> /y	0.0241	0.0117	0.2264	0.0000005
L/y	6.3452	5.3992	81.8182	0.5853
d <sub>s</sub> /y	0.2690	0.2914	3.400	0.0227

D عرض پایه، L طول پایه، V سرعت جریان آب، y عمق جریان آب بالادست، d<sub>50</sub> اندازه دانه‌هایی که ۵۰٪ مواد بستر از آن ریزترند،  $\sigma$  انحراف معیار هندسی توزیع ذرات بستر، d<sub>s</sub> عمق آبشستگی و Fr عدد فرود جریان.

### ۲-۲- پارامترهای مؤثر بر آبشستگی موضعی

پارامترهای مؤثر بر عمق آبشستگی شامل ویژگی‌های جریان، رسوب، سیال و هندسه پل است. برای استخراج رابطه ریاضی مربوط به یک پدیده از آنالیز ابعادی پارامترهای مؤثر بر آن پدیده را مورد بررسی قرار می‌دهند. بنابراین اجزای اصلی مؤثر بر عمق آبشستگی در شرایط صحرائی را می‌توان به صورت رابطه (۱) بیان کرد:

$$d_s = f(\rho, \mu, \sigma, V, g, y, d_{50}, L, D) \quad (1)$$

در این رابطه  $\rho$  چگالی سیال،  $\mu$  ویسکوزیته دینامیکی سیال،  $\sigma$  انحراف معیار هندسی توزیع ذرات بستر،  $V$  سرعت نزدیک شدن جریان به پایه،  $g$  شتاب ثقل،  $y$  عمق جریان در بالادست پایه،  $d_{50}$  قطری که ۵۰ درصد ذرات بستر از آن ریزترند،  $L$  طول پایه و  $D$  عرض پایه هستند. برای تعیین پارامترهای مؤثر بر عمق آبشستگی از تحلیل ابعادی استفاده می‌شود. با استفاده از تحلیل ابعادی و تئوری  $\pi$  باکینگهام عمق آبشستگی بصورت رابطه (۲) تعریف می‌شود:

$$\frac{d_s}{y} = \text{func} \left( \sigma, Fr, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y} \right) \Rightarrow \quad (2)$$

$$\frac{d_s}{y} = c(\sigma)^{p_1} (Fr)^{p_2} \left( \frac{D}{y} \right)^{p_3} \left( \frac{d_{50}}{y} \right)^{p_4} \left( \frac{L}{y} \right)^{p_5} \quad (3)$$

که در این رابطه  $Fr$  عدد فروداست.  $\frac{d_s}{y}$  حاصل تقسیم عمق آبشستگی بر عمق جریان است که از رابطه (۳) تعیین می‌شود. این رابطه دارای ضریب  $c$  و توان‌های  $p_1, p_2, p_3, p_4, p_5$  است. این پارامترها مجهول‌های مسئله هستند که با استفاده از الگوریتم HPSGWO تعیین می‌شود.

### ۲-۳- بهینه‌سازی مدل ریاضی آبشستگی موضعی

تعریف رابطه ریاضی عمق آبشستگی پایه‌های پل به صورت مدل بهینه‌سازی که شامل تابع هدف، قیود، حداقل و حداکثر مجهول‌های مسأله است، انجام شد. تابع هدف بصورت کمینه‌سازی جذر میانگین خطا بین داده‌های اندازه‌گیری شده و محاسباتی به صورت روابط (۴) و (۵) تعریف می‌شود:

$$OF = \min \left\{ \sqrt{\left[ \frac{\left( \frac{d_s^o}{y} - \frac{d_s^e}{y} \right)^2}{N} \right]} \right\} \Rightarrow \quad (4)$$

$$OF = \min \left\{ \sqrt{\left[ \frac{\left( \frac{d_s^o}{y} - c(\sigma)^{p_1} (Fr)^{p_2} \left( \frac{D}{y} \right)^{p_3} \left( \frac{d_{50}}{y} \right)^{p_4} \left( \frac{L}{y} \right)^{p_5} \right)^2}{N} \right]} \right\} \quad (5)$$

در این رابطه  $\frac{d_s^e}{y}$  نسبت مقادیر عمق آبشستگی موضعی محاسبه شده به عمق جریان ( $y$ ) و  $\frac{d_s^o}{y}$  نسبت مقادیر اندازه‌گیری شده عمق آبشستگی به عمق جریان است. برای تعیین متغیرهای تصمیم مدل بهینه‌سازی آبشستگی از الگوریتم ترکیبی ازدحام ذرات و گرگ خاکستری که در زیر به آن‌ها اشاره شده است، استفاده گردید.

### ۲-۴- الگوریتم بهینه‌سازی ازدحام ذرات

الگوریتم بهینه‌سازی ازدحام ذرات یک روش هوش گروهی است که توسط ابرهارت و کندی در سال ۱۹۹۵ توسعه یافت (Eberhart and Kennedy 1995). الگوریتم PSO یک روش جستجوی ذره مبتنی بر جمعیت است و یک الگوریتم قوی برای بهینه‌سازی است که بر اساس مشاهده رفتارهای ازدحام در برخی از سیستم‌های اکولوژیکی پیشنهاد شد. در الگوریتم PSO هر یک از راه‌حل‌های مسئله به عنوان یک ذره در نظر گرفته می‌شود، این ذرات دارای دو بردار: بردار موقعیت و بردار سرعت هستند و با استفاده از این دو بردار در فضای جستجو به وضعیت تکامل (به‌هنگام) می‌شوند. در طول اجرای الگوریتم بروزرسانی بردارهای موقعیت و سرعت ذره توسط روابط (۸) و (۹) انجام می‌شود. (Wang, Zhang et al. 2021).

$$P_{best_i}^t = X_i^* \left| f(X_i^*) = \min_{k=1,2,\dots,t} (\{f(X_i^k)\}) \right., \quad i \in \{1, 2, \dots, N\} \quad (6)$$

$$g_{best}^t = X_*^t \left| f(X_*^t) = \min_{\substack{i=1,2,\dots,N \\ k=1,2,\dots,t}} (\{f(X_i^k)\}) \right., \quad (7)$$

$$V_i^{t+1} = \omega V_i^t + c_1 r_1 (P_{best_i}^t - X_i^t) + c_2 r_2 (g_{best}^t - X_i^t) \quad (8)$$

$$X_i^{t+1} = X_i^t + V_i^{t+1} \quad (9)$$

در این روابط  $i$  نشان دهنده شاخص ذره است،  $t$  عدد تکرار فعلی،  $f$  تابع هدف است که باید کمینه شود (به حداقل می‌رسد)،  $X$  بردار موقعیت، و  $N$  تعداد کل ذرات جمعیت است. معادلات (۸) و (۹)، در هر تکرار فعلی  $t+1$ ، سرعت  $V$  و موقعیت  $X$  هر ذره  $i$  را به‌روز می‌کنند.  $V$  نشان دهنده بردار سرعت است،  $\omega$  وزن اینرسی است که برای متعادل کردن استخراج محلی و اکتشاف سراسری استفاده می‌شود،  $r_1$  و  $r_2$  بردارهای تصادفی هستند که به‌طور یکنواخت در محدوده  $[0, 1]^D$  توزیع شده‌اند. ( $D$  ابعاد فضای جستجو است.)، و  $c_1$  و  $c_2$  که ضرایب شتاب نامیده می‌شوند، ثابت‌های مثبت هستند.

## ۲-۵- الگوریتم بهینه‌سازی گرگ خاکستری

الگوریتم بهینه‌سازی گرگ خاکستری<sup>۸</sup> (GWO) از الگوریتم‌های فراابتکاری است که در سال ۲۰۱۴ توسط میرجلیلی و همکاران ارائه شد (Mirjalili et al., 2014). الگوریتم گرگ خاکستری از سلسله مراتب رهبری و ساز و کار شکار گرگ‌های خاکستری در طبیعت تقلید می‌نماید. تعداد متوسط گرگ‌های هر گله بین پنج تا ۱۲ است. در هر گله چهار رتبه اصلی وجود دارد. گرگ‌های رهبر گروه آلفا ( $\alpha$ )، که می‌توانند مذکر یا مونث باشد این گرگ‌ها برگله مسلط هستند. گرگ‌های بتا ( $\beta$ ) به گرگ‌های آلفا در فرآیند تصمیم‌گیری کمک نموده و همچنین مستعد انتخاب شدن به جای آن‌ها هستند. گرگ‌های دلتا ( $\delta$ ) پایین‌تر از گرگ‌های بتا و شامل گرگ‌های پیر، شکارچی‌ها و گرگ‌های مراقبت‌کننده از نوزادان هستند و گرگ‌های امگا ( $\omega$ ) پایین‌ترین مرتبه در هرم سلسله مراتب هستند که کمترین حق را نسبت به بقیه اعضای گروه دارند. یکی دیگر از رفتارهای اجتماعی جالب گرگ‌های خاکستری شکار گروهی است که در مرحله اول ردیابی، تعقیب و نزدیک شدن به طعمه انجام می‌شود، در مرحله دوم تلاش برای محاصره و خسته کردن طعمه تا زمانی که حرکت آن متوقف شود، مدنظر است و در نهایت حمله به سمت طعمه صورت می‌گیرد. پیاده‌سازی ریاضی محاصره طعمه با استفاده از معادلات ۱۰ تا ۱۴ مدل‌سازی می‌شود.

$$D = |C \times X_p(t) - X(t)| \quad (10)$$

$$X(t+1) = X_p(t) - A \times D \quad (11)$$

که در این معادلات  $t$  تکرار فعلی الگوریتم،  $A$  و  $C$  بردارهای ضریب،  $X_p$  بردار موقعیت طعمه،  $D$  بردار فاصله گرگ فعلی تا گرگ‌های رهبر و  $X$  بیانگر بردار موقعیت گرگ خاکستری است. بردارهای  $A$  و  $C$  از روابط ۱۲ تا ۱۴ محاسبه می‌شوند:

$$A = |2 \times a \times r_1 - a(t)| \quad (12)$$

$$C = 2 \times r_2 \quad (13)$$

$$a(t) = 2 - \frac{(2 \times t)}{\text{MaxIter}} \quad (14)$$

<sup>8</sup> Grey Wolf Optimizer



ضریب  $a$  به صورت خطی و کاهشی در بازه  $[0,2]$  در مراحل تکرار الگوریتم تغییر می‌کند و  $F_1$  و  $F_2$  نیز بردارهای تصادفی در بازه  $[0,1]$  هستند.  $t$  تکرار جاری و  $MaxIter$  حداکثر تعداد تکرار است.

شکار معمولاً توسط گرگ آلفا ( $\alpha$ ) هدایت می‌شود، البته احتمال شرکت گرگ‌های بتا ( $\beta$ ) و دلتا ( $\delta$ ) نیز در شکار وجود دارد. در فضای جستجو دانشی در مورد موقعیت شکار یا راه‌حل بهینه  $[Xp(t)]$  وجود ندارد. از این رو موقعیت شکار همان موقعیت گرگ آلفا در نظر گرفته می‌شود. برای شبیه‌سازی ریاضی رفتار شکار گرگ‌های خاکستری، فرض می‌شود که گرگ‌های  $\alpha$ ،  $\beta$  و  $\delta$ ، دانش بهتری در مورد موقعیت بالقوه شکار دارند. بنابراین، سه مورد اول از بهترین راه‌حل‌های به دست آمده موجود است و عوامل دیگر جستجو (از جمله امگاها) به منظور به‌روزرسانی موقعیت‌شان، با توجه به موقعیت بهترین عوامل جستجو، ملزم به پیروی از آن‌ها هستند. روابط ۱۵ تا ۱۷ در این زمینه پیشنهاد شده است:

$$\begin{cases} D_\alpha = |C_1 \times X_\alpha - X(t)| \\ D_\beta = |C_2 \times X_\beta - X(t)| \\ D_\delta = |C_3 \times X_\delta - X(t)| \end{cases} \quad (15)$$

$$\begin{cases} X_1 = |X_\alpha - A_1 \times D_\alpha| \\ X_2 = |X_\beta - A_2 \times D_\beta| \\ X_3 = |X_\delta - A_3 \times D_\delta| \end{cases} \quad (16)$$

$$X(t+1) = \frac{X_1 + X_2 + X_3}{3} \quad (17)$$

که  $C_1$ ،  $C_2$  و  $C_3$  از رابطه ۱۳ محاسبه می‌شوند. مقادیر  $A_1$ ،  $A_2$  و  $A_3$  از رابطه ۱۲ و مقادیر  $D_\alpha$ ،  $D_\beta$  و  $D_\delta$  از رابطه ۱۵ تعیین می‌شوند (Mirjalili et al., 2014).

## ۲-۶- هیبرید الگوریتم‌های PSO و GWO (HPSGWO)

الگوریتم ترکیبی PSO-GWO (HPSGWO) بدون تغییر عملکرد کلی الگوریتم‌های PSO و GWO توسعه یافته است. الگوریتم PSO تقریباً در تمام مسائل دنیای واقعی می‌تواند به نتایج موفقیت‌آمیزی دست یابد. با این حال، راه حلی برای کاهش احتمال به دام افتادن الگوریتم PSO در بهینه موضعی لازم است. در این روش، از الگوریتم GWO برای پشتیبانی از الگوریتم PSO برای کاهش احتمال به دام افتادن در بهینه موضعی استفاده می‌شود. الگوریتم PSO برای جلوگیری از منبسط شدن موضعی، برخی از ذرات را به موقعیت‌های تصادفی با امکان کمتر هدایت می‌کند. این جهت‌ها ممکن است خطراتی داشته باشند که باعث دور شدن از بهینه سراسری شود. توانایی بالای اکتشاف الگوریتم GWO برای جلوگیری از این مشکلات با هدایت برخی از ذرات به موقعیت‌هایی که تا حدی توسط الگوریتم GWO بهبود یافته‌اند به جای هدایت آن‌ها به موقعیت‌های تصادفی استفاده می‌شود. زمان طولانی‌تر برای حل مسأله بهینه‌سازی در مقایسه با روش‌های PSO و GWO با توجه به موفقیت نتایج را می‌توان قابل تحمل دانست (Şenel et al., 2019).

## ۲-۷- شاخص‌های ارزیابی خطا

برای ارزیابی مدل آبشستگی از شاخص‌های جذرمیانگین خطا (RMSE)، معیار نش-ساتکلیف<sup>۹</sup> (NSE)، شاخص نسبت مربعات خطا به انحراف معیار استاندارد داده‌های اندازه‌گیری<sup>۱۰</sup> (RSR)، ضریب همبستگی (CC) و درصد بایاس (PBIAS)

<sup>۹</sup> Nash-Sutcliffe efficiency

<sup>۱۰</sup> RMSE-observations standard deviation ratio

بصورت روابط ۱۸ تا ۲۲ است. در این روابط PBIAS بهینه برابر صفر و مقدار بهینه NSE و CC برابر یک هستند. مقدار RMSE نیز که بر حسب متر است، هرچه به صفر نزدیکتر باشند بهتر است.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (ds_i^o - ds_i^c)^2} \quad (18)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - ds_i^c)^2}{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - \overline{ds_i^o})^2} \quad (19)$$

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{ds_i^c}} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - ds_i^c)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - \overline{ds_i^o})^2}} \quad (20)$$

$$CC = \frac{\sum_{i=1}^N [(ds_i^c - \overline{ds_i^c})(ds_i^o - \overline{ds_i^o})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (ds_i^c - \overline{ds_i^c})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - \overline{ds_i^o})^2}} \quad (21)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^N (ds_i^o - ds_i^c)}{\sum_{i=1}^N ds_i^o} \times 100 \quad (22)$$

در این روابط  $ds_i^o$  عمق آبشستگی اندازه‌گیری شده،  $ds_i^c$  عمق آبشستگی محاسباتی،  $i$  شماره داده‌ها و  $N$  تعداد داده‌ها،  $\overline{ds_i^o}$  و  $\overline{ds_i^c}$  به ترتیب میانگین عمق‌های آبشستگی اندازه‌گیری شده و محاسبه شده هستند.

### ۳- نتایج و بحث

مدل ریاضی بهینه‌سازی مدل آبشستگی با استفاده از الگوریتم HPSGWO حل شد. برای تدوین مدل آبشستگی و رابطه آن ابتدا الگوریتم HPSGWO در متلب کد شد. در مرحله بعد محاسبات مربوط به عمق آبشستگی بصورت یک تابع در نرم‌افزار متلب تعریف شد. داده‌های ورودی مدل شامل سه گروه است. گروه اول: داده‌های اندازه‌گیری شده عمق آبشستگی، پارامترهای هیدرولیکی جریان، مشخصات پایه پل و مشخصات مواد رسوبی رودخانه است. گروه دوم: پارامترهای تنظیم الگوریتم‌ها است و گروه سوم: حدود متغیرها و تعداد متغیرها است. در قبل به داده‌های گروه اول پرداخته شد. داده‌های گروه دوم و سوم نیز در جدول (۳) ارائه شده است.

برای تعیین رابطه ریاضی عمق آبشستگی با ترکیب ورودی‌های مختلف از اعداد بی‌بعد مؤثر بر عمق آبشستگی مدل‌های مختلفی تعریف شد. مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری خطا RMSE، CC، NSE، RSR برای ارزیابی مدل‌های مختلف در جدول (۴) ارائه شده است. مقادیر آبشستگی اندازه‌گیری شده در مقابل آبشستگی محاسباتی برای مدل‌های SF<sub>1</sub> تا SF<sub>14</sub> در شکل (۲) ترسیم شده است.

نتایج محاسبات برای مدل‌های مختلف SF<sub>1</sub> تا SF<sub>14</sub> مشخص شد. نتایج در جدول (۴) بیان شده است. بر اساس این نتایج مدل SF<sub>2</sub> با پارامترهای ورودی  $\sigma$ ، Fr، D/y و  $ds_{50}/y$  و مدل SF<sub>13</sub> با پارامترهای ورودی Fr، D/y و  $ds_{50}/y$  بر اساس شاخص‌های اندازه‌گیری خطا مدل‌های برتر هستند. مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری خطا RMSE، CC، NSE، RSR و PBIAS برای مدل SF<sub>2</sub> به ترتیب 0.527، 0.7103، 0.7038، 0.544 و 8.508% هستند. همچنین مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری خطا RMSE، CC، NSE، RSR و PBIAS برای مدل SF<sub>13</sub> به ترتیب 0.5205، 0.7291، 0.7339، 0.504 و 7.730% است. بنابراین براساس این شاخص‌ها مدل SF<sub>13</sub> بهترین مدل است. (Kult و همکاران (2014) در تحقیقات خود بیان کردند در صورتی که مقادیر شاخص  $0.75 < NSE \leq 1$ ،  $0 \leq RSR \leq 0.5$  و  $|PBIAS| < 10\%$  باشد نتایج مدل بسیار خوب است. همچنین ایشان اظهار داشتند در صورتیکه مقادیر شاخص  $0.65 < NSE \leq 0.75$ ،  $0.5 \leq RSR \leq 0.6$  و  $|PBIAS| < 15\%$  باشد نتایج مدل خوب است. بنابراین بر اساس این شاخص‌ها و بر اساس نظرات Kult و همکاران (2014) نتایج مدل SF<sub>13</sub> خوب است. شکل (۳) مقادیر آبشستگی اندازه‌گیری شده و محاسباتی بر اساس بهترین مدل آبشستگی

(SF<sub>13</sub>) نشان می‌دهد. معادلات مدل‌های SF<sub>2</sub> و SF<sub>13</sub> که ضریب و توان‌های آن‌ها با استفاده از الگوریتم HPSGWO تعیین شده است به ترتیب بصورت روابط (۲۳) و (۲۴) هستند:

$$\frac{d_s}{y} = 0.3928 \times (\sigma)^{-0.1482} (Fr)^{0.4721} \left(\frac{D}{y}\right)^{0.4083} \left(\frac{d_{50}}{y}\right)^{-0.0983} \quad (23)$$

$$\frac{d_s}{y} = 0.3626 \times (Fr)^{0.5139} \left(\frac{D}{y}\right)^{0.3896} \left(\frac{d_{50}}{y}\right)^{-0.051} \quad (24)$$

جدول ۳. پارمترهای تنظیم الگوریتم HPSGWO و مقادیر کمینه و بیشینه متغیرها

Table 3. HPSGWO algorithm setting parameters and minimum and maximum values of variables

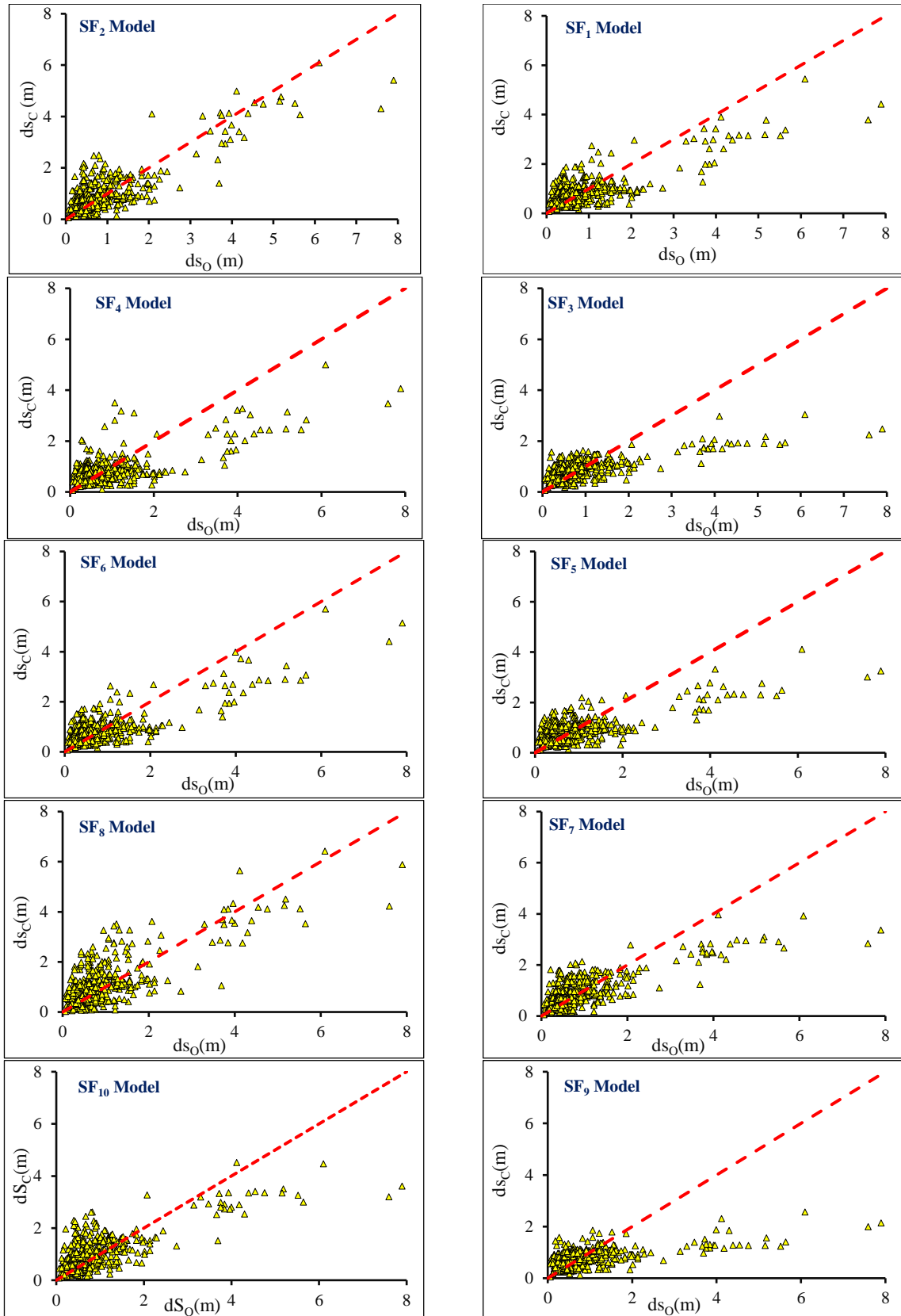
مقدار	پارامتر
۵۰	جمعیت اولیه
۱۰۰۰	تعداد تکرار
بصورت خطی و کاهشی در بازه [۰ تا ۲]	A
۲ و ۲	C <sub>1</sub> , C <sub>2</sub>
۰/۶	W <sub>min</sub>
۰/۹	W <sub>max</sub>
۶	تعداد متغیرها
[-1,1]	حدود متغیرها

جدول ۴. نتایج مدل‌های مختلف آبشستگی

Table 4. Results of Different Scour Models

مدل	ورودی‌های مدل	RMSE(m)	CC	NSE	RSR	PBIAS (%)
SF <sub>1</sub>	$\sigma, Fr, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y}$	0.594	0.6435	0.6241	0.6131	-2.0834
SF <sub>2</sub>	$\sigma, Fr, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}$	<b>0.527</b>	<b>0.7103</b>	<b>0.7038</b>	<b>0.5443</b>	<b>8.508</b>
SF <sub>3</sub>	$\sigma, Fr, \frac{D}{y}, \frac{L}{y}$	0.728	0.5231	0.4343	0.7521	-4.7496
SF <sub>4</sub>	$\sigma, Fr, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y}$	0.691	0.5123	0.4911	0.7133	-8.418
SF <sub>5</sub>	$\sigma, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y}$	0.683	0.5468	0.5027	0.7052	-3.8862
SF <sub>6</sub>	$Fr, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y}$	0.590	0.6523	0.6284	0.6096	-2.8789
SF <sub>7</sub>	$\sigma, Fr, \frac{D}{y}$	0.626	0.6068	0.5822	0.6464	4.3190
SF <sub>8</sub>	$\sigma, Fr, \frac{d_{50}}{y}$	0.666	0.5912	0.5266	0.6880	20.6509
SF <sub>9</sub>	$\sigma, Fr, \frac{L}{y}$	0.825	0.3409	0.2748	0.8516	-11.1568
SF <sub>10</sub>	$\sigma, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}$	0.633	0.5831	0.5726	0.6538	11.0561
SF <sub>11</sub>	$\sigma, \frac{D}{y}, \frac{L}{y}$	0.734	0.5119	0.4256	0.7579	-4.9210
SF <sub>12</sub>	$Fr, \frac{D}{y}, \frac{L}{y}$	0.727	0.5287	0.4359	0.7510	-5.0064
SF <sub>13</sub>	$Fr, \frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}$	<b>0.504</b>	<b>0.7339</b>	<b>0.7291</b>	<b>0.5205</b>	7.7300
SF <sub>14</sub>	$\frac{D}{y}, \frac{d_{50}}{y}, \frac{L}{y}$	0.688	0.5463	0.4946	0.7109	-5.2023

شکل ۲. مقادیر آبهستگی اندازه‌گیری شده در مقابل آبهستگی محاسبه‌شده در مدل‌های SF<sub>1</sub> تا SF<sub>14</sub>



ادامه شکل ۲. مقادیر آبستگي اندازه‌گیری شده در مقابل آبستگي محاسبه‌شده در مدل‌های SF<sub>1</sub> تا SF<sub>14</sub>

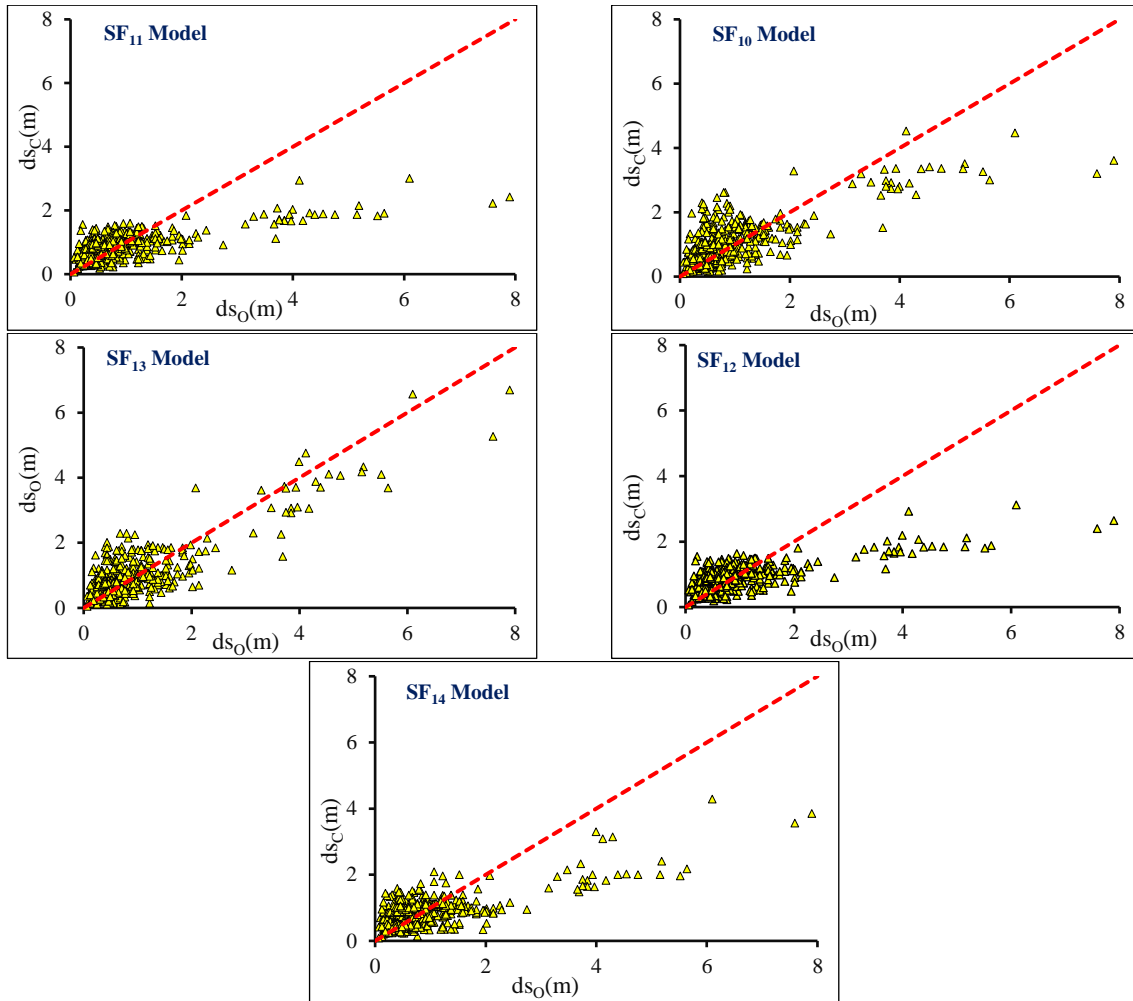


Fig 2. Measured Scour Values Versus Calculated Scour Values in SF<sub>1</sub> to SF<sub>14</sub> models

شکل ۳. مقایسه آبستگي اندازه‌گیری شده و آبستگي محاسبه‌شده برای بهترین مدل

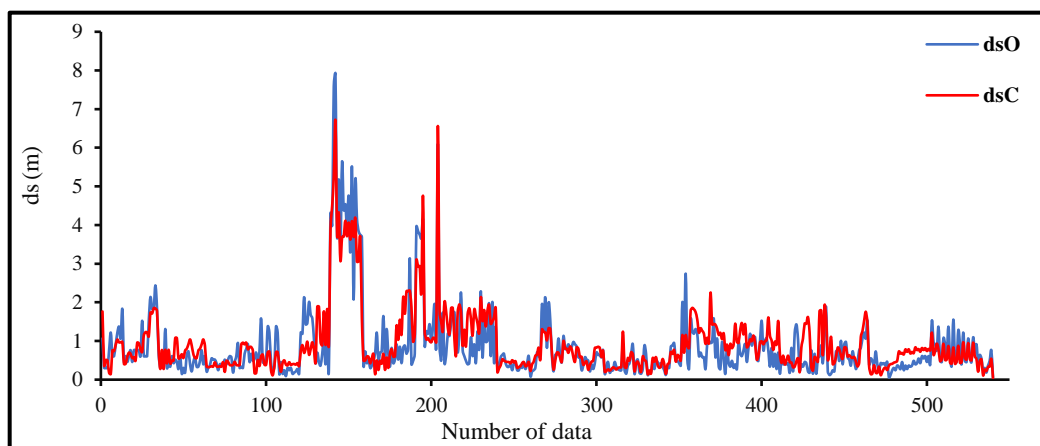


Fig 3. Comparison of Measured Scour and Calculated Scour for the Best Model

برای ارزیابی بیشتر مدل SF<sub>13</sub> با استفاده از برخی روش‌های تجربی در جدول (۱) محاسبه عمق آبستگي انجام شد. نتایج محاسبه را با استفاده از شاخص‌های اندازه‌گیری خطا ارزیابی شد. روابط تجربی مختلف و شاخص‌های ارزیابی در جداول (۵) و (۶) ارائه شده است. بر اساس شاخص‌های اندازه‌گیری خطا نتایج روش Sharafi و همکاران (2016) در مقایسه با روش‌های دیگر تجربی مناسب‌تر است. در پایان مدل برتر روش‌های تجربی Sharafi و همکاران (2016) با مدل SF<sub>13</sub> در جدول (۵) مقایسه شد. مقایسه دو روش برتری مدل SF<sub>13</sub> را نشان می‌دهد.

جدول ۵. نتایج روابط تجربی برای محاسبه عمق آبستگي

Table 5. Results of Empirical Relationships for Calculating Scour Depth

نام رابطه	رابطه ریاضی	RMSE(m)	CC(m)	NSE	RSR	PBIAS (%)
(Mohamed et al., 2005)-HEC-18	$\frac{d_s}{y} = 2.1 \left(\frac{D}{y}\right)^{0.65} Fr^{0.43}$	2.3189	0.4018	-5.04	2.4579	212.7919
(Richardson & Davis, 2001)	$\frac{d_s}{y} = 2.2 Fr^{0.43} \left(\frac{D}{y}\right)^{0.65}$	2.465	0.4018	-5.83	2.613	227.69
(Azamathulla et al., 2010)	$\frac{d_s}{y} = f(\sigma, Fr, \frac{d_{50}}{y}, \frac{D}{y}, \frac{L}{y})$	2.862	0.3304	-8.205	3.034	204.55
(Sharafi et al., 2016)	$\frac{d_s}{y} = f(\sigma, Fr, \frac{d_{50}}{y}, \frac{D}{y}, \frac{L}{y})$	0.5074	0.7151	0.7107	0.5378	3.5245

جدول ۶. شاخص‌های ارزیابی خطا برای مدل SF<sub>13</sub> و روش (Sharafi et al., 2016)

Table 6. Error Evaluation Indices for Model SF<sub>13</sub> Using Sharafi et al. (2016) Method

مدل	شاخص‌های ارزیابی خطا				
	RMSE(m)	CC	NSE	RSR	PBIAS (%)
(Sharafi et al., 2016)	0.5074	0.7151	0.7107	0.5378	3.5245

#### ۴- نتیجه‌گیری

اکثر روابط تجربی محاسبه عمق آبستگي پایه‌ی پل‌ها بر اساس تعداد کمی از داده‌های آزمایشگاهی توسعه داده شده‌اند. روابط تجربی دارای فرمول‌بندی ساده هستند و با هزینه محاسبه‌ای کمی می‌توان عمق آبستگي را برآورد کرد. بنابراین احتمال برآورد عمق آبستگي با دقت کم توسط این روابط وجود دارد. در این پژوهش تلاش شد، با استفاده از داده‌های وسیع صحرائی رابطه جدیدی برای محاسبه عمق آبستگي ارائه گردد. برای این منظور جذر میانگین خطا بین مقادیر عمق آبستگي اندازه‌گیری شده و محاسبه‌ای بعنوان تابع هدف انتخاب شد و از الگوریتم HPSGWO برای کمینه‌سازی تابع هدف استفاده شد. ضرایب معادله که شکل کلی آن با استفاده از تئوری  $\pi$  باکینگهام و تحلیل ابعادی تعیین شد، با استفاده از الگوریتم HPSGWO بدست آمد. بر اساس پارامترهای بی‌بعد مؤثر بر عمق آبستگي روابط مختلفی برای محاسبه عمق آبستگي بر اساس داده‌های وسیع صحرائی بدست آمد. بهترین رابطه بدست آمده با برخی از روش‌های تجربی محاسبه عمق آبستگي مقایسه شد و نتایج با استفاده از شاخص‌های اندازه‌گیری خطا نشان داد که روش محاسبه عمق آبستگي در این مطالعه تخمین دقیق‌تری از عمق آبستگي ارائه می‌دهد. شاخص‌های RMSE, RSR, NSE, PBIAS و CC برای این مدل (SF<sub>13</sub>) به ترتیب برابر 0.504 m, 0.52, 0.73 و 7.7% و 0.734 است. همین شاخص‌ها برای روش تجربی Sharafi و همکاران (2016) به ترتیب برابر با 0.507 m, 0.54, 0.711, 3.5% و 0.715 است. این نتایج نشان می‌دهد معادله ارائه شده در این مقاله

برای محاسبه عمق آبشستگی مناسب و نسبت به روش‌های تجربی ارائه شده قابل اعتمادتر است. از مهمترین مزایای این تحقیق استفاده از مجموعه داده‌های وسیع صحرایی برای محاسبه عمق آبشستگی و استفاده از الگوریتم HPSGWO است. نتایج این پژوهش به صورت خلاصه در زیر بیان می‌شود.

- معادله بدست آمده برای بررسی‌های عمق آبشستگی صحرایی با در نظر گرفتن شاخص‌های اندازه‌گیری خطا از معادلات موجود بهتر عمل می‌کند.
- مؤثرترین پارامترها بر اساس داده‌های صحرایی عبارتند از عدد فرود، نسبت عرض پایه به عمق جریان، اندازه متوسط دانه‌های بستر به عمق جریان و همچنین دانه‌بندی رسوب به عنوان مؤثرترین پارامترها برای فرآیند عمق آبشستگی تشخیص داده شد.
- رابطه عمق آبشستگی با عدد فرود و نسبت عرض پایه به عمق جریان نسبت مستقیم و با شاخص دانه‌بندی رسوب، اندازه متوسط ذرات به عمق آبشستگی نسبت معکوس دارد.

#### ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

#### ۶- مراجع

- Annandale, G. (1995). Erodibility. *Journal of hydraulic research*, 33(4), 471-494. <https://doi.org/10.1080/00221689509498656>
- Arneson, L., Zevenbergen, L., Lagasse, P., & Clopper, P. (2012). Evaluating scour at bridges (HEC-18). *Technical Rep. No. FHWA (Federal Highway Administration) HIF-12-003, Washington, DC.*
- Arunachalam, K. (1965). Scour around bridge piers. *Journal of the Indian Roads Congres*. 29(2), 189-207.
- Azamathulla, H. M., Ghani, A. A., Zakaria, N. A., & Guven, A. (2010). Genetic programming to predict bridge pier scour. *Journal of Hydraulic Engineering*, 136(3), 16. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000133](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000133)
- Batani, S. M., Borghei, S., & Jeng, D.-S. (2007). Neural network and neuro-fuzzy assessments for scour depth around bridge piers. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 20(3), 401-414. <https://doi.org/10.1016/j.engappai.2006.06.012>
- Benedict, S. T., & Caldwell, A. W. (2014). A pier-scour database: 2,427 field and laboratory measurements of pier scour. *US Geological Survey Data Series*, 845. <https://doi.org/10.3133/ds845>
- Boothroyd, R. J., Williams, R. D., Hoey, T. B., Tolentino, P. L., & Yang, X. (2021). National-scale assessment of decadal river migration at critical bridge infrastructure in the Philippines. *Science of the Total Environment*, 768, 144460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144460>
- Carnacina, I., Pagliara, S., & Leonardi, N. (2019). Bridge pier scour under pressure flow conditions. *River Research and Applications*, 35(7), 844-854. <https://doi.org/10.1002/rra.3451>
- Dang, N. M., Tran Anh, D., & Dang, T. D. (2021). ANN optimized by PSO and Firefly algorithms for predicting scour depths around bridge piers. *Engineering with Computers*, 37(1), 293-303. <https://doi.org/10.1007/s00366-019-00824-y>
- Dey, S., Chiew, Y.-M., & Kadam, M. S. (2008). Local scour and riprap stability at an abutment in a degrading bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(10), 1496-1502.
- Ebtehaj, I., Bonakdari, H., Moradi, F., Gharabaghi, B., & Khozani, Z. S. (2018). An integrated framework of extreme learning machines for predicting scour at pile groups in clear water condition. *Coastal Engineering*, 135, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2018.10.00>
- Gao, D., Posada, G., & Nordin, C. F. (1993). Pier scour equations used in China. *Hydraulic engineering*, ASCE, 1031-1036.

- Hassan, W. H. (2019). Application of a genetic algorithm for the optimization of a location and inclination angle of a cut-off wall for anisotropic foundations under hydraulic structures. *Geotechnical and Geological Engineering*, 37(2), 883-895. <https://doi.org/10.1007/s10706-018-0658-9>
- Jamei, M., & Ahmadianfar, I. (2020). Prediction of scour depth at piers with debris accumulation effects using linear genetic programming. *Marine Georesources & Geotechnology*, 38(4), 468-479. <https://doi.org/10.1080/1064119X.2019.1595793>
- Johnson, P. A. (1992). Reliability-based pier scour engineering. *Journal of Hydraulic engineering*, 118(10), 1344-1358. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:10\(1344\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:10(1344))
- Karkheiran, S., Kabiri-Samani, A., Zekri, M., & Azamathulla, H. M. (2021). Scour at bridge piers in uniform and armored beds under steady and unsteady flow conditions using ANN-APSO and ANN-GA algorithms. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 27(sup1), 220-228. <https://doi.org/10.1080/09715010.2019.1617796>
- Keshavarzi, A., Melville, B., & Ball, J. (2014). Three-dimensional analysis of coherent turbulent flow structure around a single circular bridge pier. *Environmental Fluid Mechanics*, 14(4), 821-847. <https://doi.org/10.1007/s10652-013-9332-1>
- Kult, J., Choi, W., & Choi, J. (2014). Sensitivity of the Snowmelt Runoff Model to snow covered area and temperature inputs. *Applied Geography*, 55, 38-3. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.08.011>
- Laursen, E. M., & Toch, A. (1956). *Scour around bridge piers and abutments* (Vol. 4). Iowa Highway Research Board Ames, IA.
- Link, O., García, M., Pizarro, A., Alcayaga, H., & Palma, S. (2020). Local scour and sediment deposition at bridge piers during floods. *Journal of Hydraulic Engineering*, 146(3), 04020003. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001696](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001696)
- Maddison, B. (2012). Scour failure of bridges. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Forensic Engineering*, 165(1), 39-52. <https://doi.org/10.1680/feng.2012.165.1.39>
- Majedi Asl, M., & Valizadeh, S. (2019). Application of SVM Algorithm in Predicting Vertical Pier Scour Depth [Research]. *Journal of Water and Soil Science*, 23(4), 165-181. <https://doi.org/10.47176/jwss.23.4.37872>
- Melville, B., & Sutherland, A. (1988). Design method for local scour at bridge piers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 114(10), 1210-1226. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1988\)114:10\(1210\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1988)114:10(1210))
- Mirjalili, S., Mirjalili, S. M., & Lewis, A. (2014). Grey wolf optimizer. *Advances in engineering software*, 69, 46-61. <https://doi.org/10.1016/j.advengsoft.2013.12.007>
- Mohamed, T. A., Noor, M., Ghazali, A. H., & Huat, B. (2005). Validation of some bridge pier scour formulae using field and laboratory data. *American Journal of Environmental Sciences*, 1(2), 119-125. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2005.119.125>
- Mohammadpour, R. (2017). Prediction of local scour around complex piers using GEP and M5-Tree. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(18), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-3203-x>
- Moreno, M., Maia, R., Couto, L., & Cardoso, A. H. (2017). Subtraction approach to experimentally assess the contribution of the complex pier components to the local scour depth. *Journal of Hydraulic Engineering*, 143(4), 06016030
- Najafzadeh, M., Barani, G.-A., & Hessami-Kermani, M.-R. (2015). Evaluation of GMDH networks for prediction of local scour depth at bridge abutments in coarse sediments with thinly armored beds. *Ocean Engineering*, 104, 387-396. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2015.05.016>
- Qaderi, K., Javadi, F., Madadi, M. R., & Ahmadi, M. M. (2021). A comparative study of solo and hybrid data driven models for predicting bridge pier scour depth. *Marine Georesources & Geotechnology*, 39(5), 589-599. <https://doi.org/10.1080/1064119X.2020.1735589>
- Rady, R. A. E.-H. (2020). Prediction of local scour around bridge piers: artificial-intelligence-based modeling versus conventional regression methods. *Applied Water Science*, 10(2), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1140-4>
- Rezazadeh, r., barani, g., & naseri, a. (2019). Application of Artificial Neural Networks in Estimation of Scour Depth around the Bridge Pier with Sticky Sediments. *Journal of Hydraulics*, 14(1), 141-149. <https://doi.org/10.30482/jhyd.2019.139956.1307>
- Riahi-Madvar, H., Dehghani, M., Seifi, A., Salwana, E., Shamshirband, S., Mosavi, A., & Chau, K.-w. (2019).



- Comparative analysis of soft computing techniques RBF, MLP, and ANFIS with MLR and MNLR for predicting grade-control scour hole geometry. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 13(1), 529-550. <https://doi.org/10.1080/19942060.2019.1618396>
- Richardson, E., & Davis, S. (2001). Evaluating scour at bridges: Hydraulic engineering circular No. 18. *Rep. FHwA NHI*, 01-001.
- Şenel, F. A., Gökçe, F., Yüksel, A. S., & Yiğit, T. (2019). A novel hybrid PSO–GWO algorithm for optimization problems. *Engineering with Computers*, 35(4), 1359-1373. <https://doi.org/10.1007/s00366-018-0668-5>
- Sheppard, D., Melville, B., & Demir, H. (2014). Evaluation of existing equations for local scour at bridge piers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(1), 14-23. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000800](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000800)
- Sheppard, D., & Renna, R. (2005). Bridge scour manual. florida department of transportation. 605 Suwannee Street. Tallahassee. Florida.
- Sheppard, D., & Renna, R. (2010). Bridge scour manual .605 Suwannee Street. Tallahassee, FL, 32399-30450.
- Wardhana, K., & Hadipriono, F. C. (2003). Analysis of recent bridge failures in the United States. *Journal of performance of constructed facilities*, 17(3), 144-150. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0887-3828\(2003\)17:3\(144\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0887-3828(2003)17:3(144))
- Yorozuya, A., & Ettema, R. (2015). Three abutment scour conditions at bridge waterways. *Journal of Hydraulic Engineering*, 141(12), 04015028. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001053](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001053)
- Zahiri, J., & Kashefipour, S. M. (2018). Predicting maximum scour depth around bridge abutment using M5 model. *Irrigation Sciences and Engineering*, 41(1), 1-16. <https://doi.org/10.22055/jise.2018.13543>

Research Article



## Management and disposal of surface runoff using geographic information system and fuzzy method (Case study: Bandar Imam Khomeini)

Shahab Mousavi<sup>1</sup>, Ramin Arfania<sup>2\*</sup>, Ghasem Khosravi<sup>1</sup>

1. Department of Civil Engineering, Lenjan Branch, Islamic Azad University, Lenjan, Iran.

2. Faculty of Basic Sciences, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

\* Corresponding author: rarfania@gmail.com

© The Author(s) 2024

Received: 22 Nov 2023

Accepted: 14 Feb 2024

Published: 09 Mar 2024

### Abstract

The purpose of building surface water collection networks is to enhance the resilience of cities against unexpected events such as floods and to improve overall urban health. Recent rainfalls in Bandar Imam Khomeini have exposed vulnerabilities, leading to severe flooding in roads and streets due to the absence of canals and surface drainage systems. The problem has caused significant damage to the infrastructure of the region. The research aims to implement a runoff management system using the Geographic Information System in Bandar Imam Khomeini. For this purpose, digital layers of the area, including elevation, slope, direction of slope, and drainage network of the city were prepared using the Geographic Information System. The fuzzy logic method was then employed to identify areas with the potential for runoff accumulation in the region. The research findings indicate that these areas are concentrated in the east, center, northeast, and southeast of the region. Then, using the RiverTools technique and according to the map of the city's drainage network, the best routes for constructing proposed canals were determined. These canals include sub-canals, second-order main canals, and third-order main canals. The first-order canal is the main conduit that collects the water of the second and third order canals.

**Keyword:** Flooding, Bandar Imam Khomeini, Fuzzy Method, Geographic Information System, Run off Management



## مدیریت و دفع رواناب‌های سطحی با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی و روش فازی (نمونه موردی: بندر امام خمینی)

شهاب موسوی<sup>۱</sup>، رامین ارفع نیا<sup>۲\*</sup>، قاسم خسروی<sup>۱</sup>

۱. دانشکده مهندسی عمران، واحد لنجان، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.

۲. دانشکده علوم پایه، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، اصفهان، ایران.

\* نویسنده مسئول: rarfania@gmail.com

© The Author 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۱۹

پذیرش: ۱۴۰۲/۱۱/۲۵

دریافت: ۱۴۰۲/۰۹/۰۱

### چکیده

هدف از احداث شبکه‌های جمع‌آوری آب‌های سطحی فراهم آوردن امکان ایمن‌سازی شهر در مقابل حوادث غیرمترقبه (سیل) و بهبود بهداشت شهری و ... است. در طی بارندگی‌ها سال‌های اخیر در بندر امام خمینی به دلیل نبود کانال‌ها و حتی جوی‌های انتقال روان آب‌های سطحی بیشتر معابر و خیابان‌ها دچار آبگرفتگی شدیدی شدند که خسارات عمده‌ای به زیرساخت‌های منطقه وارد شده است. هدف از این پژوهش مدیریت و دفع رواناب‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی در بندر امام خمینی بود. بدین منظور با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی در ابتدا لایه‌های رقمی منطقه شامل ارتفاع، شیب، جهت شیب و شبکه زهکشی شهر تهیه گردید. سپس با استفاده از روش منطق فازی فضاهای دارای پتانسیل تجمع رواناب در منطقه مورد شناسایی قرار گرفتند. یافته‌های تحقیق نشان دادند که تمرکز این فضاها در شرق، مرکز، شمال شرق و جنوب شرق منطقه می‌باشد. با استفاده از تکنیک RiverTools و با توجه به نقشه شبکه زهکشی شهر، بهترین مسیرها برای احداث کانال‌های پیشنهادی تهیه گردید. این کانال‌ها شامل کانال‌های فرعی، کانال‌های اصلی درجه دو و سه بودند. کانال درجه یک کانال اصلی بود که جمع‌کننده‌ی آب‌های کانال‌های درجه دو و سه هم بود.

**کلمات کلیدی:** آبگرفتگی، بندر امام خمینی، روش فازی، سیستم اطلاعات جغرافیایی، مدیریت رواناب

## ۱- مقدمه

با تغییرات جهانی در وضعیت آب و هوا و گسترش فرایند شهری شدن، فراوانی، شدت بحران‌های طبیعی و خسارات ناشی از آن، روند افزایشی یافته است. سیل و آبگرفتگی یکی از بحران‌های طبیعی در بسیاری از شهرها است که به علت شدت و وجود زمان کم برای واکنش، چالش‌های زیادی را ایجاد کرده است (Apel et al., 2018). توسعه‌ی شهرنشینی، همراه با افزایش جمعیت و مساحت شهرها و پدید آمدن شهرهای بزرگ باعث ایجاد بافت‌ها و ترکیب‌های مختلف شهر و عوامل ارتباطی و اقتصادی پیچیده‌ای شده است که هر چند واجد بسیاری مزایا و عوامل رفاهی است، اما مشکلاتی را برای شهرنشینان به وجود آورده است. این مشکلات در بسیاری از موارد به صورت مسائلی حاد جلوه‌گر شده و باعث در خطر قرار گرفتن جریان‌های شهری شده‌اند (Nasri et al., 2016). امروزه، به‌طور عمده شهرها و جوامع سکونتگاهی در مکان‌هایی ایجاد یا بنا شده‌اند که از لحاظ مخاطرات طبیعی در معرض وقوع انواع سوانح طبیعی و یا به دلیل پیشرفت‌های تکنولوژی در معرض انواع سوانح انسان ساخت هستند (Farzad Behtash et al., 2013).

سیلاب شهری حجم آبی است که خارج از ظرفیت زهکشی شهر می‌باشد و منجر به بروز یکسری از مشکلات و خسارات در شهر می‌گردد. نقشه‌های منتشر شده از طرف سازمان‌های بین‌المللی حاکی از افزایش سیلاب‌های شهری است. در دنیای امروز ما، که زندگی شهری خسارات جبران‌ناپذیری را به طبیعت وارد آورده و منابع طبیعی را در معرض خطر قرار داده است، مدیریت و ارزیابی آسیب‌پذیری مناطق شهری در برابر آب‌های سطحی به خصوص در شهرهای بزرگ و پرجمعیت مناطق پست و جلگه‌ای از اهمیت خاصی برخوردار است. تخریب حوزه آبخیز بالادست نواحی شهری به صورت‌های مختلف از جمله تخریب پوشش گیاهی و جاده، هم‌چنین گسترش بی‌رویه اراضی شهری و صنعتی، سبب کاهش نفوذ و افزایش رواناب می‌شود. از سوی دیگر بارش غالب در کشور به صورت رگبارهای شدید و کوتاه مدت است که فرصت نفوذ باران به داخل خاک را کاهش می‌دهد و در نتیجه بخش قابل توجهی از بارش به رواناب‌های سطحی تبدیل می‌شود، از این رو رودخانه‌ها و مسیل‌های حوزه‌های آبخیز شهری از درجه ریسک زیادی برای سیل‌خیزی و خسارات ناشی از آن برخوردارند و دستیابی به توسعه پایدار شهری نیازمند طراحی مدل‌های مناسب مدیریت و حفاظت رودخانه‌ها و مسیل‌ها در حوزه‌های آبخیز شهری است (Rezaei et al., 2017).

سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی GIS در مدیریت یکپارچه مخاطرات طبیعی می‌تواند حضوری پویا داشته باشد. اولین نقش GIS در مدیریت مخاطرات، ساماندهی صحیح اطلاعات می‌باشد. کاربرد GIS با ایجاد ساختار پایدار برای داده‌هایی که در ماهیت، مقیاس، فرمت و موضوع آن‌ها تفاوت‌های اساسی وجود دارد، شروع می‌شود و با حفاظت، به‌هنگام سازی، انتشار و توسعه پایگاه اطلاعات ادامه می‌یابد. به عبارت دیگر مدیریت یکپارچه مخاطرات طبیعی به کمک GIS شکل می‌گیرد و با کمک آن تداوم می‌یابد و توسعه آن در گرو پیشرفت GIS می‌باشد (Ghahroudi et al., 2016). GIS ابزاری توانمند برای مدیریت و آنالیز داده‌های مکانی است. یکی از خاصیت‌های اصلی GIS نمایش نقشه‌های تک موضوع بر روی یکدیگر است. هر یک از این لایه‌ها دارای اطلاعات و داده‌های مرتبط با آن هستند. یک برنامه‌ریزی دقیق می‌تواند از GIS برای مشاهده موضوعات گوناگون بهره‌برده تا صحت و دقت تصمیم‌گیری را افزایش دهد. این لایه‌ها می‌توانند شامل نقشه‌ی زمین‌های کشاورزی محدوده، نقشه‌ی آب‌های سطحی، میزان سیلاب‌های مقطعی، مسیر رودها و آبراهه‌ها، جنس سنگ بستر و ... باشند. در سال جاری، کشور موارد متعددی از جاری شدن سیل را در شهرها و روستاها (شیراز، استان خوزستان، استان گلستان و ...) تجربه کرد. نکته قابل توجه در این زمینه، نزول حجم بالایی از بارش نبود، بلکه طولانی شدن زمان آبگرفتگی معابر و جاری شدن سیلاب و درنهایت خساراتی جانی و مالی بود. در مناطقی همچون بندر امام خمینی که به لحاظ توپوگرافی جزء مناطق پست و جلگه‌ای با شیب بسیار کم محسوب می‌شوند این مسئله بیشتر مشاهده می‌شود. در طی بارندگی‌ها در آذر ماه ۱۳۹۸ و ۱۴۰۰ در بندر امام خمینی به دلیل نبود کانال‌ها و حتی جوی‌های انتقال روان آب‌های سطحی تمامی معابر و

خیابان‌ها دچار آبگرفتگی شدیدی شدند که خسارات عمده‌ای به زیرساخت‌ها منطقه وارد شده است. با توجه به مسائل ذکر شده مدیریت و دفع رواناب‌ها در بندر امام خمینی ضروری می‌باشد. هدف از این پژوهش مدیریت و دفع رواناب‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی در بندر امام خمینی بود.

## ۲- مواد و روش

### ۲-۱- روش کار

در ابتدا داده‌های تحقیق شامل نقشه‌ی توپوگرافی، زمین‌شناسی، تصویر ماهواره‌ای لندست ۲۰۲۱، لایه‌ی کاربری شهری اتوکلد تهیه شد. آمار بارش ده سال اخیر در ایستگاه جمع‌آوری گردید و لایه‌های رقومی ارتفاع، شیب، جهت شیب، مورفولوژی منطقه، حوضه آبریز شهری و آبراهه‌ها از لایه DEM منطقه در محیط نرم‌افزار ARCMAP تهیه گردید. لایه مسکونی منطقه از تصاویر ماهواره‌ای لندست ۲۰۲۱ در محیط نرم‌افزار ARC/MAP تهیه شد و نقاط تجمع رواناب‌ها در محیط نرم‌افزار ARCMAP شناسایی گردید. وزن دهی شاخص‌ها با استفاده از روش سلسله مراتبی فازی و با تهیه پرسش‌نامه انجام شد. پرسش‌نامه‌ها توسط ۳۰ خبره و کارشناس در این زمینه تکمیل گردید. نتایج پرسش‌نامه‌ها در نرم‌افزار آنالین سلسله مراتبی فازی وارد شد و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و وزن نهایی هر لایه مشخص گردید. در مرحله بعد وزن‌های به دست آمده بر لایه‌های رقومی در محیط نرم‌افزار ARCMAP اعمال گردید تا در نهایت نقشه‌ی مسیر دفع رواناب‌ها با استفاده از تکنیک Tools River تهیه گردید (شکل ۱).

شکل ۱. مراحل تحقیق

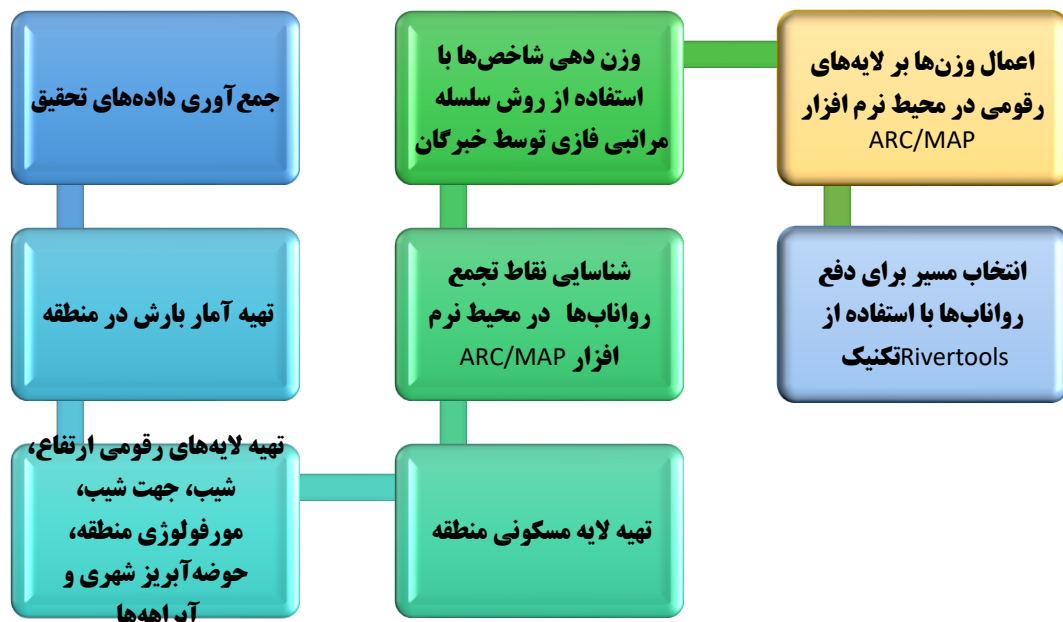


Fig 1. Stages of Research

## ۲-۲- موقعیت منطقه مورد مطالعه

بندر امام خمینی یکی از بندرهای استان خوزستان در خلیج فارس است. این بندر با داشتن ۳۸ اسکله فعال به طول ۷ کیلومتر، بزرگ‌ترین بندر فعال ایران است. اداره کل بندر و دریانوردی و اداره گمرک استان خوزستان در این شهر واقع شده است. شهر بندر امام خمینی از شرق به محدوده قانونی شهر امام خمینی، از جنوب به شبه جزیره بندر امام خمینی و خور موسی و در فاصله ۳۰ کیلومتری از شمال به رودخانه جراحی محدود می‌شود. این شهر در سرزمین پرفراز و نشیب ساحلی دریا قرار دارد که عمق آب ساحلی خلیج فارس با این سرزمین به استثناء پیش رفتگی خور موسی کم بوده و از محل راس در امتداد جنوب شرقی امتداد یافته است. بندر امام خمینی به لحاظ توپوگرافی جزء مناطق پست و جلگه‌ای با شیب بسیار کم محسوب می‌شود. مرتفع‌ترین نقطه شهر ۵ متر از سطح دریا ارتفاع دارد. شهر امام خمینی بیشتر حالت تپه‌ماهور دارد که به علت ساخت و ساز به صورت هموار نشان داده می‌شود. به خصوص در مناطق شرقی، شمالی و مرکزی شهری تمامی پستی و بلندی‌های شهر به صورت نقاط هموار درآمده‌اند. بندر امام خمینی که وسعتی بالغ بر ۲۲۱۵۰ هکتار دارد در منتهی الیه شمال غربی خلیج فارس در ۴۹ درجه و ۵۶ دقیقه طول شرقی و ۳۰ درجه و ۲۹ دقیقه عرض شمالی از مختصات جغرافیایی واقع شده است (شکل ۲).

شکل ۲. موقعیت منطقه مورد مطالعه

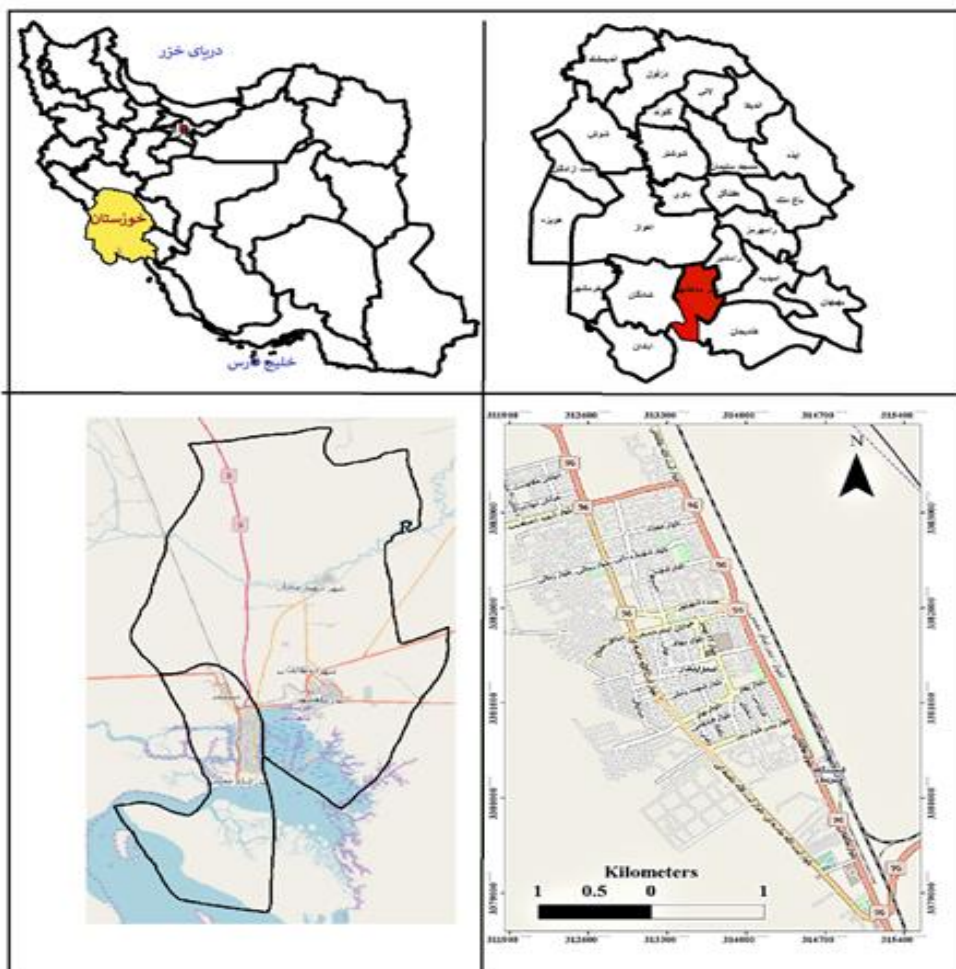


Fig 2. Location of the study area

## ۳- نتایج و بحث

## ۱-۳- آماده‌سازی لایه‌ها

نقشه ارتفاع و توپوگرافی منطقه از لایه رقومی DEM تهیه گردید که در شکل (۳) نشان داده شده است. همانطور که شکل نشان می‌دهد عمده منطقه دارای ارتفاعی کمتر از ۶ متر می‌باشد. مناطق غربی دارای ارتفاع کمتری نسبت به مناطق شرقی می‌باشند. از شرق به غرب و از شمال به جنوب از ارتفاع منطقه کاسته می‌شود. جدول (۱) تعداد پیکسل‌ها و درصد طبقات ارتفاعی در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۱. تعداد پیکسل‌ها و درصد طبقات ارتفاعی در منطقه مورد مطالعه

Table 1. The number of pixels and the percentage of elevation classes in the studied area

طبقات ارتفاعی	تعداد پیکسل	درصد
۰-۲	۱۳۳۷	۲۸
۲-۴	۱۷۳۸	۳۶/۴
۴-۶	۱۳۶۲	۲۸/۵
۶-۸	۲۷۹	۶/۲
۸-۱۰	۳۷	۰/۷
۱۰-۲۴	۱۱	۰/۲

شکل ۳. نقشه طبقات ارتفاعی منطقه مورد مطالعه

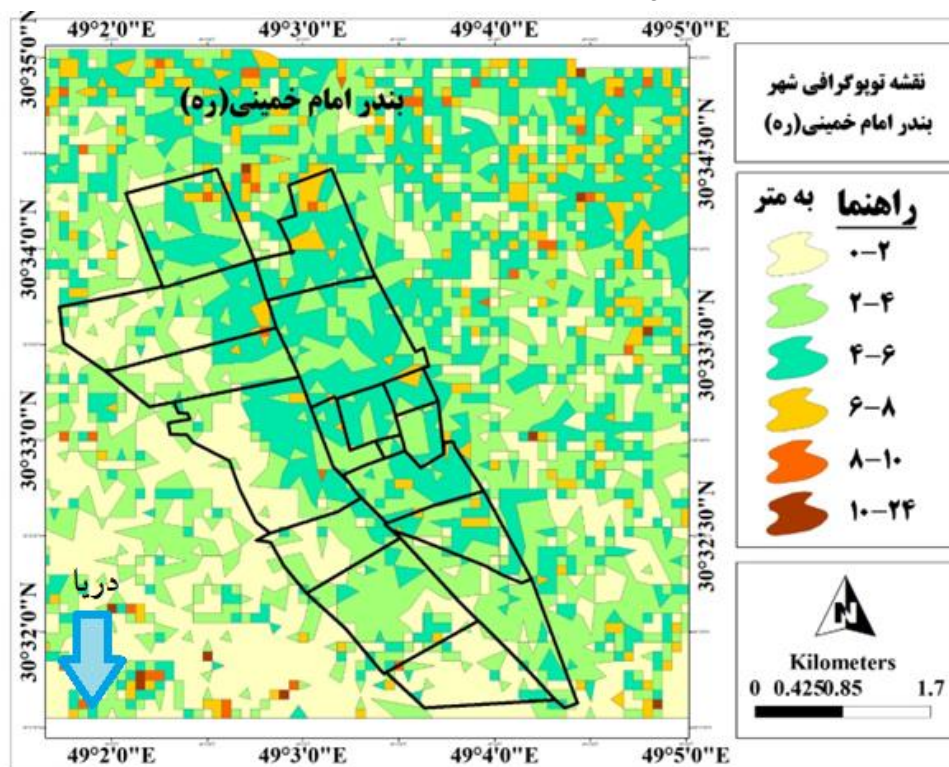


Fig 3. Map of elevation classes of the studied area



نقشه شیب بر مبنای درجه با استفاده از لایه رقمی ارتفاعی تولید شده است که در شکل (۴) نقشه طبقات شیب منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. بدین ترتیب شیب منطقه بین ۰ تا ۳/۵ درجه می‌باشد. توزیع شیب از نظم مشخصی پیروی نمی‌کند. محلات شهری همانطور که بر روی نقشه مشخص است، کمتر از ۲ درجه می‌باشند. مناطق اطراف شهر شیب بیشتری نسبت به محلات شهر دارا می‌باشند. جدول (۲) تعداد پیکسل‌ها و درصد طبقات شیب در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۲. تعداد پیکسل‌ها و درصد طبقات شیب در منطقه مورد مطالعه

Table 2. The number of pixels and the percentage of slope classes in the studied area

طبقات شیب	تعداد پیکسل	درصد
۰-۰/۵	۱۳۹۰	۲۹/۱
۰/۵-۱	۱۵۶۳	۳۲/۸
۱-۱/۵	۱۰۹۸	۲۳
۱/۵-۲	۴۷۰	۹/۸
۲-۲/۵	۲۰۸	۴/۳
۲/۵-۳	۲۹	۰/۶
۳-۳/۵	۶	۰/۱

شکل ۴. نقشه طبقات شیب منطقه مورد مطالعه

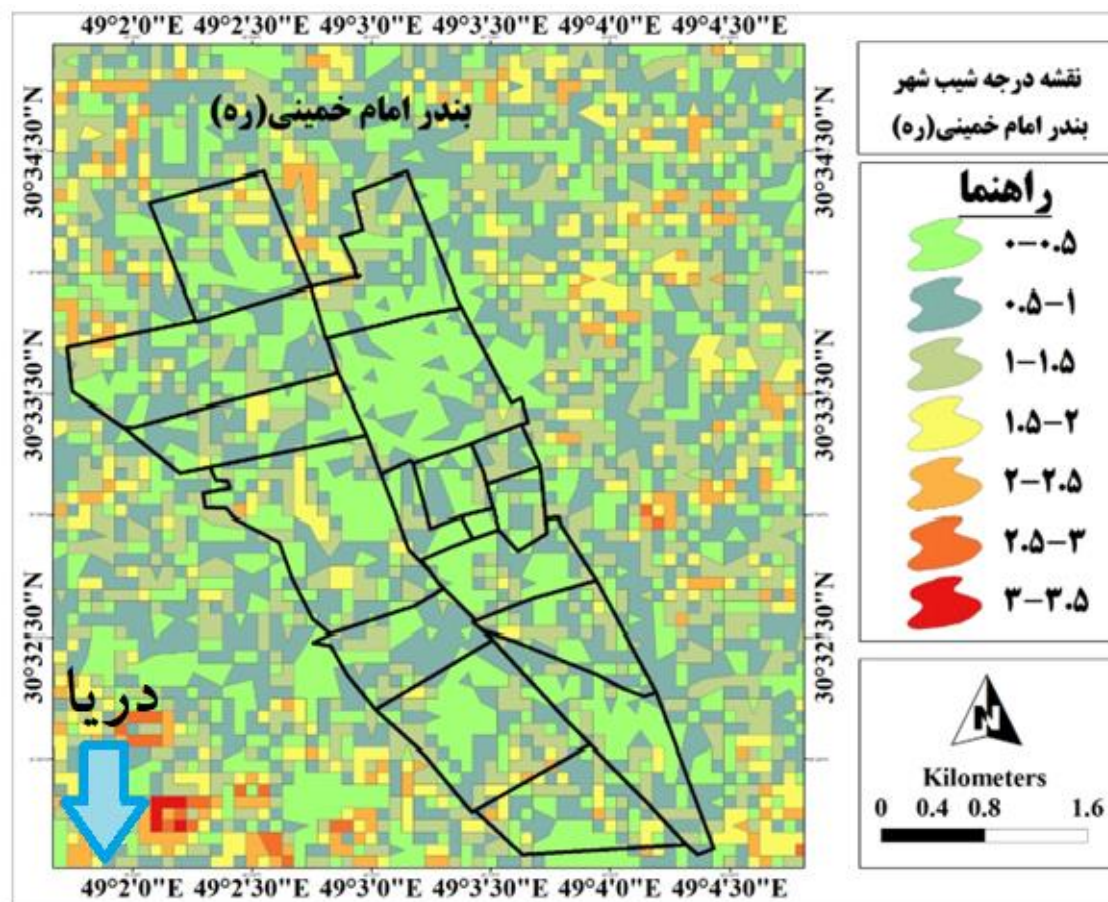


Fig 4. Map of the slope classes of the studied area



جدول (۳) تعداد پیکسل‌ها و درصد طبقات جهت شیب را در منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. شکل (۵) نقشه جهت شیب منطقه مورد مطالعه را در چهار جهت اصلی شمال، جنوب، شرق، غرب نشان می‌دهد.

جدول ۳. تعداد پیکسل‌ها و درصد جهت شیب در منطقه مورد مطالعه

Table 3. The number of pixels and the percentage of slope direction in the studied area

جهت	تعداد پیکسل	درصد
شمال	۱۱۸۴	۲۴/۸
شرق	۱۱۵۱	۲۴/۱
جنوب	۱۲۸۶	۲۶/۹
غرب	۱۱۴۳	۲۳/۲

شکل ۵. نقشه جهت شیب منطقه مورد مطالعه

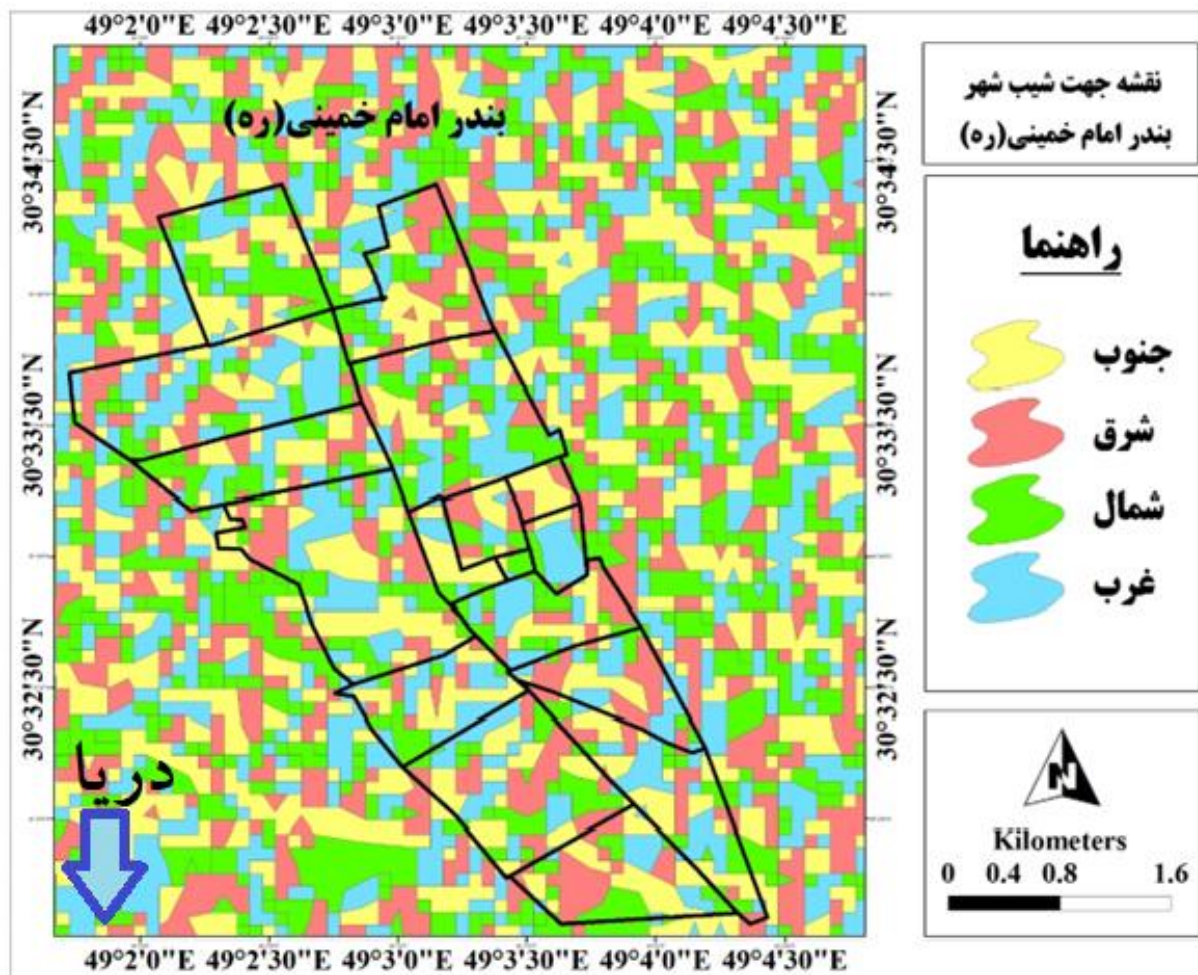


Fig 5. Map of the Slope direction of the studied area

شکل (۶) حوضه‌های آبریز شهری بندر امام خمینی را نشان می‌دهد بدین ترتیب شهر دارای ۱۶ زیر حوضه می‌باشد. نکته حائز اهمیت افزایش تعداد زیرحوضه‌ها در قسمت خروجی و جنوبی منطقه می‌باشد.

شکل ۶. نقشه زیرحوضه‌های شهر منطقه مورد مطالعه

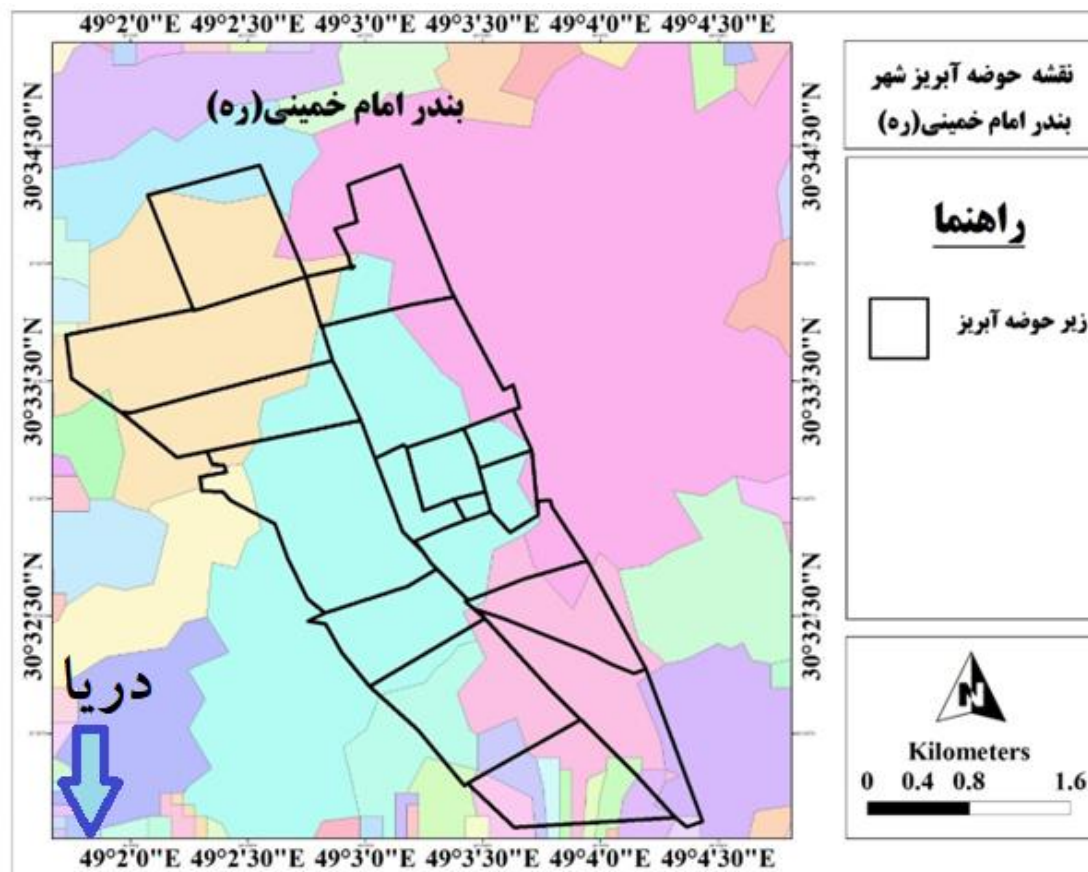


Fig 6. Map of the sub-basins of the studied city

شکل (۷) نقشه آبراهه‌های شهر منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. همانطور که بر روی نقشه مشخص است با وجود مساحت کم منطقه رتبه آبراهه‌ها به پنج می‌رسد. که بیانگر به حداکثر رسیدن نقطه اوج آبراهه‌ها در این منطقه می‌باشد. همچنین تعداد آبراهه‌ها در منطقه به صورت درختی و زیاد می‌باشد که این مسئله ناشی از غیرقابل نفوذ بودن خاک و شیب کم منطقه می‌باشد. برای تهیه لایه مسکونی بندر امام خمینی از تصویر ماهواره‌ای لندست سال ۲۰۲۲ استفاده شده است که در شکل (۸) نشان داده شده است.

### ۳-۲- تهیه نقاط تجمع و آبگرفتگی

بعد از تهیه لایه‌ها شیب، ارتفاع، جهت شیب، آبراهه و مسکونی با استفاده از منطق فازی به شناسایی نقاط تجمع رواناب‌ها در محلات پرداخته شد. در ابتدا لایه‌های به کاررفته شامل جهت شیب، ارتفاع، شیب طبق نظر ۳۰ کارشناس متخصص بین ۰ تا ۱ وزن دهی شدند که در جدول (۴) نشان داده شده است. بر این اساس هر چه ارتفاع کمتر باشد میزان وزن آن بیشتر است. بدین ترتیب در مناطق کم ارتفاع جمع شدن رواناب‌ها بیشتر رخ می‌دهد. هر چه شیب کمتر باشد میزان وزن آن بیشتر می‌شود. شیب با وقوع رواناب رابطه مستقیم دارد که با نتایج مطالعات Gharodi et al., Mafi et al., 2014; Siari 2016; 2016 مطابقت دارد. در مناطق پست امکان آبگرفتگی بیشتر است بدین منظور این مناطق وزن بیشتری دریافت می‌کنند. با توجه به جهت شیب شهر احتمال تجمع رواناب‌ها در مناطق جنوبی و شرقی بیشتر است. بدین منظور این دامنه‌ها وزن بیشتری دریافت می‌کنند.

شکل ۷. نقشه آبراهه‌های شهر منطقه مورد مطالعه

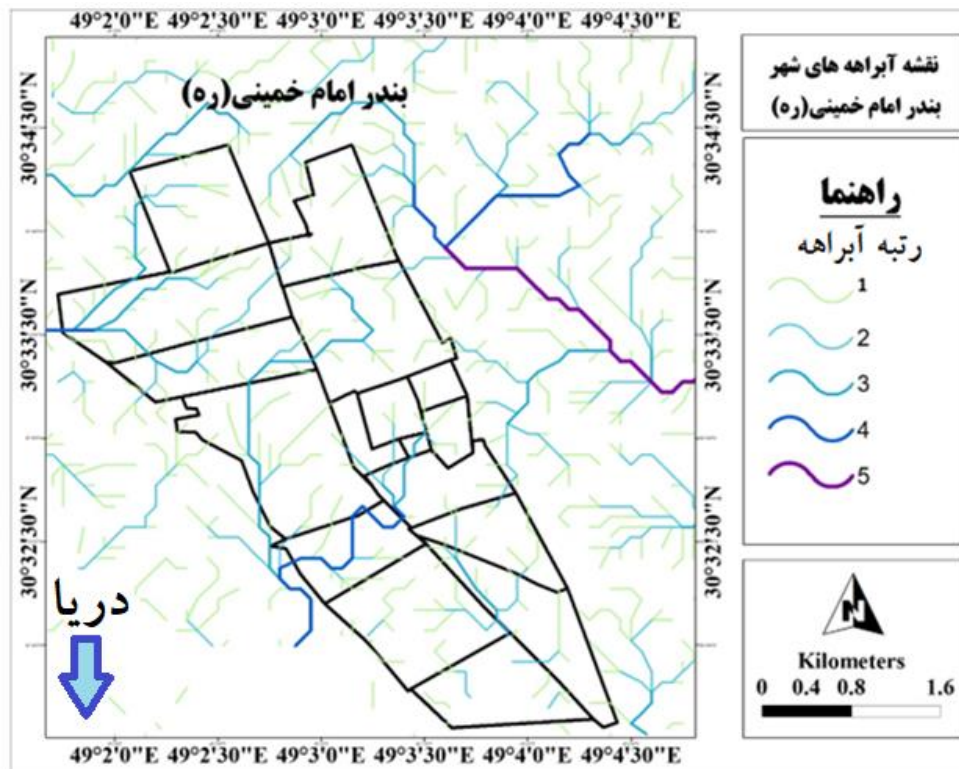


Fig 7. Map of waterways of the studied city

شکل ۸. نقشه مناطق مسکونی منطقه مورد مطالعه

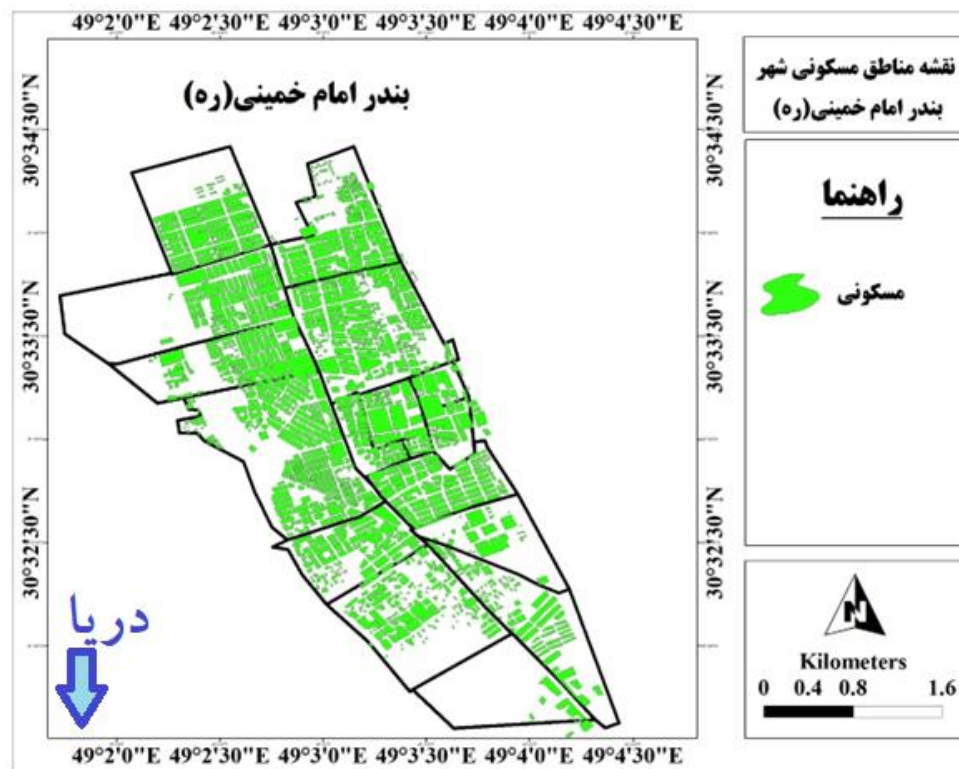


Fig 8. Map of residential areas of the studied area

جدول ۴: وزن متغیرهای به کار رفته بر اساس منطق فازی

Table 4. The weight of employed variables based on fuzzy logic

وزن	طبقه	لایه
۱	۰-۰/۵	شیب
۰/۹	۰/۱-۵	
۰/۷	۱-۱/۵	
۰/۴	۱/۲-۵	
۰/۳	۲-۲/۵	
۱	۳-۰	ارتفاع
۰/۷	۶-۳	
۰/۴	۹-۶	
۰/۲	۱۲-۹	
۰/۱	۱۵-۱۲	
۱	پست	جهت شیب
۰/۳	شمال	
۰/۷	جنوب	
۰/۸	شرق	
۰/۲	غرب	
۰/۳	۱	آبراهه
۰/۵	۲	
۰/۷	۳	
۰/۹	۴	
۱	۵	
۰/۱	مسکونی	مسکونی
۰/۷	غیر مسکونی	

شکل (۹) فازی سازی لایه‌های مورد استفاده را نشان می‌دهد. بدین ترتیب وزن به دست آمده که در جدول ۴ آمده است در نرم افزار Arc.Map بر روی لایه‌ها اعمال گردید که نتیجه آن در شکل ۹ نشان داده شده است. سپس اجماع این لایه‌ها با استفاده از عمگر گاما ۰/۹ فازی تجمع رواناب‌ها در بندر امام خمینی به دست آمد که در شکل (۱۰) نشان داده شده است.

### ۳-۳- انتخاب مسیر انتقال رواناب با استفاده از تکنیک RiverTools

در ابتدا می‌توان از آبراهه‌ها طبیعی منطقه برای تخلیه رواناب‌ها کمک گرفت که پیشتر نقشه آبراهه‌های طبیعی شهر تهیه گردید. نقشه فضاهای دارای پتانسیل تجمع رواناب و نقشه آبراهه‌های طبیعی منطقه تلفیق شدند تا بهترین مسیرهای تخلیه رواناب تهیه گردد. شکل (۱۱) بهترین مسیرهای پیشنهادی برای تخلیه رواناب را نشان می‌دهد. پیشنهاد شبکه دفع رواناب با توجه به شیب کم سطح زمین در محدوده مورد مطالعه بسیار مشکل است و امکان تخلیه‌ی ثقلی وجود ندارد؛ اما با استفاده از تحلیل‌های GIS می‌توان بهترین مسیر برای کانال یا لوله‌ی اصلی و جمع‌کننده‌ی رواناب را مشخص کرد که بر این اساس بهترین مسیر ممکن برای دفع رواناب از منطقه، مسیرهای است که در شکل (۱۱) نشان داده شده است که منطبق با شیب زمین و جهت آبراهه‌ها در شهر می‌باشند که با نتایج تحقیق Engström Berndtsson et al., 2019; Balistocchi et al., 2020



Gharodi et al., 2016; et al., 2018; کانال درجه یک کانال اصلی می‌باشد که آب‌های کانال‌های درجه دو و سه را جمع می‌کند.

شکل ۹. فازی سازی لایه‌های مورد استفاده

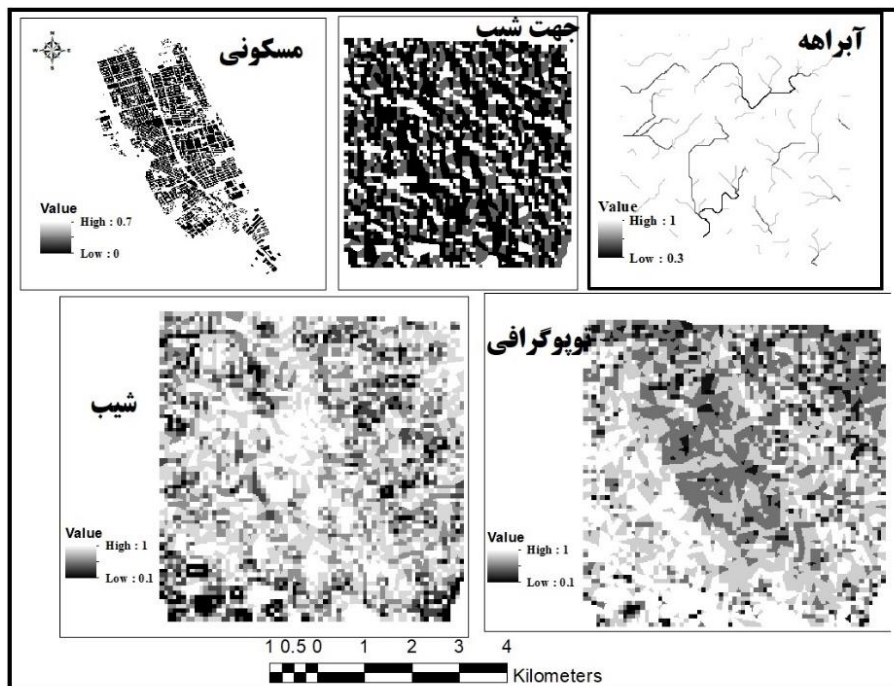


Fig 9. Fuzzification of employed layers

شکل ۱۰. نقشه فضاهای دارای پتانسیل تجمع رواناب‌ها در بندر امام خمینی بر اساس عمگر گاما ۰/۹ فازی

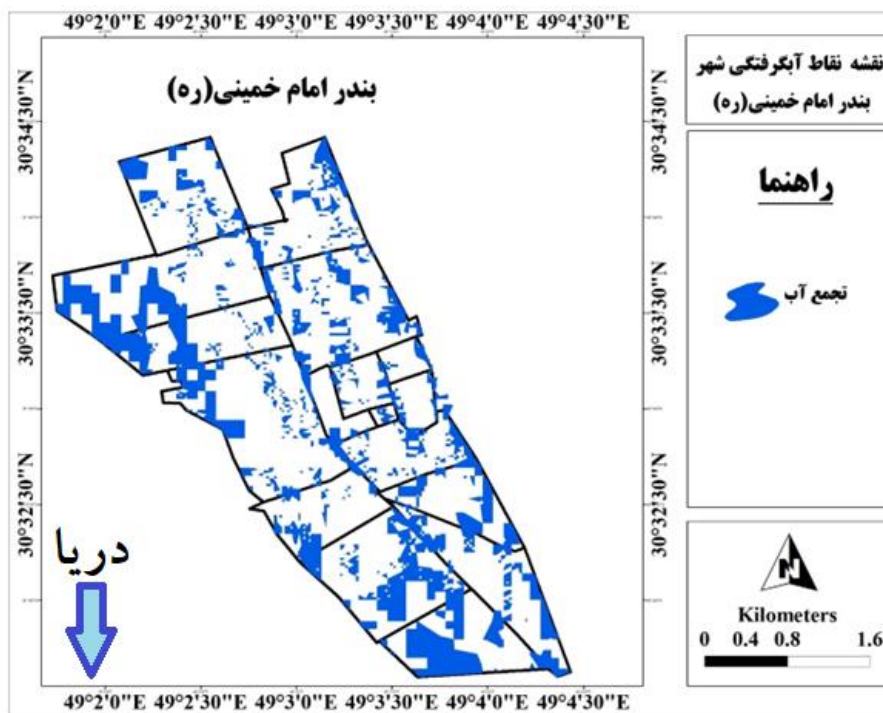


Fig 10. Map of spaces with the potential of runoff accumulation in Bandar Imam Khomeini based on the 0.9 phase gamma spectrum

شکل ۱۱. بهترین مسیرهای پیشنهادی برای تخلیه رواناب

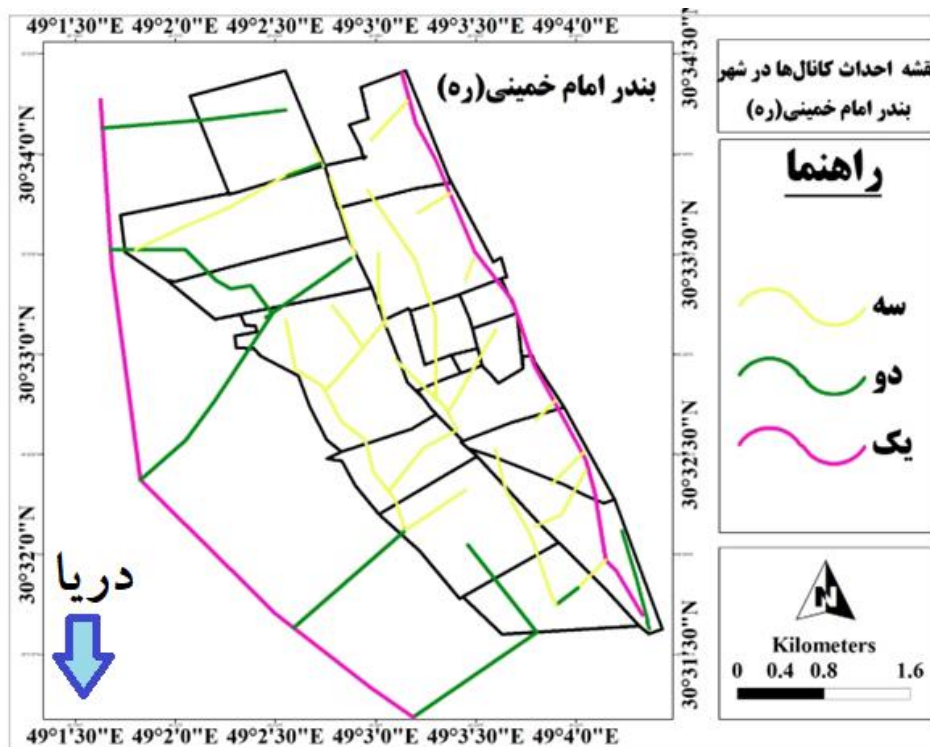


Fig 11. Optimized proposed routes for draining surface runoff

#### ۴- نتیجه‌گیری

در سال‌های اخیر، کشور موارد متعددی از جاری شدن سیل را در شهرها و روستاها تجربه کرده است. لذا انتخاب مسیر انتقال رواناب با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی یکی از روش‌های مدیریت و دفع رواناب‌ها جهت ایمن‌سازی شهر در مقابل سیل و آب گرفتگی است. این پژوهش با هدف مدیریت و دفع رواناب‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی در بندر امام خمینی انجام شد. با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی در ابتدا لایه‌های رقوم منطقه شامل ارتفاع، شیب، جهت شیب و شبکه زهکشی شهر تهیه گردید. سپس با استفاده از روش منطق فازی فضاهای دارای پتانسیل تجمع رواناب در منطقه مورد شناسایی قرار گرفتند. یافته‌های تحقیق نشان دادند که تمرکز این فضاها در شرق، مرکز، شمال شرق و جنوب شرق منطقه می‌باشد. با استفاده از تکنیک RiverTools و با توجه به نقشه شبکه زهکشی شهر، بهترین مسیرها برای احداث کانال‌های پیشنهادی تهیه گردید. این کانال‌ها شامل کانال‌های فرعی، کانال‌های اصلی درجه دو و سه بودند.

با توجه به نتایج پژوهش موارد ذیل پیشنهاد می‌گردد:

- یکی از اصول اولیه مدیریت، اطلاع از اولویتهای مدیریتی است، از این رو این الگو و نتایج حاصل از آن می‌تواند راهکاری مناسب برای اعمال مدیریت سیلاب درحوضه‌های شهری باشد.

- علم جغرافیا و در متن آن برنامه‌ریزی شهری ضمن گویا کردن عملکردهای حاکم بر محیط به گونه‌ای عمل می‌کند که عملکردهای انسان در مقابل محیط قرار نگیرد و هنر متخصص برنامه‌ریزی شهری آن است که بتواند واکنش محیط را در برابر عملکردهای انسانی پیش‌بینی کند، سپس بر اساس آن و با دیدی جامع به حل مسائل پردازد. لذا استفاده از متخصصان برنامه‌ریزی شهری و GIS کمک شایانی به حل مسائل شهری می‌کند.

- با استفاده از یافته‌های این تحقیق پیشنهاد می‌شود، ابتدا مسیرهای بهینه مشخص و سپس به حفر کانال و لوله‌گذاری پرداخته شود.

- این روش را می‌توان در سایر شهرها از جمله اهواز، ماهشهر و شهرهای شمالی نیز به کار برد.

#### ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

#### ۶- مراجع

- Apel, (2018). Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the Assessment and Management of Flood Risks. European Commission
- Balistrocchi, M., & Grossi, G. (2020). Predicting the impact of climate change on urban drainage systems in northwestern Italy by a copula-based approach. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 28, 100670. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100670>
- Barbosa, A. E., Fernandes, J. N., & David, L. M. (2012). Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water research*, 46(20), 6787-6798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- Berndtsson, R., Becker, P., Persson, A., Aspegren, H., Haghigatafshar, S., Jönsson, K., ... & Tussupova, K. (2019). Drivers of changing urban flood risk: A framework for action. *Journal of environmental management*, 240, 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.094>
- Engström, R., Howells, M., Mörtberg, U., & Destouni, G. (2018). Multi-functionality of nature-based and other urban sustainability solutions: New York City study. *Land Degradation & Development*, 29(10), 3653-3662. <https://doi.org/10.1002/ldr.3113>
- Farzad Behtash, M. R., Keynejhad, M. A., Taghi Pirbabaei, M., & Asgary, A. (2013). Evaluation and analysis of dimensions and components of Tabriz metropolis resiliency. *Honar-Ha-Ye-Ziba: Memary Va Shahrsazi*, 18(3), 33-42. <https://doi.org/10.22059/JFAUP.2013.51316>. In Persian
- Ghahroudi Tali, M., Majidi Heravi, A., & Abdoli, E. (2016). Vulnerability of urban flooding case study: Tehran, Darake to Kan. *Journal of Geography and Environmental Hazards*, 5(1), 21-36. <https://doi.org/10.22067/GEO.V5I1.49976>. In Persian
- Mafi, E., Moradi, G., Hayati, S., & Khayampour, R. (2014). Management and Disposal of Urban Runoff Using Geographic Information System and River Tools Techniques (Case Study: District 1 of Ahwaz City). *Journal of Geography and Regional Development*, 12(1).
- Nasri, M., Nasri, A., Shisheforosh (2016). Efficiency of surface water collection networks and investigation of the construction of runoff extraction reservoirs in Baharestan, 5th Conference on Rain Catchment Surface Systems, Gilan-Rasht, 1-20. In Persian
- Rezaei, F., Behramand, A., Sheikh, V., Dasturani, MT, Tajbakhsh, SM. (2017). Determining the most important parameters affecting the amount of urban runoff using the SWMM model (case study: Mashhad city, region 9), *Watershed Management*, 12 (18), 135-151. <https://doi.org/10.29252/jwmr.9.18.135>. In Persian
- Siari, M. (2016). GIS modeling of the basis of urban flood management in the study area: Shahr Khoi flood, master's thesis, supervisor Dr. Dawood Mokhtari, Dr. Khalil Walizadeh Kamran, University of Tabriz, Iran. In Persian



Research Article



## The quality of lifestyle and the drought of Zayande-Rood: Interpretive understanding of the lived experiences of Isfahan citizens of the water

Sahar Faeghi

Assistant Professor of Sociology, Dept. of Management, Faculty of Islamic Governance, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

\*Corresponding Author: [s.faeghi@khuisf.ac.ir](mailto:s.faeghi@khuisf.ac.ir)

© The Author(s) 2024

Received: 16 Aug 2023

Accepted: 19 Sept 2023

Published: 09 Mar 2024

### Abstract

In recent years, Iran has grappled with escalating environmental crises, especially concerning water-related issues. This study aims to comprehensively understand the lived experiences of Isfahan citizens amid the city's water crisis. The methodology employed for this study was qualitative research, utilizing thematic analysis for data interpretation. A total of 27 Interviews were conducted with Isfahan citizens, focusing on their subjective experiences regarding the water crisis in the Zayande-Rood river. Data collection utilized a non-homogeneous sampling method. Predetermined criteria concerning credibility, reliability, and objectivity were applied to validate the findings. Data coding and theory-based analysis were performed simultaneously during interviews. The data interpretation comprised basic, organizing, and inclusive coding stages. Analyzing the data revealed key categories, notably the impact on citizens' quality of life under socio-environmental conditions, considered as an inclusive category. The subjective feeling of happiness derived from environmental conditions (the sense of citizens' happiness and satisfaction through the environment) and changes in the lifestyle of citizens were reconstructed as organizing categories. The main sub-organizing categories reconstructed in this study include changes in citizens' lifestyle, alterations in leisure activities, social interactions, extending citizens' environmental concerns, Citizens' dissatisfaction with government performance, changes in sense of emotional well-being of citizens, Citizens' dissatisfaction with weather conditions, and decreasing satisfaction with Urbanization. Primarily, citizens consider drought and water shortage to be the main reasons for the reduced quality of (socio-environmental) lifestyle in Isfahan.

**Keywords:** Quality of Lifestyle, Social Lifestyle, Environmental Lifestyle, River of Zayande-Rood, Water Crisis





## کیفیت سبک زندگی و خشکی زاینده‌رود: فهم تفسیری تجارب زیسته‌ی شهروندان اصفهانی از بحران آب

سحر فائقی

استادیار جامعه‌شناس فرهنگی، گروه مدیریت، دانشکده حکمرانی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)، اصفهان، ایران.

نویسنده مسئول: s.faeghi@khuif.ac.ir

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۱۹

پذیرش: ۱۴۰۲/۰۹/۱۸

دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۱۶

### چکیده

مقاله پیش‌رو در پی فهم تفسیری تجارب زیسته‌ی شهروندان اصفهانی از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - زیست‌محیطی‌شان در بحران کم آبی و خشکی زاینده‌رود بوده است. روش پژوهش کیفی از نوع پدیدارشناسی تفسیری و نحوه‌ی نمونه‌گیری مبتنی بر نمونه‌گیری هدفمند از نوع نامتجانس بود. ۲۷ نفر از شهروندان زن و مرد اصفهانی در محدوده سنی ۳۰ سال به بالا انتخاب و در طول مصاحبه عمیق نیمه ساختاریافته، تجربه زیسته‌ی خود راجع به کم‌آبی و خشکسالی زاینده‌رود را به طور کامل بیان کردند. در تجزیه و تحلیل اطلاعات از روش تحلیل مضمون و جهت تعیین اعتبار یافته‌ها از معیارهای قابلیت اعتبار، قابلیت اطمینان و مطابقت با عینیت‌داشتن، استفاده شد. یافته‌های این پژوهش در قالب ۳ مقوله‌های فراگیر شامل ۱- نارضایتی شهروندان از نزول سطح کیفی زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی‌شان در قالب عدم احساس خوشبختی و عدم بهزیستی احساسی - هیجانی، ۲- نارضایتی شهروندان از تغییر در سبک زندگی‌شان در قالب تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت و تفریحات‌شان و ۳- نارضایتی شهروندان از افزایش آلودگی‌های زیست‌محیطی دسته‌بندی شدند. در مجموع یافته‌ها بیانگر آن است که کم‌آبی و خشکی زاینده‌رود، کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی شهروندان را تحت تأثیر قرار داده است، به‌علاوه مشارکت‌کنندگان بر این باور بودند که عنصر آب در این شهر نقش مهمی را در ارتقاء کیفیت سبک زندگی‌شان ایفا می‌کند.

**کلمات کلیدی:** کیفیت سبک زندگی، سبک زندگی اجتماعی، سبک زندگی زیست‌محیطی، رودخانه زاینده‌رود، بحران آب

## ۱- مقدمه

بعد از هوا، آب اساسی‌ترین نیاز بیولوژیک انسان است؛ بسیاری از پژوهشگران امروزی بر این باورند که در آینده نزدیک، جنگ‌ها بر سر آب بین کشورها درمی‌گیرد، چنانکه گفته می‌شود: «اگر قرن بیست قرن جنگ بر سر نفت بود، قرن بیست و یک، قرن جنگ برای آب خواهد بود» (Shiva, 2016). مصرف آب طی صد سال گذشته شش برابر افزایش یافته و سالانه حدود یک درصد به آن افزوده خواهد شد (UN, 2020) و صنعت، کشاورزی و معیشت وابسته به اکوسیستم را به شدت تحت تأثیر قرار خواهد داد (UN, 2021). تهدیدات متوجه این نیاز حیاتی، می‌تواند با تبعات و واکنش‌های غیرقابل پیش‌بینی ذی‌نفعان همراه گردد. پیش‌بینی‌ها، از تداوم شرایط خشکی حکایت دارد که لزوم توجه به مسائل ناشی از تشدید کم‌آبی را دو چندان می‌نماید.

گرچه کمبود آب اکنون در بسیاری از نقاط ایران مسأله‌ساز شده است، اما از دهه‌ی ۹۰ شمسی، خشکی مکرر و گاه دائمی زاینده‌رود در طول سال در استان اصفهان، بر روند فعالیت‌های کشاورزان شرق و غرب، شهر و شهروندان اصفهانی و تالاب گاوخونی، تأثیرات زیادی گذاشته است؛ شرایط آبی در حوضه آبریز زاینده رود هم که در کنار تأمین منابع مصرف در بخش‌های کشاورزی و صنعت استان اصفهان، با تخصیص‌ها و انتقال‌های صورت گرفته که تأمین آب شرب بخشی از استان یزد را نیز بر عهده دارد، در وضعیت نامناسبی قرار دارد. در سال‌های اخیر به دلیل افزایش مصرف آب در بخش‌های شرب، صنعت و کشاورزی و بعضاً خشکی و خشکسالی‌های متوالی، شاهد کمبود آب در فلات مرکزی ایران به‌خصوص در شرق شهرستان اصفهان بوده‌ایم که محدوده تأثیرگذاری آن را از جغرافیای حوضه زاینده‌رود، فراتر برده است. این چالش تحت تأثیر برداشت‌های بی‌رویه و غیراصولی، تصمیمات غیرکارشناسانه و غیرقانونی، کاهش نزولات جوی، افزایش مصرف و عدم مدیریت منابع موجود با عبور از موضوعات صرف فنی-مهندسی و نیز مرزهای جغرافیایی حوضه‌ی مذکور، در حال تبدیل شدن به ابرچالشی است که جمع بیشتری از ذی‌نفعان و کنشگران بویژه در حوزه‌های کشاورزی و صنعتی را متأثر خواهد ساخت و به دلیل گره خوردن آن با تمام شئون فرهنگی، اجتماعی-اقتصادی، زیست‌محیطی و ...، می‌تواند به چالشی برای ثبات جامعه تبدیل گردد. به بیان دقیق‌تر مشکلات زیست‌محیطی، فرهنگی، اجتماعی و سیاسی رودخانه زاینده‌رود از اساسی‌ترین مسائل استان و حاصل تعارض و تقابل آن با محیط طبیعی است؛ چرا که توسعه شهری در این منطقه با تسلط صنایع، حمل و نقل و فعالیت‌های اقتصادی بر فضاها، طبیعی همراه و این تسلط به مرور زمان به شکل چیرگی شهر بر طبیعت و به هم خوردن روابط اکوسیستم شده و مظاهر و ارزش‌های محیط طبیعی در معرض نابودی و فرسایش بیشتر قرار گرفته است (Faeghi & Navabakhsh, 2017). شهرنشینان از جاذبه‌های طبیعی محروم شده‌اند و مشکلات روانی و اجتماعی منتج از کاهش سطح کیفیت زندگی اجتماعی- محیط‌زیستی شهروندی نمود یافته است (Faeghi & Navabakhsh, 2016). طبق نظر Smith و Levermore، نتایج تحقیقات پژوهشگران حوزه‌ی جامعه‌شناسی شهری و محیط زیست، مؤید آن است که پیوند شهر و محیط‌های طبیعی جدایی‌ناپذیر است و زندگی در یک محیط با کیفیت به معنی زندگی کردن در محیطی است که تأمین عناصر زیست‌محیطی آن با دقت اداره شده باشد (Smith & Levermore, 2008). به بیان دیگر میراث فرهنگی- محیط طبیعی بیان‌کننده پیشینه تاریخی، تمدن، فرهنگ و جاذبه‌های طبیعی هر کشوری است که از طرفی، با رشد شتابان شهرنشینی در دوران معاصر و پیدایش کلان‌شهرها باعث شده است که میراث محیط طبیعی در معرض مخاطره‌های طبیعی و مصنوعی قرار گیرد و از طرف دیگر، با به‌وجود آمدن نیازهای جدید در زندگی شهری، زمینه تضعیف جایگاه میراث فرهنگی- محیط طبیعی در شهرها، کاهش احساس تعلق و رضایتمندی شهروندان به میراث فرهنگی- محیط طبیعی فراهم شده که این خود چالشی عمیق

در حوزه شهری به وجود آورده است (Soltani et al., 2023). باتوجه به اینکه میراث فرهنگی و محیط طبیعی بخشی از پیکره شهر است و شهر نیز به‌عنوان یک سیستم عمل می‌کند، ارتباط متقابلی بین میراث فرهنگی - محیط طبیعی به‌عنوان یکی از عناصر سیستم شهری و سایر عناصر این سیستم وجود دارد؛ بنابراین هرگونه دخالت در آن بر سایر اجزای سیستم شهری و کل شهر اثر می‌گذارد (Motaghi et al., 2008). لذا بدون شک محیط، به‌عنوان ظرف، یکی از ارکان بروز و ظهور حس بهیستی و کیفیت زندگی کنشگران و ذینفعان است. این بستر نقش اساسی در شکل‌گیری حس رضایت‌مندی داشته و در واقع شکل-دهنده سبک زندگی و تعیین‌کننده کیفیت زندگی انسان است؛ از این‌رو توجه به محیط فیزیکی و ساماندهی مناظرش از سوی مدیران و برنامه‌ریزان شهری، نقش مهمی در بهبود کیفیت زندگی شهروندان دارد (Smith & Levermore, 2008). در عین حال محیط سکونت انسان و احساس تعلق او به محیط نیز بسیار بیشتر از فاکتورهای جمعیت‌شناختی، اقتصادی و اجتماعی در کیفیت زندگی‌اش مؤثر است (Ng, 2005). در واقع کیفیت زندگی شهروندان از عوامل مختلف مانند فشارهای زیست‌محیطی، عدم مدیریت صحیح منابع آب، آلودگی‌های آبی و هوایی، بروز سیل‌ها، کم‌آبی‌ها، خشکسالی‌ها و ... تأثیر می‌پذیرد (Eusuf, 2018).

بر اساس نتایج حاصل از تحقیقات داخلی و خارجی یافت شده، مشخص شده است که محیط‌زیست بر ابعاد عینی و ذهنی کیفیت زندگی شهروندان تأثیرگذار می‌باشد، چنانچه به‌طور مشخص نتایج تحقیقات پژوهشگرانی همچون (Faeghi & Navabakhsh, 2017; Ghalehnoee & Hosseingholipoor, 2016; Mohammadi DehCheshmeh et al., 2015; Aklannoglu et al., 2012; Fasli et al., 2007) حاکی از آن است که میزان دل‌بستگی به فضاهای شهری پیرامون فضاهای طبیعی از جمله رودخانه‌های شهری در مقایسه با قبل از خشک شدن یا کم‌آبی‌شان رو به کاهش است؛ همچنین تأثیر منفی خشکی رودخانه‌ها در تمایل افراد به مراجعه این مکان‌ها، اثرگذار است. براین اساس دل‌بستگی از بعد روان‌شناختی، فرهنگی و اجتماعی و به‌ویژه رفتاری، بیشترین تأثیر منفی را از خشکی رودخانه پذیرفته است. یافته‌های مطالعه (Daneshpour et al., 2015) نشان‌دهنده این امر است که ارتقاء کیفیت زندگی در شهر اصفهان وابستگی مستقیمی به تدبیر و شکل‌گیری سیستم گزارش‌دهی کیفیت زندگی در دستورکار سیستم برنامه‌ریزی شهری دارد. این کار نیازمند تمهیدات و دگرگونی‌های لازم در برقراری هماهنگی در ابعاد فضایی برنامه‌ریزی و نیز جنبه‌های محتوایی و روندکاری در سیستم برنامه‌ریزی شهری است. نتایج تحقیق (Soltani et al., 2023) نیز حاکی از آن است که ارزش‌های میراث محیط طبیعی رودخانه زاینده‌رود بر ابعاد کیفیت زندگی ساکنان پیرامونش تأثیر بسزایی دارد که ارزش‌های میراثی آن شامل سه دسته «محیطی، ادراکی، احساسی»، «تاریخی، فرهنگی، اجتماعی» و «کاربردی (کاربستی)» و کیفیت زندگی ساکنان آن نیز شامل بُعد سیاسی و مدیریتی، اقتصادی، تاریخی، اجتماعی، کالبدی و زیست‌محیطی است.

در شرایطی که باید کلیه تلاش‌ها در جهت سالم نگه‌داشتن محیط در فرآیند توسعه پایدار متمرکز شود، عدم توجه به ملاحظات زیست‌محیطی در برنامه‌ریزی‌ها موجب بروز بحران‌های متعدد در عرصه‌های شهری و روستایی شده است. در این میان کلان‌شهر اصفهان به‌عنوان یکی از شهرهای مهم تاریخی در بخش مرکزی ایران از این توسعه‌شتابان و بدون توجه به توسعه پایدار، بی‌نصیب نمانده و با مسائل و ناپایداری‌های زیست‌محیطی مانند کم‌آبی و خشکی زاینده‌رود، آلودگی‌های آبی و هوایی، پیشروی کویر و قطع مداوم جریان آب رودخانه بر شهر اصفهان و بروز پیامدهای مختلف آن در ابعاد فرهنگی، اجتماعی، اقتصادی - مالی و فرسایش این‌بیه تاریخی و ... گریبانگیر است. این وضعیت سبب شکنندگی و آسیب‌پذیری محیط - زیست این شهر شده است. باتوجه به نتایج پژوهش‌های پیشین و فقدان مطالعه کیفی مبنی بر واکاوی بحران آب براساس

سطح کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی شهروندان، شناخت و تحلیل عوامل زیست‌محیطی مؤثر بر کیفیت زندگی و سطح رضایت‌مندی شهروندان اصفهانی به منظور نایل آمدن به سطح مطلوبیت کیفیت محیط شهری، در این شهر انکارناپذیر است. در همین راستا هدف پژوهش حاضر بازسازی معنایی بحران آب در شهر اصفهان براساس کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی شهروندان و به دنبال پاسخگویی به این سؤال بوده است که رضایت‌مندی شهروندان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی‌شان در بحران کم‌آبی و خشکی رودخانه زاینده‌رود چگونه تجربه شده است؟

## ۲- روش کار

روش مطالعه، کیفی از نوع پدیدارشناسی تفسیری و نحوه‌ی نمونه‌گیری مبتنی بر نمونه‌گیری هدفمند از نوع نامتجانس بوده است. برای این اساس ۲۷ نفر از شهروندان زن و مرد اصفهانی در محدوده سنی ۳۰ سال به بالا انتخاب و در طول مصاحبه عمیق نیمه ساختاریافته، تجربه زیسته‌ی خود راجع به رضایت‌مندی‌شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران‌های کم‌آبی و خشکسالی زاینده‌رود به طور کامل بیان کردند. در تجزیه و تحلیل اطلاعات از روش تحلیل مضمون و جهت تعیین اعتبار یافته‌ها از معیارهای قابلیت اعتبار، قابلیت اطمینان و مطابقت با عینیت‌داشتن، به خدمت گرفته شد.

## ۳- نتایج و بحث

مضامین برساخت شده از تجربه زیسته‌ی شهروندان مبتنی بر سطح رضایت‌مندی‌شان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب در جدول ۱ ارائه شده است.

در این مطالعه تلاش شد تجربه‌ی زیسته‌ی شهروندان مبتنی بر رضایت‌مندی‌شان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب بازسازی شود.

بر اساس یافته‌های بدست آمده از مصاحبه‌ها، عوامل اثرگذار در عدم رضایت‌مندی شهروندان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی و محیط‌زیستی‌شان در بحران‌های خشکسالی و کم‌آبی زاینده‌رود در سه محور کلی شامل ۱- عدم احساس خوشبختی (عدم بهزیستی احساسی - هیجانی)، ۲- تغییر در سبک زندگی شهروندان و ۳- افزایش آلودگی‌های زیست‌محیطی و پیامدهای منتج از این شرایط دسته‌بندی شدند.

طبق بیانات مشارکت‌کنندگان بروز خشکسالی و کم‌آبی‌ها به کاهش سطح حس بهزیستی (احساسی - هیجانی) کیفیت سبک زندگی‌شان منجر شده و این امر به گسترش استرس و نگرانی‌های شهروندان نسبت به مسائل شهر و تبلور نارضایتی‌هایشان از جمله عدم رضایت از افزایش آلودگی‌های آب و هوایی، عدم رضایت از نحوه عملکرد دولت در صیانت از رودخانه و کاهش رضایت از بافت و فضاهای شهری منجر شده است.

جدول ۱. مضامین برساخت شده رضایتمندی شهروندان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی شان در بحران آب

Table 1. Themes constructed from citizens' satisfactory based on their quality of socio-environmental life style in water crisis situation

هدف	مقوله فراگیر	مقوله سازمان دهنده	مقوله‌های پایه
مضامین برساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	مضمون احساس خوشبینی	عدم بهزیستی احساسی - همچنانی	(کد ۲۳: فشار کار و استرس‌های زندگی در شرایط الان خیلی زیاده و مردم واقعا مشغولن به گرفتاری‌هاشون، این فضای شهر با وجود بی‌آبی هم باعث میشه که استرس و نگرانی من تشدید بشه، آخه الان فضای شهر بیشتر صنعتی به چشم میخوره تا سنتی و آرامش بخش.)
			(کد ۱۷: وقتی توی خونه باشی با زنت و بچه‌ها شروع می‌کنی به کل کل کردن، حالا اگر آب باز بود می‌رفتم کنار رودخونه و حواسمون از مشکلاتمون پرت می‌شد، بچه هم بازی‌شو می‌کرد و خسته می‌شد و شب راحت می‌خوابید، آرامش نداریم در زمان بی‌آبی، وقتی آب باز باشه میری حداقل با آب درد و دل میکنی و بهت آرامش می‌ده.)
			(کد ۱۲: خیلی ناراحت کننده‌اس که به خاطر آلودگی آب و هوا کلی بیماری بیاد سراغ مردم شهر، الان دو تا از بچه‌های خواهر و برادرم ام اس گرفتن، نه تنها بیماری‌ها رو به افزایشه بلکه با بارون‌های اسید تمام آثار باستانی تخریب میشه، میدونستین که بارون‌های اسیدی و دود ناشی از سوخت‌های فسیلی نه تنها به آجر و سنگ، بلکه به کاشی و چوب هم اثر میذاره و مثل خوره آن‌ها را می‌بلعه، من از رادیو این موضوع رو شنیدم، خب کی باید جوابگوی این شرایط باشه؟)
			(کد ۲۲: به نظر من دولت، بویژه دولت دوره نهم و دهم هیچ تلاش اثربخشی برای خشکسالی انجام نداده، برای مشکلات کشاورزها هم همینطور.)
			(کد ۸: دولت باید یه تدبیر اساسی برای مشکلات شهر اصفهان بکنه، مشکل و دغدغه بزرگ مردم شهر اصفهان آبه، از هر جنبه‌ای روی زندگی، معیشت و فرهنگ و تمدن مردم و شهر اثر گذاشته و شهر داره با فرونشست دست و پنجه نرم می‌کنه، تا الان اقدام اساسی برای اینکه آب به طور مداوم باز باشه و هی باز و بسته نشه انجام نگرفته، با این شرایط شهر اصفهان و آثار باستانی‌اش و طبیعت‌اش در حال نابودیه.)
			(کد ۱: وقتی آب توی رودخونه نیس، فضای شهر خیلی غم‌زده و بی‌روح و افسرده و زشته، چون رودخونه کل فضاهای مسیرش رو زیبا و آرامش‌بخش میکنه، همه‌ی ما (خانواده، دوستان و آشنایان) از این فضای بوجود آمده ناراضی هستیم.)

ادامه جدول ۱. مضامین برساخت شده رضایتمندی شهروندان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی‌شان در بحران آب

هدف	مقوله فراگیر	مقوله سازمان دهنده	مقوله‌های پایه
مضامین برساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی‌شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت شهروندان	۱- گرایش به فضاهای مجازی در اوقات فراغت
			۲- گرایش به مطالعه، تماشای تلویزیون، رفتن به سینما در اوقات فراغت
			۱- گرایش به پاتوق‌های زیرزمینی
			گرایش به مصرف مواد مخدر و مشروبات الکلی
مضامین برساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی‌شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت شهروندان	۱۸: قبلاً بیشتر میتینگ‌ها مون کنار رودخونه بود، با هم وقت می‌گذروندیم و فوتبال می‌کردیم، توو فاصله‌هایی که خشکه رودخونه، عمدتاً توو خونه برنامه می‌ذاریم و کنارش هم بساط مواد و مشروبات را به راه می‌ندازیم که تکمیل بشه.
			۳: قدیما علاقه به پیاده‌روی و ورزش و بازی‌های دسته جمعی کنار رودخونه زیاد بود اما حالا پارک‌ها و ساحل رودخونه خالی از آدمه.
			۱۴: وقتی دانشجو بودم بعضی روزا با دوستانم از سی‌وسه‌پل تا پل بزرگمهر پیاده می‌رفتیم اما الان اصلاً دلم نمی‌خواد همچین کاری رو کنم، چون دلم می‌گیره وقتی میرم کنار رودخونه.
			۲۷: همه میدونیم ورزش برای سلامتی مفیده اما بجای پیاده‌روی و نرمش توو پارک‌ها ترجیح میدم به باشگاه‌های ورزشی برم، آخه هم هوا خیلی آلوده‌اس هم اینکه پارکا صفایی ندارن، از کنار رودخونه که میرم جز خشکی رودخونه که باعث عذاب می‌شه چیز دیگه‌ایی نیست و انگار روش گرد مرگ پاشیدن.
مضامین برساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی‌شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت شهروندان	۳: قدیما علاقه به پیاده‌روی و ورزش و بازی‌های دسته جمعی کنار رودخونه زیاد بود اما حالا پارک‌ها و ساحل رودخونه خالی از آدمه.
			۱۴: وقتی دانشجو بودم بعضی روزا با دوستانم از سی‌وسه‌پل تا پل بزرگمهر پیاده می‌رفتیم اما الان اصلاً دلم نمی‌خواد همچین کاری رو کنم، چون دلم می‌گیره وقتی میرم کنار رودخونه.
			۲۷: همه میدونیم ورزش برای سلامتی مفیده اما بجای پیاده‌روی و نرمش توو پارک‌ها ترجیح میدم به باشگاه‌های ورزشی برم، آخه هم هوا خیلی آلوده‌اس هم اینکه پارکا صفایی ندارن، از کنار رودخونه که میرم جز خشکی رودخونه که باعث عذاب می‌شه چیز دیگه‌ایی نیست و انگار روش گرد مرگ پاشیدن.
			۱۱: وقتی توو رودخونه آب هست با بچه‌ها برنامه می‌ذاریم که توو پارک غدیر بساط فوتبال یا والیبال یا بسکتبالو راه بندازیم ولی وقتی آب نیست، هیچ کدومشون پایه نیستن، واسه همین مجبورم برم باشگاه و با مربی کار کنم تا از اون طریق بدنمو رو فرم نگه دارم.
مضامین برساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی‌شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	تغییر در نوع و نحوه گذراندن اوقات فراغت شهروندان	۳: قدیما علاقه به پیاده‌روی و ورزش و بازی‌های دسته جمعی کنار رودخونه زیاد بود اما حالا پارک‌ها و ساحل رودخونه خالی از آدمه.
			۱۴: وقتی دانشجو بودم بعضی روزا با دوستانم از سی‌وسه‌پل تا پل بزرگمهر پیاده می‌رفتیم اما الان اصلاً دلم نمی‌خواد همچین کاری رو کنم، چون دلم می‌گیره وقتی میرم کنار رودخونه.
			۲۷: همه میدونیم ورزش برای سلامتی مفیده اما بجای پیاده‌روی و نرمش توو پارک‌ها ترجیح میدم به باشگاه‌های ورزشی برم، آخه هم هوا خیلی آلوده‌اس هم اینکه پارکا صفایی ندارن، از کنار رودخونه که میرم جز خشکی رودخونه که باعث عذاب می‌شه چیز دیگه‌ایی نیست و انگار روش گرد مرگ پاشیدن.
			۱۱: وقتی توو رودخونه آب هست با بچه‌ها برنامه می‌ذاریم که توو پارک غدیر بساط فوتبال یا والیبال یا بسکتبالو راه بندازیم ولی وقتی آب نیست، هیچ کدومشون پایه نیستن، واسه همین مجبورم برم باشگاه و با مربی کار کنم تا از اون طریق بدنمو رو فرم نگه دارم.

ادامه جدول ۱. مضامین بر ساخت شده رضایتمندی شهروندان از کیفیت سبک زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی شان در بحران آب

هدف	مقوله فراگیر	مقوله سازمان دهنده	مقوله های پایه
مضامین بر ساخت شده از تجربه زیسته شهروندان مبتنی بر رضایتمندی شان از کیفیت زندگی اجتماعی - محیط‌زیستی در بحران آب	تغییر در نوع و نحوه گذران اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	۵- دوری از تفریحات محلی - قدیمی	(کد ۲۳: از تفریحات قدیمی اصفهان میشه به قایق‌سواری و ماهیگیری اشاره کرد که کوچیک و بزرگ و بخصوص مسافرا بهش علاقه داشتن، اما الان حتی دیدن قایق‌هایی که به خاک نشستن آدمو ناراحت میکنه، انگار هیچ موقع اینجا آبی نبوده)، (کد ۲۴: یکی از قشنگ‌ترین خاطرات دوران عقدم، قایق‌سواری با همسرم بود، با قایق رفتم زیره فواره اصلی، حسش بی نظیر بود، هر وقت میام و قایق‌های خاکی رو می‌بینم، دلم خیلی می‌گیره و حسرت می‌خورم.)
			۱- گسترش بوهای ناخوشایند در فضا
	تغییر در نوع و نحوه گذران اوقات فراغت و تفریحات شهروندان	۲- افزایش آلاینده‌های هوا	(کد ۱۹: دیگه خودتون شاهد هستین، اینقدر هوا آلوده‌اس که مرتبا اخطار میدن که مواظب باشین، از ماسک استفاده کنین، حتی مدارس رو به طور متوالی تعطیل می‌کنن، رودخونه اگر آب داشته باشه در پاک کردن هوا خیلی موثره)، (کد ۳۰: یه مدت که هوای اصفهان از تهران کثیف‌تر شده به خاطر شرایط بد آلودگی و نبود آب توی رودخونه.)
		۳- کاهش رطوبت هوا	(کد ۱۲: موقع‌هایی که آب توو رودخونه نیس، اینقدر رطوبت هوا کم میشه که باید مرتب بریم دکتر و به پوست دست و صورتمون کرم مرطوب کننده بزیم وگرنه سریع پوسته می‌کنه، وجود آب توو رودخونه باعث می‌شه که رطوبت هوا بالا باشه و هوا معتدل‌تر بشه.)

کدهای ذکر شده در جدول کدهای مصاحبه‌شوندگان می‌باشد.

به علاوه بحران‌های آبی بر زندگی روزمره شهروندان بویژه بر ارتباطشان با محیط طبیعی ساحل زاینده‌رود تأثیر گذاشته است، در واقع کم‌آبی و خشکی زاینده‌رود باعث به وجود آمدن فرم نازیبایی در شهر شده و فضا را نامطلوب ساخته است، این امر از یک طرف علاقمندی شهروندان به حضور در فضاهای طبیعی - تفریحی کنار ساحل را کاهش داده است و از طرف دیگر به دلیل نارضایتی مردم از این فضا و احساس ناکارآمدی شان در حل این معضل از مکانیسم نادیده انگاشتن مسأله بهره برده‌اند که به کم‌رنگ شدن مسأله خشکی در اذهان عمومی شهروندان منجر شده است؛ به علاوه بحران‌های آبی بر سبک زندگی شهروندان بویژه بر نوع و نحوه گذران اوقات فراغت و تفریحاتشان تأثیر گذاشته است از جمله گرایش به حضور در فضاهای مجازی، گرایش به مطالعه و تماشای تلویزیون و سینما، گرایش به پاتوق‌های زیرزمینی بویژه در بین جوانان، حضور در باشگاه‌های ورزشی، گرایش به ورزش‌های انفرادی و کاهش پیاده‌روی‌های روزانه به جای حضور در فضاهای طبیعی در کنار ساحل و دوری از سرگرمی‌های گروهی و تفریحات محلی - قدیمی. در واقع یافته‌ها بیانگر آن است که زنده بودن، تداوم

و حیات زاینده‌رود در حوزه‌ی اجتماعی نقش مهمی را در کیفیت رضایت و تغییر در سبک زندگی شهروندان ایفا می‌کند، همچنین می‌توان گفت که خشکسالی به وجود آورنده شبکه‌ای از پیامدها است و تأثیرات آن بسیار فراتر از خشکسالی فیزیکی تجربه شده است؛ این پیچیدگی به دلیل آن است که آب از جمله ملزومات اساسی برای تولید کالاها و ارائه‌ی خدمات در این شهر تاریخی است و در حدود یک دهه اخیر خشکسالی و بحران کم‌آبی زاینده‌رود، آسیب‌های فراوانی در این حوضه آبخیز بزرگ پدید آورده است و باعث شده تا در طی این سال‌ها، ساکنان این منطقه شاهد خشک شدن زنده رود، شاهرگ حیاتی این پهنه جغرافیایی گسترده باشند. علاوه بر کاهش نزولات جوی، افزایش جمعیت شهری و تقاضای فزاینده برای مصرف آب شرب و تقاضای رو به رشد صنایع سنگین مستقر در این حوضه (ذوب آهن و مجتمع فولاد مبارکه)، سوء مدیریت‌های معنی‌داری نیز در این سال‌ها بر یگانه منبع آبی این حوضه بزرگ اعمال شده است. پیامدهای پدیده مذکور، به تدریج تأثیر ناخوشایندی به صورت بحران طبیعی و انسانی بر کلیت نظام‌های سکونتگاهی و اکوسیستمی گذاشته است و متأسفانه رو به گسترش است. درهم‌تنیدگی ارزش‌های میراث محیط طبیعی-فرهنگی رودخانه زاینده‌رود با ابعاد کیفیت زندگی ساکنان پیرامونش شدت بیشتری دارد؛ به گونه‌ای که تمامی ارزش‌های سه‌گانه «محیطی، ادراکی، احساسی»، «تاریخی، فرهنگی، اجتماعی» و «کاربردی (کاربستی)» با تمامی ابعاد زیست‌محیطی، اقتصادی، اجتماعی، کالبدی، سیاسی و مدیریتی و تاریخی کیفیت زندگی مرتبط می‌شوند. این موضوع بیانگر آن است که ارتقا کیفیت زندگی بدون توجه به حفظ ارزش‌های میراث محیط طبیعی زاینده‌رود در دستور کار برنامه‌ریزی شهر اصفهان نمی‌تواند به نتیجه مطلوب دست پیدا کند (Soltani et al., 2023). یافته‌های این مطالعه همسو با یافته‌های مطالعات (Faeghi & Navabakhsh, 2017; Ghalehnoe & Hosseingholipoor, 2016; Mohammadi et al., 2007; Daneshpour et al., 2015; Soltani et al., ) DehCheshmeh et al., 2015; Aklannoglu et al., 2012; Fasli et al., 2007; Daneshpour et al., 2015; Soltani et al., ) می‌باشد.

#### ۴- نتیجه‌گیری

در پی فهم تفسیری تجارب زیسته شهروندان اصفهانی از کیفیت سبک زندگی اجتماعی- زیست‌محیطی‌شان در بحران کم‌آبی و خشکی زاینده‌رود در این مطالعه و متناسب با یافته‌ها، باید توجه داشت که شهروندان اصفهانی در حال تجربه‌کردن زیست جهان بسیار پیچیده‌تر و دشوارتری هستند که امکان تفهم و درک همه‌ی ابعاد آن یا وجود ندارد یا به سختی قابل دسترسی است. از این رو، لازم به ذکر است که مطالعه‌ی کنونی محدودیت‌ها و دشواری‌های متعددی برای مصاحبه با شهروندان اصفهانی درباره‌ی خشکی و کم‌آبی زاینده‌رود و ابعاد حساس‌تر آن داشته است. بر همین اساس، نمی‌توان ادعا کرد که کل برساخته‌های معنایی شهروندان مذکور درباره‌ی پدیده‌ی خشکی و کم‌آبی زاینده‌رود، به طور کامل بازنمایی یا روایت شده است؛ با این حال، آنچه در بخش یافته‌ها دیده شد، بیانگر مسائلی است که حتی در همین حد نیز بسیار نگران‌کننده و هشداردهنده است. در پایان باید اشاره کرد که برنامه‌ریزی شهری رودخانه‌های میراثی همچون زاینده‌رود نیازمند نگاه یکپارچه به دیدگاه و ابعاد کیفیت زندگی ساکنان پیرامونش است و می‌بایست همسو با توقعات، انتظارات و سطح کیفیت زندگی



ساکنان پیرامونش قرار گیرد تا از این طریق بتوان به راهبردهای این برنامه‌ها برای ارتقا کیفیت زندگی ساکنان کمک شایانی کرد.

#### ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسنده این مقاله اعلام می‌دارد که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارد.

#### ۶- منابع

- Aklanoğlu, F., & Erdoğan, E. (2012). Improvement quality of life for an Anatolian traditional settlement: Konya-Sille Case. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 35, 420-430. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.02.107>
- Aydın, H., Bulut, Y., & Yerlikaya, Ç. (2008). Removal of copper (II) from aqueous solution by adsorption onto low-cost adsorbents. *J. Environ. Manag.* 87(1), 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.005>
- Daneshpour, Z., Fallahi, A., & Moradi, D. (2015). Application of quality of life reporting system in urban planning of Esfahan. *Spatial Planning*, 5(2), 25-54. <https://doi.org/20.1001.1.22287485.1394.5.2.2.5>. (In Persian)
- Eusuf, M. A., Mohit, M. A., Eusuf, M.S., & Ibrahim, M. (2018). Impact of outdoor environment to the quality of life, *Asian Journal of Social and Behavioral Sciences*, 3(10), 639-654. <https://doi.org/10.21834/aje-bs.v3i10.311>
- Faeghi, S., & Navabakhsh, M. (2016). Semantic context of cultural consequences of drought and Zayandehrud drought (with an emphasis on the cultural identity of Isfahan Citizens). *Journal of Iranian Social Development Studies*, 8(4), 35-59. (In Persian)
- Faeghi, S., & Navabakhsh, M. (2017). The meaning reconstruction of the social and cultural implications of Zayandeh Rood river's water shortage and dryness (with an emphasis on urban sustainability). *Journal of Sociological Urban Studies*, 7 (22), 74-106. (In Persian)
- Fasli, M., Sahin, N.P, & Vehbi, B.O. (2007). An assessment of quality of life residential environments: Case of slimily quarter in walled city of Nicosia, North Cyprus, Faculty of Architecture, Architecture, Eastern Mediterranean University, Famagusta, North Cyprus. [https://www.gla.ac.uk/media/Media\\_48178\\_smx.pdf](https://www.gla.ac.uk/media/Media_48178_smx.pdf) .
- Mohammadi DehCheshmeh, M., Firoozi, M., & Saeedi, J. (2015). Evaluation environmental instability indicators in Ahvaz metropolis. *Journal of Environmental Studies*, 41(2), 447-464. <https://doi.org/10.22059/jes.2015.54993>. (In Persian)
- Motaghi, T; Abdi Daneshpour, Z; Zrgar, A. (2008). Cultural heritage protection planning with the aim of analyzing the mutual effects of cultural heritage and the surrounding urban environment. Master's thesis, Department of Urban and Regional Planning, Shahid Beheshti University. (In Persian)
- Ng, S.H., Kam, P.K., & Pong, W.M.R. (2005). People living in ageing buildings: Their quality of life and sense of belonging, *Journal of Environmental Psychology*, 25(3), 347-360. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2005.08.005>
- Shiva, V. (2016). *Water Wars: Privatization, Pollution and Profit*. London: Pluto Press.
- Smith, C., & Levermore, G. (2008). Designing urban spaces and buildings to improve sustainability and quality of life in a warmer world, *Journal of Energy Policy*, 36(12), 4558-4562. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.09.011>
- Soltani, N., Partovi, P., & Moradi Chadegani, D. (2023). Evaluation of the mutual effects of the environmental heritage values of the Zayandehrud River in Isfahan and the quality of life (QOL) of surrounding residents. *Spatial Planning*, 13(1), 65-96. <https://doi.org/10.22108/sppl.2023.137282.1717>. (In Persian)

UN. (2020), Water and climate change facts and figures, available online at: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372876.locale=en> [Access at: 20 Feb 2022]

UN. (2021), Climate change, water and future cooperation and development in the Euphrates-Tigris basin, By André Mueller, Adrien Detges, Benjamin Pohl, Michelle Helene Reuter, Luca Rochowski, Jan Volkholz, and Eckart Woertz, available online at : [https://www.researchgate.net/publication/356612083\\_Climate\\_change\\_water\\_and\\_future\\_cooperation\\_and\\_development\\_in\\_the\\_Euphrates-Tigris\\_basin](https://www.researchgate.net/publication/356612083_Climate_change_water_and_future_cooperation_and_development_in_the_Euphrates-Tigris_basin)). [Access at: 20 Feb 2021]



Research Article



## Statistical analysis of the SPI index and discharge potential of the Khansar Sarcheshmeh springs

Babak Ebrahimi<sup>1</sup>, Mehrdad Pasandi<sup>2\*</sup>, Haniye Nilforoushan<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Regional Water Company of Esfahan, Isfahan, Iran.

<sup>2</sup> Department of Geology, University of Isfahan, Isfahan, Iran.

\*Corresponding Author: [m.pasandi@sci.ui.ac.ir](mailto:m.pasandi@sci.ui.ac.ir)

© The Author(s) 2024

Received: 02 Dec 2023

Accepted: 09 Feb 2024

Published: 09 Mar 2024

### Abstract

Planning the cultivation pattern and water rights allocation in the irrigated lands by the Khansar Sarcheshmeh springs requires knowledge of the discharge of the springs, estimated based on the Standard Precipitation Index (SPI) in this research. The relationship between the SPI index, precipitation, and discharges of Khansar Sarcheshmeh springs has been evaluated over three different periods to estimate the groundwater resources and inflow to the streams. In a year with normal or near-normal climatic conditions and average annual rainfall between 295 to 494 mm, the average annual discharge of Sarcheshmeh springs is expected to be between 12.8 and 24.3 million cubic meters (average of 18.1 million cubic meters) with 67.5% probability and a frequency of 1.5 years based on the extreme value distribution. For a year with average dry climatic conditions (270 mm average annual rainfall), the predicted average annual discharge of Sarcheshmeh springs is 11.9 million cubic meters with a 9% probability and a frequency of 11 years. In extremely dry climatic years (with an occurrence frequency of 28 years), the discharge of Sarcheshmeh springs is expected to decrease to less than 10.1 million cubic meters per year. In normal and close to normal conditions, with average rainfall in the range of 236 to 326 mm in the first six months, the average annual (water year) discharge of Sarcheshmeh springs is expected to be 18.5 million cubic meters (ranging from 15.3 to 21.8 million cubic meters with a 67.5% probability based on the extreme value distribution). According to the results of this research, rainfall of less than 168 mm occurred in the first half of the water year is a warning of the occurrence of a moderate to extremely dry drought with an annual discharge of less than 11.6 million cubic meters that can be distributed in the streams. Precipitations of more than 394 mm during the first half of the water year also indicate the likelihood of a moderate to extremely wet year, with an annual rainfall of more than 28 million cubic meters. Results of the research indicate that less than 168 mm of rainfall in the first half of the water year signals the potential for a moderate to extremely dry drought, with an annual discharge of less than 11.6 million cubic meters that can be distributed in the streams, while more than 394 mm of precipitation during the same period suggests the possibility of a moderate to extremely wet year with an annual rainfall of more than 28 million cubic meters.

**Keywords:** Drought, Spring, SPI, Khansar city



## تحلیل آماری شاخص خشکسالی و پتانسیل آبدهی چشمه‌های سرچشمه خوانسار

بابک ابراهیمی<sup>۱</sup>، مهرداد پسندی<sup>۲\*</sup>، هانیه نیل فروشان<sup>۱</sup>

۱. شرکت سهامی آب منطقه‌ای اصفهان، اصفهان، ایران.

۲. گروه زمین‌شناسی، دانشگاه اصفهان، اصفهان، ایران.

\*نویسنده مسئول: m.pasandi@sci.ui.ac.ir

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۱۹

پذیرش: ۱۴۰۲/۱۱/۲۰

دریافت: ۱۴۰۲/۰۹/۱۱

### چکیده

برنامه‌ریزی الگوی کشت و تسهیم حق‌آبه‌ها در اراضی آبخور سرچشمه خوانسار، مستلزم آگاهی از میزان آبدهی چشمه‌ها می‌باشد که در این تحقیق بر اساس مقادیر شاخص بارش استاندارد برآورد شده است. در این پژوهش، رابطه میان شاخص SPI، بارش و آبدهی چشمه‌های سرچشمه خوانسار در سه بازه زمانی مختلف، جهت برآورد منابع آب زیرزمینی و جریان ورودی به انهار مورد ارزیابی قرار گرفته است. انتظار می‌رود در یک سال با شرایط اقلیمی نرمال و نزدیک نرمال و میانگین بارش سالیانه در محدوده ۲۹۵ تا ۴۹۴ میلی‌متر، میانگین آبدهی سالیانه چشمه‌های سرچشمه بین ۱۲/۸ تا ۲۴/۳ میلیون مترمکعب (میانگین ۱۸/۱ میلیون مترمکعب) باشد. احتمال وقوع این مقدار آبدهی چشمه‌ها بر اساس توزیع مقدار حدی ۶۷/۵ درصد با تواتر ۱/۵ سال خواهد بود. برای یک سال با شرایط اقلیمی خشک متوسط، میانگین بارش سالیانه ۲۷۰ میلی‌متر و میانگین آبدهی سالیانه چشمه‌های سرچشمه ۱۱/۹ میلیون مترمکعب پیش‌بینی می‌شود. بر اساس توزیع مقدار حدی، احتمال وقوع این مقدار آبدهی ۹ درصد با تواتر ۱۱ سال خواهد بود. انتظار می‌رود در سال‌های اقلیمی شدیداً خشک که تواتر وقوع آن ۲۸ ساله می‌باشد، آبدهی چشمه‌های سرچشمه به کمتر از ۱۰/۱ میلیون مترمکعب در سال کاهش یابد. همچنین انتظار می‌رود در شرایط نرمال و نزدیک به نرمال که مقدار بارش متوسط شش ماهه اول در دامنه ۲۳۶ الی ۳۲۶ میلی‌متر است، میانگین آبدهی سالیانه (سال آبی) مجموعه چشمه‌های سرچشمه ۱۸/۵ میلیون مترمکعب (در دامنه ۱۵/۳ تا ۲۱/۸ میلیون مترمکعب با احتمال وقوع ۶۷/۵ درصد بر اساس توزیع مقدار حدی) باشد. بر اساس نتایج این تحقیق، بارش کمتر از ۱۶۸ میلی‌متر در نیمه اول سال آبی هشدار دهنده وقوع خشکسالی با درجه خشکی خشک متوسط تا شدیداً خشک با آبدهی سالیانه کمتر از ۱۱/۶ میلیون مترمکعب قابل توزیع در انهار می‌باشد. بارش‌های بیشتر از ۳۹۴ میلی‌متر در نیمه اول سال آبی نیز نویدبخش وقوع ترسالی با درجه مرطوب متوسط تا شدیداً مرطوب با آبدهی سالیانه بیشتر از ۲۸ میلیون مترمکعب است.

**کلمات کلیدی:** خشکسالی، چشمه، شاخص بارش استاندارد، شهرستان خوانسار

## ۱- مقدمه

خشکسالی یک پدیده طبیعی زیان‌آور است که بر فعالیت‌های اقتصادی، اجتماعی و زندگی انسان سایه انداخته و پایداری محیط‌های طبیعی بسیاری را شدیداً به خطر می‌اندازد. تحلیل تأثیرات زیان‌بار خشکسالی بر کشاورزی از اهمیت زیادی برخوردار است. خشکسالی منجر به تخریب زمین، کاهش محصول، گسترش مناطق با تنش آبی، افزایش ریسک سیل، محدودیت آب شهری و صنعتی، کاهش برق تولیدی از منابع آبی و افزایش احتمال مهاجرت می‌شود. خشکسالی ممکن است به صورت تدریجی برای مدت زمانی متغیر از چند ماه تا چند سال ادامه داشته باشد (Bloomfield and Marchant, 2013) و معمولاً بر اساس درجه خشکی (نسبت به مقادیر نرمال یا میانگین) و مدت زمان خشکی تعریف می‌شود. خشکسالی هواشناسی به عنوان عامل اصلی خشکسالی‌های دیگر (مانند خشکسالی‌های هیدرولوژی، کشاورزی و غیره) شناخته می‌شود. این خشکسالی‌ها همزمان و یا با تاخیرهای زمانی مختلف رخ می‌دهند (Bouabdelli et al., 2020). خشکسالی از دیدگاه هواشناسان ناشی از تغییر الگوهای آب و هوایی و کاهش بارش است. هیدرولوژیست‌ها خشکسالی را کاهش میزان آب زیرزمینی و آب سطحی نسبت به حد معمول تعریف می‌کنند. خشکسالی کشاورزی معمولاً پس از خشکسالی هواشناسی و قبل از خشکسالی هیدرولوژی رخ می‌دهد و کشاورزی معمولاً اولین بخش اقتصادی است که تحت تأثیر خشکسالی قرار می‌گیرد. از دیدگاه کشاورزی، زمانی که رطوبت خاک کمتر از نیاز واقعی محصول باشد و به محصول آسیب برساند، خشکسالی رخ داده است. چون نیاز آبی گیاهان متفاوت است، بنابراین خشکسالی برای محصولات مختلف نیز متفاوت می‌باشد. ارزیابی، نظارت و تعیین شدت، مداومت، زمان شروع و پایان و توزیع مکانی و زمانی خشکسالی برای آمادگی در برابر خطرات اقتصادی و اجتماعی ناشی از این پدیده از اهمیت بالایی برخوردار است. باید خشکسالی را با درک عمیق از جوانب اقلیمی، اکولوژیک، اقتصادی و اجتماعی مدیریت نموده و خسارات و تبعات آن را کاهش داد. بررسی تأثیر تغییرات آب و هوایی بر روی ذخیره‌های تجدیدپذیر آب زیرزمینی نیازمند مطالعاتی با رویکردهای مختلف در مورد تأثیر تغییرات اقلیم بر سیستم‌های منابع آب در سطح حوضه‌های آبریز است (Barker et al., 2016). آبخوان‌ها عمدتاً به عنوان بافر در برابر خشکسالی عمل می‌کنند و به طور وسیعی کمبود رطوبت در منطقه را جبران می‌نمایند. آب‌های زیرزمینی به عنوان منابع آب نسبتاً پایدار در طی دوره‌های ابتدایی خشکسالی عمل نموده و جریان‌های سطحی را در هنگام کمبود منابع آب سطحی و ذخایر منطقه تحت اشباع از طریق ارتباط با منابع آب سطحی حفظ می‌کنند (Hughes et al., 2012). اما منابع آب زیرزمینی نسبت به خشکسالی‌های مداوم و طولانی مدت حساس بوده و جریان ذخایر آب زیرزمینی نسبت به منابع آب سطحی ممکن است به طور قابل توجهی طولانی مدت باشد (Russo and Lall, 2017). اختلالات در کاهش و تخلیه آب‌های زیرزمینی ممکن است لزوماً با شروع و پایان خشکسالی‌های هواشناسی همزمان نباشد. به همین دلیل بر استفاده از مشاهدات طولانی مدت آب‌های زیرزمینی برای درک تأثیر تغییرات آب و هوایی بر آبخوان‌ها تأکید شده است (Uddameri et al., 2019). برنامه‌ریزی برای استفاده پایدار از منابع آب زیرزمینی نیازمند نظارت و ارزیابی کمی جریان چشمه‌ها در طول سال آبی است (Ljubenkovic and Cindrić Kalin, 2016) و تخمین جریان چشمه در زمانی که اندازه‌گیری دبی ممکن نبوده و در هنگام مواجهه با فقدان سری زمانی طولانی مدت اندازه‌گیری، توصیه می‌شود. بدین جهت یکسری روش‌ها برای تحلیل رابطه بین داده‌های زمانی بارش و تغذیه با دبی چشمه ارائه شده است (Romano et al., 2013).

شاخص بارش استاندارد (SPI)<sup>1</sup> (McKee et al., 1993) به طور گسترده‌ای برای بررسی وضعیت خشکسالی از طریق تعیین کمیت بارش در بازه‌های زمانی متفاوت مورد استفاده قرار می‌گیرد. این روش برای شناسایی کمبود بارش در چندین دوره زمانی طراحی شده و نشان‌دهنده تأثیر خشکسالی بر دسترسی به منابع مختلف آب در این دوره‌ها می‌باشد. SPI می‌تواند برای بازه‌های زمانی کوتاه مدت (۱-۳ ماه) یا بلند مدت (۹-۱۲ ماه) و حتی برای بازه‌های زمانی طولانی مدت‌تر مانند ۲۴ ماهه استفاده شود (Saada and Abu-Romman, 2017). SPI نشان‌دهنده انحراف از میانگین بارش تجمعی در یک دوره زمانی خاص است و دوره‌های کم بارش یا خشکسالی (SPI

<sup>1</sup>Standardized Precipitation Index

منفی یا کمتر از میانگین)، بارش فراوان (SPI مثبت یا بیشتر از میانگین) و شرایط نرمال (میانگین) (SPI صفر) را نشان می‌دهد. این تغییرات آبی با کاهش یا افزایش سطح آب زیرزمینی و در نتیجه کاهش و افزایش دبی چشمه‌ها به آبخوان‌ها منتقل می‌شود (Haslinger et al., 2014).

بروز خشکسالی‌ها، تغییر رژیم آبدهی انهار و رودخانه‌ها، توسعه مصارف و بارگذاری‌های جدید، برداشت بی‌رویه از منابع آب زیرزمینی، توسعه و تغییر الگوی کشت، سیاست دولت‌ها در مدیریت منابع و مصارف، باعث بروز اختلافات، درگیری و بحران در محدوده‌های مختلف شده است. در منطقه مطالعاتی خوانسار نیز وقوع خشکسالی، رشد جمعیت و افزایش تقاضاهای شرب و کشاورزی با توجه به توسعه کشاورزی و تغییر الگوی کشت در طول زمان سبب ایجاد اختلاف بین آب‌بران انهار یازده‌گانه شده است. شهرستان خوانسار به صورت یک باغ شهر با تعدد چشمه‌ها و انهار می‌باشد. آبیاری در حدود ۵۰۰ هکتار از اراضی شهرستان خوانسار از طریق چشمه‌هایی به نام سرچشمه و سیستم انتقال و توزیع آب از یازده انهار در این منطقه انجام می‌شود. چشمه‌های سرچشمه خوانسار شامل مرزنگشت، باباپیر، کرکه‌خان و غیره منابع آبی اصلی این منطقه هستند. در این منطقه، بهره‌برداران هر نهر معمولاً از نوعی توافقنامه جهت بهره‌برداری از آب هر نهر استفاده می‌کرده‌اند. برای تعدادی از انهار این توافق‌نامه‌ها با توجه به وضعیت آبی هر سال و با مشارکت بهره‌برداران به‌روز می‌شده است. با این وجود با گذشت زمان اختلاف میان بهره‌برداران یک نهر به دلیل عدم ثبت دقیق و مشخص میزان حقبه هر فرد افزایش یافته است. در سال‌های اخیر سهم هر نهر بر اساس شرایط اقلیمی هر سال تعیین شده است. بدیهی است در چنین شرایطی شناخت دقیق از وضعیت اقلیمی و پیش‌بینی میزان آبدهی انهار در فصول آبیاری بر اساس بارش و شرایط اقلیمی نیمه اول سال می‌تواند کمک بزرگی به کشاورزان در خصوص پیش‌بینی سهم آب از آبدهی سرچشمه و برنامه‌ریزی کشت خواهد داشت.

هدف اصلی این تحقیق بررسی خصوصیات اقلیمی منطقه مطالعاتی به منظور پیش‌بینی آبدهی چشمه‌های سرچشمه به منظور برنامه‌ریزی کشاورزی در اراضی تحت شرب انهار سنتی است. بر این اساس مهمترین فرض این تحقیق عبارت خواهد بود از: (۱) مقادیر آبدهی چشمه‌های سرچشمه ارتباط مستقیم با میزان بارش دارد (۲) شاخص‌های تعیین خشکسالی و مقادیر بارش می‌تواند به عنوان یک ابزار پیش‌بینی با دقت مطلوب در منطقه مورد استفاده قرار گیرد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- محدوده مطالعاتی

مساحت منطقه مورد مطالعه در شهرستان خوانسار واقع در فاصله ۱۷۵ کیلومتری غرب اصفهان، حدود ۴۳۵۰ هکتار است. این منطقه جزئی از محدوده مطالعاتی گلپایگان با مساحتی بالغ بر ۳۵۰۰ کیلومتر مربع محسوب شده و بخشی از حوضه آبریز دریاچه نمک را شامل می‌شود. محدوده مطالعاتی گلپایگان از شمال به شهرستان گلپایگان، از غرب به استان لرستان، از شرق به نجف آباد و از جنوب به فریدن محدود می‌شود. این محدوده بخشی از حوضه آبریز رودخانه قمرود بوده که سرشاخه‌های جنوبی آن موسوم به رودخانه دربند و رودخانه خوانسار از ارتفاعات جنوبی محدوده سرچشمه گرفته و از به هم پیوستن آن‌ها رودخانه غرقاب تشکیل و از ناحیه شمالی محدوده خارج می‌شود (شکل ۱). قله کوه افوس (قبله) با ارتفاع ۳۷۴۵ متر واقع در جنوب حوضه بلندترین نقطه ارتفاعی دشت گلپایگان است. در مقابل، در منطقه جلماجرد جدید واقع در خروجی حوضه، پست‌ترین نقطه به ارتفاع ۱۶۴۷ متر از سطح دریای آزاد قرار دارد. نیمه جنوبی منطقه بیشترین تنوع ارتفاعی را دارد که به وجود واحدهای سنگی مقاوم مانند سنگ آهک‌های کرتاسه، سنگ آهک‌ها و دولومیت‌های پرمین و توده‌های نفوذی گرانیتی در منطقه مربوط است. میانگین دمای سالانه در منطقه حدود ۱۳/۴ درجه سانتیگراد است و در شهرستان خوانسار در طول سال به طور متوسط ۹۱ روز با دمای زیر صفر سپری می‌شود. میانگین ساعات آفتابی سالانه در منطقه ۲۸۸۵ ساعت است. طبق آمار بلندمدت، میانگین رطوبت نسبی هوا در طول ماه‌های سال حدود ۳۵ درصد می‌باشد. تعداد روزهای بارانی در سال حدود ۷۶ روز بوده و در طول سال به طور متوسط ۲۶ روز برفی وجود دارد که بیشترین

تعداد در ماه‌های آذر، دی و بهمن می‌باشد. باد غالب در شهرستان خوانسار در جهت شمال غربی - جنوب شرقی است ( Abkhan Consulting Engineers, 2013).

شکل ۱. موقعیت محدوده مورد مطالعه در حوضه آبریز دریاچه نمک و موقعیت ایستگاه‌های هواشناسی در محدوده مورد مطالعه

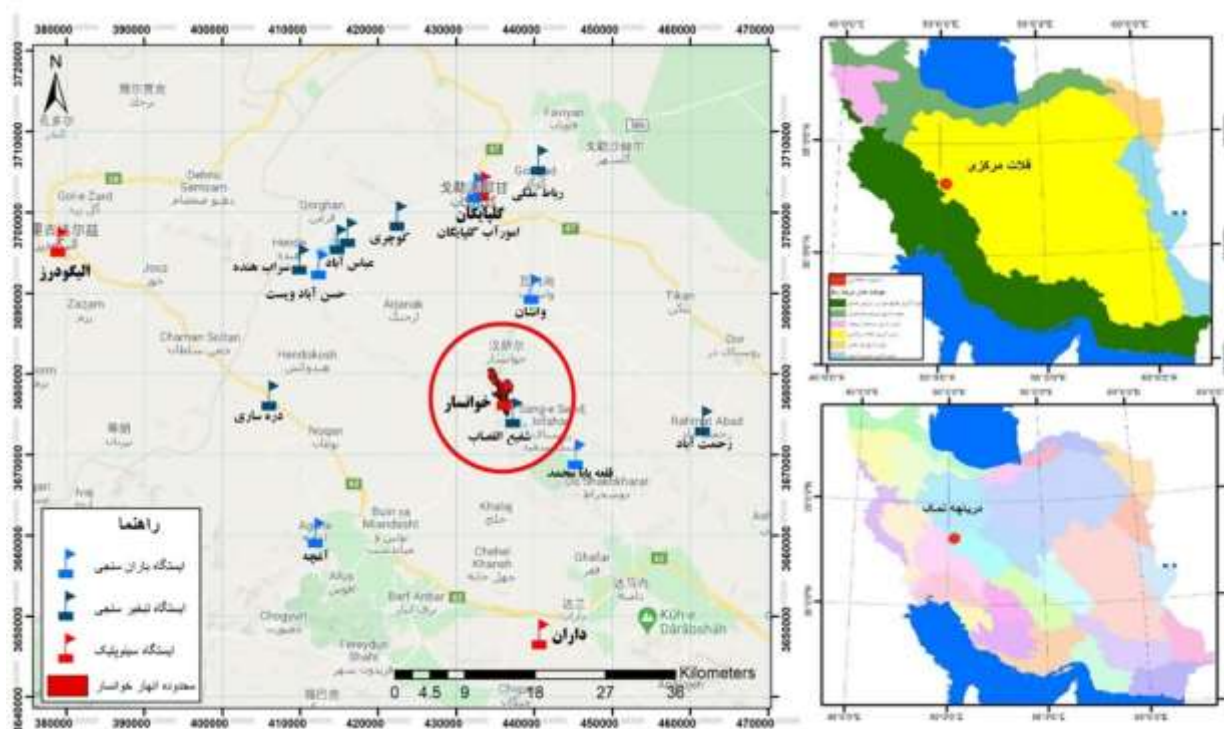


Fig 1. Location of the studied area in the Namak lake watershed and location of meteorological stations in the studied area

## ۲-۲- داده‌ها و اطلاعات

در این تحقیق از داده‌های ایستگاه‌های هواشناسی در گلپایگان برای بررسی بارش در محدوده مطالعاتی و آبدهی چشمه‌های سرچشمه خوانسار استفاده شده است. برای این منظور، اطلاعات سه ایستگاه سینوپتیک و یک ایستگاه کليماٲولوژی متعلق به سازمان هواشناسی مورد استفاده قرار گرفته است (جدول ۱). شکل ۱ نیز ایستگاه‌های سینوپتیک در داران، الیگودرز و گلپایگان را نمایش می‌دهد. ایستگاه کليماٲولوژی خوانسار به علت واقع شدن در محدوده مورد مطالعه، به عنوان مبنای انتخاب شده است. به دلیل ناقص بودن اطلاعات آماری ایستگاه کليماٲولوژی خوانسار، از اطلاعات ایستگاه‌های سینوپتیک همجوار (داران، گلپایگان و الیگودرز) که در آب و هوا و فیزیوگرافی تا حد امکان با ایستگاه مورد نظر مشابهت دارند، برای تکمیل نواقص آماری داده‌ها استفاده شده است. بر اساس بررسی آمار ایستگاه‌های سینوپتیک داران، گلپایگان و الیگودرز مشخص گردید که ایستگاه داران از سال ۱۳۶۸ تا انتهای دوره مطالعاتی، از آمار مطلوبی برخوردار است. همچنین ایستگاه الیگودرز از سال ۱۳۶۵ تا ۱۳۸۵ و ایستگاه گلپایگان از سال ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۵ دارای آمار کامل می‌باشد. ایستگاه کليماٲولوژی خوانسار نیز اگر چه طی سال‌های ۱۳۵۸ تا انتهای دوره مطالعاتی آمار ثبت شده دارد، اما این آمار در سال‌های ۵۸ تا ۶۲، سال ۶۴، سال‌های ۶۷ تا ۷۰ و سال ۷۲ دارای نواقص و محدودیت می‌باشد.



جدول ۱. فهرست ایستگاه‌های هواشناسی منتخب در محدوده مورد مطالعه

Table 1. List of selected meteorological stations in the studied area

مشخصات جغرافیایی							
ردیف	نام ایستگاه	نوع ایستگاه	طول جغرافیایی دقیقه-درجه	عرض جغرافیایی دقیقه-درجه	ارتفاع (متر)	سال تأسیس	سازمان ذیربط
۱	داران	سینوپتیک	۵۰-۲۲	۳۲-۵۸	۲۲۹۰	۱۳۶۷	هواشناسی
۲	الیگودرز	سینوپتیک	۴۹-۴۲	۳۳-۲۴	۲۰۲۲	۱۳۶۴	هواشناسی
۳	گلپایگان	سینوپتیک	۵۰-۱۷	۳۳-۲۸	۱۸۷۰	۱۳۷۰	هواشناسی
۴	خوانسار	کلیماتولوژی	۵۰-۱۹	۳۳-۱۴	۲۳۰۰	۱۳۴۵	هواشناسی

همانطور که بیان شد، چشمه‌های سرچشمه خوانسار شامل مرزنگشت، باباپیر، کرکه‌خان و غیره منابع آبی اصلی این منطقه هستند. نهرهای کرچ، جولا، زراغوش، کرکه‌خان و افیونچه مستقیماً از این چشمه‌های سرچشمه آب می‌گیرند و ۶ نهر دیگر (ترنقان، درمنان، کولان، ارسو، نوقفیانه، یسارج) از ترکیبی از آب نهر لب‌رود و رودخانه خوانسار آبیاری می‌نمایند. تعیین آبدهی این چشمه‌ها توسط اندازه‌گیری مقدار آب ورودی به پنج نهر کرچ، جولا، افیونچه، زراغوش و کرکه‌خان و همچنین تعیین آبدهی نهر لب‌رود انجام شده است. برای تحلیل میزان آبدهی چشمه خوانسار، دبی آب اندازه‌گیری شده از نهرهای کرچ، کرکه‌خان، جولا، افیونچه و زراغوش، به همراه میزان آب در محل سرچشمه استفاده شده است (شکل ۲).

شکل ۲. نقشه انهار سنتی خوانسار و موقعیت ایستگاه‌های اندازه‌گیری دبی

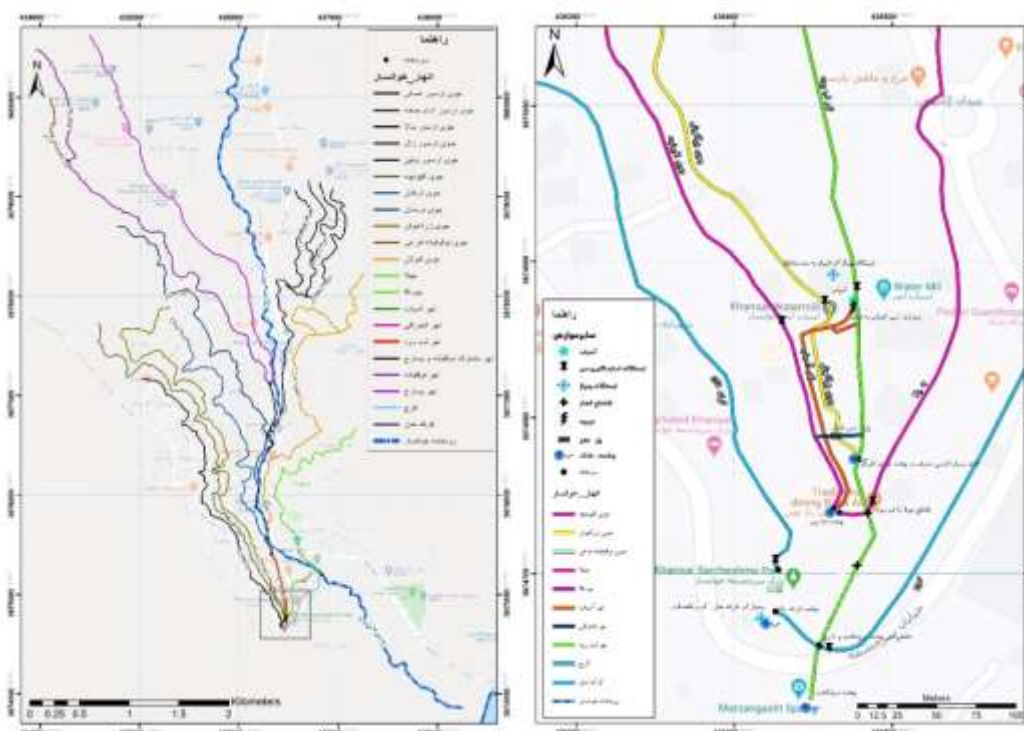


Fig 2. Map illustrating the traditional channels of Khansar and the location of discharge measurement stations



نمودارهای آبدهی متوسط ماهانه انهار از ابتدا تا پایان دوره زمانی سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۹ را می‌توان در شکل ۳ مشاهده کرد. همچنین، شکل ۴ نمودار مجموع متوسط آبدهی ماهانه چشمه‌های سرچشمه در بازه مورد بررسی را نشان می‌دهد. در شکل ۵، نمودارهای متوسط ماهانه آب ورودی به انهار افیونچه، جولا، زرآغوش، کرچ، کرکه خان و نیز ایستگاه سرچشمه برای بازه زمانی ۸۷ تا ۹۷ قابل مشاهده است.

شکل ۳. سری زمانی ماهیانه آب ورودی به انهار خوانسار (دوره زمانی ۱۳۸۷-۱۳۹۸) (آبدهی منفی بیانگر عدم اندازه‌گیری دبی در برخی ماه‌ها است)

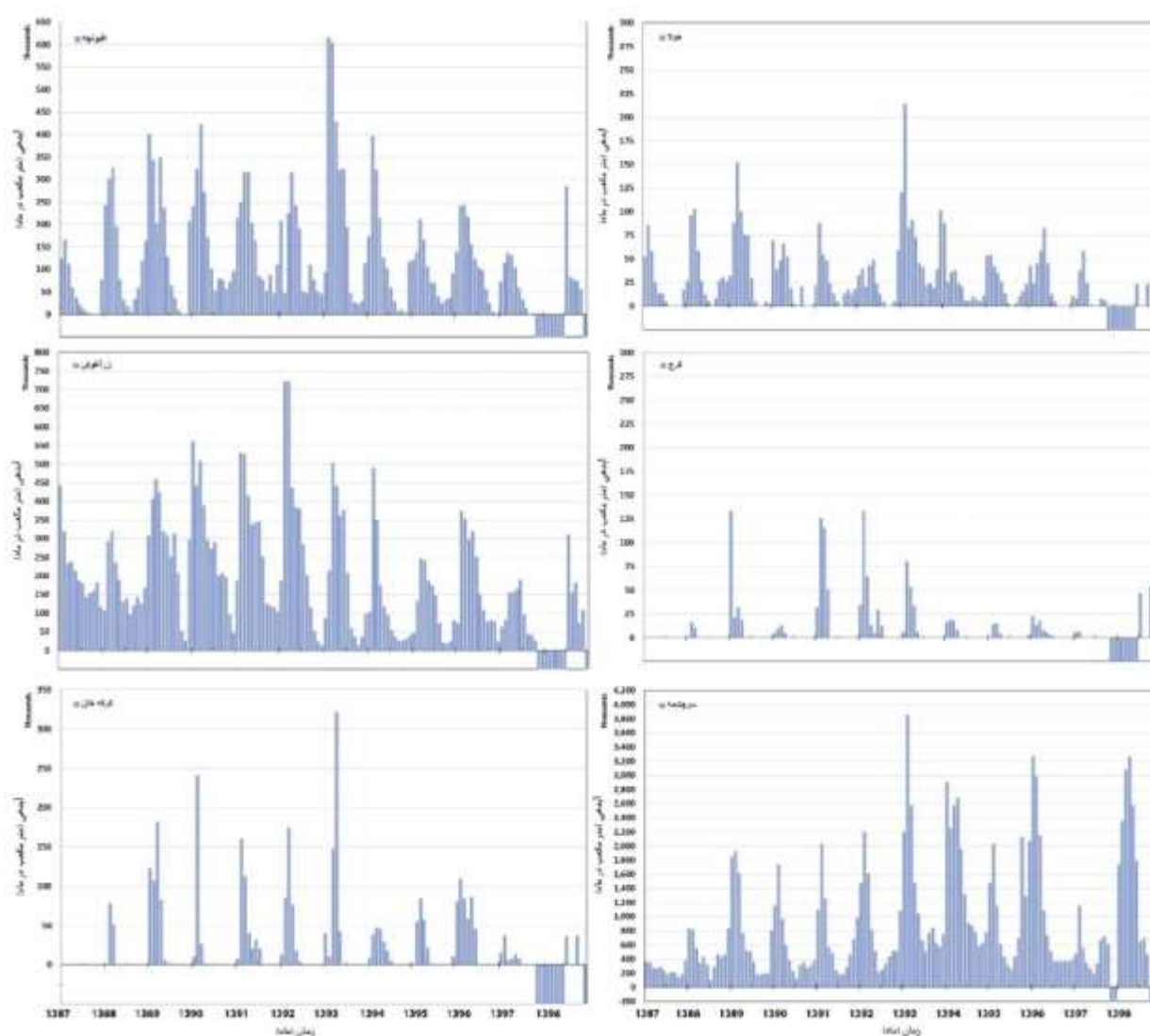


Fig 3. Monthly time series showing water inflow into the Afionche stream from 2008 to 2019 (Negative discharge values indicate lack of discharge measurement in certain months)

شکل ۴. سری زمانی مجموع آبدهی چشمه‌های سرچشمه (دوره زمانی ۱۳۸۷-۱۳۹۸)

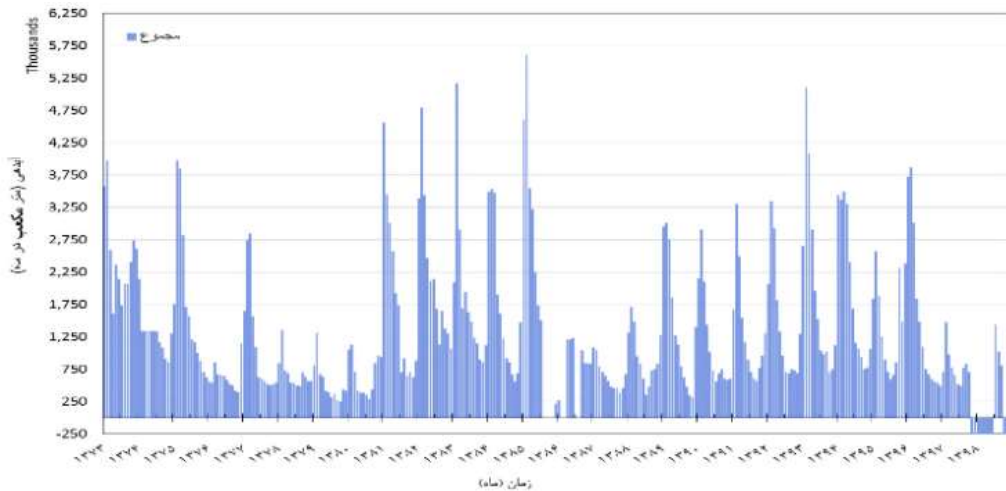


Fig 4. Time series of the total discharge of the Sarcheshmeh springs (2008-2019)

شکل ۵. میانگین ماهانه آب ورودی به انهار سنتی خوانسار طی دوره آماری ۱۳۸۷-۱۳۹۷

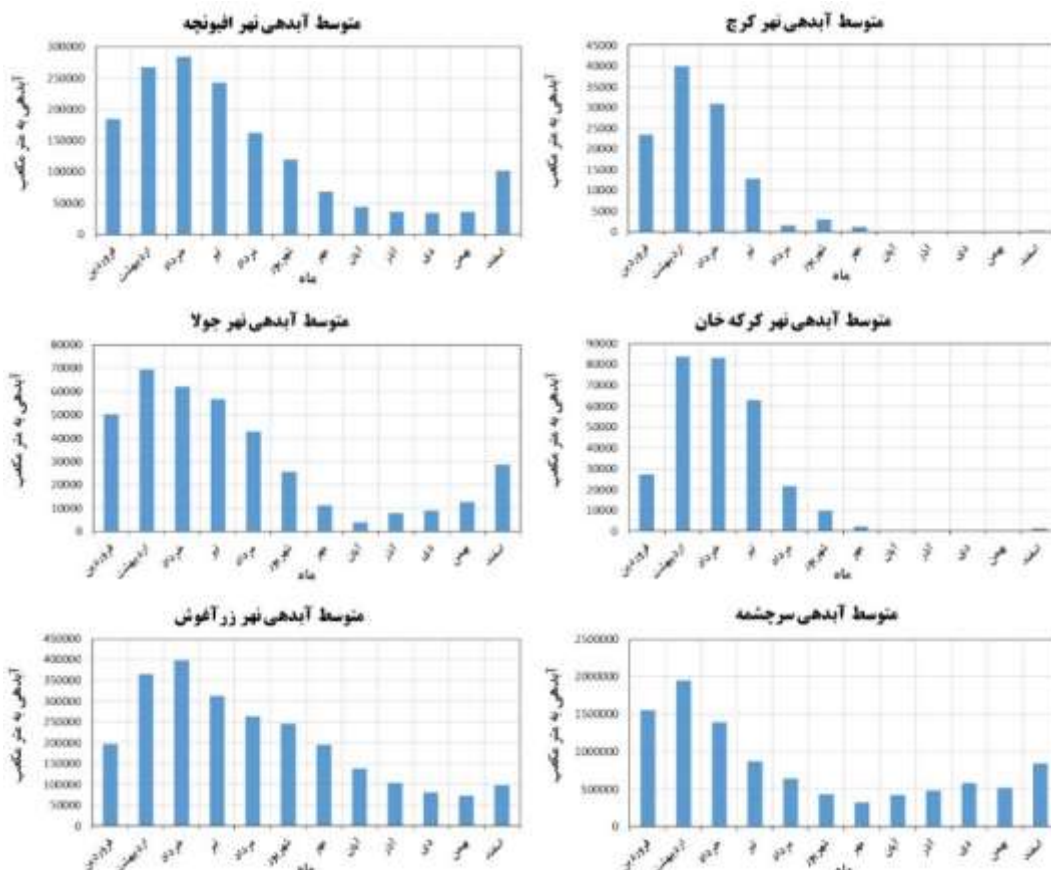


Fig 5. The average monthly water inflow into the Khansar traditional streams within the period 2008-2019

### ۲-۳- روش شناسی

با توجه به تأثیر خشکسالی و کمبود بارش بر رطوبت خاک و جریان آبراه‌ها از شاخص بارش استاندارد SPI برای بررسی کمی تأثیر کمبود بارش در طی دوره‌های زمانی ۳، ۶، ۱۲، ۲۴ ماهه استفاده شده است. محاسبه SPI بر اساس آمار طولانی مدت بارش انجام شده است. در این روش، ابتدا داده‌های بارش در دوره مورد نظر به یک توزیع احتمالاتی برازش داده می‌شود. سپس این داده‌ها به توزیع

نرمال استاندارد با میانگین صفر و واریانس ۱ تبدیل می‌گردند (Stagge et al., 2015). از این تبدیل برای محاسبه میانگین SPI در دوره مورد نظر استفاده می‌شود. مقادیر مثبت و منفی SPI به ترتیب بیانگر بارش‌های بالاتر و پایین‌تر از میانگین بارش هستند. با توجه به مقادیر SPI می‌توان خشکسالی و ترسالی را در دوره مورد نظر طبقه‌بندی نمود. در جدول ۲، هفت حالت مختلف برای وضعیت آب و هوایی در هر سال یا دوره مورد نظر مشخص شده است.

جدول ۲. نمایه SPI برای پایش خشکسالی

Table 3. The SPI index for drought monitoring

مقادیر SPI	شدت خشکسالی	مقادیر SPI	شدت خشکسالی
-۱ تا -۱/۴۹	خشک متوسط	۲ و بیشتر	شدیداً مرطوب
-۱/۹۹ تا -۱/۵	بسیار خشک	۱/۵ تا ۱/۹۹	بسیار مرطوب
-۲ و کمتر	شدیداً خشک	۱ تا ۱/۴۹	مرطوب متوسط
		۰/۹۹ تا -۰/۹۹	نزدیک نرمال

در این مطالعه، بر اساس تحلیل داده‌های بارش و استفاده از آزمون Kolmogorov-Smirnov، احتمال وقوع شدت‌های خشکسالی سالیانه (سال آبی) بررسی گردید. توزیع‌های آماری مختلف مورد بررسی قرار گرفته و برازش آن‌ها با استفاده از آزمون مذکور ارزیابی شد. سپس با توجه به برازش توزیع‌های احتمالاتی، احتمال وقوع و دوره برگشت شدت‌های خشکسالی برای داده‌های سالیانه خوانسار محاسبه گردید. همچنین، همبستگی شاخص استاندارد (SPI) با بارش و آبدهی چشمه‌های سرچشمه در سه بازه زمانی آماری زیر مورد بررسی قرار گرفت:

(الف) همبستگی شاخص استاندارد بارش ۱۲ ماهه (SPI<sub>12</sub>) با آبدهی کل سال آبی (Q<sub>12</sub>)

(ب) همبستگی شاخص استاندارد بارش ۶ ماهه اول سال آبی (SPI<sub>6</sub>) با آبدهی کل سال آبی (Q<sub>12</sub>)

(ج) همبستگی شاخص استاندارد بارش ۶ ماهه اول سال آبی (SPI<sub>6</sub>) با آبدهی ۶ ماهه دوم سال آبی (بهار و تابستان) (Q<sub>6</sub>)

### ۳- نتایج و بحث

شناسایی دوره‌های خشکسالی و ترسالی نیازمند ایستگاه‌های بارندگی با سری زمانی طولانی مدت داده است. لذا ایستگاه خوانسار با دوره آماربرداری از سال ۱۳۴۵ تا ۱۳۹۷ برای این بررسی انتخاب شده است. ایستگاه خوانسار در ابتدا از نوع کلیماتولوژی بوده و در سال ۱۳۸۴ به ایستگاه سینوپتیک تبدیل شده است. در ۲۸ سال اول دوره آماربرداری ایستگاه خوانسار نواقصی وجود دارد که جهت رفع آن از همبستگی سالیانه با ایستگاه‌های داران، گلپایگان و الیگودرز استفاده گردید. بر اساس این اطلاعات، بارندگی متوسط سالانه در این منطقه ۳۹۹/۹ میلیمتر است و بیشترین میزان بارندگی در ماه‌های اسفند و فروردین رخ می‌دهد. بیشترین میزان بارش سالانه در سال ۱۳۸۲ به میزان ۶۲۳/۲ میلی‌متر بوده است و کمترین میزان بارش سالانه در سال ۱۳۸۶ به میزان ۱۹۳/۸ میلیمتر رخ داده است. کمترین مقادیر بارش مربوط به ماه‌های اردیبهشت تا مهر است که کمتر از ۱۶ درصد نسبت به سایر ماه‌ها می‌باشد. میانگین بارش ماهیانه ایستگاه خوانسار در شکل ۶ نمایش داده شده است.

شکل ۶. مقادیر میانگین بارش ماهانه ایستگاه خوانسار

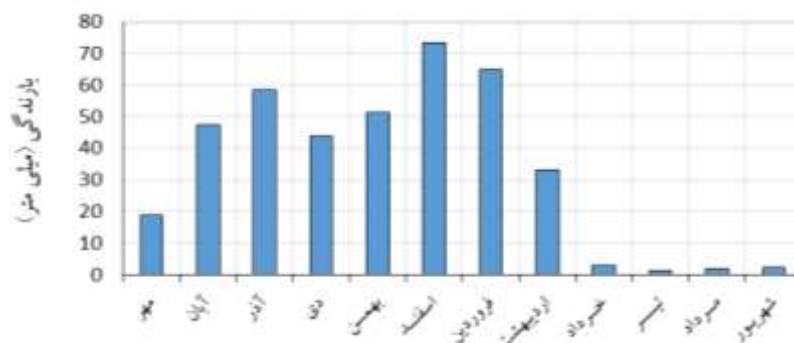


Fig 6. Average monthly precipitation recorded at the Khansar station

نتایج محاسبه شاخص استاندارد SPI جهت بررسی خشکسالی در بازه‌های زمانی ۳، ۶، ۹، ۱۲، ۱۸، ۲۴ و ۴۸ ماهه با استفاده از اطلاعات بارش ایستگاه سینوپتیک خوانسار در طی بازه زمانی ۱۳۶۳-۱۳۹۷ در شکل ۷ نشان داده شده است. شکل ۷ نشان می‌دهد که دوره‌های خشک و مرطوب فراوانی مشابهی دارند و دوره خشکسالی دوام و شدت بیشتری نشان می‌دهد. در مقیاس‌های زمانی کوتاه مدت (۳ و ۶ ماهه)، شاخص SPI دارای نوسانات زیادی است، زیرا SPI کوتاه مدت به شرایط رطوبتی بسیار حساس بوده و به تغییرات اندک در بارش ماهانه سریعاً عکس‌العمل نشان می‌دهد. اگر تغییرات مثبت باشند، مقدار SPI به بالای صفر جابجا می‌شود و در صورت تغییرات منفی، SPI به زیر صفر کاهش می‌یابد. این مقیاس بر مبنای میانگین متحرک ۳ و ۶ ماهه استوار است و تا زمانی که بارش به میزان صفر یا رقم ناچیزی باشد، شاخص خشکسالی را نشان خواهد داد. ماه‌های با بارش قابل توجه تأثیر خود را بر میانگین متحرک ۳ و ۶ ماهه نشان داده و شاخص را به بالاتر از میانگین تغییر می‌دهند. بنابراین، تأثیر بارش در فصل سرد منجر به گسستگی در دوره‌های خشک می‌شود. از نمودار ۱۲ ماهه به بعد، دوره‌های خشک و مرطوب به طور واضح‌تر نمایان می‌شوند. بر اساس SPI ۱۲ ماهه، شدیدترین خشکسالی مربوط به سال ۱۳۸۶ است. در نمودار ۲۴ ماهه، ۴ دوره خشک و ۴ دوره مرطوب قابل توجه هستند. بر اساس نمودار ۱۲ ماهه، سال‌های ۱۳۶۴-۱۳۶۸، ۱۳۷۰-۱۳۷۲ و ۱۳۸۰-۱۳۸۵ به عنوان سال‌های پربابی شناخته می‌شوند، در حالی که منطقه مورد مطالعه در سال‌های ۱۳۶۳، ۱۳۷۳-۱۳۷۹ و ۱۳۸۶ با خشکسالی مواجه بوده است.

برای مطالعه دوره‌های پربابی و خشکسالی از نوسانات بارش سالانه و میانگین متحرک ۳ و ۵ ساله به همراه مقایسه آن‌ها با میانگین درازمدت بارش در منطقه مورد مطالعه استفاده شده است. طبق شکل ۷، سال‌های ۱۳۶۴-۱۳۶۸، ۱۳۷۰-۱۳۷۲ و ۱۳۸۰-۱۳۸۵ در منطقه مورد مطالعه به عنوان سال‌های پرباب و دوره‌های ۱۳۶۳، ۱۳۷۳-۱۳۷۹ و ۱۳۸۵-۱۳۹۱ به عنوان دوره‌های کم آب شناسایی شده‌اند. نتایج این نمودار منطبق با نتایج نمودار شاخص استاندارد بارش ۱۲ ماهه است.

بر اساس تحلیل داده‌های بارش سالیانه از سال آبی ۶۴-۶۵ الی ۹۶-۹۷ و استفاده از توزیع‌های آماری مختلف، احتمال وقوع شدت‌های خشکسالی سالیانه (سال آبی) مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج آزمون Kolmogorov-Smirnov نشان می‌دهد که توزیع مقدار حدی (Extreme Value) برای این منظور دقت بالاتری نسبت به توزیع نرمال داشته و به علت عدم نرمال بودن توزیع داده‌ها، توزیع نرمال دقت کمتری دارد. بر اساس برازش توزیع‌های احتمالاتی، احتمال وقوع و دوره برگشت شدت‌های خشکسالی برای داده‌های سالیانه خوانسار محاسبه گردیده و در جدول ۳ آورده شده است. بر اساس این جدول، احتمال وقوع سال‌های نرمال و نزدیک نرمال اقلیمی (محدوده شاخص بارش بین +۱ تا -۱) ۶۷٪/۵ است و دوره برگشت آن ۱/۴۸ سال می‌باشد. همچنین، هر ۱۱/۱ سال آماری شرایط خشک متوسط (احتمال وقوع ۹٪) و هر ۹/۳ سال آماری شرایط مرطوب متوسط (احتمال وقوع ۱۰٪/۸) در خوانسار تجربه می‌شود. به علاوه احتمال وقوع سال‌های بسیار خشک و شدیداً خشک ۸/۵٪ (دوره برگشت ۱۱/۷ سال) و احتمال وقوع سال‌های بسیار مرطوب و شدیداً مرطوب نیز ۴/۱٪ (دوره برگشت ۲۴/۲ سال) است.

شکل ۷. نمودار تغییرات شاخص SPI در بازه‌های زمانی ۳ ماهه تا ۴۸ ماهه (از سال ۱۳۶۷ تا ۱۳۹۸)، میانگین بارش سالانه و متحرک سه و پنج ساله (از سال ۱۳۶۴ تا ۱۴۰۰) در ایستگاه خوانسار

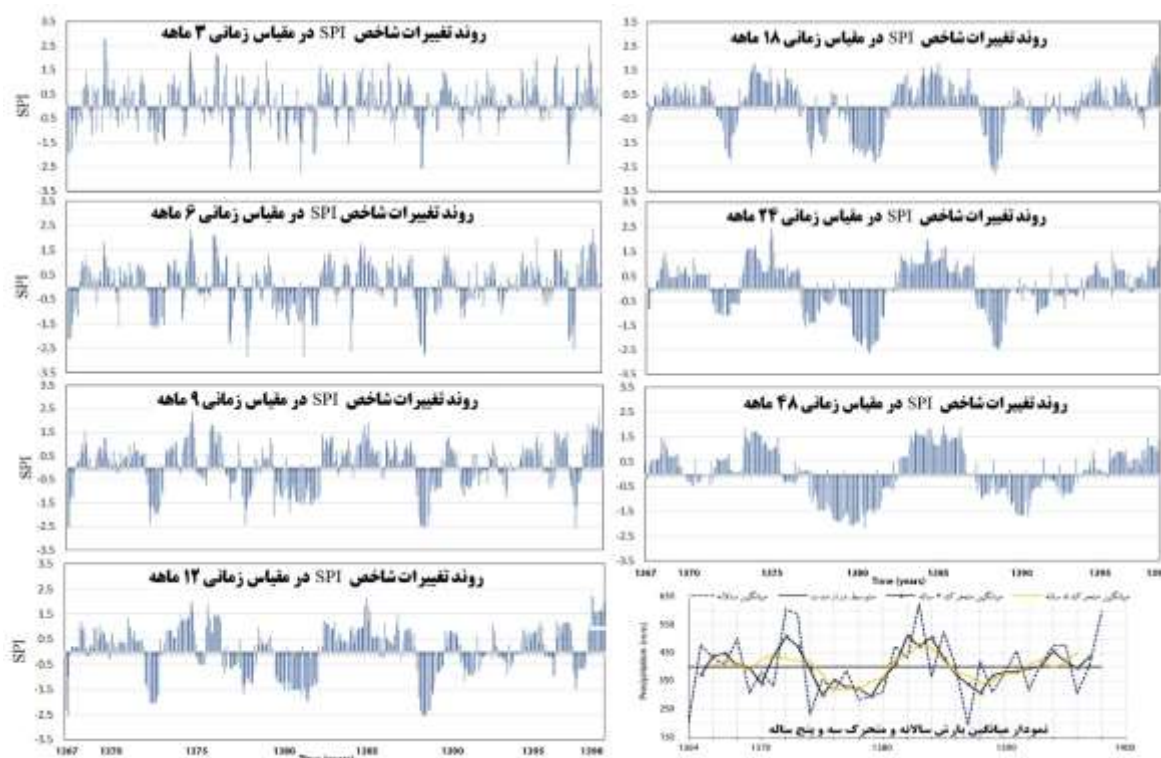


Fig 7. The graph demonstrating SPI index changes in the time periods of 3 months to 48 months (from 1988 to 2019), alongside the annual mean precipitation and moving averages of precipitation over three-year and five-year intervals (from 1985 to 2021) at the Khansar station

جدول ۳. احتمال و دوره بازگشت شدت‌های خشکسالی مختلف با توجه به داده‌های بارش سالانه (سال آبی) و توزیع‌های آماری مختلف

Table 3. Probabilities and return periods of the various drought intensities according to the annual rainfall data (water year) and different statistical distributions

توزیع آماری		شرح	شاخص بارش استاندارد سالیانه (سال آبی)	شدت خشکسالی
Normal	Gen. Extreme Value			
۲/۲۹	۳/۵۷	احتمال وقوع (%)	-۲	شدیداً خشک
۴۳/۶۷	۲۸/۰۱	دوره بازگشت (سال)		
۴/۶۱	۴/۹۶	احتمال وقوع (%)	-۱/۵ ~ -۱/۹۹	بسیار خشک
۲۱/۶۹	۲۰/۱۶	دوره بازگشت (سال)		
۹/۷۳	۹/۰۴	احتمال وقوع (%)	-۱ ~ -۱/۴۹	خشک متوسط
۱۰/۲۸	۱۱/۰۶	دوره بازگشت (سال)		
۶۹/۵۳	۶۷/۵۰	احتمال وقوع (%)	-۱ ~ +۱	نزدیک نرمال و نرمال
۱/۴۴	۱/۴۸	دوره بازگشت (سال)		
۸/۳۸	۱۰/۸۰	احتمال وقوع (%)	+۱ ~ +۱/۴۹	مرطوب متوسط
۱۱/۹۳	۹/۲۶	دوره بازگشت (سال)		
۳/۷۴	۴/۰۰	احتمال وقوع (%)	+۱/۵ ~ +۱/۹۹	بسیار مرطوب
۲۶/۷۴	۲۵/۰۰	دوره بازگشت (سال)		
۱/۷۲	۰/۱۳	احتمال وقوع (%)	+۲	شدیداً مرطوب
۵۸/۱۴	۷۶۹/۲۳	دوره بازگشت (سال)		

بررسی همبستگی بین شاخص بارش استاندارد ۱۲ ماهه سال آبی (SPI<sub>12</sub>) و آبدهی سالیانه سال آبی (Q<sub>12</sub>) چشمه خوانسار در بازه زمانی ۸۱-۸۲ الی ۹۶-۹۷ نشان می‌دهد که ضریب همبستگی بین این دو پارامتر برابر ۰/۸۴ است. همچنین، همبستگی بین شاخص استاندارد ۶ ماهه اول سال آبی (SPI<sub>6</sub>) و آبدهی سالیانه سال آبی (Q<sub>12</sub>) چشمه خوانسار در بازه زمانی ۸۱-۸۲ الی ۹۶-۹۷ حاکی از همبستگی خوب (۰/۹۱) بین این دو پارامتر می‌باشد. همبستگی بین شاخص استاندارد بارش ۶ ماهه اول سال آبی (SPI<sub>6</sub>) و آبدهی ۶ ماهه دوم سال آبی (Q<sub>6</sub>) چشمه خوانسار در بازه زمانی ۸۱-۸۲ الی ۹۶-۹۷ نیز نشان دهنده وجود همبستگی خوبی (۰/۸۹) بین این دو پارامتر است. نتایج حاصل از همبستگی‌ها (SPI<sub>12</sub> - Q<sub>12</sub>)، (SPI<sub>6</sub> - Q<sub>12</sub>) و (SPI<sub>6</sub> - Q<sub>6</sub>) به ترتیب در جداول ۴ الی ۶ ارائه شده است. بر اساس نتایج حاصل از همبستگی SPI<sub>12</sub> - Q<sub>12</sub> ارائه شده در جدول ۴ می‌توان انتظار داشت که آبدهی متوسط سالیانه (سال آبی) چشمه‌های مجموعه سرچشمه به ازای بارش متوسط سالیانه به میزان ۳۹۴ میلیمتر در محدوده نرمال برابر با ۱۸/۱ میلیون مترمکعب باشد. بارش متوسط سالیانه کمتر از ۲۲۰ میلیمتر بیانگر وقوع خشکسالی شدید با آبدهی برابر (یا کمتر از) ۱۰/۱ میلیون مترمکعب و بارش متوسط برابر (یا بیشتر از) ۵۶۸ میلیمتر احتمال وقوع سال بسیار مرطوب با آبدهی برابر (یا بیشتر از) ۳۰/۱ میلیون مترمکعب را نشان می‌دهد.

جدول ۴: درجه خشکی با توجه به ارتباط شاخص SPI و بارش کل سال آبی با آبدهی سالیانه چشمه خوانسار

Table 4. The aridity level according to relationship between the SPI index and precipitation of the entire water year with annual water discharge of the Khansar spring

درجه خشکی	شاخص کل سال آبی SPI <sub>12</sub>	بارش کل سال آبی (میلیمتر)			Q <sub>12</sub> آبدهی کل سالیانه (میلیون متر مکعب)		
		P <sub>min</sub>	P <sub>max</sub>	P <sub>mean</sub>	Q <sub>min</sub>	Q <sub>max</sub>	Q <sub>mean</sub>
شدیداً خشک	-۲		<۱۹۵			<۹/۳۴۸	
بسیار خشک	-۱/۹۹ ~ -۱/۵	۱۹۶	۲۴۵	۲۲۰	۹/۳۴۸	۱۰/۹۵۹	۱۰/۱۵۴
خشک متوسط	-۱ ~ -۱/۴۹	۲۴۵	۲۹۵	۲۷۰	۱۰/۹۵۹	۱۲/۸۴۹	۱۱/۹۰۴
نزدیک نرمال	۰ ~ -۱	۲۹۵	۳۹۴	۳۴۵	۱۲/۸۴۹	۱۷/۶۶۰	۱۵/۲۵۴
نرمال	۰	۳۴۵	۴۴۴	۳۹۴	۱۵/۲۵۴	۲۰/۹۶۶	۱۸/۱۱۰
نزدیک نرمال	+۱ ~ ۰	۳۹۴	۴۹۴	۴۴۴	۱۷/۶۶۰	۲۴/۲۷۳	۲۰/۹۶۶
مرطوب متوسط	+۱ ~ +۱/۴۹	۴۹۴	۵۴۳	۵۱۹	۲۴/۲۷۳	۲۸/۴۵۷	۲۶/۳۶۵
بسیار مرطوب	+۱/۹۹ ~ +۱/۵	۵۴۳	۵۹۳	۵۶۸	۲۸/۴۵۷	۳۳/۳۶۲	۳۰/۹۰۹
شدیداً مرطوب	+۲		>۵۹۳			>۳۳/۳۶۲	

بر اساس نتایج حاصل از همبستگی SPI<sub>6</sub> - Q<sub>12</sub> ارائه شده در جدول ۵ می‌توان انتظار داشت که آبدهی متوسط سالیانه (سال آبی) چشمه‌های مجموعه سرچشمه به ازای بارش متوسط ۶ ماه اول سال آبی به میزان ۲۸۱ میلیمتر در محدوده نرمال برابر با ۱۸/۵ میلیون مترمکعب باشد. بارش متوسط ۶ ماه اول سال آبی کمتر از ۱۲۳ میلیمتر بیانگر وقوع خشکسالی شدید با آبدهی برابر (یا کمتر از) ۹/۷ میلیون مترمکعب و بارش متوسط ۶ ماه اول سال آبی برابر (یا بیشتر از) ۴۳۹ میلیمتر احتمال وقوع سال بسیار مرطوب با آبدهی برابر (یا بیشتر از) ۳۳/۴ میلیون مترمکعب را نشان می‌دهد. بارش متوسط برابر (یا کمتر از) ۱۶۸ میلیمتر در شش ماه اول نشانگر احتمال وقوع خشکسالی با آبدهی برابر (یا کمتر از) ۱۱/۶ میلیون مترمکعب است. همچنین آبدهی متوسط سالانه (سال آبی) چشمه‌های سرچشمه به ازای بارش متوسط شش ماه اول به میزان ۲۳۶ تا ۳۲۶ میلیمتر در محدوده نرمال و نزدیک نرمال و برابر با ۱۵/۳ الی ۲۱/۸ میلیون مترمکعب باشد.

بر اساس نتایج حاصل از همبستگی SPI<sub>6</sub> - Q<sub>6</sub> ارائه شده در جدول ۶ می‌توان انتظار داشت که آبدهی شش ماه دوم سال آبی (ابتدای فروردین تا انتهای شهریور) چشمه‌های مجموعه سرچشمه به ازای بارش متوسط شش ماه اول (ابتدای مهر ماه الی انتهای اسفندماه) به میزان ۲۸۱ میلیمتر در محدوده نرمال برابر با ۱۱/۱ میلیون مترمکعب باشد. بارش متوسط شش ماه اول برابر (یا کمتر از) ۱۲۳ میلیمتر

در شش ماهه اول احتمال وقوع خشکسالی با متوسط آبدهی شش ماهه دوم سال آبی برابر (یا کمتر از)  $5/2$  میلیون مترمکعب را هشدار داده و بارش متوسط برابر (یا بیشتر از)  $439$  میلیمتر در شش ماهه اول احتمال وقوع تر سالی با آبدهی برابر (یا بیشتر از)  $21/8$  میلیون مترمکعب در شش ماهه دوم را پیش بینی می‌کند.

جدول 5. درجه خشکی با توجه به ارتباط شاخص SPI و بارش شش ماهه اول سال آبی با آبدهی کل سالیانه چشمه خوانسار

Table 5. The aridity level according to relationship between the SPI index and rainfall of first six months of the water year with the total annual water discharge recorded at the Khansar spring

درجه خشکی	شاخص 6 ماهه اول سال آبی SPI <sub>6</sub>	بارش شش ماهه اول سال آبی (میلیمتر)			آبدهی کل سالیانه (میلیون متر مکعب)		
		P <sub>min</sub>	P <sub>max</sub>	P <sub>mean</sub>	Q <sub>min</sub>	Q <sub>max</sub>	Q <sub>mean</sub>
شدیداً خشک	-2		<100			<8/869	
بسیار خشک	-1/99 ~ -1/5	100	145	123	8/869	10/580	9/724
خشک متوسط	-1/49 ~ -1	145	191	168	10/580	12/621	11/601
نزدیک نرمال	0 ~ -1	191	281	236	12/621	17/962	15/292
نرمال	0	236	326	281	15/292	21/762	18/527
نزدیک نرمال	0 ~ +1	281	372	326	17/962	25/562	21/762
مرطوب متوسط	+1/49 ~ +1	372	417	394	25/562	30/494	28/028
بسیار مرطوب	+1/99 ~ +1/5	417	462	439	30/494	36/377	33/435
شدیداً مرطوب	+2		>462			>36/377	

جدول 6. درجه خشکی با توجه به ارتباط شاخص SPI و بارش شش ماهه اول سال آبی با آبدهی کل شش ماهه دوم سال آبی چشمه خوانسار

Table 6. The aridity level according to relationship between the SPI index and precipitation of first six months of the water year with the total water discharge of second six months of the water year of the Khansar spring

درجه خشکی	شاخص 6 ماهه اول سال آبی SPI <sub>6</sub>	بارش شش ماهه اول سال آبی (میلیمتر)			آبدهی شش ماهه دوم سال آبی (میلیون متر مکعب)		
		P <sub>min</sub>	P <sub>max</sub>	P <sub>mean</sub>	Q <sub>min</sub>	Q <sub>max</sub>	Q <sub>mean</sub>
شدیداً خشک	-2		<100			<4/709	
بسیار خشک	-1/99 ~ -1/5	100	145	123	4/709	5/772	5/241
خشک متوسط	-1/49 ~ -1	145	191	168	5/772	7/076	6/424
نزدیک نرمال	0 ~ -1	191	281	236	7/076	10/631	8/853
نرمال	0	236	326	281	8/853	13/302	11/078
نزدیک نرمال	0 ~ +1	281	372	326	10/631	15/973	13/302
مرطوب متوسط	+1/49 ~ +1	372	417	394	15/973	19/580	17/776
بسیار مرطوب	+1/99 ~ +1/5	417	462	439	19/580	24/000	21/790
شدیداً مرطوب	+2		>462			>24/000	

به عنوان مثال، در سال آبی 1399-1400 میزان بارش کل سال آبی 248 میلیمتر می‌باشد. مطابق جدول 4 ملاحظه می‌گردد که این میزان بارش بیانگر یک سال خشک متوسط (با ضریب SPI بین -1 تا -1/5 و میانگین بارش سالانه (سال آبی) به میزان 270 میلیمتر) (با دامنه تغییرات بین 245 تا 295 میلیمتر) در ایستگاه خوانسار است و لذا انتظار می‌رود آبدهی سالیانه چشمه‌های سرچشمه به طور متوسط

حدود ۱۱/۹ میلیون مترمکعب باشد. احتمال وقوع چنین سالی در حدود ۱۰٪ است و پیش‌بینی می‌شود که در هر یازده سال یک مرتبه این وضعیت در منطقه رخ دهد.

#### ۴- نتیجه‌گیری

تحلیل شاخص SPI و تغییرات سالانه بارش مشخص نموده که در شهرستان خوانسار در بازه زمانی مورد مطالعه شدیدترین خشکسالی در سال ۱۳۸۶ رخ داده است. علاوه بر این، سال‌های ۱۳۶۴-۱۳۶۸، ۱۳۷۰-۱۳۷۲ و ۱۳۸۰-۱۳۸۵ به عنوان سال‌هایی با بیشترین میزان بارش (ترسالی) در این منطقه تشخیص داده شده‌اند و شهرستان خوانسار در سال‌های ۱۳۶۳، ۱۳۷۳-۱۳۷۹، ۱۳۸۵-۱۳۹۱ و به ویژه ۱۳۸۶ با خشکسالی شدیدی مواجه بوده است.

احتمال وقوع و دوره برگشت شدت‌های خشکسالی برای داده‌های بارش سالیانه (سال آبی) خوانسار با استفاده از بهترین توزیع آماری برازش شده (توزیع مقدار حدی Extreme Value) محاسبه گردیده است. بر این اساس، احتمال وقوع سال‌های با شرایط نرمال و نزدیک به نرمال اقلیمی ۶۷/۵ درصد است و هر ۱۱/۱ سال یک بار شرایط خشک متوسط و هر ۹/۳ سال یک بار شرایط مرطوب متوسط در شهرستان خوانسار پیش‌بینی می‌شود. همچنین، احتمال بروز سال‌های بسیار خشک و شدیداً خشک و سال‌های بسیار مرطوب و شدیداً مرطوب به ترتیب ۸/۵ و ۴/۱ درصد است.

همبستگی آماری شاخص استاندارد بارش و آبدهی چشمه‌های سرچشمه در سه بازه زمانی آماری مورد بررسی قرار گرفته است. بدین منظور، همبستگی شاخص استاندارد بارش ۱۲ ماهه با آبدهی کل سال آبی، همبستگی شاخص استاندارد بارش ۶ ماهه اول سال آبی با آبدهی کل سال آبی و همبستگی شاخص استاندارد بارش ۶ ماهه اول سال آبی با آبدهی ۶ ماهه دوم سال آبی (بهار و تابستان) بررسی شده‌اند. نتایج نشان می‌دهند که در یک سال با شرایط اقلیمی نرمال، میانگین آبدهی سالانه چشمه‌های سرچشمه بین ۱۲/۸ تا ۲۴/۳ با میانگین ۱۸/۱ میلیون مترمکعب خواهد بود. احتمال رخ دادن سال‌های با شرایط اقلیمی نرمال و نزدیک به نرمال ۶۷/۵ درصد و دوره بازگشت این سال‌ها در هر ۱/۵ سال می‌باشد. به عبارت دیگر انتظار می‌رود که هر یک و نیم سال یک بار شرایط اقلیمی نرمال و نزدیک به نرمال در شهرستان خوانسار تجربه شود. میانگین بارش کل سالانه در یک سال نرمال در ایستگاه خوانسار بین ۲۹۵ تا ۴۹۴ با میانگین ۳۹۴ میلیمتر خواهد بود. میانگین بارش در چنین سالی در نیمه اول سال آبی بین ۱۹۱ تا ۳۷۲ میلیمتر (میانگین ۲۸۱ میلیمتر) پیش‌بینی می‌شود. شاخص SPI برای یک سال با شرایط اقلیمی نرمال بین ۱- تا ۱ در نظر گرفته شده است. در سالی با شرایط اقلیمی خشک متوسط، میانگین بارش سالانه در ایستگاه خوانسار بین ۲۴۵ تا ۲۹۵ با میانگین ۲۷۰ میلیمتر می‌باشد. همچنین در شرایط یک سال با شرایط اقلیمی خشک متوسط، میانگین آبدهی سالانه چشمه‌های سرچشمه بین ۱۱/۰ تا ۱۲/۸ با میانگین ۱۱/۹ میلیون مترمکعب پیش‌بینی می‌شود. در چنین سالی انتظار می‌رود که میانگین بارش در نیمه اول سال آبی بین ۱۴۵ تا ۱۹۱ میلیمتر با میانگین ۱۶۸ میلیمتر باشد. در سال‌های بسیار خشک با احتمال وقوع حدوداً ۳۰ سال یکبار، آبدهی واقعی چشمه‌های سرچشمه به کمتر از ۹ میلیون مترمکعب در سال خواهد رسید.

نتایج ارائه شده در این تحقیق نشان می‌دهد که مقادیر آبدهی چشمه‌های سرچشمه ارتباط مستقیم و معنی‌داری با میزان بارش در طول دوره‌های مختلف دارد. همچنین ارتباط معنی‌دار و خوبی بین آبدهی چشمه‌ها در نیمه دوم سال آبی با میزان بارش در نیمه اول سال آبی وجود داشته و لذا می‌توان از آن به عنوان ابزاری برای پیش‌بینی آبدهی (متوسط ۶ ماهه اول، ۶ ماه دوم و سالیانه) چشمه‌های مجموعه سرچشمه بر اساس مقدار بارش ثبت شده در شش ماهه اول سال آبی (مجموع بارش پائیز و زمستان) استفاده نموده و بنابراین ضمن تأیید فرضیات تحقیق می‌توان از نتایج آن جهت تخصیص و برنامه‌ریزی آب به کشاورزان محدوده انهار شهرستان خوانسار قبل از شروع فصل کشت استفاده نمود.



## ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

## ۶- مراجع

- Abkhan Consulting Engineers (2013). Report on water resources balance of Golpayegan study area (4130), water resources balance update studies of the Namak Lake catchment. Iran Water Resources Management Company, basic studies of water resources, Ministry of Energy.
- Barker, L.J., Hannaford, J., Chiveron, A., Svensson, C. (2016). From meteorological to hydrological drought using standardised indicators. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 2483–2505. <https://doi.org/10.5194/hess-20-2483-2016>
- Bloomfield, J.P., Marchant, B.P. (2013). Analysis of groundwater drought building on the standardised precipitation index approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 4769–4787. <https://doi.org/10.5194/hess-17-4769-2013>
- Bouabdelli, S., Meddi, M., Zeroual, A., Alkama, R. (2020). Hydrological drought risk recurrence under climate change in the karst area of Northwestern Algeria. *J. Water Clim. Chang.* 11(S1), 164-188. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.207>
- Haslinger, K., Koffler, D., Schoner, W., Laaha, G. (2014). Exploring the link between drought and streamflow: Effects of climate-catchment interaction. *Water Resour. Res.* 50, 1-20. <https://doi.org/10.1002/2013WR015051>
- Hughes, J.D., Petrne, K.C., Silberstein, R.P. (2012). Drought, groundwater storage and stream flow decline in southwestern Australia. *Geophys. Res. Lett.* 39, L03408. <https://doi.org/10.1029/2011GL050797>
- Ljubenkov, I., Cindrić Kalin, K. (2016). Evaluation of drought using standardised precipitation and flow indices and their correlations on an example of Sinjsko polje. *Grđevinar* 68(2), 135-143. <https://doi.org/10.14256/JCE.1337.2015>
- McKee, T.B., Doeksen, N.J., Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration on time scales, 8th Conference of Applied Climatology, American Meteorological Society, Boston MA, 179-184.
- Romano, E., Del Bon, A., Petrangeli, E., Preziosi, E. (2013). Generating synthetic time series of springs discharge in relation to standardized precipitation indices: Case study in Central Italy. *J. Hydrol.* 507, 86-99. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.020>
- Russo, T.A., Lall, U. (2017). Depletion and Response of Deep Groundwater to Climate-Induced Pumping Variability. *Nat. Geosci.* 10(2), 105–08. <https://doi.org/10.1038/ngeo2883>
- Saada, N., Abu-Romman, A. (2017). Multi-site modelling and simulation of the standardized precipitation index (SPI) in Jordan. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 14, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.002>
- Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Gudmundsson, L., Van Loon, A.F., Stahl, K. (2015). Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). *Int. J. Climatol.* 35, 4027–4040. <https://doi.org/10.1002/joc.4267>
- Uddameri, V., Singaraju, S., Hernandez, E.A. (2019). Is standardized Precipitation Index (SPI) a useful indicator to forecast groundwater droughts? — Insights from a Karst Aquifer. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 55, 70–88. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12698>



Research Article



## Evaluating the ability of *Rhodococcus erythropolis* bacterial cells to remove lead from aquatic environments with a comparative approach between biosorption and bioaccumulation

Haniye Heidarian<sup>1</sup>, Soroor Sadeghi<sup>2\*</sup>, Sara Sharifi<sup>3</sup>

1 Department of Chemical Engineering, Technical and Engineering Faculty, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

2 Department of Chemistry, Faculty of Basic Sciences, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

3 Department of Biology, Faculty of Basic Sciences, Kermanshah Branch, Islamic Azad University, Kermanshah, Iran.

\* Corresponding author: [soroorsadeghi@iauksh.ac.ir](mailto:soroorsadeghi@iauksh.ac.ir)

© The Author(s) 2024

Received: 07 Aug 2023

Accepted: 02 Nov 2023

Published: 09 Mar 2024

### Abstract

The comparative removal of lead (II) from water environments was investigated using *Rhodococcus erythropolis* in two modes of biosorption and bioaccumulation. The morphology of the biosorbent and its surface functional groups was investigated by SEM and FT-IR, respectively. Experiments were performed in discontinuous systems as a function of contact time, lead ion concentration, and biomass dose. Bioaccumulation by living bacterial cells and biosorption by inactive and non-living cells, were done. Biosorption was rapid, and equilibrium was reached in 15 min, while equilibrium in bioaccumulation was reached in 60 min. Initial metal concentration and amount of biomass significantly affected biosorption performance and contact time on bioaccumulation. The maximum biosorption efficiency using 0.1 g of inactive biomass after 15 minutes of contact time was 97.55%. Since metal recovery from inactive cell biomass is easier and can be performed with a higher absorption rate with a lower amount of biosorbent, the use of non-living biomass as a biological adsorbent is more efficient and significant.

**Keywords:** Aquatic environments, Bioaccumulation, Biosorption, Lead, *Rhodococcus erythropolis*



## ارزیابی توانایی سلول‌های باکتریایی ردوکوکوس اریتروپولیس در حذف سرب از محیط- های آبی با رویکرد مقایسه‌ای فرایند جذب زیستی و تجمع زیستی

هانیه حیدریان<sup>۱</sup>، سرور صادقی<sup>۲\*</sup>، سارا شریفی<sup>۳</sup>

۱. گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی و مهندسی، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

۲. گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

۳. گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم پایه، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران.

\*نویسنده مسئول: [soroorsadeghi@iauksh.ac.ir](mailto:soroorsadeghi@iauksh.ac.ir)

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۱۹

پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۱۱

دریافت: ۱۴۰۲/۰۵/۱۶

### چکیده

حذف مقایسه‌ای سرب (II) از محیط‌های آبی با استفاده از *Rhodococcus erythropolis* در دو حالت مختلف جذب زیستی و تجمع زیستی مورد بررسی قرار گرفت. مورفولوژی جاذب زیستی و گروه‌های عاملی سطحی به ترتیب توسط SEM و FT-IR مورد بررسی قرار گرفتند. آزمایشات در سیستم ناپیوسته به عنوان تابعی از زمان تماس، غلظت یون‌های سرب و دوز زیست‌توده انجام شد. تجمع زیستی توسط سلول‌های زنده باکتری و جذب زیستی توسط سلول‌های غیرفعال و غیرزنده انجام شد. فرایند جذب زیستی سریع بود و تعادل در ۱۵ دقیقه به دست آمد درحالی‌که تعادل در تجمع زیستی در ۶۰ دقیقه به دست آمد. غلظت اولیه فلز و مقدار زیست‌توده به طور قابل توجهی بر عملکرد جذب زیستی و زمان تماس بر تجمع زیستی تأثیر زیادی گذاشت. حداکثر راندمان جذب زیستی با استفاده از ۰/۱ گرم زیست‌توده غیرفعال پس از ۱۵ دقیقه زمان تماس ۹۷/۵۵ درصد بود. با توجه به اینکه بازیابی فلز از توده سلول غیرفعال ساده‌تر و با سرعت جذب بالاتر است و میزان جاذب کمتری مورد نیاز است، لذا در مجموع استفاده از زیست‌توده غیرزنده به عنوان جاذب زیستی کارآمدتر و قابل توجه تر است.

**کلمات کلیدی:** جذب زیستی، تجمع زیستی، ردوکوکوس اریتروپولیس، سرب، محیط‌های آبی

## ۱. مقدمه

در چند دهه اخیر، تصفیه یون‌های فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی به دلیل مدیریت آلودگی‌های زیست‌محیطی مورد توجه گسترده قرار گرفته است. آلودگی بوم‌سازگان‌های آبی ناشی از فلزات سنگین از اهمیت بوم‌شناختی بالایی برخوردار است. این نگرانی‌ها ناشی از تجزیه‌ناپذیری زیستی، سمیت بالا و تخلیه زیاد آن‌ها در محیط است. این فلزات از طریق تخلیه مستقیم به اکوسیستم‌های آب شیرین و دریایی یا از طریق مسیرهای غیرمستقیم صنعتی مرتبط با پساب‌های شیمیایی از صنایع مختلف به محیط‌های آبی وارد می‌شوند (Rezaei et al., 2022). یون‌های فلزات سنگین و سمی در محیط آبی در غلظت‌های پایین‌تر، به دلیل جذب سریع‌تر نگران‌کننده هستند (Al-Juboury 2009; Nasrabadi et al., 2010). روش‌هایی مانند ترسیب، تبخیر، آبکاری الکتریکی، تبادل یونی و فرآیندهای غشایی برای حذف فلزات سنگین از پساب توسعه یافته‌اند، اما دارای معایبی مانند استفاده از مواد غیر قابل بازیابی، هزینه بالا، مصرف معرف زیاد، تولید لجن سمی و غیره می‌باشند. جذب زیستی یک روش زیست‌شناختی برای استفاده از مواد بیولوژیکی جایگزین مقرون به صرفه برای این منظور است. استفاده از میکروارگانیسم‌هایی مانند باکتری‌ها، جلبک‌ها، مخمرها و قارچ‌ها به‌عنوان جاذب‌های زیستی برای حذف و بازیابی فلزات سنگین به دلیل نسبت سطح به حجم بالا، در دسترس بودن، سینتیک سریع جذب و دفع (absorption/desorption) و نیاز به هزینه‌های کم در مقایسه با سایر روش‌ها مورد توجه فزاینده‌ای قرار گرفته است (Mahmoud et al., 2023; Rezaei et al., 2022). جذب زیستی عبارت است از حذف مواد توسط زیست‌توده غیرفعال و غیرزنده به دلیل برهمکنش فیزیکوشیمیایی بین یون‌های فلزی و ترکیبات سلولی گونه‌های بیولوژیکی و شامل مکانیسم‌هایی مانند جذب، جذب سطحی، تبادل یونی، کمپلکس شدن سطح و رسوب دهی و گیر افتادن در فضای داخلی سلول می‌باشند (Lawrence et al., 2010; Mahmoud et al., 2023). مشخص شده است که گروه‌های عاملی مختلفی که روی دیواره‌های سلولی زنده وجود دارند، نیروهای جذب خاصی را برای یون‌های فلزی ارائه می‌کنند و میل ترکیبی بالایی برای حذف آن‌ها ایجاد می‌کنند. مزایای بالقوه فرآیند جذب زیستی عبارتند از استفاده از مواد زیستی طبیعی فراوان و تجدیدپذیر که می‌توان آن‌ها را ارزان تولید کرد، توانایی تصفیه حجم زیادی از فاضلاب به دلیل سینتیک سریع، انتخاب پذیری بالا از نظر حذف و بازیافت فلزات سنگین خاص، توانایی مدیریت چندین فلزات سنگین و ضایعات مخلوط، میل ترکیبی بالا، کاهش فلزات باقیمانده به کمتر از ppb در بسیاری از موارد، نیاز کمتر به معرف‌های گران قیمت اضافی همراه با مشکلات دفع پسماند و نیاز به فضای بالا، عملکرد در طیف وسیعی از شرایط فیزیکوشیمیایی از جمله دما، pH و وجود سایر یون‌ها، سرمایه‌گذاری نسبتاً کم و هزینه عملیاتی کم، بازیابی بسیار بهبود یافته فلزات سنگین متصل از زیست‌توده و کاهش بسیار حجم زباله‌های خطرناک تولیدی، از مزایای این فرآیند است.

ناهمگونی زیادی در بین گونه‌های مختلف باکتری وجود دارد که مربوط به تعداد محل‌های اتصال سطحی، قدرت اتصال برای یون‌های مختلف و مکانیسم‌های اتصال است. آن‌ها دارای لایه‌های پلی‌ساکارید هستند و به‌راحتی گروه آمینو، کربوکسیل، فسفات و سولفات را برای جذب بیولوژیکی فلزات فراهم می‌کنند (Kinoshita et al., 2013). سرب، جیوه و کادمیوم در صدر فهرست سمیت در میان یون‌های مختلف فلزات سنگین به دلیل تأثیر عمده آن‌ها بر محیط زیست هستند. سرب در بسیاری از پساب‌های صنعتی مانند آبکاری، تولید پلاستیک و رنگ، معدن، فرآیند متالورژی، فرآیند پتروشیمی، باتری‌سازی و کاغذسازی وجود دارد (Adelaja et al., 2011). سرب با گروه‌های Oxo در آنزیم‌ها کمپلکس‌هایی را تشکیل می‌دهد و عملاً بر تمام مراحل در فرآیند سنتز هموگلوبین و متابولیسم پورفیری تأثیر می‌گذارد. سرب با آنسفالوپاتی، تشنج و عقب‌ماندگی ذهنی مرتبط است و می‌تواند باعث آسیب به سیستم عصبی مرکزی شود. علائم سمی شامل کم‌خونی، بی‌خوابی، سردرد، سرگیجه، تحریک‌پذیری، ضعف عضلات، توهم و آسیب کلیوی می‌باشند (Fu & Wang, 2011). گونه‌های باکتریایی *Staphylococcus*, *Enterobacter cloacae*, *Geobacillus thymodenitrificans*, *Micrococcus*, *Geobacillus thymocatenulatus*, *Bacillus*, *Pseudomonas* پایین، مدت زمان تماس طولانی، محدوده کوچک غلظت اولیه فلز و مقدار زیاد دوز جاذب زیستی از معایب آن‌هاست (Babak et al., 2011).

(al., 2013; Mahmoud et al., 2023; Rani et al., 2010; Rezaei et al., 2022) جذب فلز توسط سلول‌های زنده و غیرزنده متفاوت است، مکانیسم‌های حذف فلز توسط سلول‌های زنده در سراسر غشاء وابسته به متابولیسم سلولی است و به جذب درون سلولی، جذب فعال یا تجمع زیستی اشاره دارد، درحالی‌که جذب سطحی سلولی برهمکنش بین یون‌های فلزی و گروه‌های عاملی مانند کربوکسیلات، هیدروکسیل، سولفات است. گروه آمینو و فسفات روی سطح سلول مستقل از فعالیت متابولیک سلول است. جذب فلز با استفاده از سلول‌های زنده شامل دو مرحله است. ابتدا یون‌های فلزی با برهمکنش بین فلز و گروه‌های عاملی موجود در سطح دیواره به سطح سلول‌ها جذب می‌شوند و سپس یون‌های فلزی به غشای سلولی نفوذ کرده و وارد سلول می‌شوند. مرحله دوم وابسته به متابولیسم و مربوط به انتقال و رسوب فلز است. حذف فلز توسط سلول‌های غیرزنده سریع و در حالت غیرفعال است که مستقل از متابولیسم توسط مکانیسم‌های اتصال فلزی ترکیبی مانند کمپلکس‌سازی، جذب فیزیکی یا تبادل یونی و غیره انجام می‌شود. مطالعات امکان‌سنجی برای کاربردهای در مقیاس بزرگ با استفاده از زیست‌توده غیرزنده در واقع بیشتر از فرآیندهای تجمع زیستی که از میکروارگانیسم‌های زنده استفاده می‌کنند، کاربرد دارند، زیرا این میکروارگانیسم‌ها به تامین مواد مغذی، سیستم بیوراکتور پیچیده و نگهداری از جمعیت میکروبی سالم نیاز دارند که به دلیل سمیت آلاینده‌های استخراج شده حاصل از فرایند و سایر عوامل محیطی نامناسب مانند دما و pH محلول دشوار است (Romera et al. 2006). بازیابی فلزات با ارزش نیز در سلول‌های زنده محدود است، زیرا ممکن است داخل سلول متصل شوند. بنابراین، در سال‌های اخیر، توجه محققان بیشتر بر استفاده از زیست‌توده سلول‌های غیرزنده به عنوان جاذب زیستی متمرکز شده است (Dhanwal et al., 2018; Romera et al., 2006; Rezaei et al., 2022; Roşca et al., 2023). با این حال، بسیاری از ویژگی‌های میکروارگانیسم‌های زنده در کاربردهای صنعتی استفاده نشده باقی مانده‌اند که بایستی مورد توجه قرار گیرند. البته وجود مواد شیمیایی در طول رشد سلول و شرایط محیطی مانند pH و دما می‌تواند متابولیسم سلول را غیرفعال کرده و بر راندمان حذف تأثیر بگذارد. هدف از این مطالعه حذف سرب از محلول‌های آبی با استفاده از رودوکوکوس اریتروپولیس به عنوان یک جاذب زیستی بالقوه در دو حالت مختلف جذب زیستی و تجمع زیستی می‌باشد. برای مقایسه این روش‌ها، شرایط عملیاتی بهینه مورد مطالعه قرار گرفته است. همچنین ایزوترم‌های جذب زیستی و مطالعات سینتیکی مورد بررسی قرار گرفته است.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- مواد شیمیایی و شرایط میکروارگانیسم و کشت سلولی

نیترات سرب (II)، هیدروکسید سدیم، کلرید هیدروژن و فسفات پتاسیم از Merck (آلمان) خریداری شد. سویه باکتری مورد استفاده در این تحقیق رودوکوکوس اریتروپولیس جداسازی شده از خاک آلوده به نفت خام بوده است و از PTCC (Persian Type Culture Collection) تهیه شد. سلول‌ها در تریپتون سویا براث با ترکیب زیر کشت داده شدند: پیتون از کازئین (۱۷ گرم)، پیتون از آرد سویا (۳ گرم)، (+)D گلوکز مونوهیدرات (۲/۵ گرم)، کلرید سدیم (۵ گرم)، دی پتاسیم هیدروژن فسفات (۲/۵ گرم) در ۱۰۰۰ میلی لیتر آب دیونیزه حل شده و pH نهایی برابر با ۷ بود. محیط کشت با اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۵ دقیقه استریل شد. به سلول‌های باکتریایی اجازه رشد در محیط‌های سنتزی حاوی محلول فلزی سرب دو ظرفیتی داده شد تا بتوانند در برابر فلزات سنگین مقاوم شوند. غلظت محلول سرب ۵۰ میلی‌گرم در لیتر بود (Fatahi & Sadeghi, 2017).

برای کشت سویه، فلاسک‌های ۲۵۰ میلی‌لیتری حاوی ۵۰ میلی‌لیتر محیط در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد با تکان دادن در ۲۰۰ دور در دقیقه به مدت ۹۶ ساعت (IKA KS-130 Basic) انکوبه شدند. در طول دوره کشت، مقداری از سلول‌ها برای اندازه‌گیری رشد سلولی سلول‌های کشت شده با روش کدورت سنجی در طول موج ۶۰۰ نانومتر توسط اسپکتروفوتومتر UV-Visible (Spectro scan 60 DV) جمع‌آوری شدند. سلول‌های در حال استراحت با برداشت سلول‌ها در فاز لگاریتمی میانی سلول‌ها (OD: Optical Density) با

سانتریفیوژ در ۴۰۰۰ گرم به مدت ۳۰ دقیقه (Froilabo SW14) و دو بار شستشو با بافر فسفات پتاسیم ۰/۱ مولار تهیه شدند. گروه‌های عاملی روی سطح سلول با طیف سنجی FTIR (تبدیل فوریه مادون قرمز) از ۴۰۰ تا ۴۰۰۰  $\text{cm}^{-1}$  مشخص شدند. طیف FTIR بر روی دستگاه Bruker- ALPHA تهیه شد. مطالعات مورفولوژیکی توسط میکروسکوپ الکترونی روبشی (MIRA TESCAN SEM) انجام شد.

## ۲-۲- آزمایش‌های جذب زیستی و تجمع زیستی

فرآیند تجمع زیستی توسط سلول‌های زنده R.erythropolis و فرآیندهای جذب زیستی توسط سلول‌های غیرفعال که در حضور پتاسیم‌هگزاسیانوفرات (III) غیرفعال شده بودند و سلول‌های غیرزنده که در دمای ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۵ دقیقه اتوکلاو شدند، انجام شد. آزمایش‌های جذب زیستی و تجمع زیستی در ارلن‌های حاوی ۵۰ میلی‌لیتر نمونه محلول فلزی و ۰/۱ گرم سلول‌های غیرزنده و غیرفعال (جذب زیستی) یا سلول‌های زنده (تجمع زیستی) انجام شد. برای اطمینان از تعادل، سلول‌ها و محلول فلزی در زمان‌های مختلف تماس تحت هم‌زدن ثابت، در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد در تماس بودند. در تمام آزمایش‌ها، سلول‌ها تنها از یک کشت به دست آمدند و از همان فلاسک در همان مرحله رشد جمع‌آوری شدند. برای بررسی توانایی جذب بیولوژیکی سلول‌های مرده، سلول‌های باکتریایی به مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۱۲۰ درجه سانتی‌گراد اتوکلاو شدند و برای بررسی قابلیت جذب بیولوژیکی سلول‌های غیرفعال، سلول‌های باکتریایی در تماس با ۵۰ میلی‌لیتر پتاسیم‌هگزاسیانوفرات (III) (0.5 M) قرار گرفتند. pH و دمای بهینه برای رشد میکروارگانیسم‌ها به ترتیب برابر با ۷ و ۳۵ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. شرایط بهینه برای دو حالت مختلف حذف سرب با استفاده از مقادیر مختلف سلول‌های باکتریایی (۰/۵-۰/۱ گرم) که در یک فلاسک حاوی ۵۰ میلی‌لیتر یون سرب (از ۲۰ تا ۸۰ میلی‌گرم در لیتر) قرار داده شدند، انجام شد. تماس باکتری و محلول سرب در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد در شیکر چرخشی با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۵ تا ۱۲۰ دقیقه انجام شد.

نمونه‌ها در فواصل زمانی مختلف گرفته شد، با استفاده از کاغذ صافی برای حذف زیست توده معلق فیلتر شده و محلول برای غلظت فلز باقیمانده آنالیز شد. غلظت فلزات با روش اندازه‌گیری جذب نوری UV-Vis توسط طیف سنج نوری (Varian (USA) مدل Cary (100 Bio) در طول موج ۲۸۳/۳ نانومتر تعیین شد. منحنی استاندارد با استفاده از محلول‌های استاندارد سرب رسم شد. مقدار یون‌های فلزی جذب‌شده در هر گرم زیست توده با استفاده از رابطه زیر به دست آمد:

$$q = \frac{(C_0 - C_e)V}{M} \quad (1)$$

که q مقدار سرب جذب شده روی زیست توده (mg/g) است. Co غلظت اولیه یون سرب در محلول (mg/L) است. Ce غلظت یون فلزی تعادلی در محلول (mg/L) است. V حجم محیط (L) و M مقدار زیست توده استفاده شده در مخلوط واکنش به گرم است. آزمایش‌ها در سه تکرار متوالی انجام شدند.

## ۳. نتایج و بحث

چندین پارامتر وجود دارد که بر راندمان جذب و تجمع زیستی تأثیر می‌گذارد. پارامترهای اصلی که بر سرعت جذب زیستی یون‌های سرب تأثیر می‌گذارند، ویژگی‌های ساختاری و مورفولوژیکی جاذب زیستی مانند گروه عملکردی سطح و ویژه، میزان جاذب زیستی، غلظت اولیه یون‌های سرب و زمان تماس است.

## ۳-۱- شناسایی ساختار و مورفولوژی سطح

مورفولوژی سطح سلول‌های مرده و غیرفعال *R. erythropolis* با میکروسکوپ الکترونی روبشی شناسایی شد (شکل ۱).

شکل ۱- (a) تصویر SEM از سلول‌های باکتریایی رودوکوکوس اریتروپولیس فعال، (b) تصویر SEM از سلول‌های غیر فعال، (c) تصویر SEM از سلول‌های غیرزنده

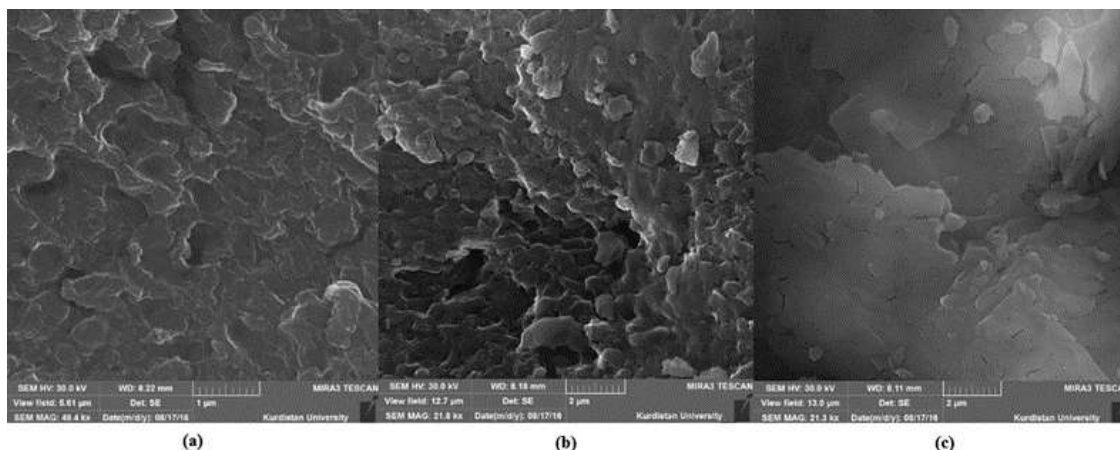


Fig 1. (a) SEM image of active bacterial cells of *Rodococcus erythropolis*, (b) SEM image of inactive cells, (c) SEM image of nonliving cell

گروه‌های عملکردی سطحی سلول‌های *R. erythropolis* با استفاده از طیف‌سنجی FTIR تعیین شدند (شکل ۲). با توجه به طیف FTIR سویه باکتریایی فعال نوار در  $3398/21 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به حالت کشش OH و NH از آمید II نسبت داد، حالت خمشی برای NH در آمید II در  $1553/79 \text{ cm}^{-1}$  ظاهر می‌شود، در  $1643/88 \text{ cm}^{-1}$  نشان دهنده حالت کشش کربونیل در آمیدها از ساختار پروتئین و نوار در  $1071/8 \text{ cm}^{-1}$  به حالت کشش کربونیل از پلی‌ساکاریدها نسبت داده می‌شود. نوار در  $1405/16 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به حالت کشش متقارن گروه‌های کربوکسیل نسبت داد. حالت خمشی گروه‌های کربوکسیل در  $654/91 \text{ cm}^{-1}$  ظاهر می‌شود، نوار  $1240/31 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به گروه‌های C-O-C از پلی‌ساکاریدها نسبت داد. شکل ۲ قسمت b نشان‌دهنده طیف FTIR سویه باکتریایی غیرفعال است که پس از رشد سلول در هگزاآسیانوفرات پتاسیم تهیه شده است. نوار در  $3297/21 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به حالت کشش OH و NH از آمید II نسبت داد، حالت خمشی برای NH در آمید II در  $1539/9$  ظاهر می‌شود، نوارها در  $2925/12 \text{ cm}^{-1}$  و  $2855/82$  را می‌توان به حالت کشش C-H نسبت داد. نوارهای  $2115/79$  و  $2048/28$  را می‌توان به حالت کشش  $\text{C}\equiv\text{N}$  از گروه نیتریل نسبت داد. نوار در  $1656/111$  نشان دهنده حالت کشش کربونیل در آمیدها از ساختار پروتئین و نوار  $1456/47 \text{ cm}^{-1}$  به حالت کشش C-H از لیپیدها نسبت داده می‌شود. نوار در  $1394/08 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به حالت کشش متقارن گروه‌های کربوکسیل نسبت داد. حالت کششی متقارن و نامتقارن برای P=O از گروه‌های فسفات به ترتیب در  $1073/6 \text{ cm}^{-1}$  و  $1237/62 \text{ cm}^{-1}$  ظاهر شد. نوار در  $1166/69 \text{ cm}^{-1}$  را می‌توان به حالت کشش C-N از آمیدها نسبت داد.

## ۳-۲- شرایط بهینه جذب زیستی و تجمع زیستی

جدول (۱) کارایی جذب زیستی و تجمع زیستی یون‌های فلزات سنگین را در سلول‌های *R. erythropolis* نشان می‌دهد. راندمان جذب زیستی با افزایش غلظت اولیه یون فلز کاهش می‌یابد. بنابراین، یون‌های سرب بیشتری در محلول در سطوح غلظت بالاتر جذب نشده باقی ماندند، اما مقدار جذب فلز (mg/g) با افزایش غلظت اولیه افزایش می‌یابد. نتایج بررسی اثر غلظت نشان می‌دهد

که تجمع بیش از اندازه یون‌های سرب موجب پلاگ شدن مکان‌های فعال جهت جذب در اثر تراکم بیش از اندازه شده‌اند. این مساله نشان‌دهنده اهمیت عامل غلظت اولیه در تعیین شرایط بهینه جذب زیستی و تجمع زیستی سرب توسط سلول‌های باکتری در هر سه حالت فعال و غیرزنده و غیرفعال است.

شکل ۲- (a) طیف FTIR سلول‌های باکتریایی ردوکوکوس اریتروپولیس فعال، (b) طیف FTIR سلول‌های غیر فعال

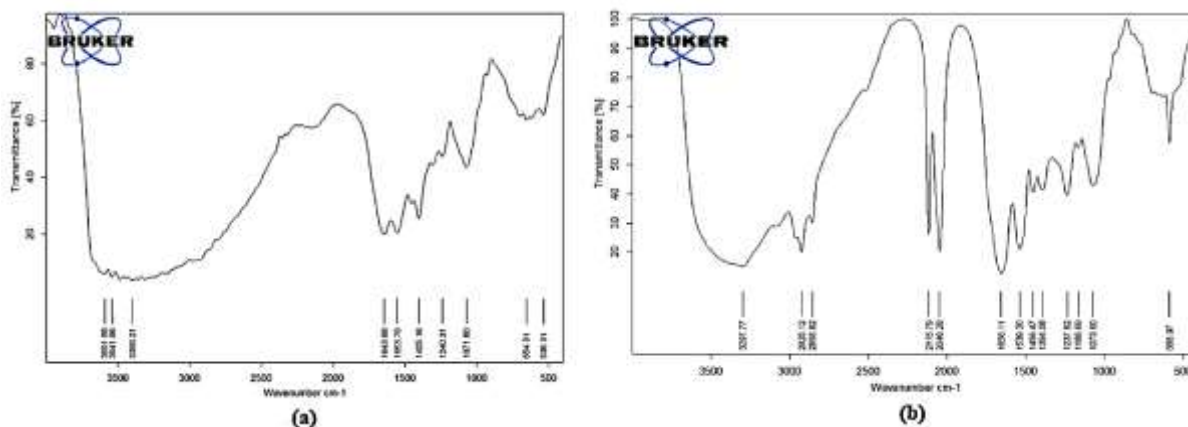


Fig 2. (a) FT-IR spectrum of active bacterial cells of *Rodococcus erythropolis*, (b) FT-IR spectrum of inactive cells

جدول ۱- اثر غلظت اولیه فلز بر تجمع زیستی و جذب زیستی سرب توسط *R. erythropolis*. زمان تماس ۶۰ دقیقه، مقدار زیست توده ۰/۱ گرم، دما ۳۵ درجه سانتیگراد، pH=7

Table 1. Effect of initial concentration on lead biosorption and bioaccumulation by *R.erythropolis*, contact time was 60 min, by 0.1 g of biomass, Temperature was 35°C and pH=7.

غلظت اولیه (mg/L)	تجمع زیستی با سلول‌های فعال (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرزنده (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرفعال (%) ± RSD
۲۰	۶۹/۹۷±۰/۶	۷۱/۹۰±۰/۰۹	۹۰/۱۹±۰/۰۹
۴۰	۵۶/۷۹±۰/۳	۶۷/۷۲±۰/۴۰	۸۱/۴۲±۰/۴۰
۶۰	۴۸/۵۴±۰/۲	۶۳/۸۳±۱/۵۰	۷۴/۱۶±۰/۹۴
۸۰	۴۱/۵۶±۱/۶	۶۰/۸۲±۰/۹۶	۶۵/۶۹±۰/۲۰

راندمان تجمع زیستی و جذب زیستی یون‌های فلزی به عنوان تابعی از زمان تماس ارزیابی شد. غلظت اولیه فلزات ۲۰ میلی‌گرم در لیتر بود. طبق جدول (۲)، جذب بیولوژیکی سرب توسط سلول‌های مرده و غیرفعال از ۱۵ دقیقه تا ۶۰ دقیقه هیچ تغییر قابل توجهی نداشت، اما تجمع زیستی یون‌های سرب روی سلول‌های زنده به تدریج با پیشرفت زمان افزایش یافت تا پس از ۶۰ دقیقه به تعادل برسد. این نتایج نشان‌دهنده عدم تاثیر بالای زمان تماس در عملکرد سلول‌های غیرفعال شده در اثر اتوکلاو و سلول‌های غیرفعال در حضور هگزاسیانوفرات پتاسیم در سیستم جذب زیستی سرب در مقایسه با تجمع زیستی آن است. واجذب یون‌های فلزی جذب شده در زمان‌های کوتاه پس از جذب آغاز شده است، چنانکه روند کاهشی در میزان جذب با گذر زمان مشاهده شده است. این در حالی است که در سیستم تجمع زیستی یون فلزی توسط توده سلولی فعال، با افزایش زمان راندمان جذب بالا رفته است. در مقایسه بین روش‌های جذب زیستی و تجمع زیستی مشخص می‌شود که فرایند تجمع زیستی فلز را بصورت پایدارتر جذب و از محیط خارج می‌کند اما فرایند جذب زیستی فرایند ساده‌تری جهت احیای مجدد جاذب و بازیافت فلز است چرا که واجذب بصورت ساده و در



زمان‌های کوتاهی پس از جذب اولیه اتفاق افتاده است که باعث روند کاهش راندمان شده است. بالاترین مقادیر جذب فلز برای سلول‌های زنده، سلول‌های غیرزنده در اثر اتوکلاو و سلول‌های غیرفعال شده در حضور پتاسیم‌هگزاسیانوفرات، به ترتیب ۶/۹۹۷۳ mg/g، ۸/۲۰۲ mg/g و ۹/۷۷ mg/g به دست آمد، که برتری سیستم جذب زیستی به کمک سلول‌های غیرفعال در حضور ماده شیمیایی را مشخص می‌کند.

جدول ۲- اثر زمان تماس بر تجمع زیستی و جذب زیستی توسط *R. erythropolis*؛ غلظت اولیه فلز ۲۰ (mg/L).

مقدار زیست توده برابر با ۰/۱ گرم؛ دما ۳۵ درجه سانتیگراد، pH=7.

Table 2. Effect of contact time on lead biosorption and bioaccumulation by *R. erythropolis*, initial concentration of metal was 20 (mg/L), by 0.1 g of biomass, Temperature was 35°C and pH=7.

زمان تماس (min)	تجمع زیستی با سلول‌های فعال (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرزنده (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرفعال (%) ± RSD
۱۵	۳۰/۱۱ ± ۰/۴۰	۸۲/۰۱ ± ۰/۴۰	۹۷/۵۵ ± ۰/۵۲
۳۰	۴۷/۵۵ ± ۰/۶۰	۷۸/۷۵ ± ۱/۳۰	۹۴/۳۵ ± ۰/۵۰
۴۵	۵۷/۷۴ ± ۰/۶۰	۷۲/۵۷ ± ۱/۴۰	۹۰/۹۶ ± ۰/۶۰
۶۰	۶۹/۹۷ ± ۰/۶۰	۷۱/۹۰ ± ۰/۰۹	۹۰/۱۹ ± ۰/۰۹

جدول ۳- اثر غلظت زیست توده بر تجمع زیستی و جذب زیستی توسط *R. erythropolis*؛ غلظت اولیه فلز ۲۰ (mg/L)، زمان تماس

برای تجمع زیستی ۶۰ دقیقه، زمان تماس برای جذب بیولوژیکی ۱۵ دقیقه، دما ۳۵ درجه سانتیگراد و pH=7.

Table 3. Effect of adsorbent dosage on lead biosorption and bioaccumulation by *R. erythropolis*, initial concentration of metal was 20 (mg/L), contact time for bioaccumulation 60 min, contact time for biosorption was 15 min, Temperature was 35°C and pH=7.

مقدار توده زیستی (g)	تجمع زیستی با سلول‌های فعال (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرزنده (%) ± RSD	جذب زیستی با سلول‌های غیرفعال (%) ± RSD
۰/۱	۶۹/۹۷ ± ۰/۶۰	۸۲/۰۱ ± ۰/۴۰	۹۷/۵۵ ± ۰/۵۲
۰/۲	۷۴/۳۲ ± ۰/۶۰	۷۱/۸۱ ± ۱/۳۸	۸۸/۶۴ ± ۰/۵۱
۰/۳	۸۸/۳۱ ± ۰/۶۰	۶۶/۷۱ ± ۰/۹۰	۸۰/۵۵ ± ۰/۰۹
۰/۴	۹۳/۰۶ ± ۰/۶۰	۵۵/۴۴ ± ۰/۹۰	۷۹/۵۳ ± ۰/۹۰

افزایش غلظت جاذب زیستی عموماً به دلیل سطح جذب بزرگتر، غلظت یون فلز جذب شده را افزایش می‌دهد. با این حال، افزایش بیشتر در غلظت زیست توده، جذب ویژه فلز را کاهش می‌دهد (Ekmekyapar et al., 2006). طبق جدول (۳)، افزایش دوز جاذب زیستی از ۰/۱ گرم به ۰/۴ گرم، جذب سرب را کاهش می‌دهد. طبق جدول (۳)، حداکثر راندمان جذب زیستی سلول‌های مرده و غیرفعال در ۰/۱ گرم جاذب زیستی پس از ۱۵ دقیقه زمان تماس به دست آمد، اما حداکثر راندمان تجمع زیستی در ۰/۴ گرم از سلول‌های زنده پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس به دست آمد.

هرچند این نتایج نشان دهنده راندمان بالای جذب زیستی سرب توسط سلول‌های غیرفعال شده در حضور ماده شیمیایی است، اما افزایش میزان جاذب در خصوص فرایند جذب زیستی به دلیل تراکم سلول‌های غیرفعال شده در کنار هم و عدم دسترسی یون‌های فلزی به مکان‌های فعال جذب بر روی سلول‌ها، موجب کاهش راندمان شده است. بنابراین تعیین دقیق دوز جاذب در سیستم‌های

پساب حقیقی از اهمیت بالایی در فرایند جذب زیستی برخوردار است. در مقایسه این نتایج با روش تجمع زیستی فلز توسط توده فعال باکتری، مشخص می‌شود که افزایش دوز توده زیستی فعال تاثیر مستقیم در راندمان حذف فلز دارد هر چند افزایش چهار برابری میزان دوز توده سلولی در فرایند تجمع زیستی راندمانی نزدیک به دوز ۰/۱ گرمی در فرایند جذب زیستی سرب توسط باکتری غیرفعال شده در حضور ماده شیمیایی نشان داده است.

#### ۴- نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر به استفاده از سلول‌های *R. erythropolis* برای حذف سرب (II) از محلول‌های آبی پرداخت. این یک بررسی امکان‌سنجی و مقایسه‌ای در مورد تجمع زیستی سرب توسط سلول‌های زنده *R. erythropolis* و جذب زیستی بر روی سلول‌های غیرزنده در اثر اتوکلاو در دمای بالا و سلول‌های غیرفعال شده در محیط شیمیایی به عنوان جاذب زیستی است. فرآیندهای جذب سریع بودند و تعادل در ۱۵ دقیقه به دست آمد، در فرآیند تجمع زیستی تعادل در ۶۰ دقیقه حاصل شد. حداکثر راندمان جذب زیستی ۹۷/۵۵ درصد با استفاده از ۰/۱ گرم زیست‌توده غیرفعال پس از ۱۵ دقیقه زمان تماس بود. حداکثر راندمان تجمع زیستی ۹۳/۰۶ درصد با استفاده از ۰/۴ گرم زیست‌توده غیرفعال پس از ۶۰ دقیقه زمان تماس بود. چندین پارامتر وجود دارد که بر راندمان جذب و تجمع زیستی تأثیر می‌گذارد. تجمع بیش از اندازه یون‌های سرب موجب پلاگ شدن مکان‌های فعال جهت جذب در اثر تراکم بیش از اندازه شده است. افزایش غلظت اولیه یون‌های سرب برای افزایش بازده جذب فلز، می‌تواند به دلیل افزایش برهم‌کنش‌های الکترواستاتیک یا کووالانسی باشد که شامل مکان‌هایی با میل ترکیبی به تدریج برای یون‌های فلزی است. جذب بیولوژیکی فلز، که به جذب فیزیکی روی سطح سلول بستگی دارد، به طور کلی در طول دوره اولیه تماس بین جاذب زیستی و یون‌های سرب با سرعت بالایی انجام‌پذیر است. عدم تاثیر بالای زمان تماس در عملکرد سلول‌های غیرفعال در سیستم جذب زیستی در مقایسه با سیستم تجمع زیستی آن و واجذب یون‌های فلزی جذب شده در زمان‌های کوتاه پس از جذب موجب روند کاهشی راندمان شده است اما این مساله مزیت سیستم غیرفعال را در بازیابی سریع، ارزان و ساده فلز و احیای کم هزینه جاذب جهت استفاده مجدد در فرایند را مشخص می‌کند. افزایش دوز جاذب زیستی باعث کاهش جذب سرب می‌شود. این مساله را می‌توان با تشکیل تجمع و تراکم توده سلول‌ها در طول جذب زیستی که در غلظت‌های بالای زیست‌توده انجام می‌شود و باعث سطح جذب موثر کمتر می‌شود، توضیح داد. عوامل متعددی از جمله pH، قدرت یونی، دما، غلظت یون فلزی در محلول و غلظت زیست‌توده، کاهش ظرفیت جذب در افزایش زیست‌توده را توضیح می‌دهند. مجموعه نتایج حاضر برتری سیستم جذب زیستی به کمک سلول‌های غیرفعال را از نقطه نظر میزان بالای ظرفیت جذب، امکان احیای جاذب و بازیافت فلز و میزان جاذب کم‌تر مورد نیاز مشخص می‌کند. بر این اساس و با توجه به سادگی روش و فرآیند جذب زیستی و کارآمدی و راندمان بالای روش، استفاده از این جاذب زیستی برای کاربرد عملی در تصفیه پساب‌های صنعتی آلوده به فلز سرب بسیار مطلوب است.

#### ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

#### ۶- منابع

Al-Juboury, A. I. (2009). Natural Pollution By Some Heavy Metals in the Tigris River, Northern Iraq. *Int. J. Environ. Res.*, 3, 189-98. <https://doi.org/10.22059/IJER.2009.47>

- Babak, L., Šupinova, P., Zichova, M., Burdychova, R., & Vitova, E. (2012). Biosorption of Cu, Zn and Pb by thermophilic bacteria—effect of biomass concentration on biosorption capacity. *Acta Univ. Agric. et Silv. Mendel. Brun.*, 60, 9-18. <https://doi.org/10.11118/actaun201260050009>
- Dhanwal, P., Kumar, A., Dudeja, S., Badgujar, H., Chauhan, R., Kumar, A., Dhull, P., Chhokar, V., Beniwal, V. (2018) Biosorption of Heavy Metals from Aqueous Solution by Bacteria Isolated from Contaminated Soil. *Water Environ. Res.*, 90(5), 424-430. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012152979>
- Ekmekyapar, F., Aslan, A. & Bayhan, Y.K. (2006). Biosorption of copper (II) by nonliving lichen biomass of *Cladonia rangiformis hoffm.* *Haz. Mat.*, B137, 293-98. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.003>
- Fatahi, A., & Sadeghi, S. (2017). Biodesulphurization of gasoline by *Rhodococcus erythropolis* supported on polyvinyl alcohol. *Lett. Appl. Microbiol.*, 64, 370-78. <https://doi.org/10.1111/lam.12729>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *J. environ. Manag.*, 92, 407-18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Kinoshita, H., Sohma, Y., Ohtake, F., Ishida, M., Kawai, Y., Kitazawa, H., Saito, T., & Kimura, K. (2013). Biosorption of heavy metals by lactic acid bacteria and identification of mercury binding protein. *Res. Microbiol.*, 164, 701-9. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2013.04.004>
- Lawrence, K., Wang, J.T., Stephen, T.T, & Yung-Tse, H. (2010). Handbook of environmental engineering, environmental bioengineering, Springer, New York Dordrecht Heidelberg London.
- Mahmoud, S.A., Orabi, A.S., Mohamedein, L.I. et al. (2023). Eco-friendly shellfish powder of the mussel *Brachidontes variabilis* for uptake lead (II) ions. *Biomass Conv. Bioref.* <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03950-2>
- Nasrabadi, T., Nabi Bidhendi, G. R., Karbassi A. R. & Mehrdadi N. (2010). Evaluating the efficiency of sediment metal pollution indices in interpreting the pollution of Haraz River sediments, southern Caspian Sea basin. *Environ. Monit. Assess.*, 171, 395-410. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1286-x>
- Rani, M.J., Hemambika, B., Hemapriya, J. & Rajesh Kannan, V. (2010). Comparative assessment of heavy metal removal by immobilized and dead bacterial cells: A biosorption approach. *African J. Environ. Sci. Technol.*, 4, 77-83. <https://doi.org/10.5897/AJEST.9000027>
- Rezaei, M., Pourang, N. & Moradi, A.M. (2022). Removal of lead from aqueous solutions using three biosorbents of aquatic origin with the emphasis on the affective factors. *Sci. Rep.*, 12, 751. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04744-0>
- Romera, E., Gonzalez, F., Ballester, A., Blazquez, M.L. & Munoz, J.A. (2006). Biosorption with algae: a statistical review, *Crit. Rev. Biotechnol.*, 26, 223-35. <https://doi.org/10.1080/07388550600972153>
- Roşca, M., Silva, B., Tavares, T., & Gavrilescu, M. (2023). Biosorption of Hexavalent Chromium by *Bacillus megaterium* and *Rhodotorula* sp. *Inactivated Biomass. Processes.* 11(1):179. <https://doi.org/10.3390/pr11010179>

Research Article



## Feasibility study of nitrate surface adsorption by mineral pumice from nitrate solution on a laboratory scale

Parisa Hosseini, Farzad Bakhsangdan Moghadam\*

Department of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Zanzan University, Zanzan, Iran.

\* Corresponding author: farzadbakshandeghan@yahoo.com

© The Author(s) 2024

Received: 03 Nov 2023

Accepted: 10 Jan 2024

Published: 10 Mar 2024

### Abstract

The surge in population and imprudent consumption of water resources have created many challenges in securing sufficient water for sustaining human life. To supply part of the water demand for agriculture, the reuse of gray water is recommended. However, many decontamination methods are cost-prohibitive and pose challenges in sludge disposal after purification. The purpose of this research is to evaluate the feasibility of nitrate absorption by a mineral pumice adsorbent from nitrate solutions. The present study was conducted as a two-factor factorial experiment and complete randomized design with three replications. The study involved sampling mineral pumice with diameters of 1 cm, and 5 cm and gradation ranging from 1 to 5 cm over 45 days. The samples were calibrated by spectrophotometric method at a wavelength of 470 nm. Results showed that mineral pumice influenced nitrate absorption from the solution. The amount of nitrate in the control treatment was 0.88 grams per liter on the first day. The highest absorption occurred on the 20th day for the 1 cm soil gradation, resulting in a decrease to 0.62 grams per liter, which indicated 0.36 grams per liter of nitrate absorption. Larger gradations, however, showed the highest absorption on the 30th day. The 5 cm treatments and 1-5 cm gradation showed a reduction (absorption) of 0.19 and 0.27 grams per liter of nitrate, respectively, compared to the control treatment. According to the results, mineral pumice, an economical resource, can be used to absorb nitrate from nitrate solutions. Moreover, the used mineral pumice could find applications as a soil texture modifier or fertilizer in various fields beyond nitrate absorption.

*Keywords:* Surface absorption, Water pollution, Pumice, Nitrate solution



## امکان سنجی جذب سطحی نیترات توسط پوکه معدنی از محلول نیتراته در مقیاس آزمایشگاهی

پریسا حسینی، فرزاد بخشندگان مقدم\*

گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.

نویسنده مسئول: \*farzadbakhshandeghan@yahoo.com

© The Author(s) 2024

چاپ: ۱۴۰۲/۱۲/۲۰

پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۲۰

دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۱۲

### چکیده

افزایش جمعیت و افزایش مصرف غیر اصولی از منابع آبی، مشکلات بسیاری را در راستای تامین آب لازم جهت ادامه حیات بشری ایجاد نموده است. لذا جهت تامین بخشی از آب مورد نیاز کشاورزی، استفاده مجدد از آب‌های خاکستری توصیه می‌شود. اغلب روش‌های رفع آلودگی به دلیل هزینه بالا و مشکلات دفع لجن‌های تجمع یافته بعد از فرایند تصفیه سازی مقرون به صرفه نیستند. هدف از این پژوهش امکان سنجی جذب سطحی نیترات توسط جاذب پوکه معدنی از محلول نیتراته است. پژوهش حاضر به صورت آزمایش فاکتوریل دو عاملی در قالب طرح کامل تصادفی و در سه تکرار با نمونه‌برداری از پوکه معدنی با قطرهای ۱ سانتی‌متر، ۵ سانتی‌متر و دانه بندی ۱ تا ۵ سانتی‌متر در ۴۵ روز انجام شد. نمونه‌ها با روش اسپکتروفتومتری در طول موج ۴۷۰ نانومتر واسنجی شدند. نتایج به دست آمده نشان داد که پوکه معدنی در جذب نیترات از محلول تاثیر داشته است. میزان نیترات تیمار شاهد ۰/۸۸ گرم در لیتر در روز اول بود. بیشترین جذب در روز بیستم برای دانه‌بندی ۱ سانتی‌متر مشاهده شد. بدین گونه که در پایان روز بیستم میزان نیترات به ۰/۶۲ گرم در لیتر کاهش یافت که این میزان بیانگر ۰/۳۶ گرم در لیتر جذب نیترات بود. ولی برای دانه‌بندی‌های بزرگتر روز سی‌ام بیشترین جذب را نشان داد. تیمارهای ۵ سانتی‌متر و دانه‌بندی ۱-۵ سانتی‌متر به ترتیب کاهش (جذب) ۰/۱۹ و ۰/۲۷ گرم در لیتر نیترات را نسبت به تیمار شاهد نشان دادند. با توجه به نتایج به دست آمده می‌توان از این منبع ارزان قیمت برای جذب نیترات از محلول نیتراته استفاده کرد. پوکه معدنی مصرف شده، بعنوان اصلاح کننده بافت خاک یا کود، می‌تواند در سایر مزارع مورد استفاده قرار گیرد.

**کلمات کلیدی:** جذب سطحی، آلودگی آب، پومیس، محلول نیتراته

## ۱- مقدمه

آب یکی از ضروری ترین منابع برای ادامه حیات بشری محسوب می شود. با توجه به بحران های آبی به وجود آمده در سال های اخیر و برداشت های بی رویه از منابع آب سطحی و زیرزمینی، بایستی آب را یک منبع گران بها به حساب آورده و در حفظ هر چه بیشتر آن کوشید (Hooshmand & Khorrampanah 2021). یکی از منابع مهم تامین آب شیرین، آب های زیرزمینی می باشند. آب های زیرزمینی در مناطق خشک و نیمه خشکی مانند ایران، اهمیت بیشتری پیدا می کنند زیرا که ایران کشوری خشک با نزولات جوی بسیار کم است، به طوری که اگر میانگین بارندگی سالانه در سطح کره زمین (حدود ۸۶۰ میلی متر) با متوسط بارندگی سالانه ایران که تقریباً رقمی معادل ۲۴۰ میلی متر است مقایسه شود، ملاحظه خواهد شد که بارندگی در ایران کمتر از یک سوم متوسط جهانی است و همچنین این بارندگی ها توزیع مکانی و زمانی متغیری را دارا هستند.

به دلیل افزایش بهره برداری از حجم محدود منابع آبی، هر روزه دسترسی به آب مرغوب و با کیفیت مناسب برای کشاورزی رو به کاهش است (Eslamian & Okhravi 2015). روند برداشت بی رویه آب های زیرزمینی از طریق چاه های عمیق و نیمه عمیق موجب پیشروی آب شور در سفره های آب شیرین شده است (Rezaei 2022). با توجه به موارد فوق می توان به اهمیت زهاب های خروجی از زهکش های سطحی و زیرزمینی پی برد.

فعالیت های کشاورزی به طور عمده با مصرف آب توأم می باشد. این فعالیت ها باعث تولید پساب ها، زه آب ها، پسماندها و گازهای آلاینده می شوند (Noorisepehr et al., 2014; Arrigo et al., 2023). در صورتی که اکوسیستم با مقدار آلاینده بیش از توان پالایش طبیعی خود روبرو گردد، تعادل زیست محیطی دچار بحران می گردد (Damavandi et al., 2023). امروزه در اکثر زراعت ها از کودهای شیمیایی جهت افزایش تولید محصول استفاده می شود و استفاده بیش از حد و غیر علمی از این کودها سبب آبتجوی مواد شیمیایی موجود در کودها شده که این امر یکی از عوامل اصلی آلوده شدن آب های زیرزمینی به شمار می رود (Mahdavi mazdeh et al., 2011).

زمانی که غلظت نیترات در آب آشامیدنی بیش از حد مجاز گردد این آب مهم ترین منشا ورود نیترات به بدن می شود و سلامتی انسان را به خطر می اندازد (Dindarlou et al., 2021). البته به گفته پزشکان نیترات برای انسان سمی نیست و به آسانی در بدن جذب و از آن دفع می شود اما عوارض سوء نیترات در انسان در نتیجه احیای آن به وسیله باکتری های دستگاه گوارش و تبدیل آن به نیتريت روی می دهد (Shahveh et al., 2020). پیدایش نیتريت به دو دلیل اهمیت دارد اول آنکه می تواند هموگلوبین خون را اکسیده کرده و به متهموگلوبین تبدیل کند که این ماده عمل اکسیژن رسانی به بدن را مختل می کند و دوم اینکه نیتريت با بعضی آمین ها و آمیدهای بدن آمیخته شده و باعث پیدایش نیتروزامین که ماده ای سرطانزاست می شود (Deganello et al., 2000; Sedghi et al., 2023). از دیگر بیماری هایی که در اثر غلظت های بالای نیترات وارد به بدن به وجود می آیند می توان به دیابت کودکان، سرطان های دستگاه گوارش و مثانه، سقط جنین ناگهانی خانم های باردار و عدم تکامل جنین اشاره کرد (Turan et al., 2014; Tabandeh & Zaarei 2018). بررسی و مطالعه گزارش های موجود در مورد وضعیت غلظت یون نیترات در آب بعضی از شهرهای ایران (تهران، مشهد، رشت، ساری، همدان، اراک و اصفهان) نشان می دهد که غلظت نیترات در بیشتر موارد بسیار بالاتر از حد استاندارد است (Solgi & Arouji 2017).

از روش های کاهش غلظت نیترات در پساب می توان به گیاه پالایی (Avatefinejat & Asrari 2017)، رقیق سازی و هدایت الکتریکی (Shirdel et al., 2017)، تبادل یونی (Kaboodvand et al., 2014)، اسمز معکوس و حذف نیترات توسط جاذب ها (Azizkhani et al., 2023)، تقطیر و الکترودیالیز (Ganjizadeh & Ashrafizadeh 2017)، دنتریفیکیشن (Neshatn et al., 2016) اشاره کرد. اغلب روش های ذکر شده به دلیل هزینه بالا، ناتوانی در حذف غلظت های کم یون های فلزی، مشکلات دفع لجن های تجمع یافته بعد از فرآیند تصفیه سازی در مقیاس وسیع، مقرون به صرفه نیستند (Kalaruban et al., 2018). طبق مطالعات انجام شده فرایند جذب سطحی یکی از محبوب ترین روش ها جهت کاهش غلظت آلاینده های سمی از پساب های صنعتی محسوب

می‌شود (Bakhshandegan Moghaddam & Hoseini 2022). به ویژه اگر جاذب مورد استفاده، یک جاذب ارزان قیمت و کم هزینه باشد و نیازی به مرحله پیش تصفیه نداشته باشد. فرایند جذب سطحی به دلیل هزینه اولیه کم، انعطاف پذیری، راحتی در طراحی عملیات، سهولت عمل، عدم واکنش پذیری با آلاینده‌های سمی و عدم تشکیل مواد خطرناک حین فرآیند جذب، نسبت به سایر روش‌های تصفیه آب، یک روش مناسب ارزیابی شده است. از جمله مهم‌ترین جاذب‌های کم هزینه و ارزان قیمت می‌توان به پوکه معدنی (پومیس) اشاره کرد (Kalantaryan & Arzumanyan 2021).

پوکه معدنی (پومیس) از ترکیبات سنگ‌های آتش فشانی است که غالباً از ترکیبات سیلیسی به مقدار زیاد و سایر مواد معدنی به مقدار کمتری تشکیل شده است و نقطه ذوب آن ۱۳۴۲ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. حرارت شدید گرانیته در خلال فعالیت‌های آتشفشانی و متعاقباً به سرعت سرد شدن آن سبب به دام افتادن لایه نازکی از هوا درون گرانیته شده و منجر به پدید آمدن شبکه‌ای که پومیس نامیده می‌شود، می‌گردد. پومیس به لحاظ ساختاری، از یکسری حفرات نامنظم تشکیل شده است که برخی از آن‌ها بهم متصل و برخی نیز کاملاً از هم جدا می‌باشند. چگالی پوکه معدنی ۵۰۰ الی ۶۰۰ کیلوگرم بر متر مکعب می‌باشد. ساختار اسکلتی پومیس اجازه حرکت و ساکن شدن یون‌ها و مولکول‌های مختلف به سطح را می‌دهد (Rashad 2019). مطالعات انجام شده نشان داده است که ساختار سیلیسی سطح پومیس با کاتیون‌های فلزی پیوند ایجاد می‌کند و قدرت این پیوند به حدی است که با آبکشی نمودن جاذب، فلزات از سطح آن جدا نمی‌شوند. این ترکیب در بهبود خصوصیات فیزیکی بتون و همچنین حذف آلاینده‌های محیطی استفاده می‌شود (Hadadi et al., 2013). افزودن پومیس به خاک باعث بهبود شرایط فیزیکی خاک (افزایش تخلخل کل، ظرفیت نگهداشت آب در خاک و جلوگیری از تشکیل سله در سطح خاک) می‌شود که این امر منجر به افزایش رشد و عملکرد گیاه می‌گردد (Zare hagni et al., 2015). در ایران در اغلب نقاط کوهستانی همانند شمال غرب، غرب، مرکز و جنوب لایه‌های پوکه معدنی وجود داشته و از قیمت فوق العاده پایینی برخوردار است. شکل ۱ نمونه‌ای از پومیس را نشان می‌دهد.

شکل ۱. پوکه معدنی (پومیس)

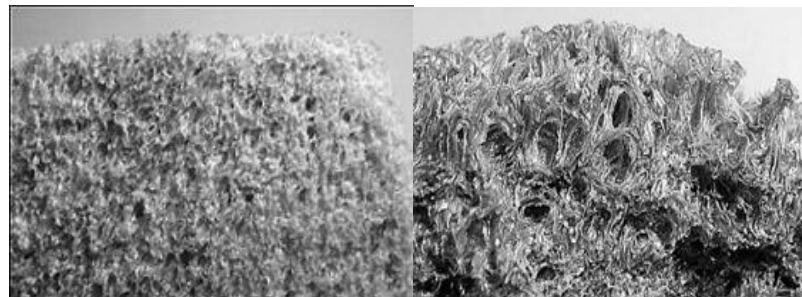


Fig 1. Pumice

هدف از این پژوهش بررسی تاثیر کارآمدی پوکه معدنی در جذب نیترات از محلول نیتراته در مقیاس آزمایشگاهی می‌باشد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- مشخصات طرح آزمایشی و تیمارهای آزمایش

جهت بررسی تاثیر پوکه معدنی در جذب نیترات از زهاب‌های کشاورزی آزمایش فاکتوریل دو عاملی در قالب طرح کامل تصادفی و در سه تکرار انجام شد. عامل‌های پژوهش شامل محلول نیترات و پوکه معدنی به عنوان جاذب نیترات با اندازه دانه‌های متفاوت پومیس (دانه‌های ۱ سانتی‌متر، ۵ سانتی‌متر و لایه‌بندی پومیس با اندازه دانه‌های بین ۱ تا ۵ سانتی‌متر) بودند. مدت زمان نمونه برداری از تیمارهای مورد آزمایش ۴۵ روز به طول انجامید.

## ۲-۲- آماده سازی پومیس

پوکه معدنی مورد استفاده در این پژوهش از معدن حسن آباد شهرستان ماهنشان واقع در ۱۸۲ کیلومتری شهر زنجان تهیه شد. جدول ۱ تجزیه کانی شناسی سنگ پومیس مورد استفاده در آزمایش را نشان می دهد. پس از انتقال پوکه های معدنی تهیه شده به آزمایشگاه، با استفاده از چکش، به آرامی پوکه ها خرد شدند. سپس با استفاده از الک های استاندارد، پومیس های خرد شده سرند گردید و دانه های پومیس با اندازه ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ سانتی متر از بقیه جدا شدند (شکل ۲). به منظور حذف مواد احتمالی موجود در حفرات و تخلخل پوکه های پومیس دانه بندی شده، پس از سرند کردن و دانه بندی، کلیه پومیس های دانه بندی شده با استفاده از آب مقطر شسته شده و به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک گردیدند.

جدول ۱. تجزیه کانی شناسی سنگ پومیس مورد استفاده در آزمایش (درصد وزنی)

Table 1. Mineralogical analysis of pumice stone used in the experiment (weight percentage)

LOI	Cl	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	So <sub>3</sub>	MgO	CaO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>
۳/۳۴	۰/۰۰۸	۲/۴۰	۳/۷۲	۰/۱۷	۰/۸۳	۴/۱۰	۲/۸۰	۱۵/۹۲	۶۴/۹۲

LOI: درصد وزنی از دست رفته در اثر احتراق، چگالی پومیس ۶۰۰-۵۰۰ کیلوگرم بر متر مکعب می باشد.

شکل ۲. نمونه هایی از پوکه معدنی با لایه بندی ۱ و ۵ سانتی متر



Fig 2. Samples of pumice stone with 1 and 5 cm layering

## ۲-۳- آماده سازی ظروف آزمایش

به منظور انجام آزمایش از ۹ ظرف پلاستیکی شفاف با حجم ۳ لیتر استفاده گردید. پیش از آزمایش و قبل از افزودن پوکه های دانه بندی شده و محلول نیترات به درون ظروف، به منظور نمونه برداری آسان، با ایجاد یک سوراخ در قسمت پایین هر ظرف، یک عدد شیر تخلیه در هر کدام از ظرف های مذکور تعبیه شد و به منظور آب بندی کامل محل نصب شیرها از چسب آکواریوم استفاده گردید (شکل ۳). پس از نصب شیر و آماده سازی ظروف، در ۳ ظرف تا نزدیکی درب ذرات پوکه معدنی خشک شده با دانه بندی ۱ سانتی متر، در ۳ ظرف دیگر ذرات پوکه معدنی خشک شده با دانه بندی ۵ سانتی متر ریخته شد و در ۳ ظرف بعدی دانه بندی ۱ تا ۵ سانتی متر قرار گرفت. به این صورت که، در قسمت پائین ظرف پوکه با قطر ۵ سانتی متر و در بالای آن پوکه با قطر ۴ سانتی متر ریخته شد و همین طور تا لایه آخر که پوکه با قطر ۱ سانتی متر اضافه گردید. همچنین در هیچ یک از ظروف، ذرات پس از افزودن محلول نیتراته شناور نبوده و در حالت کاملاً متعادل در دمای نرمال ۲۵ درجه سانتی گراد در روی یکدیگر قرار داشتند.



شکل ۳. نمونه‌هایی از ظروف آزمایش



Fig 3. Examples of test containers

#### ۲-۴- تهیه محلول نیترات

با توجه به اینکه هدف پژوهش حاضر، امکان سنجی توان جذب نیترات توسط پوکه معدنی بود و به دلیل عدم دسترسی به حجم و غلظت مورد نظر از محلول نیترا ته و همچنین با توجه به اینکه زهاب‌ها بجز نیترات دارای املاح دیگری نیز می‌باشند، جهت سهولت و دقت آزمایش، محلول نیترا ته با غلظت یک گرم در لیتر تهیه گردید. محلول استوک نیترات مورد نیاز از نیترات آمونیوم و براساس دستورالعمل‌های استاندارد آزمایشگاهی آب و فاضلاب تهیه گردید (Rice et al., 2012). به منظور حذف اثر احتمالی اسیدیته محلول بر نتایج، pH در محدوده ۷ تنظیم گردید.

#### ۲-۵- آماده سازی تیمارها

پس از آماده‌سازی محلول نیترا ته، به ظرف‌های حاوی پوکه معدنی محلول نیترا ته اضافه گردید. جهت ممانعت از ورود ناخالصی‌های احتمالی، محلول از کاغذ صافی عبور داده شد. سپس ظروف در دمای نرمال ۲۵ درجه سانتی‌گراد به طور مرتب در کنار هم در قفسه‌های آزمایشگاه به دور از تابش خورشید چیده شدند. به منظور ممانعت از تبخیر آب محلول، درب کلیه ظروف محکم بسته شد.

#### ۲-۶- نمونه‌برداری از تیمارها

پس از آماده‌سازی تیمارها، در ۹ نوبت، در روزهای ۱، ۲، ۳، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰ و ۴۵ روز پس از شروع آزمایش، از کلیه ظروف مورد آزمایش، نمونه‌ی ۱۰ میلی‌لیتری، از طریق شیرهای تعبیه شده بر روی هر ظرف، تهیه شد و با ثبت روز و نیز شماره تیمار، تا زمان اندازه‌گیری میزان نیترات آن، در داخل ظرف کوچک پلاستیکی ضخیم با درب محکم نگهداری شد (شکل ۴). در ابتدای آزمایش و پس از گذراندن محلول نیترات از کاغذ صافی، نمونه‌ای نیز به عنوان تیمار شاهد تهیه شد.

شکل ۴. نمونه‌هایی از ظروف نگهداری محلول نمونه برداری شده



Fig 4. Examples of solution storage containers after sampling

## ۲-۷- اندازه‌گیری میزان نیترات

جهت اندازه‌گیری میزان نیترات نمونه‌ها از روش اسپکترومتری استفاده شد. بدین منظور ابتدا ۱۰ میلی‌لیتر از نمونه برداشت شده، در بشر ریخته شد. سپس ۰/۰۵ گرم کلسیم کربنات با غلظت ۱ گرم در لیتر به آن اضافه شد. افزودن کربنات کلسیم به مایع از تبخیر نیترات محلول همراه با آب در مرحله بعدی ممانعت می‌کرد. در مرحله بعدی بشر حاوی نمونه روی هیتر قرار داده شد تا آب آن به صورت کامل تبخیر شود. نکته حائز اهمیت در این مرحله جلوگیری از سوختن مواد داخل بشر بود. پس از تبخیر کامل آب محلول، ماده‌ای سفید رنگ در ته بشر باقی ماند. ۲ میلی‌لیتر اسید سولفوریک به بشر افزوده شد تا رسوب داخل آن به صورت کامل در اسید حل شود. در گام بعدی ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر به ترکیب اسیدی مرحله قبل افزوده شد و به تدریج هیدروکسید آمونیوم به آن اضافه گردید تا رنگ لیمویی ثابت در محلول حاصل ظاهر شود. مقدار هیدروکسید آمونیوم لازم جهت دستیابی به رنگ لیمویی ثابت، کاملاً با مقدار نیترات موجود در محلول رابطه مستقیم داشت. محتویات بشر به یک بالن ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل شد و با آب مقطر حجم آن به ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانیده شد. سپس نمونه کوچکی از محلول جهت قرائت با دستگاه اسپکتروفومتر آماده گردید. پس از آماده‌سازی کلیه نمونه‌های تیمارها و تکرارهای آزمایش، دستگاه اسپکتروفومتر با نمونه‌های شاهد و در طول موج ۴۷۰ نانومتر واسنجی شد. در نهایت مقدار نیترات محلول‌ها توسط دستگاه قرائت و مقدار دقیق نیترات آن تعیین شد. میزان نیترات اندازه‌گیری شده در هر تیمار با استفاده از روش اسپکترومتری، در طی روزهای مختلف آزمایش از طریق نرم‌افزار SAS، مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت.

## ۳. نتایج و بحث

جدول ۲ نتایج تجزیه واریانس میانگین مربعات تأثیر صفات مورد بررسی بر جذب نیترات از محلول را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج جدول ۲ ملاحظه می‌شود که تأثیر تیمارهای اندازه پوکه معدنی و روز اندازه‌گیری در جذب نیترات از محلول در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار است.

جدول ۲. نتایج تجزیه واریانس میانگین مربعات تأثیر صفات مورد ارزیابی بر جذب نیترات از محلول

Table 2. The results of mean square variance analysis of the effect of evaluated traits on nitrate absorption from solution

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین نیترات
اندازه پومیس	۲	**۰/۳۷۹۹
روز اندازه‌گیری	۸	**۰/۶۰۷۸

نتایج مقایسه میانگین‌های اندازه ذرات معدنی پومیس بر جذب نیترات از محلول که بر اساس آزمون دانکن با سطح احتمال ۵ درصد صورت گرفت در شکل ۵ نشان داده شده است. همچنین میانگین مقادیر نیترات محلول در ابتدای آزمایش (مقادیر شاهد) و کاهش مقادیر نیترات در طول ۴۵ روز آزمایش به دلیل جذب توسط ذرات پومیس در شکل ۵ آورده شده است.

شکل ۵. اثر تیمار دانه‌بندی پومیس بر میزان جذب نیترات

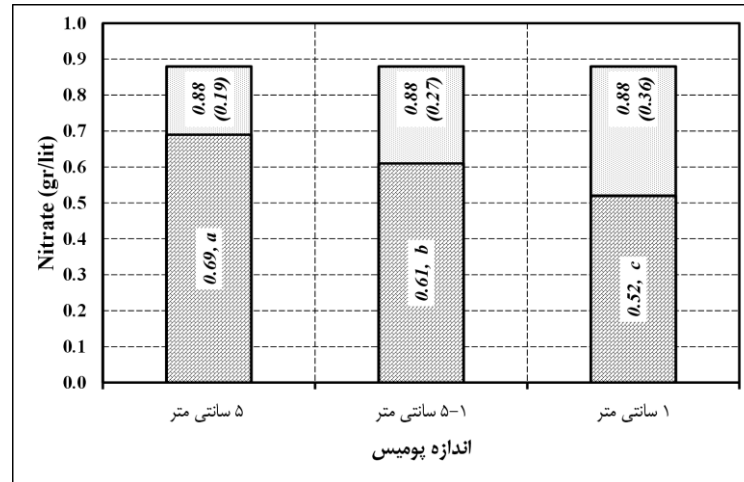


Fig 5. The effect of pumice granulation treatment on nitrate absorption

با توجه به شکل ۵، مشاهده می‌شود که مقدار نیترات در تیمار شاهد ۰/۸۸ گرم در لیتر بوده که تأثیر اندازه ذرات پوکه معدنی بر جذب نیترات باعث ایجاد سه رده آماری متفاوت a، b و c شد به طوری که پوکه معدنی با اندازه دانه‌بندی ۵ سانتی‌متر در رده آماری a (کم‌ترین جذب نیترات از محلول)، ترکیب پوکه معدنی با اندازه بین ۱ تا ۵ سانتی‌متر به صورت لایه به لایه در رده آماری b و پوکه معدنی با دانه‌بندی ۱ سانتی‌متر در رده آماری c (بیش‌ترین جذب نیترات از محلول) قرار گرفتند. با توجه شکل ۵ می‌توان نتیجه گرفت که ذرات معدنی پومیس با توجه به ساختار داخلی خویش، قدرت جذب و تصفیه نیترات از آب‌های آلوده به آن را داشته‌اند.

باقیمانده نیترات جذب شده توسط پومیس با دانه‌بندی ۱ سانتی‌متر در طول ۴۵ روز مدت آزمایش، ۰/۵۲ گرم در لیتر بود که نسبت به میانگین نیترات افزوده شده به آب مقطر در ابتدای آزمایش (۰/۸۸ گرم در لیتر)، ۰/۳۶ گرم در لیتر جذب صورت گرفته است (۴۱ درصد کاهش). در طول کل مدت زمان آزمایش، میزان جذب نیترات توسط پوکه معدنی با ترکیب ۱ تا ۵ سانتی‌متر و ۵ سانتی‌متر نسبت به میانگین نیترات محلول اولیه به ترتیب ۰/۲۷ و ۰/۱۹ گرم در لیتر (۳۱ و ۲۲ درصد کاهش) داشت.

با توجه به شکل ۵، می‌توان چنین نتیجه گرفت که اندازه ذرات و به تبع آن سطح تماس، یکی از عوامل تأثیرگذار بر میزان جذب نیترات از محلول توسط پومیس می‌باشد. با کاهش اندازه ذرات جاذب نیترات، سطح ویژه آن افزایش یافته و به تبع آن میزان جذب نیترات و کاهش آن از محلول نیز افزایش یافت. علاوه بر افزایش سطح ویژه ذرات پومیس با کاهش اندازه آن‌ها، افزایش ظرفیت جذب نیترات با کاهش اندازه ذرات پوکه معدنی را می‌توان به ساختار متخلخل این پوکه نیز مرتبط دانست. همان‌طور که بیان شد، پوکه پومیس به لحاظ ساختاری، از یک سری حفرات نامنظم تشکیل شده است که برخی از آن‌ها به هم متصل بوده و برخی نیز کاملاً از هم جدا می‌باشند (Nasari et al., 2013).

یکی دیگر از دلایلی که باعث افزایش جذب نیترات در تیمار پوکه معدنی با اندازه کوچک‌تر شد، افزایش تعداد جاذب نیترات (پومیس) بود. همان‌طور که در بخش مواد و روش‌ها بیان شد، ظروف آزمایش برای کلیه تیمارها و تکرار یکسان بود. هم‌چنین

حجمی از ظروف که با پومیس پر شد نیز برابر بود. بنابراین با کاهش اندازه ذرات پومیس، تعداد آن در واحد حجم افزایش یافت. شرایط اخیر به همراه افزایش سطح ویژه ذرات توأمان باعث افزایش جذب نیترات از محلول شد (شکل ۵). نتایج مطالعات با نتایج مطالعات Ehsangar Alemayehu et al., 2009 همخوانی دارد.

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان داد که اثر روز اندازه‌گیری دارای اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد می‌باشد. با توجه به شکل ۶ مشاهده می‌شود که از روز اول شروع آزمایش تا روز بیستم برای دانه بندی ۱ سانتی‌متر جذب نیترات صورت گرفته و از روز بیستم به بعد تخریب این دانه‌بندی آغاز گردیده و دوباره نیترات جذب شده را تا روز چهل و پنجم به محلول بازگردانده است ولی جذب نیترات در سایر تیمارها تا روز سی‌ام ادامه داشته و روز سی‌ام زمان آغاز تخریب می‌باشد. در ذرات درشت‌تر از روز سی‌ام تا روز چهل و پنجم به دلیل تخریب تدریجی ذرات پوکه معدنی، مقداری از نیترات جذب شده توسط ذرات مجدداً به محلول بازگشته است.

شکل ۶. تغییرات میزان نیترات در روزهای مختلف در تیمارهای مختلف اندازه پومیس

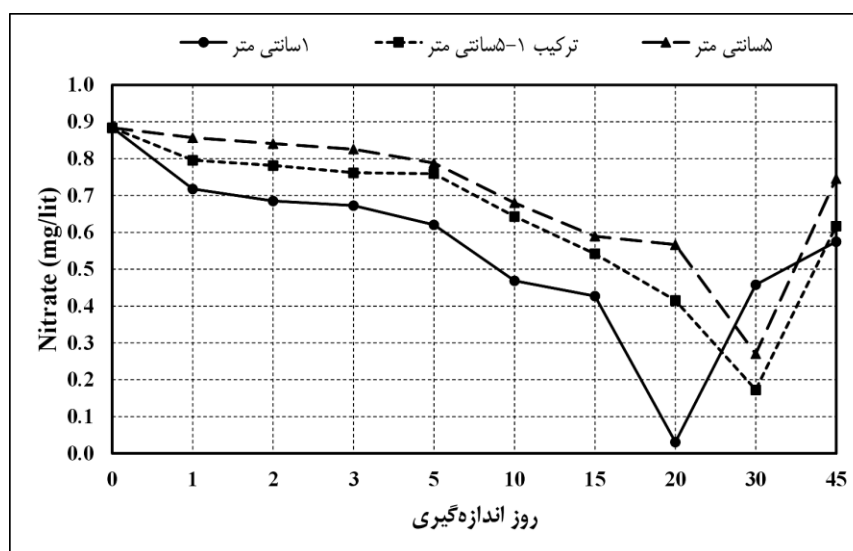


Fig 6. Changes in nitrate content on different days in different pumice size treatments

علت جهش ناگهانی در میزان جذب نیترات در تیمارهای مختلف مورد بررسی را می‌توان این گونه توجیه کرد که تا روز ۱۵ برای تیمار ۱ سانتی‌متر و روز ۲۰ برای سایر تیمارها، کلیه محل‌های جایگزینی نیترات در سطح خارجی پوکه معدنی به شرایط اشباع از نظر جذب نیترات نزدیک می‌شود. بنابراین از زمان فوق به بعد، برای جذب بیشتر نیترات، باید محلول به سایر محل‌های جایگزینی پوکه معدنی که در درون ساختمان آن قرار دارد، نفوذ کند. با تأمین فرصت لازم برای رخدادهای این شرایط در روزهای بعدی، میزان جذب نیترات از محلول افزایش یافته و جهش ناگهانی در جذب مشاهده شد.

#### ۴- نتیجه‌گیری

افزایش جمعیت و افزایش مصرف غیر اصولی از منابع آبی موجود، مشکلات بسیاری را در راستای تامین آب لازم جهت ادامه حیات بشری ایجاد نموده است. این امر ایجاب می‌نماید جهت تامین بخشی از آب مورد نیاز کشاورزی، استفاده مجدد از زهاب کشاورزی و آب‌های خاکستری برنامه‌ریزی شود. اغلب روش‌های رفع آلودگی به دلیل هزینه بالا، ناتوانی در حذف غلظت‌های پایین یون‌های فلزی و مشکلات دفع لجن‌های تجمع یافته بعد از فرایند تصفیه‌سازی در مقیاس وسیع مقرون به صرفه نیستند. با

توجه به نتایج به دست آمده فرایند جذب سطحی و پوکه معدنی را می‌توان منبع ارزان قیمت و کارآمد برای جذب نیترات از محلول نیترا ته معرفی کرد. نتایج این مطالعه نشان داد که با کاهش اندازه جاذب پوکه معدنی، میزان جذب نیترات و تصفیه آب از این ماده بیشتر می‌گردد ولی زمان تخریب نسبت به اندازه‌های بزرگ‌تر زودتر اتفاق می‌افتد. بنابراین جهت ممانعت از آزادسازی نیترات جذب شده به سطح ذرات و افزایش سطح نیترات محلول در اثر رخدادهای شرایط، باید قبل از تخریب ساختمان پومیس، آب تصفیه شده به منابع آب تخلیه گردد. همچنین از پوکه معدنی مصرف شده نیز می‌توان بعنوان اصلاح کننده بافت خاک و همچنین بعنوان کود در سایر خاک‌ها و مزارع استفاده کرد.

#### ۵- تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منفعی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

#### ۶- مراجع

- Alemayehu, E., & Lennartz, B. (2009). Virgin volcanic rocks: kinetics and equilibrium studies for the adsorption of cadmium from water. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 395–401. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.08.009>
- Arrigo, I., Catalfamo, P., Cavallari, L. & Di Pasquale, S. (2007). Use of zeolitized pumice waste as a water softening agent. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 513–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.061>
- Avatefinejat, G., & Asrari, E. (2017). Investigating the removal of nitrate from the water environment in the process of phytoremediation by *Eichhornia crassipes*. *Iranian Water Resources Research Quarterly*, 12(2). <https://doi.org/10.3233/AJW-170008>. (In Persian)
- Avishan, M., Nazari Kudahi, S., & Noorpoor, A. (2020). Determining CO<sub>2</sub> absorption efficiency of different process industries on pumice adsorbent modified with TEPA. *Environmental Quarterly*, 46(2). <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.06.521>. (In Persian)
- Azizkhani, V., Soltani, M., & Samipourgiri, M. (2023). Nitrate removal study from urban raw sewage (Tehran) by walnut tree sawdust using surface absorption method. *Water and Wastewater Science and Engineering Quarterly*, 8(2). <https://doi.org/10.22112/jwwse.2022.348421.1318>. (In Persian)
- Bakhshandegan Moghaddam, F., & Hoseini, P. (2022). The quality standard of water pollution and the permissible limit of pollutants and treated effluents. *The 3rd International Conference on Architecture, Civil Engineering, Urban Development, Environment and Horizons of Islamic Art in the Second Step Statement of the Revolution*. (In Persian)
- Damavandi, A., Sadi, H., Naderi mahdiei, K., & Malekian, A. (2023). Evaluation of agricultural water poverty index of Hamadan province and identification of critical components. *Two quarterly water and Sustainable Development*, 1(10). <https://doi.org/10.22067/jwsd.v10i1.2207-1165>. (In Persian)
- Deganello, F., Liotta, L., Macaluso, A., Venezia, A., & Deganello, G. (2000). Catalytic reduction of nitrates and nitrites in water solution on pumice-supported Pd–Cu catalysts. *Applied Catalysis B: Environmental*, 24(3-4), 265-273. [https://doi.org/10.1016/S0926-3373\(99\)00109-5](https://doi.org/10.1016/S0926-3373(99)00109-5)
- Dindarlou, K., Sheikh mohammadi, & Jamali, H. (2021). Optimization of nitrate removal from drinking water sources by pumice modified with magnesium chloride by applying Benken's box design method. *Preventive Medicine Quarterly*, 8(4). (In Persian)
- Ehsangar, M., Charm, M., & Farokhian, A. (2013). Investigating the possibility of absorbing Nitrate from Ahvaz urban wastewater by means of zeolite columns, activated carbon and sand. *Iran's National Environmental Research Conference, Shahid Mufatah College, Hamedan*. (In Persian)
- Eslamian, S S., & Okhravi, S S. (2015). A quantitative look at the phenomenon of climate change and solutions to compromise with it. *Scientific Journal of Rain Catchment Surface Systems*, 3. (In Persian)
- Ganjizadeh, A., & Ashrafizadeh, N. (2017). Determining the optimal conditions for water desalination with the electro dialysis process. *Oil Research Journal*, 26(4). (In Persian)
- Hadadi, S., Eslamkish, T., Dolati, F., Rezapoor, M., Heidartaymeh, M., & Sadeghzadeh, M. (2013). Adsorption of heavy metal cadmium from aqueous solution by natural pumice. *The first national conference of new technologies in chemistry and chemical engineering*. (In Persian)

- Houshmand, M., & Khorrampanah, M. (2021). Smart city solutions to deal with water shortage crisis based on KNX protocol. *Quarterly Journal of Water and Wastewater Science and Engineering*, 2(6). <https://doi.org/10.22112/jwwse.2021.238848.1215>. (In Persian)
- Kaboodvand, F., Rezaei, H., & Javadpoor, J. (2014). Synthesis of zeolite LTA and absorption of calcium ion from water by it. *Ceramic Science and Engineering Quarterly*, 3(4). (In Persian)
- Kalantaryan, M., & Arzumanyan, A. (2021). Water absorption capacity of irind mine pumice. *Journal of Architectural and Engineering Research* 1(1). <https://doi.org/10.54338/27382656-2021.1-6>
- Kalaruban, M., Loganathan, P., Shim, W., Kandasamy, J., & Vigneswaran, S. (2018). Mathematical modelling of nitrate removal from water using a submerged membrane adsorption hybrid system with four adsorbents. *Applied Sciences*, 8(2), 194. <https://doi.org/10.3390/app8020194>
- Mahdavi mazdeh, A., Liaghat, A., & Sheikhmohammadi, Y. (2011). Nitrate removal from agricultural runoff using modified zeolite. *Iranian Water Research Journal*, 5(1). (In Persian)
- Mahvi, A., Heibati, B., Mesdaghinia, A., & Yari, A. (2012). Fluoride adsorption by pumice from aqueous solutions. *E-Journal of Chemistry*, 9(4), 1843-1853.
- Malakootian, M., Jaefarzadeh, N., Hoseini, H., & Mousavi, S G. (2010). Ammonium removal from aqueous solution using pumice adsorbent in static and dynamic conditions. *The 13th Environmental Health Conference*. (In Persian)
- Nasari, S., Heibati, B., Asadi, A., & Golestani, A. (2013). Investigating the effectiveness of modified pumice in removing nitrate from aqueous solutions: Isotherm and adsorption kinetics study. *The Journal of Tolo Health Bimonthly*, 12(1). (In Persian)
- Neshat, A., Rashidi meherabadi, A., Aligardashi, A., & Tajrobekar, O. (2016). Investigating the process of autotrophic denitrification with different sulfur sources in removing nitrate from water. *Environmental Quarterly*, 42(2). (In Persian)
- Noorisepehr, M., Amranen, A., KARimian, K., Zarrabian, M., & Ghaffari, H. (2014). Potential of waste pumice and surface modified pumice for hexavalent chromium removal: Characterization, equilibrium, thermodynamic and kinetic study. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(2). 635-645. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.07.005>
- Rashad, A. (2019). A short manual on natural pumice as a lightweight aggregate. *Journal of Building Engineering*, 25. <https://doi.org/10.1016/j.jobee.2019.100802>
- Rezaei, M. (2022). Water crisis: social dilemma. *Water and Wastewater Science and Engineering Quarterly*, 4(7). <https://doi.org/10.22112/jwwse.2022.330611.1311>. (In Persian)
- Sedghi, Z., Nadiri, A., Sadegfam, S., Asadi, S., & Say, F. (2023). Non-carcinogenic risk assessment of nitrogen compounds in drinking water supply sources of Mako-Bazargan-Poldasht area. *The Journal of Hydrogeomorphology*, 34(10). <https://doi.org/10.22034/hyd.2023.54394.1668>. (In Persian)
- Shahveh, S., Sedighi, M., & Mohammadi, M. (2020). New use of combining biological and physical methods to remove nitrate and nitrite from water. *Environmental Science and Technology Quarterly*, 3(22). (In Persian)
- Shirdel, E., Abdollahnejat, A., Raisivand, Sh., Ebrahimi, A., & Jaefari, N. (2017). Investigating the performance of the dilution method to reduce water nitrate in Faridan city. *Health System Research Quarterly*, 13(4). (In Persian)
- Solgi, I., & Orouji, B. (2017). Investigation of nitrate and nitrite concentration in underground water of urban and agricultural areas in Asadabad plain. *Iranian Water Resources Research Quarterly*, 4(13). (In Persian)
- Rice, E. W., Bridgewater, L., & American Public Health Association (Eds.). (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 10). Washington, DC: American public health association.
- Tabandeh, L., & Zarei, M. (2018). An overview of nitrate concentration in some vegetables and summer production in Zanjan province. *Journal of Soil Research*, 3(32). <https://doi.org/10.22092/ijsr.2018.117826>. (In Persian)
- Turan, D., Kocahakimoğlu, C., Boyacı, E., Sofuoğlu, S., & Eroğlu, A. (2014). Chitosan-Immobilized Pumice for the Removal of As(V) from Waters. *Journal of Water, Air, & Soil Pollution*, 225.
- Zare hagh, D., Neishabouri, M., Sadeghzadeh, M., & Hasanpour, R. (2015). Effect of pumice on soil water holding capacity, growth and yield of spring safflower in rainy conditions. *Quarterly Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 5(3). (In Persian)