Kharazmi University

Nova Biologica Reperta

Print ISSN: 2423-6330
Online ISSN: 2476-7115

Homepage: https://nbr.khu.ac.ir/

# Study of Ecological and Environmental Conditions of Talar River Using Epilithic and Epipelic Diatoms

**Naser Jafari[1], Ali Taravati[2], Aref Sheikh Amiri[3]**

1. Corresponding author, Department of Biology, Faculty of Basic Sciences, University of Mazandaran, Babolsar, Iran. E-mail: n.jafari@umz.ac.ir
2. Department of Biology, Faculty of Basic Sciences, University of Mazandaran, Babolsar, Iran. E-mail: a.taravati@umz.ac.ir
3. Department of Biology, Faculty of Basic Sciences, University of Mazandaran, Babolsar, Iran. E-mail: amiriarefes1377@gmail.com

## Article Info

**Article type:**
Research Article

**Article history:**
Received 29 October 2024
Received in revised form 15 September 2025
Accepted 19 August 2025
Available online 21 December 2025

***Keywords***:
Biodiversity,
Biological indicators,
Flora,
Phytoplankton,
Eutrophy,

## ABSTRACT

**Objective**: This study aimed to assess the ecological and environmental conditions of the Talar River using epilithic and epipelic diatoms.

**Method**: Sampling was conducted seasonally from summer 2023 to spring 2024 at three selected stations. Simultaneous with diatom sampling, one-liter water samples were collected to measure physical and chemical parameters. Diatom samples were prepared and identified based on standard protocols.

**Results**: In total, 84 species from 24 genera were identified. The most diverse genera were *Navicula*, *Nitzschia*, and *Gomphonema*. *Navicula cryptotenella* had the highest cell abundance, followed by *Nitzschia palea* and *Navicula rhynchocephala*. Diversity indices such as Shannon, Simpson, and species evenness showed no significant spatial difference. The results of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) between environmental variables and epilithic species showed that the first and second axes explained 41.09 and 14.81% of the total variance, respectively, accounting for 55.9% of the constrained variance. For epipelic species, the first and second axes explained 37.37 and 14.40% of the total variance, respectively, and together accounted for 51.77% of the constrained variance. Moreover, the analysis revealed a strong correlation between environmental variables (especially pH and phosphate) and diatom community structure in both habitats, underscoring the role of environmental factors in shaping their distribution patterns.

**Conclusions**: Diatom distribution was mainly driven by variations in physiochemical parameters and can be a reliable indicator for water quality.

**Cite this article:** Jafari, Naser., Taravati, Ali., & Sheikh Amiri, Aref. (2025). Study of Ecological and Environmental Conditions of Talar River Using Epilithic and Epipylic Diatoms. *Nova Biologica Reperta*, *12* (3), 1-29. http//doi.org/10.22034/NBR.12.3.

© The Author(s).
Publisher: Kharazmi University.
DOI: http//doi.org/10.22034/NBR.12.3.

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

## Introduction

Rivers are among the most important aquatic ecosystems worldwide, playing a crucial role in maintaining biodiversity and providing essential water and food resources for humans. In recent decades, human activities, climate change, and the increasing discharge of urban, agricultural, and industrial pollutants have led to significant alterations in flow regimes, sedimentation patterns, water quality, and biological diversity, particularly within algal and phytoplankton communities.

Among these organisms, diatoms are recognized as one of the most sensitive and reliable biological indicators due to their short life cycles and rapid responses to environmental changes, and they are widely used to assess the ecological status of running waters.

Diatoms are unicellular eukaryotic algae that inhabit a wide range of aquatic environments and play a key role in primary production and the global carbon cycle. Their species composition, abundance, and diversity are strongly influenced by physicochemical characteristics of water, especially nutrient concentrations such as phosphorus and nitrogen, land-use patterns, and anthropogenic structures. Numerous studies have demonstrated that variations in diatom community structure and biomass accurately reflect ecological fluctuations and water quality conditions in riverine ecosystems.

In Iran, several studies have investigated phytoplankton and diatom communities in rivers and reservoirs. Nevertheless, considering the ecological importance of the Talar River in supporting agricultural activities and aquaculture, as well as the extensive geographical range of its watershed, a comprehensive ecological assessment is essential. Therefore, the present study aims to evaluate the ecological and environmental conditions of the Talar River through the analysis of epilithic and epipelic diatom communities and their relationships with key physicochemical water parameters. The findings of this study are expected to provide valuable insights for sustainable water resource management and environmental conservation of the Talar River.

## Method

The Talar River basin is one of the mountainous watersheds of northern Iran, originating from the northern slopes of the Alborz Mountain range and discharging into the Caspian Sea.

To investigate the structure and diversity of diatom communities in the Talar River, seasonal sampling was conducted at three stations from summer 2023 to spring 2024. The sampling stations were selected based on a gradual pollution gradient from the upstream to the downstream sections of the river. The upstream station, located in the Javarom Forest Park, represents a relatively pristine area. The midstream station at Divokola Sofla is influenced by urban and agricultural activities of Qaemshahr and represents a moderately polluted zone. The downstream station at Mirod, situated near the river mouth, is affected by the cumulative

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

impacts of urban, industrial, and agricultural effluents and was therefore selected as a high ecological stress area.

At each station, epilithic and epipelic diatoms were collected from rocky substrates, riverbed sediments, and aquatic vegetation. Epilithic samples were obtained by scraping the surfaces of sun-exposed stones, while epipelic samples were collected from shallow sediment layers. At each station, samples were collected in triplicate from each substrate type and preserved with 4% formalin. Following transfer to the laboratory, samples were concentrated, processed, and diatom identification was performed using an inverted microscope and standard taxonomic references, including classical identification keys and updated floras including Prescott (1962), Tiffany & Britton (1971), Patrick & Reimer (1966), Bellinger (1992), Lange-Bertalot (1993), Maosen (1983), Algae Base, and Diatoms of North America.

Simultaneously with biological sampling, in situ measurements of water temperature, pH, and dissolved oxygen were conducted. Additional physicochemical parameters, including BOD, COD, nutrients, and selected elements, were analyzed in the laboratory using standard methods. Spatial and temporal variations in diatom diversity were assessed using the Margalef, Shannon–Wiener, and Simpson diversity indices. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was applied to evaluate the relationships between environmental variables and diatom assemblages using MVSP software (version 13.3).

## Results

Water temperature during the sampling period ranged from 2 to 18.8 °C, with the lowest value recorded at Station 1 in winter and the highest temperature (18.8 °C) at Station 2 in summer. Dissolved oxygen (DO) concentrations varied between 1.4 and 9.75 mg $L^{-1}$, with the maximum value observed in winter at Station 1 and the minimum in summer at the same station. Water pH fluctuated between 6.5 and 8.95, with the highest value recorded at Station 3 in spring and the lowest at Station 2 in summer. The concentrations of other parameters were as follows: $NO_3$ (0.9-4.6 mg $L^{-1}$), phosphate (0.001-0.52 mg $L^{-1}$), zinc (0.008-0.41 mg $L^{-1}$), potassium (1.8-17.6 mg $L^{-1}$), iron (0.11-2.05 mg $L^{-1}$), calcium (15-126 mg $L^{-1}$), and BOD. The highest BOD value (12.85 mg $L^{-1}$) was recorded in summer at Station 2, while the lowest value (0.88 mg $L^{-1}$) was observed at Station 1 (Table 1).

A total of 84 diatom species belonging to 24 genera were identified during the study period. The genus *Navicula*, with 16 species, showed the highest species richness, followed by *Nitzschia* (12 species) and *Gomphonema* (10 species). The lowest diversity was observed in the genera *Tabellaria*, *Asterionella*, *Pinnularia*, *Cymbopleura*, and *Diploneis*, each represented by only one species (Table 2).

The genera *Navicula*, *Gomphonema*, and *Cymbella* were recorded at most stations and during all seasons, whereas *Achnanthidium*, *Achnanthes*, and *Fragilaria* were mainly observed

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

in winter and spring at Stations 1 and 3. During warm seasons (summer and autumn), *Diatoma*, *Nitzschia*, and *Gomphonema* were the dominant genera. In cold seasons (winter and spring), species such as *Achnanthidium gracillimum*, *Achnanthidium minutissimum*, *Achnanthes linearis*, *Asterionella formosa*, and *Frustulia rhomboides* were frequently recorded. In contrast, during warm seasons, *Diatoma ehrenbergii*, *Gomphonema acuminatum*, *Nitzschia* palea, *Nitzschia acicularis*, and *Diatoma vulgaris* were commonly observed (Table 2).

At Station 1 (upstream), *Achnanthidium minutissimum*, *Frustulia linearis*, *Achnanthes clevei*, and *Cyclotella atomus* were recorded in all seasons. At Station 2 (midstream), dominant large-cell species included *Nitzschia palea*, *Navicula cryptocephala*, *Melosira varians*, *Gomphonema parvulum*, and *Synedra ulna*, which were observed throughout the year. At Station 3 (downstream), *Cymbella minuta*, *Gyrosigma acuminatum*, *Fragilaria crotonensis*, and *Navicula capitatoradiata*, exhibited higher abundance and density compared to other taxa (Table 2).

The highest cell density (63 cells $mL^{-1}$) was recorded for *Navicula cryptotenella* at Station 2 during summer. *Nitzschia palea*, *Nitzschia* angustata, and *Navicula rhynchocephala* ranked next, with 62, 58, and 52 cells $mL^{-1}$, respectively, recorded mainly during summer and autumn. The lowest cell densities were observed for *Pinnularia* sp. and *Tabellaria fenestrata*. The highest annual mean abundance across all stations was related to *Nitzschia sigma* (30 cells $mL^{-1}$), followed by *Nitzschia acicularis* (29.6 cells $mL^{-1}$) and *Amphora ovalis* (27.75 cells $mL^{-1}$). The lowest mean abundance was recorded for *Tabellaria fenestrata* (6.16 cells $mL^{-1}$), followed by *Surirella robusta* and *Cymbella parva*. Spatially and temporally, the highest total diatom density was observed at Station 3 during summer (1277 cells $mL^{-1}$), while the lowest density occurred at Station 1 in autumn (314 cells $mL^{-1}$) (Table 2).

The Shannon–Wiener diversity index ranged from 3.29 to 4.11, with the highest diversity observed at Station 3 and during spring, and the lowest at Station 1 in autumn. Simpson's index varied between 0.95 and 0.98, reaching its maximum value at Station 2 in spring. Margalef's richness index followed a similar pattern to the Shannon index, with the highest value (9.16) recorded at Station 3 in spring and the lowest (4.87) at Station 1 in autumn. Evenness values ranged from 0.88 to 0.95, with the highest value recorded at Station 1 in summer and the lowest at Station 3 during the same season. The lowest dominance index (0.021) was recorded at Station 3 in autumn, while the highest dominance (0.040) occurred at Station 1 in autumn (Table 3).

The results of canonical correspondence analysis (CCA) examining the relationships between environmental variables and epilithic and epipelic diatom showed:

For epilithic diatoms, the first two CCA axes explained 41.09% and 14.81% of the total variance, accounting for 55.9% of the constrained variance. Species such as *Fragilaria perminuta*, *Cyclotella atomus*, *Asterionella formosa*, *Surirella robusta*, *Frustulia rhomboides*,

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

*Gyrosigma nodiferum*, and *Cymbella minuta* were associated with lower concentrations of DO, phosphate, and iron. In contrast, species including *Diatoma maximum*, *Nitzschia acicularis*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula digitoradiata*, *Gomphonema micropus*, *Gomphonema tenue*, and *Synedra ulna* showed strong positive relationships with higher $NO_3$, BOD, and pH values (Figure 2).

For epipelic diatoms, the first two CCA axes explained 37.37% and 14.40% of the constrained variance, accounting for a total of 51.77%. Species such as *Amphora pediculus*, *Gomphonema affine*, *Gomphonema subclavatum*, *Navicula recens*, *Nitzschia graciliformis*, *Nitzschia dissipata*, *Diatoma moniliformis*, *Nitzschia angustata*, and *Nitzschia* linearis were associated with higher concentrations of $NO_3$, Ca, BOD, and pH. Conversely, *Achnanthidium minutissimum*, *Achnanthes brevipes*, *Achnanthidium* gracillimum, *Fragilaria capucina*, *Encyonema minutum*, *Navicula radiosa*, *Gomphonema angustatum*, *Gomphonema olivaceum*, and *Achnanthes clevei* were associated with lower concentrations of Fe, $PO_4$, Na, Zn, and water temperature (Figure 3).

## Conclusions

The results of this study indicate that the Talar River is influenced by the combined effects of natural and anthropogenic factors, which significantly shape both water quality and the structure of diatom communities. Spatial and seasonal variations in physicochemical parameters, including temperature, dissolved oxygen, pH, nutrients, metals, and biochemical oxygen demand (BOD), played a crucial role in determining the distribution, abundance, and diversity of epilithic and epipelic diatoms along the river. The dominance of the genera *Navicula*, *Nitzschia*, and *Gomphonema* at the middle and downstream stations, reflects increasing human pressures associated with agricultural activities, urbanization, and land-use changes within the watershed.

Higher diatom cell densities recorded during the warm seasons, particularly in summer, highlight the influence of elevated water temperature and increased nutrient inputs in intensifying mesotrophic conditions in the river. Analysis of biological diversity indices revealed significant temporal and spatial variations in species richness, evenness, and dominance, with the highest diversity observed in spring at the downstream station and the lowest values recorded in autumn at the upstream station. The results of Canonical Correspondence Analysis (CCA) further confirmed strong and significant relationships between diatom species composition and key environmental variables, particularly nitrate, phosphate, BOD, pH, and selected metals, indicating that these factors are the primary ecological drivers of community structure.

Overall, the findings of this study demonstrate the high effectiveness of diatoms as sensitive biological indicators for assessing ecological status and monitoring water quality in the Talar

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

River. The outcomes provide a robust scientific basis for long-term monitoring programs, the management of pollutant loads, and the implementation of sustainable strategies aimed at protecting and conserving this valuable freshwater ecosystem.

### *Author Contributions*

**Naser Jafari:** Data curation, Supervision, Editing, Methodology, Formal analysis, writing-original draft preparation, Investigation, Software; **Ali Taravati:** Editing, Writing-review, Formal analysis; **Aref Sheikh Amiri:** Writing-original draft preparation, Writing-review, Editing, Investigation, Data curation.

### *Data Availability Statement*

Data available on request from the authors.

### *Acknowledgements*

The authors gratefully acknowledge the esteemed Research Deputy of the University of Mazandaran for providing financial and moral support as well as valuable cooperation in the implementation of the present research.

### *Conflict of Interest*

The authors declare no conflict of interest.

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

یافته‌های نوین در علوم زیستی
Homepage: https://nbr.khu.ac.ir/
شاپا چاپی: ۲۴۲۳-۶۳۳۰
شاپا الکترونیکی: ۲۴۷۶-۷۱۱۵
دانشگاه خوارزمی

# مطالعه شرایط اکولوژیکی و زیست محیطی رودخانه تالار با استفاده از دیاتومه‌های اپی‌لیتیک و اپی‌پیلیک

**ناصر جعفری[1]✉، علی طراوتی، عارف شیخ امیری[3]**

۱. نویسنده مسئول، گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران. رایانامه: n.jafari@umz.ac.ir
۲. گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران. رایانامه: a.taravati@umz.ac.ir
۳. گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران. رایانامه: amiriarefes1377@gmail.com

**اطلاعات مقاله**

**نوع مقاله:**
مقاله پژوهشی

**تاریخ دریافت:** ۱۴۰۳/۰۸/۰۸
**تاریخ بازنگری:**
۱۴۰۴/۰۶/۲۴
**تاریخ پذیرش:** ۱۴۰۴/۰۵/۲۸
**تاریخ انتشار:** ۱۴۰۴/۰۹/۳۰

**کلیدواژه‌ها:**
تنوع زیستی،
شاخص‌های زیستی،
فلور،
فیتوپلانکتون،
یوتروفی،

**چکیده**

**مقدمه:** این مطالعه با هدف ارزیابی شرایط اکولوژیکی و زیست‌محیطی رودخانه تالار با استفاده از دیاتومه‌های اپی‌لیتیک و اپی‌پیلیک انجام شد.

**مواد و روش‌ها:** نمونه‌برداری به‌صورت فصلی از تابستان ۱۴۰۲ تا بهار ۱۴۰۳ در سه ایستگاه منتخب انجام شد. همزمان با نمونه‌برداری دیاتومه‌ها، نمونه‌های آب یک لیتری برای اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی جمع آوری شد. نمونه‌های دیاتومه‌ها بر اساس پروتکل‌های استاندارد تهیه و شناسایی شدند.

**نتایج:** در مجموع ۸۴ گونه از ۲۴ جنس شناسایی شد. متنوع‌ترین جنس‌ها *Navicula*، *Nitzschia* و *Gomphonema* بودند. *Navicula cryptotenella* بالاترین فراوانی سلول را داشت و پس از آن *Nitzschia Palea* و *Navicula rhynchocephala* قرار گرفتند. شاخص‌های تنوع مانند شانون، سیمپسون و یکنواختی گونه‌ها تفاوت معنی‌داری نشان ندادند. نتایج تحلیل تطبیقی متعارفی (CCA) بین متغیرهای محیطی و گونه‌های اپی‌لیتیک نشان داد که محورهای اول و دوم به‌ترتیب ۴۱٫۰۹ و ۱۴٫۸۱ درصد از واریانس کل را تبیین کرده و در مجموع ۵۵/۹ درصد از واریانس محدودشده را توضیح می‌دهند. در مورد گونه‌های اپی‌پیلیک نیز، محورهای اول و دوم به‌ترتیب ۳۷٫۳۷ و ۱۴٫۴۰ درصد از واریانس کل را پوشش داده و مجموعاً ۵۱٫۷۷ درصد از واریانس محدودشده را تبیین می‌کنند. همچنین، نتایج این تحلیل نشان‌دهنده همبستگی قوی بین متغیرهای محیطی (به‌ویژه pH و فسفات) و ساختار جامعه دیاتومه‌ها در هر دو زیستگاه است که بر نقش تأثیرگذار عوامل محیطی در شکل‌گیری الگوهای پراکنش این جوامع تأکید دارد.

**نتیجه‌گیری:** دیاتوم‌ها به‌طور عمده تحت تاثیر تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی قرار می‌گیرند و می‌توانند به‌عنوان شاخصی قابل اعتماد برای کیفیت آب باشند.

**استناد**: جعفری، ناصر؛ طراوتی، علی؛ و شیخ امیری، عارف (۱۴۰۴). مطالعه شرایط اکولوژیکی و زیست محیطی رودخانه تالار با استفاده از دیاتومه‌های اپی‌لیتیک و اپی‌پیلیک. *یافته‌های نوین در علوم زیستی*، ۱۲ (۳)، ۲۹-۱. http//doi.org/10.22034/NBR.12.3.

ناشر: دانشگاه خوارزمی. © نویسندگان.



[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]
[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

## مقدمه

رودخانه‌ها، زیستگاه و آشیان اکولوژیک منحصر به فردی هستند که غنی از گونه‌های مختلف از موجودات زنده می‌باشند. علاوه بر این، رودخانه یکی از مهم‌ترین بخش‌های کره زمین می‌باشد که زنجیره تامین غذای انسان به آن وابسته است (Wang & He, 2022; Qu & Peng, 2025). با این حال در دهه‌های اخیر در سراسر جهان به‌دلیل فعالیت‌های انسانی، تغییرات اقلیمی و افزایش غلظت آلاینده‌ها تغییرات قابل‌توجهی در رسوب‌گذاری و الگوهای جریان، کاهش سطح و کیفیت آب و تنوع زیستی به‌ویژه جلبک‌ها و فیتوپلانکتون‌ها در رودخانه‌ها رخ داده است. بسیاری از جوامع زیستی و ترکیب گونه‌ای موجودات زنده شامل دیاتومه‌ها به شدت تحت تأثیر تغییر کاربری زمین برای کشاورزی و توسعه شهری قرار گرفته‌اند (Allan, 2004). با افزایش تخریب اکوسیستم‌های آب شیرین به‌دلیل توسعه شهرنشینی، ساخت و ساز در حوضه آبریز رودخانه‌ها و در نهایت با افزایش نفوذ آلاینده‌ها و پساب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی به رودخانه‌ها، استفاده از موجودات زنده به‌ویژه جلبک‌ها و دیاتومه‌ها به‌عنوان شاخص‌های زیستی به‌منظور ارزیابی وضعیت اکولوژیکی و زیست‌محیطی آب‌های جاری در بسیاری از کشورها اجرا شده است (Feeley et al., 2020).

دیاتومه‌ها مهم‌ترین گروه‌های فیتوپلانکتونی و از عناصر زنده زیستگاه‌های آبی بوده که به‌عنوان تولیدکننده، در چرخه زیستی این اکوسیستم‌ها حضور دارند (Parikh et al., 2025). ترکیب گونه‌ای، فراوانی و تنوع زیستی این ارگانیسم‌ها همواره به تغییرات زیستگاهی واکنش نشان داده و تحت تاثیر شرایط محیط تنظیم می‌شود. دیاتومه‌ها جلبک‌های یوکاریوت و تک‌سلولی هستند که در طیف وسیعی از زیستگاه‌های آبی از جمله رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، اقیانوس‌ها و برکه‌ها وجود دارند (Agarwal, 2025). دیاتومه‌ها در سلسله جلبک‌ها، یک شاخه به نام Chrysophyta و یک تیره به نام Bacillriophyceae را به خود اختصاص داده که شامل دو راسته Pennales و Centerales می‌باشد (Smith, 1950). گونه‌های متعلق به راسته پینال دارای تقارن دو طرفه یا طولی و گونه‌های راسته سنترال به‌صورت تقارن مرکزی یا شعاعی می‌باشند. اندازه دیاتومه‌ها از ۲ تا ۲۰۰ میکرومتر متغیر است و برخی از مولفین تعداد گونه‌های دیاتومه‌ها را در سراسر جهان حدود ۲۰۰/۰۰۰ گونه برآورد می‌کنند که بیش از ۱۰۰۰ جنس را شامل می‌شود (Guiry, 2012). برخی از محققین علل توزیع و پراکنش جهانی دیاتومه‌ها و توانایی حضور آن‌ها در طیف وسیعی از منابع آبی از اولیگوتروف تا یوتروف را به ویژگی‌های خاص مرفولوژیکی و دیواره سلولی سیلیسی متخلخل که حضور آن‌ها را به‌صورت ساکن یا جاری در زیستگاه فراهم نموده است، معرفی نموده‌اند (Pančić et al., 2019). دیاتومه‌ها نقش کلیدی در چرخه جهانی کربن دارند و هر سال ۲۵ درصد کربن را تثبیت می‌کنند، دیاتومه‌ها در طیف وسیعی از زیستگاه‌ها شامل محیط‌های اسیدی، قلیایی، آلوده به مواد آلی و معدنی و نیز در آب‌های شفاف و غیر آلوده حضور دارند. بعد از باکتری‌ها، دیاتومه‌ها فراوان‌ترین موجودات زنده در اکوسیستم‌های آبی به‌ویژه دریاها و اقیانوس‌ها می‌باشند که نزدیک به ۷۰ درصد فلور گیاهی اکوسیستم‌های آبی را تشکیل می‌دهند (Venkateswarlu & Manikya, 2000).

پژوهشگران از روش‌های مختلفی برای بررسی رابطه بین دیاتومه‌ها و محیط اطراف آن‌ها استفاده کرده‌اند. به‌عنوان مثال مشخص شده است که ساختار اندازه جوامع پلانکتون در دریاچه‌ها و رودخانه‌های شهری تحت تأثیر پارامترهای یوتریفیکاسیون (پُرغذایی)، به‌ویژه فسفر کل (TP) و کلروفیل a است (Toruan et al., 2021). همچنین، تجزیه و تحلیلی بر روی عوامل محیطی اصلی مؤثر بر جوامع فیتوپلانکتون‌های رودخانه شهری انجام گرفت که فسفر کل (TP)، نیتروژن کل(TN) و کلروفیل a را به‌عنوان عوامل محرک اصلی شناسایی نمود (Zhao et al., 2013). مطالعه‌ای بر روی گروه‌های فیتوپلانکتونی رودخانه‌های شمالی آلمان با استفاده از تجزیه و تحلیل فراوانی انجام گرفت که نشان داد کاربری زمین و شاخص‌های فیزیکوشیمیایی با یکدیگر همراه بوده و به‌طور مشترک بر ترکیب جامعه فیتوپلانکتون‌ها تأثیر می‌گذارند (Qu et al., 2018). علاوه بر این، تأثیر ساختارهای مصنوعی بر فیتوپلانکتون‌ها توسط گروهی از محققان مورد بررسی قرار گرفت که ساخت سدهای لاستیکی شهری را به‌عنوان عاملی در افزایش زیست توده فیتوپلانکتون‌ها گزارش نمود و انتشار فسفر را علت اصلی تغییرات در جامعه فیتوپلانکتون‌ها معرفی کرد (Bao et al., 2022). به خوبی مشخص شده است که دیاتومه‌ها از شیمی آب رودخانه‌ها و دیگر اکوسیستم‌های آبی پیروی می‌کنند و به آن واکنش نشان می‌دهند زیرا چرخه زندگی کوتاه و استراتژی‌های متنوع در این

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]
[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

ارگانیسم‌ها باعث پاسخی سریع به تغییرات اکولوژیکی می‌گردد. در نتیجه نشان داده شده است که تغییرات در سطح ساختار و زیست توده جوامع دیاتومه، منعکس کننده نوسانات اکولوژیکی و کیفیت آب است و برای ارزیابی وضعیت شیمیایی، فیزیکی و زیستی اکوسیستم استفاده می‌شود (Kitaka et al., 2024).

با توجه به اهمیت و جایگاه رودخانه‌ها و نقش آن‌ها در فعالیت‌های کشاورزی، آبزی‌پروری و زیست‌محیطی در چند سال اخیر، در ارتباط با فیتوپلانکتون‌ها در اکوسیستم‌های آبی به‌ویژه رودخانه‌های کشور ایران، مطالعات قابل توجهی انجام شده است که از مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به مطالعه دیاتوم‌های اپی لیتون در رودخانه جاجرود (Jamalou et al., 2005)، بررسی ساختار جمعیتی و تنوع زیستی فیتوپلانکتون‌های دریاچه سد گلبلاغ استان کردستان (Mohammadi et al., 2016)، بررسی فراوانی و تنوع زیستی جوامع فیتوپلانکتون‌های دریاچه سد مارون در استان خوزستان (Noedoost & Shoukat, 2019)، بررسی وضعیت فیزیکوشیمیایی و فیتوپلانکتونی آب در دریاچه سد ارسباران (Abedini & Salavatian, 2016) و بررسی تنوع زیستی دیاتومه‌های رودخانه خرمارود در استان گلستان را اشاره کرد (AgAtabay et al., 2021). مطالعه حاضر با هدف بررسی شرایط اکولوژیکی و زیست‌محیطی رودخانه تالار از طریق تحلیل جوامع دیاتومه‌های اپی‌لیتیک و اپی‌پیلیک انجام شده است. با توجه به نقش مهم این رودخانه در تامین منابع آب برای فعالیت‌های کشاورزی و آبزی‌پروری و گستره جغرافیایی وسیع حوضه آبریز آن، ارزیابی دقیق وضعیت زیستی و شناسایی منابع آلاینده از اهمیت بالایی برخوردار است. در این راستا، تنوع گونه‌ای و ترکیب جمعیتی دیاتومه‌ها به عنوان شاخص‌های حساس زیستی در نقاط مختلف رودخانه مورد مطالعه قرار گرفته و رابطه آن‌ها با پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب برای درک بهتر تأثیرات آلودگی و تغییرات اکولوژیکی بررسی شده است. نتایج این تحقیق می‌تواند به مدیریت پایدار منابع آبی و حفاظت زیست‌محیطی رودخانه تالار کمک شایانی نماید.

## مواد و روش‌ها

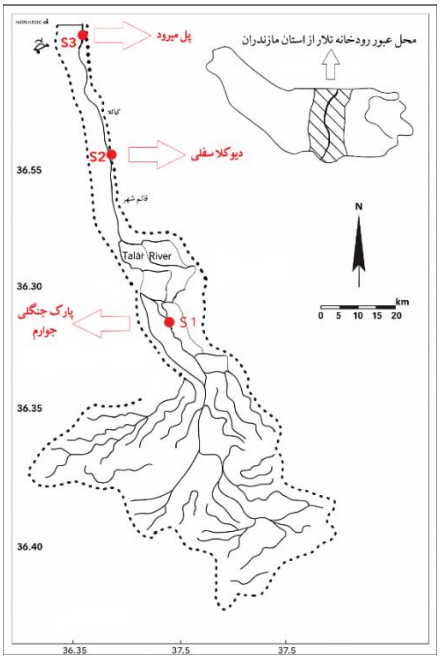
حوضه آبریز رودخانه تالار از حوضه‌های کوهستانی شمال کشور است که از بخش‌های شمالی رشته کوه‌های البرز سرچشمه می‌گیرد و روان‌آب آن بـه دریای خزر می‌ریزد. مساحت این حوضه آبریز ۲۸۵۵ کیلومترمربع و طول آبراهه اصلی آن در محل اتصال به دریای خزر ۱۷۶/۵ کیلومتر اسـت. از نظر موقعیت جغرافیایی بـین طول‌های شرقی"۳۵°۵۲′۳۸ تا "۲۳°۵۳′۵۶ و عرض شمالی"۳۵°۴۴′۴۱ تا "۱۹°۳۶′۱۳ واقع شده است. شکل (۱) نقشه موقعیت حوضه رودخانه تالار و نقاط نمونه برداری‌های انجام شده در پژوهش حاضر را نشان می‌دهد.

جهت بررسی دیاتومه‌های رودخانه تالار، از تابستان ۱۴۰۲ تا بهار ۱۴۰۳ به‌صورت فصلی تعداد ۳ ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری براساس مطالعه و پایش میدانی و باتوجه به منابع مختلف آلاینده‌ها (کشاورزی، صنعتی و خانگی) انتخاب شد. ایستگاه اول در منطقه شیرگاه با موقعیت عرض جغرافیایی"۳۶°۱۳'۵۱ و طول جغرافیایی"۵۲°۵۴'۴۲ به نام پارک جنگلی جوارم، ایستگاه دوم بعد از شهر قائمشهر با موقعیت عرض جغرافیایی"۳۶°۳۰'۳۸ و طول جغرافیایی"۵۲°۴۸'۴۰ در منطقه روستایی دیوکلا سفلی و ایستگاه سوم در منطقه میرود با عرض جغرافیایی"۳۶°۴۳'۱۱ و طول جغرافیایی "۵۲°۴۴'۴۳ انتخاب شدند. انتخاب سه ایستگاه موردنظر (پارک جنگلی جوارم، دیوکلا سفلی و میرود) بر اساس طراحی فضایی هدفمند صورت گرفته که پوشش‌دهنده یک شیب آلودگی تدریجی در طول رودخانه تالار از نقطه نسبتاً بکر تا نقطه نزدیک به مصب باشد. ایستگاه اول (پارک جنگلی جوارم) در ناحیه‌ی بالادست و قبل از ورود آلودگی‌های انسانی و صنعتی قرار دارد. ایستگاه دوم (دیوکلا سفلی) در بخش میان‌دست رودخانه و پس از عبور رود از منطقه شهری و کشاورزی قائمشهر قرار دارد، جایی که آلاینده‌های خانگی، کشاورزی و صنعتی وارد رودخانه می‌شوند و لذا نماینده‌ی ناحیه‌ای با آلودگی متوسط است. ایستگاه سوم (میرود)، در پایین‌دست و نزدیک به دهانه‌ی ورود رود به دریای خزر قرار دارد و تحت تأثیر تجمعی آلودگی‌های شهری، صنعتی و زه‌آب‌های بالادست بوده و به عنوان منطقه‌ای با تنش اکولوژیکی بالا انتخاب شده است تا امکان ارزیابی دقیق اثرات تدریجی آلودگی بر ساختار جامعه‌ی دیاتومه‌ها را فراهم می‌کند (شکل ۱).

در هر ایستگاه، دیاتومه‌های اپی‌لیتیک (سنگ‌زی) و اپی‌پیلیک (گل و لای‌زی) از سطح و کف آب و بسترهای سنگی و گیاهان رودخانه جمع آوری شدند. به‌منظور جمع آوری گونه‌های اپی‌لیتیک تعدادی سنگ در هر ایستگاه که در معرض نور خورشید و

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]
[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

در بستر یا حاشیه رودخانه قرار داشتند، به‌طور تصادفی انتخاب گردید و به کمک آب شستشو داده شدند تا گل و لای روی سطح سنگ پاک شود. در نهایت با استفاده از یک اسپاتول استریل سطح روی سنگ تراشیده داده شد تا نمونه‌ها جداسازی شوند. همچنین، جهت نمونه‌برداری گونه‌های اپی‌پیلیک، بخشی از رسوب کف رودخانه و در نواحی کم‌عمق‌تر برداشته و در بطری‌های پلی اتیلن سه لیتری قرار داده شدند. در هر ایستگاه، نمونه‌ها با سه تکرار از هر بستر جمع‌آوری شدند. نمونه‌های جمع آوری شده با فرمالین ۴ درصد تثبیت شده و به آزمایشگاه منتقل شدند (Bellinger & Sigee, 2010). برای شناسایی گونه‌های دیاتومه، ابتدا نمونه‌ها به مدت ۵ روز در تاریکی نگهداری شدند تا کاملاً رسوب نمایند و سپس با استفاده از سیفون‌های مخصوص، آب رویی نمونه‌ها تخلیه و باقیمانده طی چند مرحله به مدت ۵ دقیقه توسط سانتریفوژ با ۱۵۰۰ دور در دقیقه تغلیظ شدند و حجم آن‌ها به ۲۰۰ میلی‌لیتر کاهش یافت (Wetzel & Likens, 1991). جهت مشاهده و شناسایی فیتوپلانکتون‌ها ابتدا نمونه را همگن کرده و سپس یک میلی‌لیتر از هرکدام بر روی لام مدرج سدویک رافتر قرار داده و با استفاده از یک قطره آیوزین و میکروسکوپ اینورت مارک تجارتی نیکون بررسی شد(Patick & Reimer, 1966). شناسایی نمونه‌های دیاتومه با استفاده از اطلس‌ها، کلیدهای شناسایی و منابع معتبر انجام گرفت. از منابع کلاسیک شامل Prescott (1962)، Tiffany & Britton (1971)، Patrick & Reimer (1966)، Bellinger (1992)، Maosen (1983) و Lange-Bertalot (1993) برای تعیین گونه استفاده شد. همچنین جهت به‌روزسازی شناسایی‌ها و انطباق با رده‌بندی‌های جدید، از منابع تکمیلی و فلورهای جدیدتر مانند AlgaeBase و Diatoms of North America استفاده شد. همزمان با نمونه‌برداری از دیاتومه‌ها، یک لیتر آب از هر ایستگاه برای اندازه‌گیری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی در محل نمونه‌برداری جمع‌آوری شد. pH، میزان اکسیژن محلول DO، دما، نیز با استفاده از دستگاه پرتابل در محل اندازه‌گیری شد. سایر پارامترها شامل COD، BOD، Ca، K، Fe، Zn، $PO_4$، $NO_3$ و Na پس از انتقال نمونه آب رودخانه به آزمایشگاه با استفاده از روش‌های استاندارد سنجیده شدند (APHA, 1999). جهت تعیین تنوع زیستی دیاتومه‌ها رودخانه تالار به لحاظ مکانی و زمانی، از شاخص تنوع مارگالف و شاخص‌های تنوع گونه‌ای شآنون-وینر و سیمپسون استفاده شد. برای تعیین همبستگی و ارتباط بین تغییرات عوامل محیطی و فراوانی دیاتومه‌ها از آنالیز تحلیل تطبیقی متعارف (CCA) استفاده شد. برای اجرای آنالیزهای تنوع گونه‌ای، غالبیت، یکنواختی گونه‌ای و CCA از نرم افزار MVSP نسخه ۳/۱۳ استفاده گردید (Krebs, 1999).




**شکل۱**- نقشه حوضه آبریز رودخانه تالار و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

**Figure1.** Talar river drainage basin map and sampling stations

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

## نتایج

اطلاعات مربوط به خواص فیزیکوشیمیایی آب در جدول شماره (۱) نشان داده شد. درجه حرارت آب بین ۲-۱۸٫۸ درجه سانتی‌گراد متغیر بوده است که به‌ترتیب در ایستگاه ۱ و در فصل زمستان و گرم‌ترین دمای آب ( ۱۸/۸°C) در ایستگاه ۲ و فصل تابستان گزارش شد. دامنه نوسانات اکسیژن محلول آب (DO) بین ۴/۱-۹/۷۵ میلی‌گرم بر لیتر مشاهده گردید که کمترین میزان در فصل تابستان و ایستگاه ۱ و بیشترین مقدارDO در فصل زمستان و ایستگاه ۱ گزارش شد. دامنه تغییرات pH آب در طول نمونه‌برداری بین ۶/۵-۸/۹۵ بوده است که بیشترین میزان در ایستگاه ۳ و فصل بهار و کمترین آن در تابستان و در ایستگاه ۲ مشاهده گردید. میزان $NO_3$ بین ۰/۹ تا ۴/۶ میلی‌گرم بر لیتر، فسفات از ۰/۰۰۱ تا ۰/۵۲، روی از ۰/۰۰۸ تا ۰/۴۱، پتاسیم ۶/۸-۱۷/۱، آهن ۰/۱۱-۲/۰۵، کلسیم ۱۵-۱۲۶ و بالاترینBOD (۱۲/۸۵) در تابستان و ایستگاه ۲ و کمترین میزان آن (۰/۸۸) میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۱ مشاهده شد.

بر اساس مطالعات انجام شده در این پژوهش، در مجموع ۸۴ گونه متعلق به ۲۴ جنس از شاخه دیاتومه‌ها شناسایی گردیدند که طبق شمارش‌های انجام شده جنس*Navicula* با تعداد ۱۶ گونه بیشترین تنوع گونه‌ای و بعد از آن جنس *Nitzschia* و *Gomphonema* با تعداد ۱۲ و ۱۰ گونه در ردیف بعدی قرار می‌گیرند. جنس‌های *Tabellaria*، *Asterionell*، *Pinnularia*، *Cymbopleura* و *Diploneis* هر کدام با یک گونه کمترین تنوع را نشان دادند. فهرست دیاتومه‌های شناسایی شده در ایستگاه‌های مورد مطالعه در طول رودخانه تالار بر اساس فصول سال در جدول (۲) نشان داده شد. در بین جنس‌های دیاتومه‌ها جنس *Navicula*، *Gomphonema* و *Cymbella* در اغلب ایستگاه‌ها و فصول نمونه‌برداری مشاهده گردید، این در حالی است که جنس*Achnanthidium*، *Achnanthes* و *Fragilaria* اغلب در فصل بهار و زمستان و در ایستگاه ۱و ۳ گزارش شد. در فصول گرم سال (تابستان و پاییز) جنس‌های *Diatoma*، *Nitzschia* و *Gomphonema* در نمونه‌ها غالب بودند. در فصول سرد سال (زمستان و بهار) گونه‌های *Achnanthes gracillimum, Achnanthidium minutissimum* *Asterionella formosa, linearis,* و *Frustulia rhomboides* در اغلب نمونه‌ها مشاهده گردید. در حالی که در فصل گرم سال گونه‌های *D. ehrenbergii*، *Gomphonema acuminatum*، *Nitzschia palea*، *N. acicularis*، *Diatoma vulgaris* در اغلب نمونه‌ها حضور داشتند. در ایستگاه ۱ و بالادست رودخانه دیاتومه‌های *Achnanthidium minutissimum*، *Frustulia linearis*، *Achnanthes clevei* و *Cyclotella atomus* از گونه‌های بودند که در تمام نمونه‌ها و فصول گزارش شد در صورتی که در ایستگاه ۲ و میان دست رودخانه گونه‌های غالب با حجم سلول بالا متعلق به*Nitzschia palea*، *Navicula cryptocephala*، *Melosira varians*، *Gomphonema parvulum* و *Synedra ulna* بوده است که در تمام فصول مشاهده شد.

در ایستگاه ۳ و منطقه پایین‌دست رودخانه جنس‌های *Fragilaria*، *Navicula*، *Gyrosigma* و *Cymbella* با گونه‌های*Cymbella minuta*، *Gyrosigma acuminatum* ، *Fragilaria crotonensis* و *Navicula capitatoradiata* در مقایسه با سایر گونه‌ها از تراکم و فراوانی بیشتری برخوردار بوده است. جنس‌های *Gomphonema*، *Navicula* و *Cymbella* با گونه‌های *C. minuta*، *G. rhynchocephala* و *N. angustatum* و در تمامی ایستگاه‌ها و در طول سال مشاهده گردید.

شمارش و تراکم تعداد سلول دیاتومه‌ها بر حسب میلی‌لیتر آب در ایستگاه‌ها و فصول مختلف سال در جدول (۲) نشان داده شد. بیشترین تعداد سلول (۶۳ سلول در میلی‌لیتر) متعلق به گونه *Navicula cryptotenella* در ایستگاه ۲ در فصل تابستان بوده است. گونه‌های *Nitzschia palea*، *Nitzschia angustata* و *Navicula rhynchocephala* به‌ترتیب هر کدام با تعداد ۶۲، ۵۸ و ۵۲ سلول در میلی‌لیتر در ردیف بعدی قرار می‌گیرند که در ایستگاه ۲، ۳ و ۲ در فصل تابستان، پاییز و تابستان گزارش شده است. گونه *Pinnularia* sp. و *Tabellaria fenestrata* که در اغلب نمونه‌ها مشاهده شده است به‌ترتیب با ۴ و ۵ سلول در میلی‌لیتر کمترین حجم سلول را تشکیل داده‌اند. بالاترین میانگین سالانه تعداد سلول در تمام ایستگاه‌ها و طول رودخانه متعلق به گونه *Nitzschia sigma* با تعداد ۳۰ سلول در میلی‌لیتر و بعد از آن گونه‌های *Nitzschia acicularis* و *Amphora ovalis* به‌ترتیب با میانگین ۲۹/۶ و ۲۷/۷۵ سلول در میلی‌لیتر بیشترین فراوانی را نشان داده است. کمترین میانگین فراوانی در

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]
[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

طول رودخانه مربوط به گونه *Tabellaria fenestrata* با تعداد ۶/۱۶ سلول و بعد از آن گونه *Surirella robusta* و *Cymbella parva* به‌ترتیب با ۶/۵ و ۶/۸ سلول در میلی‌لیتر در ردیف بعدی گزارش گردید. بر اساس موقعیت مکانی و زمانی بالاترین حجم تعداد سلول دیاتومه‌ها در ایستگاه ۳ با حجم ۱۲۷۷ سلول در میلی‌لیتر در فصل تابستان و کم‌ترین تعداد سلول دیاتومه‌ها در ایستگاه ۱ با تعداد ۳۱۴ سلول در میلی‌لیتر در فصل پاییز گزارش شده است.

اطلاعات و داده‌های مربوط به شاخص‌های زیستی و تنوع گونه‌ای دیاتومه‌ها در جدول شماره ۳ نشان داده شد. شاخص تنوع گونه‌ای شانون-وینر بین ۳/۲۹ تا ۴/۱۱ متغیر بوده است که از لحاظ مکانی بالاترین تنوع مربوط به ایستگاه ۳ و کمترین ارزش تنوع در ایستگاه یک مشاهده شد. از لحاظ زمانی غنی‌ترین تنوع گونه‌ای شانون-وینر در فصل بهار و کمترین میزان آن در فصل پاییز گزارش گردیده است. دامنه نوسانات شاخص سیمپسون بین ۰/۹۵ تا ۰/۹۸ گزارش شد که بیشترین شاخص عددی سیمپسون در ایستگاه ۲ و در فصل بهار و پایین‌ترین مقدار تنوع در فصل پاییز و در ایستگاه ۱ مشاهده شد. شاخص غنای گونه‌ای مارگالف نیز از الگوی تغییرات شاخص شانون-وینر در اغلب نمونه‌ها پیروی نمود و در ایستگاه‌ها و فصول مختلف متغیر بوده است، به گونه‌ای که بالاترین شاخص مارگالف (۹/۱۶) مربوط به ایستگاه ۳ در فصل بهار و کمترین میزان غنای گونه‌ای (۴/۸۷) در فصل پاییز در ایستگاه ۱ گزارش شد. دامنه تغییرات شاخص یکنواختی بین ۰/۸۸ تا ۰/۹۵ متغیر بوده است که بیشترین میزان در فصل تابستان در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار شاخص یکنواختی در فصل تابستان در ایستگاه ۳ مشاهده شد. کمترین میزان شاخص غالبیت گونه‌های دیاتومه‌ها در ایستگاه ۳ و در فصل پاییز (۰/۰۲۱) و بیشترین میزان آن (۰/۰۴۰) در فصل پاییز و در ایستگاه ۱ گزارش شد.

آنالیز تطبیقی متعارفی یا CCA بین پارامترهای محیطی و فراوانی دو گروه از دیاتومه‌های اپی‌لیتیک و اپی‌پیلیک به‌ترتیب در شکل‌های ۲ و ۳ نشان داده شد. نمای بای‌پلات حاصل از تحلیل تطبیقی متعارفی (CCA)، توزیع ایستگاه‌ها (نقاط) و گونه‌های دیاتومه (فلش‌های قرمز) را در امتداد دو محور اول، که تحت تأثیر متغیرهای محیطی (فلش‌های سبز) شکل گرفته‌اند، به تصویر می‌کشد. بر اساس نتایج تحلیل CCA برای گونه‌های اپی‌لیتیک، محورهای اول و دوم به‌ترتیب ۴۱/۰۹ و ۱۴/۸۱ درصد از واریانس کل را توضیح داده و در مجموع ۵۵/۹ درصد از واریانس محدودشده را تبیین می‌کنند. در مورد گونه‌های اپی‌پیلیک نیز، محور اول و دوم به‌ترتیب ۳۷/۳۷ و ۱۴/۴۰ درصد از واریانس محدودشده را پوشش داده و مجموعاً ۵۱/۷۷ درصد از تغییرات جوامع دیاتومه تحت تأثیر متغیرهای محیطی را توضیح می‌دهند (جدول۴). طول و جهت فلش‌های مربوط به متغیرهای محیطی، شدت و جهت گرادیان‌های محیطی مؤثر بر پراکنش گونه‌ها و ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد؛ به‌طوری که فلش‌های بلندتر بیانگر اثرگذاری بیشتر آن متغیر بر ساختار جامعه دیاتومه هستند. آنالیز CCA برای گونه‌های اپی‌لیتیک نشان داد، گونه‌های *Fragilaria perminuta*، *Cyclotella atomus* ، *Asterionella formosa*، *Surirella robusta*، *Frustulia rhomboides*، *Gyrosigma nodiferum* و *Cymbella minuta* در سمت منفی نمودار مستقر گردیدند که با غلظت کم DO، فسفات و آهن ارتباط داشته‌اند. در حالی که گونه‌های*Diatoma maximum*، *Nitzschia acicularis*، *Navicula cryptocephala*، *Navicula digitoradiata*، *Nitzschia acicularis*، *Gomphonema micropus*، *Gomphonema tenue* و *Synedra ulna* در سمت راست نمودار مستقر گردیدند و با غلظت زیاد $NO_3$، BOD و pH ارتباط مستقیم را نشان داده‌اند. (شکل ۲). آنالیز CCA برای گونه‌های اپی‌پیلیک نشان می‌دهد که گونه‌های *Amphora pediculus, Gomphonema affine, Gomphonema subclavatum, Navicula recens, Nitzschia graciliformis, Nitzschia dissipata, Diatoma moniliformis, Nitzschia angustata, Nitzschia linearis*، در سمت راست منحنی مستقر شدند که از غلظت $NO_3$، BOD،Ca و pH بالاتری برخوردار بود و گونه‌های *Achnanthidium minutissimum*، *Achnanthes brevipes*، *Achnanthidium gracillimum*، *Fragilaria capucina*، *Encyonema minutum*، *Navicula radiosa*، *Gomphonema angustatum*، *Gomphonema olivaceum*، *Achnanthes clevei* و *Navicula radiosa* در سمت چپ منحنی که با غلظت کم Fe، $PO_4$، Na، Zn و درجه حرارت آب ارتباط داشته‌اند، مستقر گردیدند.

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

**جدول۱**- نتایج آنالیز پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه تالار طی دوره مورد مطالعه (تابستان ۱۴۰۲ تا بهار ۱۴۰۳)

**Table1.** The results of the analysis of the physicochemical parameters of Talar river water during the studied period (summer 1402 to spring 1403)

| Fe | K | DO | Ca | $NO_3$ | Na | BOD | $PO_4$ | Zn | pH | Temp | Station | Season |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Milligram per liter | | | | | | | | | | Celsius | | |
| 0.22 | 12.25 | 7.8 | 14.8 | 2.1 | 14.25 | 6 | 0.17 | 0.165 | 7.08 | 18.1 | S1 | |
| 2.25 | 17.61 | 3.2 | 122.8 | 6.2 | 98.2 | 28 | 0.68 | 0.414 | 6.5 | 19.6 | S2 | Summer |
| 1.68 | 16.01 | 4.11 | 98.6 | 5.4 | 79.85 | 16 | 0.48 | 0.312 | 6.8 | 19.2 | S3 | |
| 0.13 | 3.25 | 8.1 | 16.09 | 1.8 | 11.85 | 4 | 0.11 | 0.006 | 7.79 | 16.8 | S1 | |
| 1.86 | 15.48 | 4.8 | 98.6 | 5.8 | 79.8 | 17 | 0.45 | 0.218 | 6.9 | 17.8 | S2 | Autumn |
| 0.98 | 14.13 | 5.16 | 73.25 | 3.95 | 68.25 | 12 | 0.28 | 0.19 | 7.24 | 17.4 | S3 | |
| 0.11 | 1.62 | 9.8 | 11.08 | 0.9 | 8.9 | 1.1 | 0.009 | 0.008 | 8.65 | 7.8 | S1 | |
| 0.45 | 4.91 | 6.25 | 28.2 | 3.11 | 51.8 | 6.6 | 0.12 | 0.11 | 7.95 | 9.4 | S2 | Winter |
| 0.35 | 3.85 | 6.81 | 19.65 | 2.91 | 48.9 | 4.8 | 0.091 | 0.09 | 8.36 | 9.2 | S3 | |
| 0.65 | 2.63 | 9.3 | 13.9 | 1.1 | 0.25 | 2.6 | 0.065 | 0.04 | 8.84 | 11.4 | S1 | |
| 0.97 | 6.89 | 7.12 | 48.6 | 5.16 | 68.2 | 8.2 | 0.33 | 0.25 | 7.85 | 12.9 | S2 | Spring |
| 0.82 | 5.06 | 7.91 | 31.8 | 4.11 | 46.35 | 6.9 | 0.12 | 0.12 | 8.97 | 12.2 | S3 | |

**جدول۲**- دیاتوم‌های مشاهده شده همراه با کد مورد استفاده در آنالیز رسته‌بندی در رودخانه تالار و فراوانی آن‌ها در دوره نمونه‌برداری (تابستان ۱۴۰۲ تا بهار ۱۴۰۳)

**Table2.** The observed diatoms with the code used in the ranking analysis in Talar river and their abundance in the sampling period (summer 1402 to spring 1403)

| Taxon | Code | Summer | | | Autumn | | | Winter | | | Spring | | | Mean |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | S1 | S2 | S3 | S1 | S2 | S3 | S1 | S2 | S3 | S1 | S2 | S3 | |
| *Achnanthes clevei* Grunow | ACCL | - | - | - | 8 | - | - | 8 | - | 14 | 25 | 8 | 14 | 12.83 |
| *Achnanthes linearis* (W. Smith) Grunow | ACLI | 8 | - | - | - | - | 7 | - | 12 | 23 | 18 | 11 | 23 | 14.57 |
| *Achnanthes brevipes* C. Agardh, nom. Illeg. | ACBR | - | - | - | 12 | - | - | 15 | - | 28 | 26 | 12 | 28 | 20.16 |
| *Achnanthidium gracillimum* (F. Meister) Lange- Bertalot | ACGR | - | - | - | - | - | 9 | 8 | 10 | 14 | 25 | 8 | 14 | 12.57 |
| *Achnanthidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki | ACOV | 8 | - | - | - | - | - | 15 | 12 | 36 | 27 | 9 | 22 | 18.42 |
| *Achnanthidium* sp. | ACPY | - | - | - | 14 | - | - | 11 | - | 18 | 13 | 14 | 26 | 16 |
| *Amphora ovalis* Kützing | AMOV | 8 | 36 | 24 | - | 26 | 19 | - | 15 | - | - | 12 | - | 20 |
| *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow | AMCO | - | 41 | 23 | - | 27 | 14 | - | - | - | - | 18 | - | 24.60 |
| *Asterionella formosa* Hassall | ASFO | 8 | - | - | 10 | - | - | 8 | 11 | 16 | 13 | 14 | 21 | 12.62 |
| *Cocconeis fluviatilis* J.H. Wallace | COFL | 7 | 12 | 15 | - | 22 | 14 | - | - | 9 | - | 16 | 8 | 12.87 |
| *Cocconeis placentula* Ehrenberg | COSP | - | - | 8 | - | 15 | 21 | - | 14 | - | 8 | - | 12 | 13 |
| *Cocconeis rugose* Ehrenberg | COPE | 10 | 21 | 32 | - | 15 | 11 | 8 | 12 | 16 | 8 | - | 16 | 14.90 |
| *Cyclotella atomus* Hustedt | CYSP | 12 | - | - | 9 | - | - | 15 | 8 | 12 | 15 | 12 | 18 | 12.62 |
| *Cyclotella meneghiniana* Kützing | CYME | 8 | 28 | 18 | - | 22 | 28 | - | 8 | - | - | 10 | 8 | 17.42 |
| *Cymatopleura solea* (Brébisson) W. Smith | CYSO | - | 12 | 10 | - | 14 | 21 | - | - | - | - | 18 | - | 15 |
| *Cymbella affinis* Kützing | CYAF | 8 | - | 24 | - | 37 | 27 | 11 | 26 | 18 | - | 8 | - | 19.87 |

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Cymbella cistula* (Ehrenberg) O. Kirchner | CYCI | - | - | 18 | 8 | 24 | - | 24 | 31 | 36 | - | 14 | 26 | 24.11 |
| *Cymbella lanceolata* (C. Agardh) Kirchner | CYLA | 48 | - | - | - | - | 28 | 32 | 17 | 19 | 21 | - | 9 | 20.57 |
| *Cymbella minuta* Hilse | CYPR | 11 | 8 | 41 | 12 | 9 | 22 | 16 | 22 | 31 | 8 | 15 | 26 | 18.41 |
| *Cymbella parva (*W. Smith) Kirchner | CYPR | 8 | - | 18 | - | 9 | 11 | 14 | 26 | 31 | 9 | - | - | 15.75 |
| *Cymbella prostrata* (Berkeley) Cleve | CYPR | 8 | - | - | 9 | - | 10 | 12 | 23 | 36 | - | - | 28 | 18 |
| *Cymbopleura amphicephala* (Nägeli) Krammer | CYAM | - | - | 15 | - | - | 21 | - | 14 | - | - | - | 21 | 17.75 |
| *Diatoma ehrenbergii* Kützing | DIEH | 15 | 38 | 22 | 8 | 32 | 36 | - | 15 | - | - | 14 | 21 | 22.33 |
| *Diatoma maximum* Fricke in A. Schmidt | DIMA | - | 44 | 26 | 9 | 26 | - | - | 12 | 18 | - | 14 | - | 21.28 |
| *Diatoma vulgaris* Bory | DIVU | - | 46 | 39 | - | 38 | 29 | - | - | 18 | - | 26 | 21 | 31 |
| *Diatoma moniliformis* (Kützing) D.M. Williams | DIMO | - | 27 | 35 | - | 37 | 24 | - | - | 25 | - | 14 | - | 27 |
| *Diploneis ovalis* (Hilse) Cleve | DIOV | - | - | 8 | - | 9 | 10 | - | - | 12 | - | - | 9 | 9.60 |
| *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann | ENMI | 8 | - | - | 9 | - | - | 12 | 8 | 11 | 14 | 12 | 16 | 11.25 |
| *Epithemia sorex* Kützing | EPSO | 10 | - | - | - | - | - | 8 | - | 14 | 8 | 9 | 13 | 10.33 |
| *Fragilaria crotonensis* Kitton | FRCR | - | - | 18 | - | - | 21 | 15 | - | 12 | 14 | - | 25 | 17.50 |
| *Fragilaria vaucheriae* (Kützing) J.B. Petersen | FRVA | 8 | - | - | - | - | 15 | - | 18 | 12 | 8 | 9 | 14 | 12 |
| *Fragilaria capucina* Desmazières | FRCA | - | 14 | - | 11 | - | - | 8 | 15 | - | 31 | 18 | 19 | 16.57 |
| *Fragilaria intermedia* var. *robusta* G.S. Venkataraman | FRIN | - | - | 8 | - | - | - | 14 | 15 | 21 | - | 14 | 19 | 15.16 |
| *Fragilaria perminuta* (Grunow) Lange-Bertalot | FRPE | 12 | - | - | 15 | - | - | - | 12 | 36 | 27 | - | 17 | 19.83 |
| *Frustulia linearis* Kisselev | FRLI | 15 | - | - | 8 | - | - | 11 | - | 8 | 11 | 8 | 21 | 11.71 |
| *Frustulia rhomboides* Ehrenberg | FRRH | 7 | - | - | 12 | - | - | 8 | 8 | 16 | 25 | 11 | 14 | 12.62 |
| *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg | GOAC | 8 | 45 | 51 | - | 29 | 31 | - | 10 | - | - | 9 | - | 26.14 |
| *Gomphonema affine* Kützing | GOAF | - | 38 | 21 | 18 | 26 | 36 | 8 | - | - | - | 14 | 21 | 22.75 |
| *Gomphonema angustatum* Kützing | GOAN | 7 | 39 | 28 | 14 | 8 | 12 | 14 | 8 | 18 | 21 | 14 | 9 | 16 |
| *Gomphonema micropus* Kützing | GOMI | - | 14 | 29 | 8 | 45 | 32 | 19 | 15 | 8 | 7 | 22 | 16 | 19.54 |
| *Gomphonema olivaceum* (Homemann) Brebisson | GOOL | 14 | 46 | 38 | 29 | - | - | - | 12 | 16 | 9 | - | - | 23.42 |
| *Gomphonema parvulum* Kützing | GOPA | - | 51 | 48 | - | 42 | 36 | - | 18 | 6 | - | 26 | 10 | 29.62 |
| *Gomphonema* sp. | GOSP | 8 | 39 | 41 | 6 | 34 | 26 | 18 | - | 11 | - | 18 | 9 | 21 |
| *Gomphonema truncatum* Ehrenberg | GOTR | - | 29 | 30 | - | 21 | 28 | 32 | 17 | 14 | 21 | 15 | - | 23 |
| *Gomphonema subclavatum (*Grunow) Grunow | GOSU | 8 | 49 | 41 | - | - | - | 12 | 9 | - | - | 22 | 16 | 22.42 |

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Gomphonema tenue* H.P. Gandhi, nom. illeg. | GOTE | 6 | 25 | 18 | - | 19 | 11 | - | 17 | 14 | - | 28 | 10 | 16.44 |
| *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst | GYAC | - | - | 23 | - | 11 | 28 | - | 9 | 14 | - | - | 18 | 17.16 |
| *Gyrosigma attenuatum* (Kützing) Rabenhorst | GYAT | 8 | - | - | - | - | 18 | - | 9 | 12 | 8 | 14 | 16 | 12.14 |
| *Gyrosigma nodiferum* (Grunow) Reimer | GYNO | 7 | - | 9 | - | 11 | - | 8 | 15 | - | - | - | 25 | 12.50 |
| *Melosira granulate* (Ehrenberg) Ralfs | MEGR | - | 15 | 9 | - | 14 | 10 | - | - | - | - | 15 | - | 12.60 |
| *Melosira varians* C. Agardh | MEVA | 12 | 29 | 18 | - | 28 | - | - | 14 | 18 | - | 21 | 16 | 19.50 |
| *Navicula angusta* Grunow | NAAN | 11 | 41 | - | - | 39 | - | - | 48 | 6 | 7 | 9 | 12 | 17.87 |
| *Navicula capitatoradiata* Germain | NACA | 7 | 18 | 58 | 13 | - | 48 | - | - | 23 | - | - | 28 | 27.85 |
| *Navicula cryptocephala* Kützing | NACR | - | 63 | 49 | - | 44 | 38 | - | 23 | 14 | - | 15 | - | 35.14 |
| *Navicula cryptotenella* Lange-Bert | NACR | 8 | - | 31 | 12 | 14 | 37 | 14 | 9 | - | - | 18 | 16 | 17.66 |
| *Navicula digitoradiata* (W. Gregory) Ralfs | NADI | 6 | 51 | 24 | - | 26 | - | - | 21 | 25 | 8 | 28 | 10 | 22.11 |
| *Navicula lanceolata* Ehrenberg | NALA | 6 | 51 | - | - | 31 | 28 | 14 | 12 | 11 | 12 | - | - | 20.62 |
| *Navicula menisculus* var. grunowii Lange-Bertalot, nom. illeg. | NAME | 8 | - | - | 6 | 33 | - | 18 | - | 14 | - | 23 | 12 | 16.28 |
| *Navicula placentula* (Ehrenberg) Kützing | NAPL | - | 29 | 36 | - | 41 | 28 | 32 | - | 21 | 8 | 15 | - | 26.25 |
| *Navicula radiosa* Kützing | NARA | 11 | - | - | - | - | 17 | - | 25 | 14 | - | 22 | 14 | 17.16 |
| *Navicula recens* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot | NARE | - | 45 | 31 | - | 21 | - | - | 24 | - | - | 23 | 19 | 27.16 |
| *Navicula rhynchocephala* Kützing | NARH | 8 | 52 | 41 | 9 | 41 | 32 | 28 | 26 | 27 | 11 | 15 | 17 | 25.58 |
| *Navicula* sp. | NASP | 14 | 55 | 46 | 8 | 42 | - | 14 | 12 | - | 9 | 25 | - | 25 |
| *Navicula tripunctata* (O.F. Müller) Bory | NATR | 8 | - | 18 | 12 | 25 | 23 | - | 15 | 31 | - | - | 12 | 18 |
| *Navicula veneta* Kützing | NAVE | - | 41 | 36 | - | 24 | 38 | 16 | - | 9 | 17 | 23 | 18 | 24.66 |
| *Navicula viridis* var. *pachyptera* Pantocsek | NAVI | 6 | 38 | - | - | 33 | - | 21 | 22 | 32 | - | 29 | 31 | 26.50 |
| *Navicula bacillum* Ehrenberg | NABA | 12 | - | 31 | - | 16 | 21 | - | - | 9 | 10 | 24 | 18 | 17.62 |
| *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith | NIAC | 6 | 68 | 56 | - | 49 | 26 | - | 24 | 32 | - | 14 | - | 34.37 |
| *Nitzschia angustata* (W. Smith) Grunow | NIAN | 6 | 41 | - | - | 47 | 25 | - | 27 | 18 | - | 14 | 12 | 23.75 |
| *Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst | NIDI | 6 | - | 43 | - | 47 | - | - | 12 | 18 | - | 17 | - | 23.83 |
| *Nitzschia graciliformis* Lange-Bert Simon | NIGR | 9 | 23 | 34 | - | 27 | 21 | - | 16 | 8 | - | 21 | 15 | 19.33 |
| *Nitzschia gracilis* Hantzsch | NIGR | - | 33 | - | - | 22 | 28 | - | - | 11 | - | - | 14 | 21.6 |
| *Nitzschia linearis* (Agardh) W. Smith | NILI | 6 | 23 | 14 | - | 14 | 16 | - | 9 | 12 | - | 25 | 9 | 14.22 |

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith | NIPA | - | 62 | 56 | - | 49 | 33 | - | 21 | - | - | 21 | - | 40.33 |
| *Nitzschia parvula* W. Smith | NIPA | - | 18 | - | - | 14 | - | - | - | - | - | 15 | - | 15.66 |
| *Nitzschia sigma* (Kützing) W. Smith | NISI | 8 | 24 | 34 | - | - | 27 | - | 21 | 9 | - | 11 | 19 | 20.50 |
| *Nitzschia* sp. | NISP | 6 | - | 36 | 8 | 47 | 21 | - | 15 | 13 | - | 21 | 9 | 19.55 |
| *Nitzschia thermalis* var. *capitata* H.P. Gandhi | NITH | - | - | 24 | 8 | 25 | - | - | 23 | 14 | - | - | 15 | 18.16 |
| *Nitzschia vermicularis* (Kützing) Hantzsch | NIVE | - | 18 | - | - | 28 | 36 | - | 18 | 8 | - | 15 | 17 | 20 |
| *Pinnularia* sp. | PISP | 4 | 8 | 9 | - | 10 | 9 | - | 9 | - | - | - | 8 | 8.14 |
| *Surirella angustata* Kützing ex Hustedt, nom. Inval. | SUAN | 12 | - | - | 8 | - | 15 | 14 | 9 | 12 | 14 | 8 | 15 | 11.88 |
| *Surirella robusta* Ehrenberg | SURO | - | - | - | - | - | - | 8 | - | 8 | 12 | 8 | 12 | 9.6 |
| *Synedra acus* Kützing | SYAC | 16 | - | - | 11 | - | 8 | 8 | 14 | 12 | 14 | 8 | 15 | 11.77 |
| *Synedra ulna* Ehrenberg | SYUL | - | 22 | 13 | - | 14 | 10 | - | 14 | - | - | 24 | 15 | 16 |
| *Tabellaria fenestrata (*Lyngbye) Kützing | TAFE | - | 7 | 12 | - | 14 | 12 | - | - | 7 | - | - | 9 | 10.16 |
| **All of diatom's number** | | | 3583 | | | 3355 | | | 2636 | | | 2688 | | 18.92 |

**جدول ۳**- میزان شاخص‌های زیستی مختلف در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه تالار (تابستان ۱۴۰۲ تا بهار ۱۴۰۳)

**Table3.** The amount of different biol**ogic**al indicators in the sampling stations of Talar River (summer 1402 to spring 1403)

| Station /Season | | Indicator Dominance | Indicator Species evenness | Indicator Margalf | Diversity Simpson |
|---|---|---|---|---|---|
| Summer | S1 | 0.021 | 0.95 | 8.15 | 0.97 |
| | S2 | 0.026 | 0.89 | 6.11 | 0.97 |
| | S3 | 0.022 | 0.88 | 7.35 | 0.97 |
| Autumn | S1 | 0.040 | 0.93 | 4.87 | 0.95 |
| | S2 | 0.021 | 0.90 | 7.39 | 0.97 |
| | S3 | 0.021 | 0.91 | 7.70 | 0.97 |
| Winter | S1 | 0.032 | 0.90 | 5.85 | 0.96 |
| | S2 | 0.018 | 0.93 | 8.74 | 0.98 |
| | S3 | 0.019 | 0.89 | 9 | 0.98 |
| Spring | S1 | 0.032 | 0.90 | 5.57 | 0.96 |
| | S2 | 0.017 | 0.93 | 9.07 | 0.98 |
| | S3 | 0.07 | 0.94 | 9.16 | 0.98 |

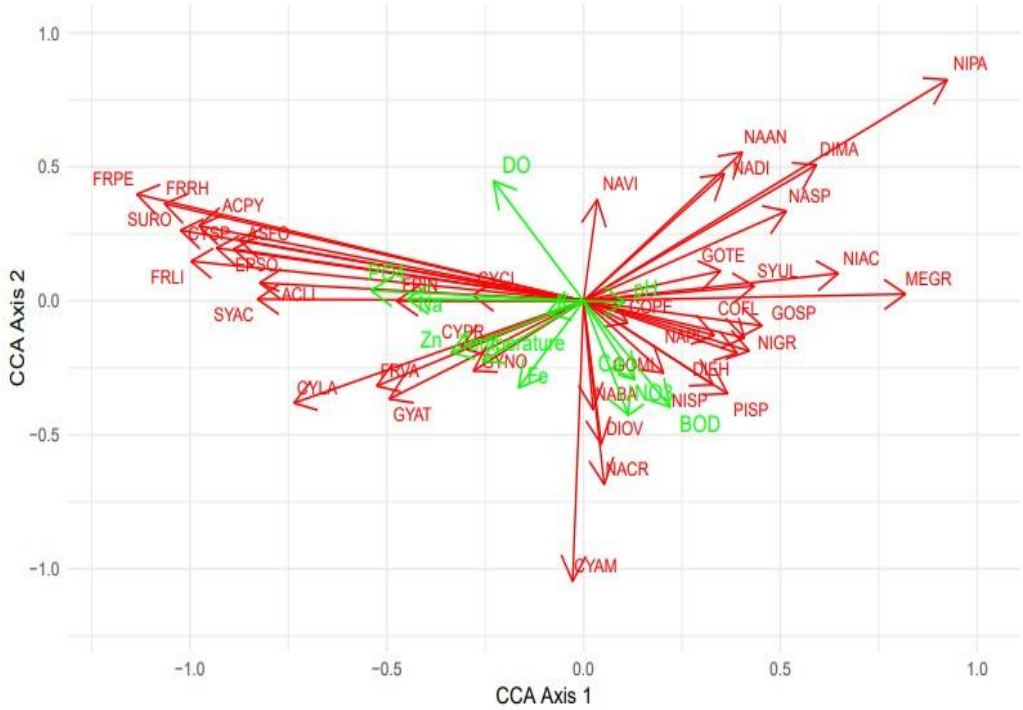
**جدول ۴**- نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل آنالیز تطبیقی متعارفی (CCA)

**Table4.** The results obtained from the Canonical Correlation Analysis

| Species | Axis | Eigenvalue | Variance (%) | Cumulative (%) |
|---|---|---|---|---|
| Epilithic diatoms | CCA1 | 0.3088 | 41.09 | 41.09 |
| | CCA2 | 0.1113 | 14.81 | 55.9 |
| | CCA3 | 0.0646 | 8.6 | 64.97 |
| Epipylic diatoms | CCA1 | 0.2948 | 37.37 | 37.37 |
| | CCA2 | 0.1137 | 14.4 | 51.77 |
| | CCA3 | 0.0829 | 10.51 | 62.28 |

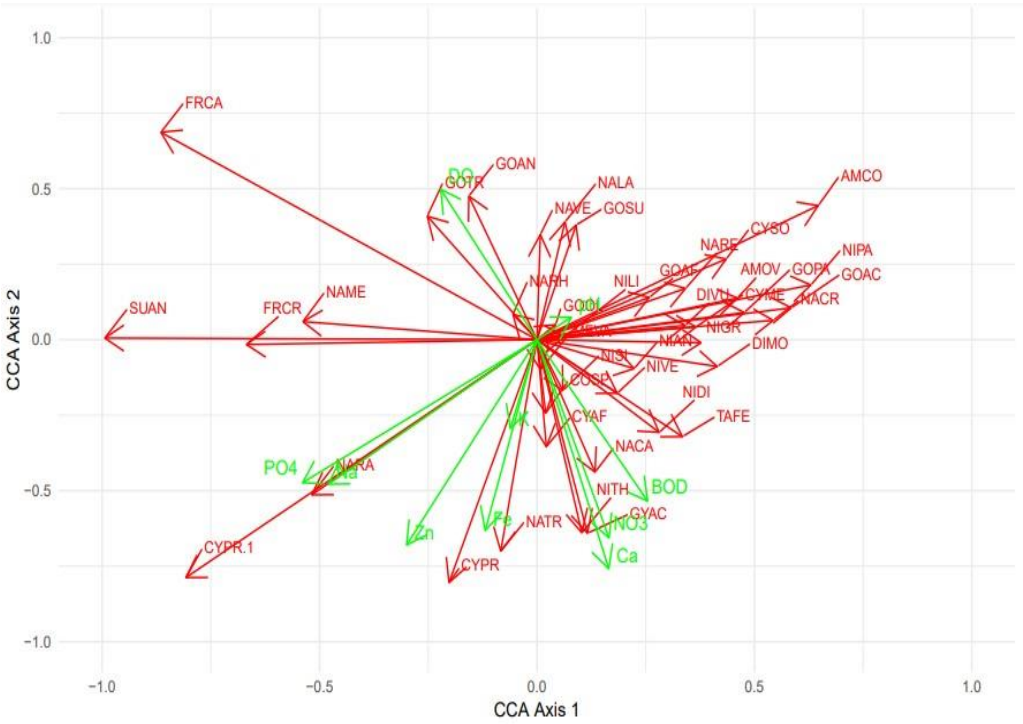
[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]




**شکل۲**- رسته‌بندی CCA گونه‌های‌های اپی‌لیتیک دیاتومه‌ها براساس متغیرهای محیطی

**Figure 2.** CCA ranking of epilithic species of diatoms based on environmental variables




**شکل ۳**- رسته‌بندی CCA گونه‌های اپی‌پیلیک دیاتومه‌ها براساس متغیرهای محیطی

**Figure 3**. CCA ranking of epipylic species of diatoms based on environmental variables

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

## بحث

دمای آب رودخانه تالار در بالا دست، پایین‌تر از دمای آن در پایین‌دست بود که این به علت ورود آلودگی‌های مختلف از جمله پساب‌های کشاورزی، صنعتی و فاضلاب‌های شهری در پایین‌دست رودخانه می‌باشد. در ایستگاه‌های دارای دمای پایین‌تر ضریب تنوع دیاتومه‌ها افزایش یافته است، بنابراین با کاهش دما تنوع دیاتومه‌ها افزایش می‌یابد که تایید کننده مطالعه استناد شده می‌باشد (Masoudian et al., 2009). با بالا رفتن درجه حرارت آب تعدادی از گونه‌ها که در برابر گرما مقاوم هستند با تراکم و فراوانی بیشتری مشاهده شد، در حالی که تعداد زیادی از گونه‌ها در فصول گرم سال مشاهده نشد. pH آب در رودخانه تالار به جز در فصل تابستان به‌طور کلی قلیایی بود که بر اساس مطالعات انجام شده گزارش شده است که pH آب در رودخانه تجن نیز قلیایی بوده است که با تغییر در pH آب ترکیب گونه‌ای و فراوانی آن‌ها دچار نوسانات شده است (Masoudian et al., 2009). همچنین، ورود پساب‌های کشاورزی و فاضلاب خانگی و به دنبال آن افزایش غلظت مواد آلی که از آلاینده‌ها و ترکیبات اسیدی می‌باشند و نیز کاهش سطح و حجم آب در فصل تابستان می‌تواند عامل کاهش pH در رودخانه تالار باشد (Abbaspour et al., 2014).

میزان نیترات و فسفات با افزایش فاضلاب‌های خانگی و کشاورزی افزایش می‌یابد و از مهم‌ترین پارامترهای سطوح تروفیکی هستند. فاضلاب‌های خانگی معمول‌ترین منبع ترکیبات مغذی و مواد آلی هستند و بیشترین سهم را در یوتریفیکاسیون دارند (Berthon et al., 2011). مشخص شده است که pH و فسفات جزو مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار روی ساختار جوامع دیاتومه‌ها می‌باشند (Liu et al., 2019). همچنین، در بررسی جمعیت‌های دیاتومه‌های رودخانه بالیخلو pH، نیترات، فسفات و دما مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار روی پراکنش دیاتومه‌ها معرفی شدند (Panahy Mirzahasnlou et al., 2018). با بررسی دیاتومه‌های کف‌زی رودخانه شاهرود مشاهده گردید که نیترات، فسفات، فلزات سنگین مانند روی و کادمیوم و DO از مهم‌ترین عوامل اثرگذار روی دیاتومه‌های این رودخانه می‌باشند (Sharifinia et al., 2016). نتایج نشان داد که مقدارDO در سمت پایین‌دست رودخانه به‌دلیل افزایش آلودگی‌های محیطی کاهش می‌یابد که با مطالعه‌ای دیگر توسط سایر محققان در این رودخانه همخوانی داشت به‌طوری که با افزایش آلاینده‌ها در فصل تابستان شیب نمودار اکسیژن در رودخانه‌های تالار و بابلرود کاهش یافته و از میزان متوسط ۷/۴۷ در رودخانه تالار و ۷/۵۸ در رودخانه بابلرود در فصل بهار به میزان متوسط ۵/۱۵ و ۵/۹۵ میلی‌گرم بر لیتر در فصل تابستان رسید که نشان دهنده کاهش میزان اکسیژن بود (Sadeghi Talarposhti et al., 2020). علاوه بر این، در مطالعه حاضر مشخص گردید که میزان غلظت نیترات، فسفات و فلزات سنگین در میان‌دست و پایین‌دست رودخانه افزایش بیشتری در مقایسه با بالادست رودخانه دارد. بررسی کیفیت آب رودخانه تالار طی مطالعه‌ای دیگر، ضمن تایید نتایج مطالعات حاضر نشان داد، میزان آلودگی ناشی از ورود آلاینده‌ها به آب رودخانه در مناطق کیاکلا و شیرگاه از نظر آلودگی در یک سطح بوده و این دو منطقه در یک خوشه‌بندی از نظر آلودگی قرار گرفتند زیرا این مناطق از جمعیت بیشتری برخوردار بوده و دارای زمین‌های وسیع‌تری هستند که فعالیت کشاورزی زیادی در آن‌ها صورت می‌گیرد و ورود فاضلاب شهری و کشاورزی را در این مناطق افزایش می‌دهد (Babolhakami & Gholami Sefidkouhi, 2019).

در تحقیق حاضر نتایج آنالیز تطبیق متعارف CCA نشان داد که پارامترهای دما، نیترات و آمونیوم، BOD، فسفات، pH عمده‌ترین پارامترهای تأثیرگذار روی پراکنش دیاتومه‌های رودخانه تالار می‌باشند. با بررسی دیاتومه‌های کف‌زی برای ارزیابی سلامت و آلودگی رودخانه شاهرود این نتیجه حاصل شد که DO، نیترات، فسفات و فلزات سنگین مانند روی و کادمیوم مهم‌ترین عوامل اثرگذار روی دیاتومه‌های این رودخانه می‌باشند (Sharifinia et al., 2016). در مطالعاتی pH و فسفات جزو مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار روی ساختار جوامع دیاتومه‌ها به دست آمد (Liu et al., 2019). نتایج تحقیقات متعددی نشان می‌دهند بین عوامل فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های زیست‌بوم ارتباط متناسبی وجود دارد. pH از مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر بر جامعه فیتوپلانکتون‌ها به شمار می‌رود. اهمیت pH از آن جهت است که نقش تعیین‌کننده در حلالیت و میزان در دسترس بودن $CO_2$ و موادمغذی ضروری و فرآیند جذب موادمغذی دارد (Juneja et al., 2013). ترکیب و غنای جوامع دیاتومه تحت تاثیر عوامل محیطی در ۲۴ ایستگاه مختلف از رودخانه‌های کشور اتیوپی مورد بررسی قرار گرفت که نشان داد هدایت الکتریکی، اکسیژن

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

محلول، فسفر و pH از عوامل موثر بر ترکیب و غنای گونه‌ای هستند و تحت تأثیر تغییرات فصلی و فعالیت انسانی، ترکیب دیاتومه ها را تعیین می کنند (Shibabaw et al., 2021). همچنین، تغییرات دما، نیترات، آمونیوم، BOD، فسفات، pH و COD از عوامل محیطی موثر بر پراکنش گونه‌های مختلف دیاتومه در رودخانه عنبران‌چای اردبیل شناخته شد (Panahy et al., 2020). در مطالعه حاضر نیز موثرترین متغیرهای محیطی که باعث تغییر در ترکیب و غنای گونه‌ای دیاتومه‌ها شدند؛ دما، نیترات و آمونیوم، BOD، فسفات و pH گزارش شدند.

مقایسه فلور دیاتومه‌های رودخانه تالار با تنوع دیاتومه‌های دیگر اکوسیستم‌های آبی در ایران نشان می‌دهد که برخی گونه‌ها در اغلب رودخانه‌های ایران رایج و گسترده است. این گونه‌ها شامل *Cymbella affinis*، *Gomphonema acuminatum*، *Navicula tripunctata*، *Navicula cryptocephala*، *Nitzschia graciliformis*، *Achnanthidium minutissimum*، *Diatoma vulgaris*، *Melosira varians*، *Nitzschia palea*، *Nitzschia linearis* و *Gomphonema parvulum* می‌باشند که اغلب این دیاتومه‌ها از گونه‌های جهان وطنی هستند، انتشار جغرافیایی وسیع دارند، دامنه تحمل اکولوژیک این گونه‌ها گسترده می‌باشد و میدان اکولوژیکی وسیعی را اشغال می‌کنند (Kheiri et al., 2018; Panahy Mirzahasnlou et al., 2020).

جوامع دیاتومه‌ها مستقیماً تحت تاثیر زیستگاه خود قرار می‌گیرند. در مطالعه چندین دریاچه کم عمق بیان شد که وجود دیاتومه‌ها بستگی به میزان تلاطم و اختلاط آب داشته و حضور دائم آن‌ها نشانه تلاطم بالای آب است زیرا دیاتومه‌ها به علت دارا بودن پوسته سیلیسی، چگالی بیشتر از آب داشته و برای باقی ماندن در لایه یوفوتیک (نورگیر) نیازمند آب‌های پرتلاطم هستند (Allende et al., 2009). عوامل فیزیکوشیمیایی نیز یکی از عوامل موثر در تنوع و تراکم جمعیت دیاتومه‌ها در مناطق مختلف بوده که باعث تغییر در فلور دیاتومه‌ها آن منطقه می‌شود. فراوانی دیاتومه‌ها در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان می‌دهد که دیاتومه‌ها توانایی رشد در غلظت‌های مختلف نیترات، فسفات، آهن و سایر عوامل فیزیکوشیمیایی آب را دارند. البته این رشد می‌تواند تحت‌تاثیر دما، نور، سرعت جریان آب و نوع بستر رودخانه قرار گیرد. در این مطالعه بیشترین تنوع و فراوانی گونه‌های *Cymbella ventricasa*، *Nitzschia vermicularis* ، *Cymbopleura amphicephala*، *Achnanthidium latecephalum*، *Fragilaria ulna* و *Cymbopleura amphicephala* در فصل بهار و زمستان مشاهده شد که در کم‌ترین دما ثبت شد. در حالی که گونه‌های *Cymbella proxima*، *Navicula cryptocephala*، *Navicula cryptocephala*، *Gomphonema subclavatum*، *Gomphonema parvalum* و *Nitzschia vermicularis* بالاترین تراکم و فراوانی را در فصول گرم سال (تابستان و پاییز) نشان داده است. تعداد گونه‌هایی که در فصول سرد سال مشاهده گردید بیشتر از تعداد گونه‌هایی بوده است که در فصل گرم سال در ایستگاه‌های نمونه‌برداری گزارش شد به‌طوری که این مشاهدات با یافته‌های پژوهش استناد شده مطابقت دارد (Martín & de los Reyes Fernández, 2012). افزایش فراوانی و تنوع گونه‌های دیاتومه در فصول سرد سال به‌ویژه در زمستان ممکن است به‌دلیل حضور دیواره سیلسی در آن‌ها باشد که در مقایسه با سایر فیتوپلانکتون‌ها تحمل بیشتری نسبت به سرما دارند (Adl et al., 2020).

به‌طور کلی پراکنش دیاتومه‌ها در رودخانه‌ها تحت تأثیر عوامل مختلف اعم از اکولوژیکی، زمین‌شناسی، هیدرولوژی و دخالت‌های انسانی قرار می‌گیرد. نتایج این بررسی عمده‌ترین عوامل را عوامل طبیعی و دخالت‌های انسانی معرفی کرد. با در نظر گرفتن شاخص‌های زیستی مختلف و پارامترهای فیزیکوشیمیایی، آب رودخانه تالار از نظر کیفی در وضعیت متوسط (مزوتروفیک) قرار دارد به‌طوری که بر اساس شاخص WRASTIC نمره ارزیابی این رودخانه توسط سایر محققان ۲۶٫۵ محاسبه گردید که نشان دهنده سطح متوسط آلودگی در این رودخانه بود و با نتایج مطالعات حاضر نیز مطابقت داشت (Abgoun et al., 2024). مطالعه حاضر نشان داد که میزان شاخص‌های تنوع زیستی از لحاظ زمانی و مکانی متفاوت بوده است به گونه‌ای که در مناطقی که فاضلاب‌ها و پساب‌های شهری و کشاورزی به‌دلیل جمعیت و فعالیت‌های انسانی افزایش می‌یابد (به‌ویژه میان دست رودخانه) به‌دلیل افزایش غلظت آلاینده‌ها از میزان شاخص‌های تنوع گونه‌ای کاهش می‌یابد. از نظر میزان شاخص‌ها، بین نمونه‌ها و ایستگاه‌ها تفاوت وجود داشت. هر دو شاخص تنوع شانون وینر و سیمپسون میزان آلودگی بیشتر و تنوع کمتری را در نمونه‌های میان دست رودخانه (منطقه کشاورزی و صنعتی) نشان دادند در حالی که در نمونه‌های منطقه جنگلی جوارم وضعیت کاملاً

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]
[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

برعکس بود و میزان آلودگی کمتر و تنوع بیشتر بود. مطالعات گروه دیگری از محققان روی دیاتومه‌های اپی‌لیتیک در رودخانه بابلرود نیز نشان دهنده کاهش شاخص‌های تنوع شانون-وینر همزمان با افزایش میزان آلودگی بود به‌طوری که در ایستگاه پایین دست (اسکله لنج) کمترین میزان شاخص تنوع و ایستگاه بالادست (پل محمد حسن خان) بیشترین میزان شاخص را نشان داد که با نتایج حاصل از مطالعه حاضر مطابقت داشت (Pourheydar Khoshkrudi et al., 2014).

مقدار متوسط شاخص تنوع شانون-وینر (H) ۲/۸۲ می‌باشد که نشان‌دهنده تنوع متوسط در پایین‌دست رودخانه تالار است. این نتایج نشان می‌دهد که شرایط آب پایدار است. هر چه مقدار تنوع بیشتر باشد، تعداد گونه‌های یافت شده بیشتر است (Soegianto, 2010). شاخص شانون بیانگر تنوع جامعه پلانکتون‌ها است و هر چه شاخص تنوع شانون بالاتر باشد، نشان‌دهنده آب با آلودگی کمتر است، بر اساس شاخص شانون آب رودخانه تالار جزو آب‌های با کیفیت الیگو-مزوتروف است، زیرا آب‌های با شاخص ۳ تا ۶ معمولا الیگوتروف است (Ganai & Parveen, 2014; Sharma & Singh, 2013). میزان شاخص غنای گونه‌ای رودخانه تالار به‌ترتیب در فصل‌های پاییز، بهار، زمستان و تابستان سیر نزولی نشان می‌دهد. شاخص تنوع گونه‌ای با افزایش میزان تروفی آب کاهش می‌یابد که پایین بودن میزان این شاخص در فصل تابستان در کلیه ایستگاه‌های مورد مطالعه نسبت به فصول دیگر نشان می‌دهد که آب رودخانه تالار در این فصل دارای تروفی بالاتری نسبت به فصول دیگر است که علت آن کاهش سطح آب و افزایش دمای آن و فعالیت‌های کشاورزی و نفوذ پساب‌ها در این فصل می‌باشد (Mohebbi et al., 2012). طی مطالعه‌ای محققان با بررسی تعداد بی‌مهرگان کف‌زی در رودخانه کردان شهرستان کرج به‌منظور ارزیابی میزان آلودگی در این رودخانه به این نتیجه رسیدند که در فصل تابستان با ورود پساب‌های کشاورزی و کاهش دبی آب میزان آلودگی افزایش و میزان شاخص تنوع شانون-وینر کاهش می‌یابد که با نتایج حاصل از مطالعات حاضر نیز مطابقت نشان داد (Ghomi et al., 2021). روند تغییرات فصلی شاخص تنوع گونه‌ای تقریباً مشابه تغییرات فصلی شاخص غنای گونه‌ای است. به‌طورکلی مقدار یکنواختی در فصل زمستان بالاترین مقدار و در فصل تابستان کمترین مقدار را دارا بود که نشان می‌دهد در این فصل به‌علت دمای بالا، کاهش سطح آب و تبخیر زیاد از تنوع گونه‌ای دیاتومه‌ها کاسته شده است. شاخص یکنواختی معیاری از یکنواختی گونه‌های مختلف در یک جمعیت دیاتومه‌ها بوده و تقریباً با شاخص تنوع گونه‌ای هماهنگ می‌باشد. کاهش میزان این شاخص در فصل تابستان نشان‌دهنده شرایط نامساعد محیطی در رودخانه تالار است و با نتایج محققان بر روی دریاچه سد ارس مطابقت دارد (Mohebbi et al., 2012). مطالعه‌ای نشان داد که جوامع دیاتومه به دلیل تولید مواد آلی، نرخ بقای طولانی، زمان بازسازی کوتاه‌تر در مقایسه با جلبک‌ها پتانسیل بالایی در پایش کیفیت آب دارند در نتیجه افزایش تعداد تنوعات گونه‌ای این ارگانیسم‌ها می‌تواند کمک زیادی به کاهش آلودگی‌های آبی کند (Salmaso et al., 2019). در مطالعه حاضر نیز در ایستگاه سوم علی رغم واقع شدن در منطقه پایین‌دست رودخانه مشاهده گردید که شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای در مقایسه با ایستگاه دوم (میان‌دست) افزایش یافته است این افزایش با کاهش غلظت برخی از پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب همراه بوده است (جدول۳). پدیده پالایش سبز و جذب زیستی آلاینده‌ها در طول رودخانه توسط دیاتومه‌ها، جلبک‌ها، گیاهان آبزی و باکتری‌ها می‌تواند از اصلی‌ترین عوامل افزایش کیفیت آب در پایین دست رودخانه باشد.

شاخص یکنواختی نشان‌دهنده توزیع تقریبا یکنواخت گونه‌ها است. مقدار شاخص یکنواختی اگر نزدیک به صفر باشد، نشان‌دهنده کم بودن یکنواختی بین گونه‌ها است، در حالی که اگر نزدیک به ۱ باشد، یکنواختی بین گونه‌ها یکسان است. مقدار شاخص یکنواختی در پایین‌دست رودخانه تالار نشان می‌دهد که گونه‌ها بر اساس شرایط آب غالب شدند. تغییرات شاخص غالبیت در طول رودخانه تالار نشان‌دهنده عدم غالب بودن گونه‌ها می‌باشد. غالبیت زمانی رخ می‌دهد که مقدار شاخص نزدیک به ۱ باشد و نشان می‌دهد که محیط ناپایدار است، زیرا فقط گونه‌های خاص امکان حضور را پیدا نمودند، در همین حال اگر مقدار شاخص نزدیک به صفر باشد، هیچ چیرگی رخ نداده است، بنابراین محیط همچنان پایدار و تنوع گونه‌ها مناسب می‌باشد (Choirun et al., 2015).

طی مطالعه‌ای دیگر در شهر Daye در کشور چین که به فعالیت‌های شدید معدنی معروف می‌باشد، گروهی از محققان تجمع دیاتومه‌ها را به‌عنوان نشانگرهای زیستی در رودخانه Yangtze مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که با افزایش آلودگی ناشی از فلزات سنگین در محیط، میزان تجمع گونه‌های دیاتومه افزایش یافت به‌طوری که گونه‌های متعلق به جنس *Nitzschia*

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

در نقاط آلوده غالبیت بیشتری داشتند (Chen et al., 2013). مطالعه حاضر نیز نشان داد که دیاتومه‌های *Gomphonema parvulum*، *Cyclotella meneghiniana*، *Navicula cryptocephala*، *Melosira varians*، *Nitzschia palea*، *Nitzschia acicularis* و *Synedra ulna* که جزو گونه‌های شاخص آلودگی می‌باشند، اغلب با فراوانی و تراکم بالا تعداد سلول در میلی‌لیتر در تابستان و پاییز در ایستگاه ۲ و ۳ مشاهده شد. حضور این گونه‌ها و همخوانی غلظت مواد آلی و معدنی از لحاظ زمانی و مکانی نشان‌دهنده شرایط نسبتا ناپایدار اکولوژیکی در رودخانه تالار در مدت زمان نمونه‌برداری می‌باشد (Palmer, 1969).

در رودخانه تالار بزرگترین جنس از نظر تعداد گونه *Navicula* و *Gomphonema* می‌باشد و بعد از آن به‌ترتیب جنس‌های *Nitzschia*، *Synedra* و *Cymbella* گزارش شد. مطالعه‌ای روی تجمعات دیاتوم‌ها در مناطق آلوده در رودخانه‌های Rawka Jeziorka و Bzura در مرکز لهستان نشان داد که گونه‌های غالب دیاتومه در این رودخانه‌ها مربوط به جنس‌های *Navicula* و *Gomphonema* می‌باشند. همچنین، مشخص گردید که گونه‌های متعلق به جنس *Gomphonema*، *Navicula* و *Nitzschia* بیشترین مقاومت را در برابر آلودگی داشتند (Rakowska, 2004). در مطالعه‌ای دیگر در سه چشمه در استان گلستان، جنس‌های *Nitzschia*، *Gomphonema* و *Cymbella* به‌عنوان بزرگترین جنس‌ها معرفی شدند (Ahmadi Musaabas et al., 2019). همچنین، در رودخانه کرج نیز *Nitzschia* و *Navicula* بزرگترین جنس‌های موجود معرفی گردیدند (Kheiri et al., 2012). تعداد گونه‌های متعلق به جنس *Cymbella* در فصل زمستان بیشتر از فصول دیگر بود. جنس *Gomphonema* و به‌ویژه گونه *Gomphonema parvulum* نیز عمدتاً به‌عنوان مقاوم به آلودگی به‌ویژه پساب‌های کشاورزی شناخته شده است (Law et al., 2014; Taylor et al., 2005). گونه‌های مختلف جنس *Cocconeis* تحمل متفاوتی در تغییر شرایط محیطی مانند دما، pH و محتوای مواد غذایی دارند. بنابراین، با مطالعه حضور و فراوانی گونه‌های *Cocconeis* در آب، می‌توان به بررسی کیفیت آب و شرایط محیطی موجود در آن پرداخت (Majewska et al., 2014).

در مطالعه بر روی رودخانه کرج *Navicula* و *Nitzscha* بزرگترین جنس‌های موجود در آن رودخانه‌ها معرفی شد (Kheiri et al., 2012). این مشاهدات با نتایج رودخانه تالار و حضور گونه‌های متعلق به این دو جنس در اغلب ایستگاه‌ها و فصول نمونه‌برداری همخوانی دارد. به‌طور کلی گونه‌های جنس *Nitzschia* به ویژه *Nitzschia palea* نسبت به فعالیت‌های انسانی مختلف مانند فعالیت‌های معدنی (Archibald & Taylor, 2007; Morin et al., 2015) و یوتریفیکاسیون (Salomoni et al., 2006) مقاوم هستند. مشاهده گردید که گونه‌های *Navicula menisculus*، *Navicula lanceolate* و *Nitzschia palea* از دیاتومه‌های مقاوم به علف‌کش‌ها مانند آترازین می‌باشند، حضور این گونه‌ها در ایستگاه میان‌دست رودخانه تالار به‌ویژه در فصل تابستان و پاییز که بیشترین فعالیت کشاورزی در این منطقه انجام می‌گیرد (Guasch et al., 1998; Dorigo et al., 2004). طی مطالعه‌ای اثرات تغییرات کاربری زمین بر تنوعات جوامع مختلف دیاتومه بر ۷۵ ایستگاه در کشور مجارستان مورد آمایش قرار گرفت که نتایج نشان داد با تغییرات کاربری و گسترش زمین‌های کشاورزی تعداد گونه‌های متعلق به جنس‌های *Navicula* و *Nitzschia* افزایش معنی‌داری یافت که نشان دهنده مقاومت و در نتیجه تمایل به رشد این گونه‌ها در ایستگاه‌های دارای فعالیت‌های شدید کشاورزی بود که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت داشت (Stenger-Kovacs et al., 2020). رشد گونه‌های *Navicula cryptocephala*، *Synedra ulna* و *Cyclotella meneghiniana* بیشتر در ایستگاه‌های که مواد آلی و BOD غلظت بالاتری داشته است و کیفیت آب وDO کاهش یافته بود مشاهده گردید که با یافته‌های (Cox, 1996) توافق دارد.

گزارش شده است که *Fragillaria pinnata* یک گونه شاخص آب شیرین با کیفیت آب بین اولیگوتروف تا مزوتروف می‌باشد همچنین، حضور گونه *Fragillaria capucina* نیز می‌تواند از شاخص‌های آب غیر آلوده یا کم آلوده (الیگوتروف - مزوتروف) باشد (Markert et al., 2003). در مطالعه حاضر، تعداد گونه *Fragillaria pinnata* در ایستگاه‌های دارای آلودگی کمتر و کیفیت آب بهتر افزایش یافت (ایستگاه ۱ و ۳ در فصل بهار و زمستان). مطالعات گروه دیگری از پژوهشگران نیز غالبیت *Fragilaria crotonensis* را در دریاچه تاپو در کشور نیوزلند که دارای آب شیرین است و بر اثر فعالیت‌های آتشفشانی و انباشت مواد مذاب شکل گرفته، گزارش کرده‌اند. همچنین، این پژوهش نشان داد که رشد *F. crotonensis* در شرایط حضور

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

فلزات سنگین کاهش می‌یابد؛ یافته‌ای که بیانگر تأثیر منفی آلودگی فلزی بر رشد این دیاتومه بوده و با نتایج مطالعه حاضر هم‌خوانی دارد (Dengg et al., 2022).

جنس *Achnanthidium* از دیاتومه‌های با فراوانی بالا در رودخانه‌ها می‌باشد که گونه‌های مختلف آن قادر به زیستن در منابع آب با تنوع کیفیت هستند (Ács et al., 2004). *Achanthidium* اغلب در آب الیگوتروف با اکسیژن کافی، قلیایی و آب‌های آهکی و شیرین با غلظت متوسط EC دیده می‌شود (Taylor et al., 2007). به‌عنوان مثال گونه *Achnanthidium saprophilum* اغلب در آب‌های آلوده به مواد آلی (Kobayasi, 1982) و گونه‌های *Achnanthidium minutissimum* و *A. biassolettianum* از شاخص‌های عدم آلودگی آب می‌باشند (Potapova & Hamilton, 2007). در این مطالعه گونه‌های متعلق به جنس *Achnanthidium* اغلب در فصل بهار و زمستان و در ایستگاه ۱ و ۳ با تراکم و فراوانی بیشتر مشاهده گردید. از سوی دیگر نویسندگان مختلف جنس *Achnanthidium* را در آب آلوده به فلزات مشاهده نمودند (Szabó et al., 2005; Sabater, 2000; Luís et al., 2011). بر اساس نتایج حاصل از پژوهش حاضر و سایر محققین می‌توان بیان کرد که جنس *Achnanthidium* به‌دلیل توانایی رقابت در مقایسه با سایر تاکسون‌ها به شکل غالب حضور دارد (Martín & de los Reyes Fernández, 2012). این ویژگی می‌تواند دلیلی باشد که برخی از نویسندگان *Achnanthidium* را به‌عنوان شاخص آلودگی به فلزات سنگین و مواد آلی گزارش نموده‌اند (Nakanishi et al., 2004; Luís et al., 2011). گزارش شده است که گونه *Achnanthidium minutissimum* در دامنه وسیعی از شرایط محیطی از اسیدی تا قلیایی و نیز از اولیگوتروف تا هایپرتروفی توانایی زیست دارد (Štefková, 2006). با این حال، بیشتر گونه‌های این جنس نشانگر یک محیط نسبتا تمیز در نظر گرفته می‌شوند. *Achnanthes* نقش مهمی به‌عنوان یک شاخص زیستی کیفیت آب دارد. برخی از گونه‌های آن به تغییرات محیطی مانند افزایش موادمغذی، افزایش دما یا کاهش pH حساس هستند، بنابراین وجود آن‌ها می‌تواند نشان‌دهنده مشکلات زیست‌محیطی در این آب‌ها باشد (Barinova & Mamanazarova, 2021). مشاهده این جنس از دیاتومه در مناطق بالادست و پایین‌دست رودخانه تالار در فصول بهار و زمستان که پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب از کیفیت بالاتری برخوردار بوده است نشان دهنده حضور این دیاتومه در آب‌های اولیگوتروف-مزوتروف می‌باشد.

*Surirella* می‌تواند به‌عنوان شاخص زیستی کیفیت آب غیر آلوده عمل کند زیرا وجود آن به تغییرات محیطی ناشی از آلودگی و یوتریفیکاسیون و عوامل دیگر حساس است (Barinova & Mamanazarova, 2021). زیستگاه طبیعی *Surirella* در آب شیرین تمیز با جریان نسبتاً کافی می‌باشد. طی مطالعه‌ای گونه‌های مختلف متعلق به جنس *Surirella* در مخازن آب‌شیرین مناطق گرمسیری و جنوب‌شرقی برزیل شناسایی شدند که نشان دهنده توانایی رشد اعضای این جنس در آب‌های شیرین دارد. همچنین، نتایج نشان داد که این جنس به تغییرات محیطی واکنش نشان می‌دهد و می‌تواند به‌عنوان نشانگر زیستی برای بررسی میزان آلودگی به‌کار رود (Morais et al., 2018). در بررسی رودخانه تالار عدم گزارش این جنس در ایستگاه‌های آلوده به مواد آلی و فصل گرم سال و حضور آن در ایستگاه و نمونه‌های بالادست و فصول سرد سال گزارش شد که با یافته‌های سایر محققین نیز کاملاً مطابقت دارد (O'Farrell, 1993; Patrick & Reimer,1975).

*Frustulia* به‌دلیل حساسیت به تغییرات محیطی می‌تواند به‌عنوان شاخص زیستی کیفیت آب استفاده شود. کاهش تعداد گونه‌ها و تراکم *Frustulia* می‌تواند شاخصی از کاهش کیفیت آب و تخریب اکوسیستم‌های آبی باشد. بنابراین می‌توان از *Frustulia* به‌عنوان ابزاری برای پایش کیفیت آب و پایداری زیست‌محیطی استفاده کرد. *Cyclotella* را می‌توان در انواع محیط‌های آب شیرین مانند رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و باتلاق‌ها یافت. *Cyclotella* به‌دلیل حساسیت به تغییرات محیط آبی به‌عنوان شاخص زیستی استفاده می‌شود. غلظت عناصر غذایی، دما، و pH آب می‌تواند بر حضور و فراوانی آن در آب تاثیر بگذارد. بنابراین، تغییرات در جمعیت‌های *Cyclotella* می‌تواند نشانه‌هایی از وضعیت فعلی محیط آبی را فراهم کند. علاوه بر این از چندین گونه *Cyclotella* به‌ویژه گونه *C. meneghiniana* به‌عنوان شاخصی برای پایش آلاینده‌های فلزات سنگین در آب‌ها استفاده می‌شود، زیرا آن‌ها می‌توانند این فلزات را جذب کرده و در سلول‌های خود متمرکز نماید (Barinova & Mamanazarova, 2021).

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

## نتیجه‌گیری

به‌طور کلی مشاهده گردید که کیفیت آب رودخانه‌ها و پراکنش دیاتومه‌ها در آن به عوامل مختلفی بستگی دارد که شامل دخالت‌های انسانی، عوامل اکولوژیکی، هیدرولوژی و زمین‌شناسی می‌باشند. تحقیق حاضر نشان داد که آب رودخانه تالار از نظر کیفی در وضعیت متوسط قرار داشته و دخالت عوامل انسانی و طبیعی موثرترین عامل در پراکنش دیاتومه‌ها هستند. همچنین، با در نظر گرفتن شاخص‌های زیستی مختلف مشخص گردید که میزان شاخص‌های تنوع زیستی از لحاظ زمانی و مکانی متفاوت بوده است. بیشترین پراکنش و تنوع گونه‌ای دیاتومه‌ها در رودخانه تالار به ترتیب متعلق به جنس‌های *Navicula*، *Nitzschia* و *Gomphonema* گزارش گردید.

نتایج این پژوهش نشان داد که رودخانه تالار از نظر کیفیت آب در وضعیت مزوتروفیک قرار دارد و ترکیب و تنوع دیاتومه ها در آن، به شدت تحت تأثیر عوامل فیزیکوشیمیایی مانند pH، فسفات، نیترات، و دما می باشند. حضور گونه های شاخص آلودگی مانند *Gomphonema parvulum* و *Nitzschia palea*، به ویژه در ایستگاه های میانی و پایین دست، نشان دهنده اثرپذیری رودخانه از پساب های کشاورزی و شهری است. همچنین تفاوت فصلی در تنوع و فراوانی دیاتومه ها، ، نقش دمای آب را در تنظیم ساختار جوامع فیتوپلانکتونی برجسته می سازد. نتایج CCA نیز وجود همبستگی قوی بین برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی و ترکیب گونه ای را تایید می کند. بر این اساس، استفاده از دیاتومه ها به عنوان شاخص های زیستی برای پایش مستمر کیفیت آب در این رودخانه توصیه می شود.

## سپاسگزاری

از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه مازندران به خاطر حمایت مالی، حمایت معنوی و همکاری در اجرای پژوهش حاضر سپاسگزاری می‌شود.

**ملاحظات اخلاقی**

**مشارکت نویسندگان**

مشارکت نویسندگان در مقاله مستخرج از پایان‌نامه تقریبا به شکل زیر باشد:

ناصر جعفری: تهیه و آماده‌سازی نمونه‌ها، انجام آزمایش و گردآوری داده‌ها، انجام محاسبات، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها، تحلیل و تفسیر اطلاعات و نتایج، تهیه پیشنویس مقاله

علی طراوتی: اصلاح، بازبینی و نهایی‌سازی مقاله، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

عارف شیخ امیری: مشارکت در طراحی پژوهش، نظارت بر پژوهش، تهیه پیشنویس مقاله، مطالعه و بازبینی مقاله

**تعارض منافع**

بنا بر اظهار نویسندگان این مقاله تعارض منافع ندارد.

## References

Abbaspour M, Javid AH, Mashinchian A, Habibi A. Determination of physical and chemical properties of water of khersan river and investigation on Its yearly changes. Journal of Environmental Science and Technology. 2014; 15(4): 1-11. (In Persian). https://doi.org/10.22034/jest.2017.11065

Abedini A, Salavatian SM. Hydro-chemical and phytoplankton characteristics of Arasbaran reservoir dam. Journal of New Technologies in Aquaculture Development. 2016; 10(3): 49-58. (In Persian). https://doi.org/20.1001.1.20080026.1395.10.3.5.4

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Abgoun A, Ebrahimi K, Heidari M. Investigating the Damaging Events of Talar River, Iran, in Tandem with Presenting a Proposed Framework. Iranian Journal of Watershed Management Science and Engineering. 2024; 18(66): 73-87. (In Persian). https://doi.org/10.22034/18.66.73

Ács É, Szabó K, Tóth B, Kiss KT. Investigation of benthic algal communities, especially diatoms of some Hungarian streams in connection with reference conditions of the Water Framework Directives. Acta Botanica Hungarica; 2004 Nov 1; 46(3-4): 255-278. https://doi.org/10.1556/abot.46.2004.3-4.1

Adl MM, Iranbakhsh A, Noroozi M, Asri Y, Saadatmand S. Epipelic diatoms flora of Kordan River, Alborz province in Iran. Modern Phytomorphology. 2020 Jan 1; 14: 40-48. https://doi.org/10.5281/zenodo.4449897

Agarwal N. *Diatoms: Basic and Applied Research*. Educohack Press; 2025.

AgAtabay A, Panahy Mirzahasanlou J, Rostami Charati F, Akbari R. Biodiversity of diatoms in khormarud river, Golestan Province. Journal of Natural Environment. 2021; 73(4): 625-636. (In Persian). https://doi.org/10.22059/jne.2021.304839.2018

Ahmadi Musaabad L, Panahy Mirzahasanlou J, G Mahmoodlu M, Bahlakeh A. Diatom flora in three springs of Golestan Province. Plant, Algae, and Environment. 2019 Nov 1; 3(2): 432-442. https://doi.org/ 10.29252/JPR.3.2.432

Allan JD. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2004 Dec 15; 35(1): 257-284. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

Allende L, Tell G, Zagarese H, Torremorell A, Pérez G, Bustingorry J, Izaguirre I. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). Hydrobiologia. 2009 May; 624(1): 45-60. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9665-9

APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. American public health association, American water works Association, Water environment federation. Waldorf, Maryland; 1999.

Archibald CGM, Taylor JC. The assessment of diffuse pollution from acid-mine drainage using an updated and revised diatom assessment procedure as an added-value bio-monitoring tool. Water Science and Technology. 2007 Feb 1; 55(3): 151-160. https://doi.org/10.2166/wst.2007.083

Babolhakami A, Gholami Sefidkouhi MA. Analyze of Talar River water quality using multivariate techniques. Journal of Watershed Management Research. 2019 Jan 10; 9(18): 250-259. (In Persian). https://doi.org/ 10.29252/jwmr.9.18.250

Bao L, Chen J, Tong H, Qian J, Li X. Phytoplankton dynamics and implications for eutrophication management in an urban river with a series of rubber dams. Journal of Environmental Management. 2022 Jun 11; 311: 114865. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114865

Barinova S, Mamanazarova K. Diatom algae-indicators of water quality in the lower Zarafshan river, Uzbekistan. Water. 2021 Jan 30; 13(3): 358-376. https://doi.org/10.3390/w13030358

Bellinger ED. A key to common algae. The Institution of water and Environmental Management, London; 1992.

Bellinger EG, Sigee DC. Freshwater Algae, Identification and Use as Bioindicators. Wiley-Blackwell; 2010.

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Bérard A, Rimet F, Capowiez Y, Leboulanger C. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: a possible bioindicator of soil contamination. Archives of Environmental contamination and Toxicology. 2004 Jan 30; 46(1): 24-31. https://doi.org/10.1007/s00244-003-2147-1

Berthon V, Bouchez A, Rimet F. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. Hydrobiologia. 2011 Sep; 673(1): 259-271. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0786-1

Chen X, Mao X, Cao Y, Yang X. Use of siliceous algae as biological monitors of heavy metal pollution in three lakes in a mining city, southeast China. Oceanological and Hydrobiological Studies. 2013 Sep; 42(3): 233-242. https://doi.org/10.2478/s13545-013-0079-6

Choirun A, Sari J, Hikmah S, Iranawati F. Identifikasi Fitoplankton Spesies Harmfull Algae Bloom (HAB) Saat Kondisi Pasang di Perairan Pesisir Brondong, Lamongan, Jawa Timur. Jurnal Administrasi dan Kebijakan Kesehatan Indonesia. 2015; 25(2): 106193.

Cox EJ. Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall. London, UK; 1996.

Dengg M, Stirling CH, Reid MR, Verburg P, Armstrong E, Kelly LT, Wood SA. Growth at the limits: comparing trace metal limitation of a freshwater cyanobacterium (*Dolichospermum lemmermannii*) and a freshwater diatom (*Fragilaria crotonensis*). Scientific reports. 2022; 12(1): 467. https://doi.org/10.1038/s41598-021-04533-9

Dorigo U, Bourrain X, Berard A, Leboulanger C. Seasonal changes in the sensitivity of river microalgae to atrazine and isoproturon along a contamination gradient. Science of the Total Environment. 2004 Jan 5; 318(1-3): 101-114. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00398-X

Feeley HB, Bradley C, Free G, Kennedy B, Little R, McDonnell N, Plant C, Trodd W, Wynne C, Boyle SO. A national macroinvertebrate dataset collected for the biomonitoring of Ireland's river network 2007-2018. Scientifc Data. 2020 Aug 25; 7(280): 1-9. https://doi.org/10.1038/s41597-020-00618-8

Ganai AH, Parveen S. Effect of physico-chemical conditions on the structure and composition of the phytoplankton community in Wular Lake at Lankrishipora, Kashmir. International Journal of Biodiversity and Conservation. 2014 Jan 1; 6(1): 71-84. https://doi.org/10.5897/IJBC2013.0597

Ghomi A, Nabavi SMB, Rajabzadeh GE. Use of large ecological indices of macro-invertebrate to assess water quality in Kordan River. Wetland Ecobiology. 2021; 13 (3): 87-102. (In Persian).

Guasch H, Ivorra N, Lehmann V, Paulsson M, Real M, Sabater S. Community composition and sensitivity of periphyton to atrazine in flowing waters: the role of environmental factors. Journal of Applied Phycology. 1998 Apr; 10(1): 203-213. https://doi.org/10.1023/A:1008035212208

Guiry, MD. How many species of algae are there. Journal of Phycology. 2012 Oct 1; 48(5): 1057-1063. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x

Jamalou F, Falahian FA, Nezhadsatari T, Majd A. Study of diatoms flora of Jajrood River. Journal of Environmental Science and Technology. 2005; 26: 96-112. (In Persian).

Juneja A, Ceballos RM, Murthy GS. Effects of Environmental Factors and Nutrient Availability on the Biochemical Composition of Algae for Biofuels Production: A Review. Energies. 2013 Sep 3; 6(9): 4607-4638. https://doi.org/10.3390/en6094607

Kheiri S, Nejadsattari T, Hamdi S, Asri Y. Periphytic diatom flora of River Karaj and 25 new records from Iran. Journal of Biology. 2012; 7(1): 1-22. https://doi.org/10.1080/0269249X.2018

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Kheiri S, Solak CN, Edlund MB, Spaulding S, Nejadsattari T, Asri Y, Hamdi SMM. Biodiversity of diatoms in the Karaj River in the Central Alborz, Iran. Diatom Research. 2018 Jul 3; 33(3): 355-380. https://doi.org/10.1080/0269249X.2018.1557747

Kheiri S, Tavakoli M, Oraghi Ardebili Z. Diatom flora of Marbareh River, Dez catchment, Lorestan, Iran. Journal of Plant Research. 2018 Nov 22; 31(3): 579-586. (In Persian). https://doi.org/20.1001.1.23832592.1397.31.3.8.8

Kitaka N, Omondi LA, Mureithi PW, Bauer A, Melcher A, Ssanyu GA. A critical review of biomonitoring in East African rivers: fostering community-based collaboration for environmental change observation. Frontiers in Water. 2024 Jul 17; 6: 1360941. https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1360941

Kobayasi H. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. Japanese Society of Phycology. 1982; 30: 188-196.

Krebs CJ. Ecological Methodology. University of British Columbia, Jim Green publisher; 1999.

Lange-Bertalot H. 85 New Taxa. Cramer, Berlin; 1993.

Law RJ, Elliott JA, Thackeray SJ. Do functional or morphological classifications explain stream phytobenthic community assemblages. Diatom Research. 2014 Oct 2; 29(4): 309-324. https://doi.org/10.1080/0269249X.2014.889037

Liu L, He XY, Fu JK, Yang YJ, Mi WM, Shi JQ, Wu ZX. Benthic diatom communities in the main stream of three gorges reservoir area and Its relationship with environmental factors. Huan Jing Ke Xue Huanjing Kexue. 2019 Aug 8; 40(8): 3577-3587. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.201901017

Luís AT, Teixeira P, Almeida SFP, Matos JX, Da Silva EF. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. Science of the Total Environment. 2011 Sep 15; 409(20): 4312-4325. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.052

Majewska R, D'Alelio D, De Stefano M. Cocconeis ehrenberg (Bacillariophyta), a genus dominating diatom communities associated with Posidonia oceanica Delile (monocotyledons) in the Mediterranean Sea. Aquatic Botany. 2014 Jan 1; 112: 48-56. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.07.008

Maosen H. Fresh water plankton illustration. Agriculture Publishing House; 1983.

Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG. Bioindicators and Biomonitors. Elsevier; 2003.

Martín G, De Los Reyes Fernández M. Diatoms as indicators of water quality and ecological status: Sampling, analysis and some ecological remarks. Ecology. Water Quality. 2013 May 1; 9: 183-204.

Masoudian N, Fallahian F, Nejadsattari T, Mattaji A, Khavarinejad R. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the tajan river, Mazandaran province, Iran. Biological Sciences (Danish-Zisti-Iran). 2009; 4(2): 57-66. (In Persian).

Mohammadi H, Paighambari SY, Abdolmaleki S, Fallahi M, Ghorbani R, Hosaini SA. Phytoplankton community structure and biodiversity assessment of Golbolagh Reservoir, Kurdistan Province. Journal of Aquatic Ecology. 2016 Apr 10; 6(3): 45-54. (In Persian). https://doi.org/20.1001.1.23222751.1395.6.3.5.7

Mohebbi F, Mohsenpour Azari A, Asem A. Phytoplankton population and its indices in Aras dam reservoir. Iranian Journal of Biology. 2012 Jan 1; 25(2): 316-328. (In Persian).

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Morais KSD, Bartozek ER, Zorzal-Almeida S, Bicudo DC, Bicudo CEDM. Taxonomy and ecology of order Surirellales (Bacillariophyceae) in tropical reservoirs in Southeastern of Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia. 2018 Nov 14; 30: e204. https://doi.org/10.1590/S2179-975X9817

Morin S, Bonet B, Corcoll N, Guasch H, Bottin M, Coste M. Cumulative stressors trigger increased vulnerability of diatom communities to additional disturbances. Microbial Ecology. 2015 Oct 1; 70: 585-595. https://doi.org/10.1007/s00248-015-0602-y

Nakanishi Y, Sumita M, Yumita K, Yamada T, Honjo T. Heavy-metal pollution and its state in algae in Kakehashi river and Godani river at the foot of Ogoya mine, Ishikawa Prefecture. Analytical Sciences 2004; 20(1): 73-78. https://doi.org/10.2116/analsci.20.73

Noedoost F, Shoukat P. Survey of Abundance and Diversity of Phytoplankton in Maroon Dam Lake of Khuzestan Province. Journal Of Marine Biology. 2019; 10(40): 25-46. (In Persian).

O'Farrell I. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). Hydrobiologia. 1993 Nov 1; 271: 169-178. https://doi.org/10.1007/BF00005415

Palmer GA. Composite rating of algae tolerating organic pollution. Journal of Phycology. 1969 Mar 1; 5: 78-82. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817. 1969.tb02581. x

Panahy Y. Temporal and Mirzahasnlou J, Ramezanpour Z, Nejadsattari T, Imanpour-Namin J, Asri spatial distribution of diatom assemblages and their relationship with environmental factors in Balikhli River. Ecohydrology and Hydrobiology. 2020 Jan 1; 20(1): 102-111. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.04.002

Panahy MA, Fataei E, Panahy MJ. Investigation of diatoms in Anbaran Chay River of Ardabil province in relation to water quality as bio indicators. Journal of Wetland Ecobiology. 2020; 12(44): 37-48. (In Persian).

Pančić M, Torres RR, Almeda R, Kiørboe T. Silicified cell walls as a defensive trait in diatoms. Proceedings of the Royal Society B. 2019 Apr 24; 286(1901): 20190184. https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0184

Parikh HS, Dave G, Singh PK, Tiwari A. Exploring the significance of xenic and axenic cultures for diatoms: methodological insights, scope, and biotechnological implications. Systems Microbiology and Biomanufacturing. 2025 Apr 22; 5: 969-989. https://doi.org/10.1007/s43393-025-00363-2

Patrick R, Reimer CW. The diatoms of the United States (second printing). Printing in United States of America; 1966.

Patrick R, Reimer CW. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 1966; 13(1): 1–688.

Patrick R, Reimer CW. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. 1975; 13: (2/1): 1–213.

Potapova M, Hamilton PB. Morphological and ecological variation within the *Achnanthidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. Journal of phycology. 2007 Jun 1; 43(3): 561-575. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00332. x

Pourheydar Khoshkrudi B, Jafari N, Naqinezhad A. An ecological and floristic study of the diatoms in Babolrud River. Journal of Plant Biological Sciences. 2014 Mar 21; 6(19): 43-56. (In Persian). https://doi.org/20.1001.1.20088264.1393.6.19.5.6

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Prahardika BA, Styawan WMLD. Epilithic diatom diversity study and its potential as bioindicator of river waters quality in Coban Tarzan Malang regency. Journal of Tropical Biology. 2020 Aug 27; 8(2): 116-124. https://doi.org/10.21776/ub.biotropika.2020.008.02.07

Prescott GW. Algae of western great lakes area. W.M.C. Brown Company Publishing, Iowa, USA; 1962.

Qu J, Peng J. Significance and Enlightenment of Implementing Water Ecological Assessment. Water & Ecology. 2025 Feb 21; 1(1): 100002. https://doi.org/10.1016/j.wateco.2025.100002

Qu Y, Wu N, Makareviciute K, Guse B, Fohrer N. Effects of land-use pattern and physiochemical conditions on phytoplankton communities in a German lowland catchment. Fundamental and Applied Limnology: Archiv für Hydrobiologie. 2018; 191(3): 175-187. https://doi.org/10.1127/fal/2018/1125

Rakowska B. Benthic diatoms in polluted river sections of Central Poland. Oceanological and Hydrobiological Studies. 2004; 33: 11-21.

Sabater S. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, SW. Spain, following a major mine tailings spill. Journal of Applied Phycology. 2000 Mar 1; 12: 113-124. https://doi.org/10.1023/A:1008197411815

Sadeghi Talarposhti R, Ebrahimi K, Hoorfar A. Determination of Decay Rate of Pollution in the Talar and Babolrood Rivers. Irrigation and Water Engineering. 2020 Jun 21; 10(4): 82-95. (In Persian). https://doi.org/10.22125/iwe.2020.110070

Salmaso F, Quadroni S, Compare S, Gentili G, Crosa G. Benthic diatoms as bioindicators of environmental alterations in different watercourses of northern Italy. Environmental Monitoring and Assessment. 2019 Mar 1; 191(3): 158-175. https://doi.org/10.1007/s10661-019-7290-x

Salomoni SE, Rocha O, Callegaro VL, Lobo EA. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. Hydrobiologia. 2006 Apr 1; 559: 233-246. https://doi.org/10.1007/s10750-005-9012-3

Sharifinia M, Mahmoudifard A, Gholami K, Namin JI, Ramezanpour Z. Benthic diatom and macroinvertebrate assemblages, a key for evaluation of river health and pollution in the Shahrood River, Iran. Limnology. 2016 Jan 1; 17: 95-109. https://doi.org/10.1007/s10201-015-0464-5

Sharma DK, Singh RP. Correlation between physico-chemical parameters and phytoplanktons of Tighra reservoir, Gwalior, Madhya Pradesh. International Journal of Security and Networks. 2013; 4(1): 90-95.

Shibabaw T, Beyene A, Awoke A, Tirfie M, Azage M, Triest L. Diatom community structure in relation to environmental factors in human influenced rivers and streams in tropical Africa. Plos one. 2021 Feb 3; 16(2): e0246043. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246043

Smith W. The fresh water Algae of the United States. London; 1950 Jul.

Soegianto A. Ekologi Perairan Tawar. Surabaya. Pusat Penerbitan dan Percetakan (AUP); 2010 Jul 11.

Štefková E. Epilithic diatoms of mountain lakes of the Tatra Mountains (Slovakia). Biologia. 2006 Sep 1; 61: 101-108. https://doi.org/10.2478/s11756-006-0123-8

Stenger-Kovacs C, Lengyel E, Sebestyen V, Szabo B. Effects of land use on streams: traditional and functional analyses of benthic diatoms. Hydrobiologia. 2020 Jul 1; 847(13): 2933-2946. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04294-y

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]

Szabó KATALIN, Kiss KT, Taba G, Ács É. Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. Acta Botanica Croatica. 2005 May 31; 64(1): 1-46.

Taylor JC, Harding WR, Archibald CGM. A methods manual for the collection, preparation and analysis of diatom samples. Version. 2007 Jan 1; 1: 1-60.

Taylor JC, Harding WR, Archibald CGM, Van Rensburg L. Diatoms as indicators of water quality in the Jukskei-Crocodile River system in 156 and 1957, a re-analysis of diatom count data generated by BJ Cholnoky. Water SA. 2005 Apr 1; 31(2): 237-246. https://doi.org/10.4314/wsa.v31i2.5176

Tiffany, LH, Britton ME. The algae of Illinois. Hanfer Publishing Company, New York, USA; 1971.

Toruan RL, Coggins LX, Ghadouani A. Response of zooplankton size structure to multiple stressors in urban lakes. Water. 2021 Jan 1; 13(16): 2305-2315. https://doi.org/10.3390/w13162305

Venkateswarlu N, Reddy PM. Plant biodiversity and bioindicators in aquatic. International Journal of Pharmaceutical and Biological Archive. 2000; 3: 1304-1312.

Wang H, He G. Rivers: Linking nature, life, and civilization. River. 2022 Aug 1; 1(1): 25-36. https://doi.org/10.1002/rvr2.7

Wetzel RG, Likens GE. Limnological analyses. 2nd edn. Springer, New York; 1991 Mar.

Zhao Z, Mi T, Xia L, Yan W, Jiang Y, Gao Y. Understanding the patterns and mechanisms of urban water ecosystem degradation: phytoplankton community structure and water quality in the Qinhuai River, Nanjing City, China. Environmental Science and Pollution Research. 2013 Jul 1; 20: 5003-5012. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1464-9

[ Downloaded from c4i2016.khu.ac.ir on 2026-11-04 ]

[ DOI: 10.22034/NBR.12.3.3 ]