




Ecological Assessment of Roodbest Wetland Using Algal Bioindicators

Naser Jafari¹ , Zahra Pournasrollah² , Soghra Ramzi³ 

1. Department of Plant Biology, Faculty of basic Science, University of Mazandaran, Babolsar, Iran. E-mail: n.jafari@umz.ac.ir
2. Department of Plant Biology, Faculty of basic Science, University of Mazandaran, Babolsar, Iran.
3. Corresponding author, Department of Plant Biology, Faculty of basic Science, University of Mazandaran, Babolsar, Iran. E-mail: s.ramzi91@gmail.com

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:

Received 2 April 2025
Received in revised form 23 July 2025
Accepted 9 August 2025
Available online 25 February 2026

Keywords:

Biodiversity, Palmer's Algal Pollution Index, Pollution, Mazandaran

ABSTRACT

Objective: The Roodbest Wetland in Babolsar city is a crucial source of agricultural water and supports various living organisms near human settlements. Preserving the quality of this habitat is vital for both natural and human reasons. This study investigates the ecological status of Roodbest Wetland using algae as biological indicators of pollution.

Method: Diverse samplings were conducted in different seasons. Algae were identified using an optical microscope and library resources. Pollution levels were assessed using the Palmer index and various biological indicators.

Results: The study cataloged 81 genera across 7 phyla of algae. Chlorophyta had the highest species diversity, while Chrysophyta had the fewest. Peak algae proliferation occurred in summer and spring. Chlorophyta and Bacillariophyta were predominant throughout most of the year. In summer, Palmer's pollution index peaked at stations 3 and 4, with a value of 35. In winter, stations 2, 4, and 5 showed minimal pollution with indices of 6, 9, and 7, respectively. During summer and autumn, all stations recorded Palmer indices exceeding 24.

Conclusions: The primary cause of wetland pollution in spring is the influx of sub-branches from Babolrood, carrying village sewage and agricultural runoff. The rise in pollution in summer and autumn is due to elevated water temperatures, reduced rainfall, and increased extraction of lagoon water for rice replanting.

Cite this article: Jafari, N., Pournasrollah, Z., & Ramzi, S. (2025). Ecological Assessment of Roodbest Wetland Using Algal Bioindicators. *Nova Biologica Reperta*, 12 (4), 1-23. <http://doi.org/10.22034/NBR.12.4.1>



© The Author(s).

DOI: <http://doi.org/10.22034/NBR.12.4.1>

Publisher: Kharazmi University.

Introduction

Wetlands are among the most productive and ecologically important ecosystems on the planet, playing essential roles in biodiversity conservation, hydrological regulation, and the provision of ecosystem services such as water purification, flood mitigation, and agricultural irrigation. In northern Iran, the Roodbast Wetland in Mazandaran Province serves as a critical habitat and a vital water source for surrounding rice paddies. However, the ecological integrity of this wetland is increasingly threatened by anthropogenic disturbances including agricultural runoff, domestic sewage discharge, and water abstraction. Given the vulnerability of wetlands to pollution and eutrophication, there is a growing need for reliable and sensitive bioindicators to monitor water quality and ecosystem health.

Algae, particularly phytoplankton, are widely recognized as effective indicators of aquatic ecosystem health due to their rapid response to environmental changes. This study was conducted to evaluate the seasonal ecological status of the Roodbast Wetland by analyzing algal diversity and applying bioindicators such as Palmer's Algal Pollution Index and common biodiversity indices. The aim was to determine the extent of organic pollution and seasonal variation in algal community composition across different regions of the wetland.

Method

The Roodbast Wetland comprises two interconnected basins: a smaller section of approximately 40 hectares and a larger section of about 90 hectares, separated by a dirt road. Five sampling stations (S1 through S5) were established across the wetland based on environmental heterogeneity, including variation in water depth, input channels, and proximity to agricultural and residential runoff sources. Stations S1 and S2 were located in the smaller basin, while stations S3, S4, and S5 were situated in the larger section. Sampling was carried out during the four seasons—winter, spring, summer, and autumn—across all five stations. Water samples were collected from the surface (approximately 0.5 meters depth) using standard plankton nets and collection bottles. Additional samples were taken from benthic surfaces and submerged rocks to capture both planktonic and periphytic algae. Identification of algal taxa was conducted at the genus level using light microscopy and standard taxonomic references.

To assess pollution levels, Palmer's Algal Pollution Index was applied. This index is based on the presence and abundance of 20 algal genera known to be tolerant of organic pollution, with each genus assigned a specific pollution tolerance score. The cumulative score for each station and season was calculated to classify pollution levels as follows: scores below 10 indicate no organic pollution; scores between 10 and 14 indicate slight pollution; scores between 15 and 19 suggest moderate pollution; and scores of 20 or above indicate high levels of organic pollution. In parallel, biodiversity indices were calculated to evaluate species richness and community evenness. The Shannon-Wiener and Simpson indices measure both

richness and evenness, while the Margalef and Menhinick indices provide richness estimates normalized by the number of individuals.

Results

The results revealed a total of 81 algal genera from seven phyla, with Chlorophyta (green algae) comprising the largest proportion (48.15%) of the total genera. Bacillariophyta (diatoms) accounted for 27.1%, while Cyanophyta (blue-green algae) represented 12.4%. Other phyla such as Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, and Xanthophyta were present in smaller proportions. Seasonal variation was pronounced, with the highest algal abundance observed in summer (19,043.27 cells mL⁻¹), followed by spring (18,382.07 cells mL⁻¹), autumn (16,509.2 cells mL⁻¹), and the lowest in winter (7,405.82 cells mL⁻¹). The dominant genera included *Chlamydomonas*, *Navicula*, *Scenedesmus*, *Euglena*, and *Nitzschia*, which were observed in all seasons. In terms of seasonal dominance by phyla, Bacillariophyta and Chlorophyta were prevalent in winter, while Chlorophyta and Cyanophyta were dominant in spring. In summer, Euglenophyta and Dinophyta exhibited significant growth, particularly at stations S3 and S4. During autumn, Euglenophyta remained dominant, with notable contributions from Chlorophyta and Bacillariophyta.

Palmer's Algal Pollution Index scores indicated a clear pattern of increased organic pollution during the warmer months. In summer and autumn, all stations recorded index values above 24, classifying them as highly polluted. The highest values were recorded at stations S3 and S4 in summer (scores of 35), suggesting severe organic loading likely linked to agricultural runoff and nutrient accumulation. In contrast, winter values were significantly lower, with stations S2, S4, and S5 scoring below 10, indicating little to no organic pollution. These results align with expected seasonal patterns, where reduced water volumes, elevated temperatures, and increased nutrient inputs during the agricultural season promote algal blooms and elevate pollution levels.

Biodiversity indices also showed seasonal fluctuations. The Shannon-Wiener index was highest in spring (2.59) and lowest in winter (2.29), indicating greater diversity and evenness during periods of increased light and nutrient availability. The Simpson index showed a similar trend, with the highest value in spring (0.888) and the lowest in winter (0.844). Margalef and Menhinick richness indices peaked in autumn and were lowest in winter, reflecting a general reduction in algal richness during the colder, more turbulent months.

Conclusions

The findings of this study underscore the seasonal and spatial variability in algal community structure and pollution levels within the Roodbest Wetland. The dominance of organic pollution-tolerant genera in the summer and autumn months, along with high Palmer index scores, suggests that nutrient enrichment and eutrophication are significant concerns during the agricultural season. The wetland's ecological health is clearly influenced by seasonal hydrological dynamics and human activities, particularly the use of fertilizers and water abstraction for rice cultivation.

In conclusion, the use of algal bioindicators, including Palmer's Pollution Index and standard biodiversity indices, proved effective in assessing the ecological condition of the Roodbast Wetland. The seasonal data highlight the need for improved water management practices and pollution control, especially during the irrigation-intensive periods of spring and summer. Ongoing monitoring using algal indicators is recommended to support conservation efforts and ensure the long-term ecological sustainability of the wetland.

Author Contributions

All authors contributed equally to the conceptualization of the article and writing of the original and subsequent drafts.

Data Availability Statement

Data available on request from the authors.

Acknowledgements

The authors would like to thank all participants in the present study.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

ارزیابی اکولوژیکی تالاب رودبست با استفاده از شاخص‌های زیستی جلبکی

ناصر جعفری^۱، زهرا پورنصراله^۲، صغری رمزی^۳ ✉

۱. گروه علوم گیاهی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران. رایانامه: n.jafari@umz.ac.ir

۲. گروه علوم گیاهی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران.

۳. نویسنده مسئول، گروه علوم گیاهی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران. رایانامه: s.ramzi91@gmail.com

| اطلاعات مقاله | چکیده |
|--|---|
| <p>نوع مقاله: مقاله پژوهشی</p> <p>تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۱/۱۳</p> <p>تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۰۵/۰۱</p> <p>تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۱۸</p> <p>تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۰۶</p> <p>کلیدواژه‌ها: آلودگی، تنوع زیستی، شاخص پالم، مازندران</p> | <p>تالاب رودبست در شهرستان بابلسر یکی از منابع تأمین‌کننده آب‌های کشاورزی و پناهگاه موجودات زنده در حاشیه سکونتگاه‌های انسانی است. حفظ کیفیت مطلوب این زیستگاه هم از نظر محیط‌زیست طبیعی و هم انسانی حائز اهمیت است. از این‌رو این پژوهش به بررسی اکولوژیکی تالاب رودبست با استفاده از شاخص‌های زیستی جلبکی می‌پردازد. برای این منظور در فصول مختلف سال نمونه‌برداری انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده، تثبیت و به کمک میکروسکپ نوری و منابع کتابخانه شناسایی شد. برای بررسی سطح آلودگی از شاخص پالم و شاخص‌های تنوع زیستی مختلف استفاده شد. ۸۱ جنس متعلق به ۷ شاخه جلبکی شناسایی شد. شاخه جلبک‌های سبز دارای بیشترین جنس‌های جلبکی و شاخه Chrysophyta دارای کمترین جنس‌های جلبکی می‌باشند. بیشترین فراوانی جلبکی در فصل تابستان و بهار بوده است. شاخه Chlorophyta و Bacillariophyta در بیشتر فصل‌های سال جلبک‌های غالب بوده‌اند. شاخص آلودگی پالم ایستگاه‌های ۳ و ۴ در فصل تابستان با شاخص عددی ۳۵ بیشترین مقدار و ایستگاه ۲، ۴ و ۵ در فصل زمستان به ترتیب با داشتن شاخص عددی ۶، ۹ و ۷ فاقد آلودگی یا آلودگی اندک بوده‌اند. در فصول تابستان و پاییز در تمامی ایستگاه‌ها شاخص عددی پالم بزرگ‌تر از ۲۴ را نشان دادند. علت اصلی آلودگی تالاب در فصل بهار ورود شاخه‌های فرعی بابلرود، که حاوی فاضلاب روستاها و پساب‌های کشاورزی است، می‌باشد. علل افزایش آلودگی در فصل تابستان و پاییز را نیز می‌توان بالا بودن دمای آب، کاهش بارندگی در فصل تابستان و پاییز، افزایش برداشت آب تالاب برای کشت دوباره برنج در تابستان دانست.</p> |

استناد: جعفری، ناصر، پورنصراله، زهرا، رمزی، صغری (۱۴۰۴). ارزیابی اکولوژیکی تالاب رودبست با استفاده از شاخص‌های زیستی جلبکی. یافته‌های

نوین در علوم زیستی، ۱۲ (۴)، ۱-۲۴. <http://doi.org/10.22034/NBR.12.4.1>



© نویسندگان.

ناشر: دانشگاه خوارزمی.

مقدمه

پایش و بررسی تنوع زیستی و فراوانی جمعیتی جلبک‌ها در اکوسیستم‌های تالابی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است؛ زیرا داده‌های ضروری را برای راهبردهای حفاظت فراهم می‌کند (Dubey et al., 2022; Tekebayeva et al., 2024). جلبک‌ها، به‌واسطه چرخه زندگی کوتاه خود، نسبت به تغییرات محیطی سریع پاسخ می‌دهند از این‌رو شاخص مناسبی برای ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آبی هستند (Jafari & Gunale, 2006; Bellinger & Sigeo, 2010; Kalita & Baruah, 2024). جلبک‌ها به عنوان شاخص‌های زیستی، می‌توانند نقش حیاتی در ارزیابی سلامت اکوسیستم‌ها ایفا کنند. تغییرات در ترکیب و فراوانی جلبک‌ها می‌تواند نشانه‌هایی از تغییرات کیفیت آب، میزان مواد مغذی و شرایط زیست‌محیطی باشد (Rajkumar et al., 2012; Lone et al., 2021). اندازه‌گیری‌های فیزیکی و شیمیایی، شرایط زیست‌محیطی را تنها در زمان نمونه‌برداری توصیف می‌کنند، این شاخص‌های زیستی تغییرات زمان‌های حال، گذشته و آینده را نشان می‌دهند (Khaleghi et al., 2012). علاوه بر این استفاده از شاخص‌های زیستی جلبکی از نظر اقتصادی نیز به صرفه است.

اولین تلاش‌ها برای تهیه فهرست از جنس‌ها و گونه‌های جلبکی مقاوم به آلودگی توسط پالمر انجام شد. پالمر تحقیقات گسترده‌ای را به‌منظور شناسایی گونه‌های مقاوم و معرفی یک شاخص آلودگی برای تخمین کیفیت آب انجام داد. در نهایت ۲۰ جلبک را به‌عنوان جنس‌های شاخص آلودگی مشخص کرد و آنها را در پنج سطح از حساس تا مقاوم گروه بندی کرد (Palmer, 1969). پالمر نشان داد که جنس‌هایی مانند *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Euglena*, *Oscillatoria* و *Nitzschia Navicula* مقاوم به آلودگی هستند (Palmer, 1969). شاخص جلبکی پالمر یک روش سریع، قابل اعتماد و نسبتاً ارزان برای ثبت آلودگی و میزان یوتریفیکاسون است. صحت نتایج حاصل از شاخص‌های آلودگی پالمر با واقعیت اکوسیستم‌ها توسط پژوهشگران زیادی تأیید و گزارش شده است (Gunale & Balakrishnan, 1981; Jafari & Gunale, 2006; Jafari et al. 2006; Yadav & Sharma, 2022).

در همین راستا تاکنون مطالعات مختلفی در سطح کشور انجام شده است. Hosseinzadeh & Jafari (2010) با مطالعه اکولوژیکی فیتوپلانکتون‌ها و ارتباط آن‌ها با تغییرات محیطی در رودخانه تجن- مازندران بیشترین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها را در فصل تابستان و کمترین آن را در فصل زمستان گزارش نمودند، همچنین آن‌ها در نمونه‌های با مواد آلاینده بیشتر جلبک‌های *Oscillatoria*, *Nitzschia*, *Euglena* و *Cymbella* را مشاهده نمودند. Pourheydar Khoshkrudi و همکاران (۲۰۱۴) با بررسی دیاتومه‌های اپی لیتون رودخانه بابلرود نشان دادند که می‌توان از دیاتومه‌ها به‌عنوان شاخص‌های کمی از شرایط زیست‌محیطی در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای استفاده نمود. Sakhaei و همکاران (۲۰۱۸) کیفیت سلامت زیستی رودخانه بهمن‌شیر را با استفاده از شاخص‌های نایگارد-پالمر و ساپروبیک سنجیدند. Gholami و همکاران (۲۰۱۹) تغییرات فصلی فیتوپلانکتون‌ها را در ارتباط با فاکتورهای محیطی بررسی نمودند. Maleki و همکاران (۲۰۲۰) آلودگی آلی خلیج گرگان را با استفاده از شاخص جلبکی پالمر بررسی کردند. Teymuri Nomandani و همکاران (۲۰۲۲) تغییرات جمعیتی فیتوپلانکتون‌های دریاچه ارومیه در فصول مختلف سال را به عنوان شاخص از وضعیت اکولوژیک محیط مورد بررسی قرار دادند. Abbasi و همکاران (۲۰۲۳) با استفاده از شاخص پالمر به پایش کیفیت آب مخزن سد بوستان (استان گلستان) پرداختند.

تالاب رودبست یکی از تالاب‌های مهم استان مازندران با وسعت بیش از ۱۳۰ هکتار است. این تالاب یکی از منابع اصلی تأمین آب زمین‌های کشاورزی به‌ویژه شالیزارهای شهرستان بابلسر است. این اکوسیستم آبی سالانه به‌واسطه ورود پساب‌های کشاورزی همواره در معرض مقادیر زیادی از مواد مغذی و سموم شیمیایی قرار دارد که شرایط اکولوژیک آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد. با توجه به موقعیت پیراشهری این تالاب و اهمیت زیست‌محیطی آن برای انسان و سایر موجودات زنده در این پژوهش تلاش شده تا با بررسی تغییرات ترکیب و تنوع جلبک‌ها به‌عنوان شاخص زیستی، گزارشی از میزان آلودگی این اکوسیستم آبی ارائه شود.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

تالاب رودبست از دو بخش تشکیل شده، بخش کوچک با ۴۰ هکتار و بخش بزرگ‌تر با ۹۰ هکتار که توسط یک جاده خاکی از هم جدا شده‌اند و از طریق یک کانال، آب بخش کوچک‌تر وارد قسمت بزرگ‌تر تالاب می‌شود. به منظور بررسی ترکیب و فراوانی جلبک‌ها در این تالاب با توجه به عمق آب و مسیرهای ورودی آب، پنج ایستگاه نمونه‌برداری (۲ ایستگاه در بخش کوچک‌تر و ۳ ایستگاه در بخش بزرگ‌تر) انتخاب شد (شکل ۱).

ایستگاه اول (S1): نزدیک‌ترین مکان به نقطه روستایی بوده و به دلیل وجود کانال آبی که از بابلرود وارد آن می‌شود در تمام طول سال پر آب است. ایستگاه دوم (S2): در قسمت شمالی تالاب قرار گرفته است. ایستگاه سوم (S3): در قسمت کوچک‌تر تالاب، در کنار جاده بین دو تالاب قرار گرفته است که هیچ ارتباطی با زمین‌های کشاورزی ندارد. ایستگاه چهارم (S4): در قسمت جنوبی تالاب بزرگ‌تر واقع شده است. از این بخش از تالاب کانال‌هایی به سمت مزارع کشاورزی وارد می‌شود. ایستگاه پنجم (S5): در قسمت غربی تالاب قرار دارد که عمق آن بیشتر از نقاط دیگر تالاب است. از این بخش از تالاب کانال‌هایی به سمت مزارع کشاورزی وارد می‌شود.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تالاب رودبست

Figure 1. Sampling stations in the Rudbast Wetland

نمونه‌برداری

در این تحقیق نمونه‌برداری جلبک‌ها به صورت فصلی و در هر فصل سه تکرار انجام شد. دمای آب نیز در هر ایستگاه توسط دماسنج جیوه‌ای اندازه‌گیری و ثبت گردید. جهت مطالعه فلوربستیکی جلبک‌ها در هر ایستگاه، نمونه از آب، سنگ‌ها و گل‌ولای برداشت شد. به دلیل تجمع فیتوپلانکتون‌ها در لایه‌های سطحی آب، نمونه‌برداری از آب در روزهایی که هوا صاف بوده، بین ساعت ۹ الی ۱۴ بعدازظهر انجام شد. این کار حداکثر در عمق نیم متری از سطح آب انجام شد. جلبک‌ها ابتدا توسط سیستم رده‌بندی *Round (1981)* رده‌بندی و سپس با کمک کلیدهای شناسایی جلبکی در دسترس (*Sandhall, 1927*; *Bellinger & Sige, 2010*; *Pentecost, 1984*) در سطح جنس شناسایی گردید.

محاسبه شاخص آلودگی پالمر

شاخص آلودگی پالمر در سطح جنس و هم در سطح گونه برای بررسی آلودگی آب مورداستفاده قرار می‌گیرد. پالمر ۲۰ جنس از جلبک‌ها را به عنوان شاخص آلودگی معرفی کرده است و به آن‌ها ارزش عددی بین ۱-۵ را داده است. پالمر مقادیر عددی زیر را برای تعیین نوع آلودگی آب مشخص کرده است (*Palmer, 1969*). براساس این روش اگر مجموع مقادیر عددی بیشتر از ۲۰ را نشان دهد آلودگی شدید، ۱۹-۱۵ آلودگی متوسط، ۱۴-۱۰ آلودگی کم یا ناچیز و اگر کمتر از ۱۰ باشد فاقد آلودگی است.

جدول ۱- مقدار عددی جلبک‌ها برای محاسبه شاخص آلودگی پالمر

Table 1. Palmer's algal pollution index score

| Pollution Index | Algal Genus | Pollution Index | Algal Genus |
|-----------------|----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | <i>Micractinium</i> | 1 | <i>Anacystis</i> |
| 3 | <i>Navicula</i> | 2 | <i>Ankistrodesmus</i> |
| 3 | <i>Nitzschia</i> | 4 | <i>Chlomydomonas</i> |
| 5 | <i>Oscillatoria</i> | 3 | <i>Chlorella</i> |
| 1 | <i>Pandorina</i> | 1 | <i>Closterium</i> |
| 2 | <i>Phacus</i> | 1 | <i>Cyclotella</i> |
| 1 | <i>Phormidium</i> | 5 | <i>Euglena</i> |
| 4 | <i>Scenedesmus</i> | 1 | <i>Gomphonema</i> |
| 2 | <i>Stigeoclonium</i> | 1 | <i>Lepocinclis</i> |
| 2 | <i>Synedra</i> | 1 | <i>Melosira</i> |

شاخص‌های تنوع

شاخص تنوع زیستی شانون - وینر:

$$H' = -\sum (P_i \ln P_i)$$

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

که در آن n_i تعداد افراد هر گونه، N تعداد کل افراد گونه‌ها و P_i فراوانی نسبی هر گونه را نشان می‌دهد. دامنه نوسانات شاخص شانون - وینر صفر و بالاتر از آن است که اغلب اکولوژیست‌ها عدد ۳ را به عنوان معیاری مناسب برای ارزیابی در نظر می‌گیرند، به عبارتی در محیط‌هایی با آلودگی بالا بین صفر تا ۳ و در محیط‌هایی با تنوع بالا شاخص عددی بزرگ‌تر از ۳ مشاهده می‌شود.

شاخص تنوع زیستی سیمپسون:

$$D = \sum \left(\frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)} \right)$$

این شاخص به گونه‌های غالب وزن داده و به غنای گونه‌ای حساسیت کمتری دارد. در این فرمول آن n_i بیانگر تعداد افراد هر گونه و N تعداد کل افراد گونه‌ها است. مقدار این شاخص بین عدد صفر تا یک متغیر است. مقدار صفر مبین عدم تنوع و وجود استرس در محیط و عدد ۱ نشان‌دهنده سلامت و تنوع بالای اکوسیستم است. با توجه به اینکه هرچقدر D افزایش یابد مقدار تنوع کاهش خواهد یافت، بنابراین شاخص سیمپسون معمولاً به صورت $I-D$ یا I/D بیان می‌شود.

شاخص غنای گونه‌ای مارگالف:

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln(N)}$$

 S = تعداد گونه‌های شمارش شده N = تعداد کل افراد گونه‌ها

شاخص غنای گونه‌ای منهینگ:

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

در فرمول محاسبه شاخص های مارگالف و منهینگ N تعداد کل افراد گونه‌ها و S تعداد گونه‌های شمارش شده را نشان می‌دهد.

نتایج

در مطالعه بر روی جلبک‌های تالاب رودبست در مجموع ۸۱ جنس متعلق به ۷ شاخه جلبکی شناسایی شد. از این میان ۳۹ جنس (۴۸/۱۵ درصد) به شاخه Chlorophyta (جلبک‌های سبز)، ۲۲ جنس (۲۷/۱ درصد) متعلق به شاخه Bacillariophyta (دیاتومه‌ها)، ۱۰ جنس (۱۲/۴ درصد) متعلق به شاخه Cyanophyta (جلبک‌های سبز آبی)، ۴ جنس (۵ درصد) متعلق به شاخه Euglenophyta (اوگلنوفیتا)، ۳ جنس (۳/۷ درصد) متعلق به شاخه Dainophyta (داینوفیتا)، ۲ جنس (۲/۵ درصد) شاخه Xantophyta (زانتوفیتا) و ۱ جنس (۱/۲۳ درصد) متعلق به شاخه Chrysophyta (کریزوفیتا) است. شاخه جلبک‌های سبز دارای بیشترین جنس‌های جلبکی و شاخه Chrysophyta دارای کمترین جنس‌های جلبکی هستند (جدول پیوست).

فراوانی کل جلبک‌ها در فصل تابستان $19043/27 \text{ cells mL}^{-1}$ ، فصل بهار $18382/07 \text{ cells mL}^{-1}$ ، فصل پاییز $16266/13 \text{ mL}^{-1}$ و فصل زمستان $7405/82 \text{ cells mL}^{-1}$ است (جدول ۲). بدین ترتیب این اکوسیستم آبی در فصل تابستان و بهار بیشترین و در فصل زمستان کمترین فراوانی جلبکی را داشته است. جنس‌های *Cosmarium*، *Chlamydomonas*، *Nitzschia*، *Synedra*، *Navicula*، *Scenedesmus*، *Pandorina*، *Monoraphidium*، *Cocconeis* و *Trachelomonas*، *Euglena*، *Rhopalodia*، *Gonium*، *Mougeotia*، *Staurastrum*، *Pinnularia* و *Oocystis*، *Anabaena* در تمام طول سال حضور داشته‌اند (جدول پیوست).

تغییرات فصلی میانگین فراوانی شاخه‌های جلبکی نشان می‌دهد که شاخه Chlorophyta و Bacillariophyta در بیشتر فصل‌های سال جلبک‌های غالب در این اکوسیستم بوده‌اند. در فصل زمستان Chlorophyta و Bacillariophyta به ترتیب

با میانگین $5554/4 \text{ cells mL}^{-1}$ و $1520/81 \text{ cells mL}^{-1}$ فراوانتر و Cyanophyta و Euglenophyta با میانگین فراوانی $198/37 \text{ cells mL}^{-1}$ و $132/24 \text{ cells mL}^{-1}$ کم‌تر از سایر شاخه‌ها بوده‌اند. Chrysophyta، Dainophyta و Xantophyta در این فصل مشاهده نشدند (جدول ۲). از فراوان‌ترین جنس‌ها در این فصل *Synedra*، *Nitzschia* و *Navicula* بوده‌اند (جدول پیوست).

در فصل بهار میانگین فراوانی Chlorophyta و Cyanophyta به ترتیب $12629/4 \text{ cells mL}^{-1}$ و $3173/88 \text{ cells mL}^{-1}$ و بیشتر از سایر شاخه‌ها بوده است. میانگین فراوانی شاخه Cyanophyta در فصل بهار نسبت به فصل زمستان افزایش چشمگیری یافته است. Euglenophyta و Bacillariophyta به ترتیب دارای میانگین فراوانی $727/35 \text{ cells mL}^{-1}$ و $4959/19 \text{ cells mL}^{-1}$ بوده‌اند. در مقایسه با فصل زمستان، این دو گروه به ترتیب افزایش و کاهش یافته‌اند. شاخه Dainophyta نیز با میانگین فراوانی $1256/32 \text{ cells mL}^{-1}$ در فصل بهار مشاهده شد. در این فصل هیچ جلبکی از شاخه Chrysophyta و Xantophyta گزارش نشده است (جدول ۲).

در فصل تابستان Euglenophyta با میانگین $6744/5 \text{ cells mL}^{-1}$ فراوان‌ترین شاخه جلبکی بوده است. در این فصل میانگین Dainophyta به مقدار $4959/19 \text{ cells mL}^{-1}$ گزارش شد که نسبت به فصل زمستان و بهار افزایش قابل توجهی داشته است. میانگین فراوانی Bacillariophyta و Chlorophyta با اختلاف بسیار کمی نسبت به هم به ترتیب $2843/27 \text{ cells mL}^{-1}$ و $2843/26 \text{ cells mL}^{-1}$ گزارش شد. کمترین فراوانی در این فصل مربوط به Cyanophyta با $132/24 \text{ cells mL}^{-1}$ بوده است. در این فصل Chrysophyta و Xantophyta مشاهده نشدند (جدول ۲). جنس‌های *Merismopedia*، *Trachelomonas*، *Euglena*، *Peridinium*، *Pinnularia* بوده‌اند (جدول پیوست).

Euglenophyta با میانگین $6744/5 \text{ cells mL}^{-1}$ در فصل پاییز در حالی فراوان‌ترین شاخه جلبکی بوده‌اند که فراوانی آن‌ها نسبت به فصل تابستان کاهش یافته است. پس از آن Bacillariophyta، Chlorophyta و Dainophyta به ترتیب با $4562/46 \text{ cells mL}^{-1}$ ، $3173/88 \text{ cells mL}^{-1}$ و $1256/32 \text{ cells mL}^{-1}$ بیشترین تراکم را داشتند. Xantophyta و Chrysophyta به ترتیب با میانگین فراوانی $132/24 \text{ cells mL}^{-1}$ و $66/12 \text{ cells mL}^{-1}$ کم‌ترین میزان را در میان سایر شاخه‌های جلبکی در این فصل نشان دادند (جدول ۲). *Euglena*، *Chlamydomonas*، *Synedra*، *Nitzschia* و *Trachelomonas* از جنس‌های فراوان در این فصل بوده‌اند (جدول پیوست).

جدول ۲- میانگین فراوانی شاخه‌های جلبکی در فصول مختلف (cells mL^{-1})
Table 2. Seasonal mean abundance of algal phyla (cells mL^{-1})

| Algae/Season | Winter | Spring | Summer | Autumn |
|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| Bacillariophyta | 5554.4 | 462.87 | 2843.27 | 4562.46 |
| Chlorophyta | 1520.81 | 12629.4 | 2843.26 | 3173.88 |
| Chrysophyta | 0 | 0 | 0 | 66.12 |
| Cyanophyta | 198.37 | 3173.88 | 727.35 | 330.61 |
| Dinophyta | 0 | 396.74 | 4959.19 | 1256.32 |
| Euglenophyta | 132.24 | 1719.18 | 7670.2 | 6744.5 |
| Xantophyta | 0 | 0 | 0 | 132.24 |

فراوانی شاخه‌های جلبکی در ایستگاه‌های مختلف به شرح زیر است:

ایستگاه اول (S1): Euglenophyta و Bacillariophyta به ترتیب با میانگین فراوانی $5951/02 \text{ cells mL}^{-1}$ و $5372/46 \text{ mL}^{-1}$ بیشترین و Cyanophyta با میانگین فراوانی $247/96 \text{ cells mL}^{-1}$ کمترین فراوانی را داشتند. در این

ایستگاه دو شاخه *Chrysophyta* و *Xantophyta* حضور نداشتند (جدول ۳). از فراوان‌ترین جنس‌ها در این ایستگاه می‌توان به *Cyclotella*، *Scenedesmus*، *Epithemia*، *Navicula*، *Trachelomonas* اشاره کرد (جدول پیوست).

ایستگاه دوم (S2): *Chlorophyta* با میانگین فراوانی $3802.04 \text{ cells mL}^{-1}$ بیشترین و *Dainophyta* با میانگین فراوانی $247.96 \text{ cells mL}^{-1}$ کم‌ترین فراوانی را داشته‌اند. در این ایستگاه نیز همانند ایستگاه اول دو شاخه *Chrysophyta* و *Xantophyta* حضور نداشتند (جدول ۳). جنس‌های جلبکی فراوان در این ایستگاه *Trachelomonas*، *Snowella*، *Euglena*، *Synedra* و *Oocystis* از جنس‌های جلبکی غالب در این ایستگاه گزارش گردید (جدول پیوست).

ایستگاه سوم (S3): *Chlorophyta* با میانگین فراوانی $5868.37 \text{ cells mL}^{-1}$ بیشترین و شاخه *Dainophyta* با میانگین فراوانی $826.53 \text{ cells mL}^{-1}$ کم‌ترین فراوانی را داشته‌اند. در این ایستگاه نیز *Chrysophyta* و *Xantophyta* حضور نداشتند (جدول ۳). جنس‌های جلبکی فراوان در این ایستگاه *Trachelomonas*، *Euglena*، *Peridinium*، *Snowella* و *Mougeotia* بوده‌اند (جدول پیوست).

ایستگاه چهارم (S4): *Dainophyta* با میانگین فراوانی $4711.22 \text{ cells mL}^{-1}$ بیشترین و *Chrysophyta* و *Xantophyta* هر کدام با میانگین فراوانی $826.53 \text{ cells mL}^{-1}$ کم‌ترین فراوانی را دارند (جدول ۳). از جنس‌های فراوان در این ایستگاه می‌توان به *Trachelomonas*، *Peridinium*، *Pinnularia* و *Euglena* اشاره کرد (جدول پیوست).

ایستگاه پنجم (S5): *Chlorophyta* با میانگین فراوانی $3388.77 \text{ cells mL}^{-1}$ و *Xantophyta* با میانگین فراوانی $82.65 \text{ cells mL}^{-1}$ به ترتیب بیشترین و کم‌ترین فراوانی را در این ایستگاه نشان دادند و شاخه *Chrysophyta* در این ایستگاه حضور نداشت (جدول ۳). از جنس‌های غالب در این ایستگاه می‌توان *Peridinium*، *Mougeotia*، *Cosmarium* و *Trachelomonas* را نام برد (جدول پیوست).

جدول ۳- میانگین فراوانی سالیانه شاخه‌های مختلف جلبکی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (cells mL^{-1})

Table 3. Mean annual abundance of algal phyla at sampling stations (cells mL^{-1})

| Algae/Station | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 |
|-----------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Bacillariophyta | 5372.46 | 2727.5 | 1653.2 | 3471.43 | 3554.1 |
| Chlorophyta | 5455.11 | 3802.04 | 5868.37 | 2479.6 | 7604.1 |
| Chrysophyta | 0 | 0 | 0 | 82.65 | 0 |
| Cyanophyta | 247.96 | 1653.07 | 1901.02 | 413.3 | 1322.45 |
| Dinophyta | 1157.15 | 247.96 | 826.53 | 4711.22 | 1322.45 |
| Euglenophyta | 5951.02 | 1735.71 | 3388.77 | 4297.96 | 4959.2 |
| Xantophyta | 0 | 0 | 0 | 82.65 | 82.65 |

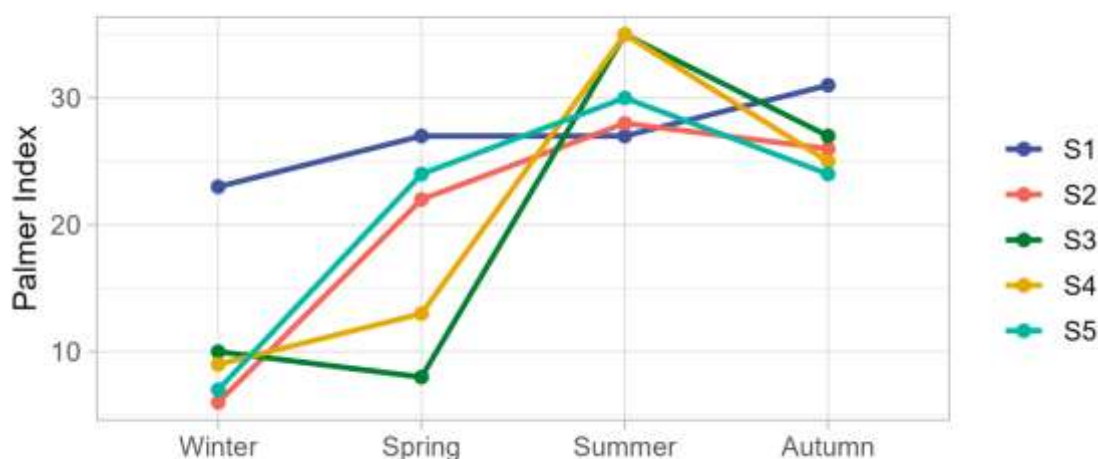
بررسی و پایش کیفیت آب تالاب با استفاده از شاخص آلودگی پالم

در ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۱۷ جنس شاخص آلودگی حضور داشت. با توجه به شاخص آلودگی پالم ایستگاه ۳ و ۴ در فصل تابستان با شاخص عددی ۳۵ دارای بیشترین میزان آلودگی و ایستگاه ۲، ۴ و ۵ در فصل زمستان به ترتیب با داشتن شاخص عددی ۶، ۹ و ۷ فاقد آلودگی یا آلودگی اندک را نشان داده‌اند. در فصول تابستان و پاییز در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری شاخص عددی پالم بزرگ‌تر از ۲۴ بوده است که مبین آلودگی بسیار بالا در ایستگاه‌ها است.

در بین ایستگاه‌ها کوچک‌ترین شاخص عددی (شاخص پالم=۶) در ایستگاه ۲ و در فصل زمستان و بزرگ‌ترین شاخص عددی (شاخص پالم=۳۵) در ایستگاه‌های ۳ و ۴ و در فصل تابستان گزارش شد (جدول ۴ و شکل ۲).

جدول ۴- جنس‌های جلبکی شاخص آلودگی پالم در ایستگاه‌های نمونه برداری
Table 4. Palmer's pollution indicator genera of algae at sampling stations

| Algae | Station | Winter | | | | | Spring | | | | | Summer | | | | | Autumn | | | | |
|-----------------------|---------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ |
| <i>Ankistrodesmus</i> | | - | - | - | - | - | 2 | 2 | - | - | 2 | 2 | - | 2 | - | - | - | - | 2 | - | - |
| <i>Chlomydomonas</i> | | 4 | - | 4 | - | - | 4 | 4 | 4 | - | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | - | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| <i>Chlorella</i> | | - | - | - | - | - | 3 | 3 | - | - | - | - | - | 3 | 3 | 3 | - | - | - | - | - |
| <i>Closterium</i> | | - | - | - | - | - | 1 | 1 | - | 1 | 1 | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | - | - | - |
| <i>Cyclotella</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Euglena</i> | | 5 | - | - | - | - | 5 | - | - | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| <i>Gomphonema</i> | | 1 | 1 | 1 | - | 1 | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 1 | - | - | 1 | - | - | 1 |
| <i>Lepocinclis</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | - | 1 | - | - | - |
| <i>Melosira</i> | | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Micractinium</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Navicula</i> | | 3 | - | - | 3 | - | 3 | - | - | - | - | 3 | 3 | - | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Nitzschia</i> | | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | - | - | - | - | 3 | - | 3 | 3 | 3 | 3 | - | 3 | 3 | 3 |
| <i>Oscillatoria</i> | | - | - | - | - | - | - | 5 | - | - | 5 | - | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | - | - | - |
| <i>Pandorina</i> | | 1 | - | - | 1 | - | - | 1 | - | 1 | 1 | 1 | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Phacus</i> | | - | - | - | - | - | 2 | 2 | - | 2 | - | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | - |
| <i>Scenedesmus</i> | | 4 | - | - | - | - | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | - | 4 | 4 | 4 |
| <i>Synedra</i> | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | - | - | - | - | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Total | | 23 | 6 | 10 | 9 | 7 | 27 | 22 | 8 | 13 | 24 | 27 | 28 | 35 | 35 | 30 | 31 | 26 | 27 | 25 | 24 |



شکل ۲- تغییرات فصلی شاخص پالم در ایستگاه‌های نمونه برداری

Figure 2. Palmer's algal pollution index across seasons at sampling stations

پایش کیفیت آب تالاب با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی

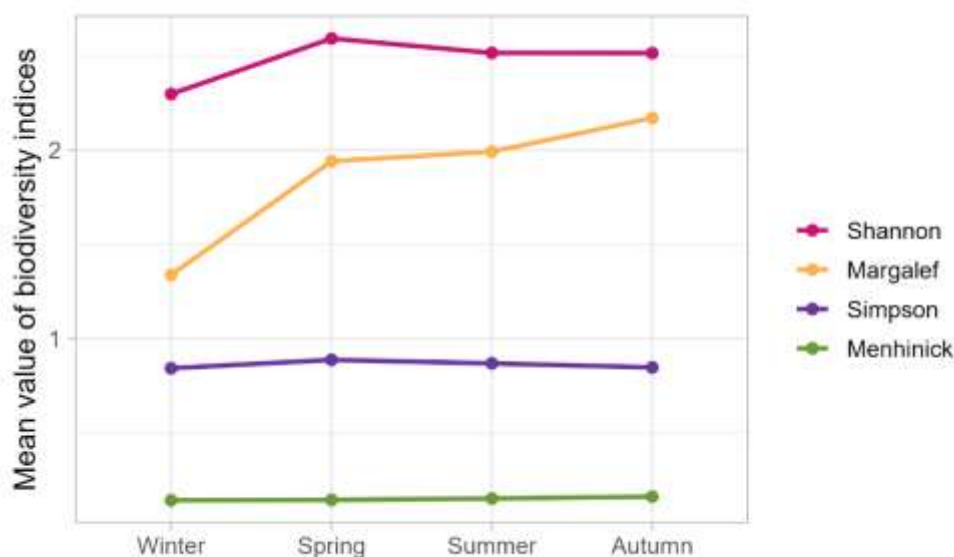
بررسی میانگین شاخص‌های زیستی نشان می‌دهد که بیشترین تنوع زیستی شانون و سیمپسون در فصل بهار و تابستان و کم‌ترین تنوع در فصل زمستان وجود داشته است. حداکثر میانگین شاخص شانون و سیمپسون در فصل بهار به ترتیب ۲/۵۹۲۶

و ۰/۸۸۸۷۶ و حداقل میانگین شاخص شانون و سیمپسون در فصل زمستان به ترتیب ۲/۲۹۸۲ و ۰/۸۴۴۲ گزارش شده است. بیشترین تنوع زیستی مارگالف و منهینگ در فصل پاییز و تابستان و کم‌ترین تنوع در فصل زمستان ثبت شده است. حداکثر میانگین شاخص مارگالف و منهینگ در فصل پاییز به ترتیب ۲/۱۷۱۲ و ۰/۱۶۳۵۲ و حداقل میانگین شاخص مارگالف و منهینگ در فصل زمستان به ترتیب ۱/۳۳۸۹۴ و ۰/۱۴۴۲۲ گزارش شده است. (جدول ۵ و شکل ۳).

جدول ۵- میانگین فصلی شاخص‌های تنوع زیستی

Table 5. Seasonal mean values of biodiversity indices

| Biodiversity Index / Season | Winter | Spring | Summer | Autumn |
|-----------------------------|---------|---------|----------|---------|
| Simpson | 0.8442 | 0.88876 | 0.87006 | 0.84864 |
| Shannon | 2.2982 | 2.5926 | 2.516 | 2.515 |
| Menhinick | 0.14422 | 0.14626 | 0.153524 | 0.16352 |
| Margalef | 1.33894 | 1.9418 | 1.9924 | 2.1712 |



شکل ۳- تغییرات فصلی شاخص‌های تنوع زیستی

Figure 3. Seasonal variation in mean biodiversity indices

بحث و نتیجه‌گیری

بیشترین فراوانی جلبکی در تالاب رودبست طی فصل تابستان و بهار رخ داده است. به نظر می‌رسد این افزایش به دلایل مختلفی از جمله مناسب بودن دما، کاهش تلاطم آب و همچنین افزایش غلظت مواد مغذی، که به علت کم بودن میزان بارندگی، کاهش سطح آب تالاب و استفاده بی‌اندازه کشاورزان از کودهای شیمیایی رخ می‌دهد؛ در نتیجه عدم رقابت بر سر مواد غذایی در فصول تابستان و بهار اتفاق افتاده است. این تغییرات از الگوی تغییرات فصلی جلبک‌ها در مناطق معتدله پیروی می‌کند و در مطالعات دیگری از تالاب استیل آستارا (Gharibkhani et al., 2009)، دریاچه سد ماکو (Sabkara & Makaremi, 2003)، دریاچه حنا (Farhadian et al., 2013)، مصب بابلرود و تالار و هراز (Alipour, 2012) نیز گزارش شده است.

کمترین غنای جنس در فصل زمستان رخ داده است. کاهش دما و نور در ماه‌های سرد زمستان، سبب کاهش فراوانی و تنوع جلبکی شده است و همچنین خصوصیات کیفی آب و بخصوص دمای آب در این فصل برای رشد بسیاری از فیتوپلانکتون‌ها مناسب نیست (Bellinger & Sigeo, 2010). Rahmani و همکاران (۲۰۱۳) در دریاچه زریبار و Gharibkhani و همکاران (۲۰۰۹) در تالاب استیل آستارا نیز کمترین غنا و فراوانی جلبکی را در فصل زمستان گزارش نموده‌اند.

میانگین فراوانی سالیانه Chlorophyta بیشتر از شاخه‌های دیگر بوده است. بیشترین فراوانی Chlorophyta در فصل بهار و کمترین فراوانی این شاخه در فصل زمستان رخ داده است. افزایش فراوانی این شاخه در فصل بهار به واسطه حضور گسترده جنس Mougeotia بوده، که در سطح آب شکوفا شده‌اند. Shams و Afsharzadeh (۲۰۱۰) در معرفی شاخه Chlorophyta در دریاچه زاینده‌رود گزارش کردند که با افزایش مقدار فسفات در فصول گرم سال تراکم جلبک‌های سبز افزایش می‌یابد. از آنجاکه در فصل زمستان جمعیت‌های فیتوپلانکتونی کاهش شدید دارند، میزان مواد غذایی موجود در آب طی این فصل افزایش می‌یابد. این افزایش مواد غذایی کمک بزرگی به افزایش سریع جمعیت فیتوپلانکتونی در فصل بهار می‌کند (Hoffman, 1998; King et al. 2002). Gharibkhani و همکاران (۲۰۰۹) در بررسی تنوع، تراکم و فراوانی فیتوپلانکتون‌های تالاب استیل آستارا اعلام داشتند که شاخه Chlorophyta بیشترین تراکم و فراوانی را در فصل بهار به خود اختصاص داده است. به‌طور کلی علت این امر می‌تواند کاهش جمعیت فیتوپلانکتونی در زمستان باشد که در نتیجه آن مواد مغذی افزایش یافته و به همراه افزایش دمای آب، افزایش طول روز و تابش نور خورشید موجب افزایش تراکم و فراوانی فیتوپلانکتون‌ها و شاخه Chlorophyta در فصل بهار می‌شود (Gharibkhani et al., 2009).

Euglenophyta در فصل تابستان بیشترین فراوانی و در فصل زمستان کمترین فراوانی را در تالاب رودبست داشته است. Shams و Afsharzadeh (۲۰۱۰) در مطالعه بر روی تنوع گونه‌ای Euglenophyta در دریاچه سد زاینده‌رود اعلام کرده‌اند که بیشترین فراوانی این شاخه در فصل تابستان بوده و از بین مواد مغذی، نیتروژن نقش مهم‌تری را در فراوانی Euglenophyta داشته است بطوری‌که افزایش غلظت نترات سبب وفور شاخه Euglenophyta شده است. تفاوت میزان تراکم جمعیت Euglenophyta بستگی به شرایط فیزیکی و شیمیایی آب و توزیع و تراکم آن‌ها دارد و همچنین آن‌ها بیان کردند که جنس *Trachelomonas* از این شاخه در ایستگاه‌هایی که مواد غذایی بالایی داشتند فراوانی چشمگیری داشته است (Shams & Afsharzadeh, 2010). در مطالعه حاضر نیز این جنس به میزان بالایی وجود داشته است. به‌طور کلی فراوانی Euglenophyta در اکوسیستم‌های آبی نشان‌دهنده افزایش مواد آلی و آلودگی در آب است (Abdulzadeh et al., 2009) که این آلودگی در تالاب رودبست ناشی از استفاده بی‌رویه‌ی کشاورزان از کودهای شیمیایی است. پیش از این مطالعه انجام شده در تالاب انزلی علت افزایش Euglenophyta را علاوه بر افزایش مواد آلی وارده به تالاب، افزایش دمای آب ذکر کرده است (Khodaprost, 1999).

شاخه Bacillariophyta در تالاب رودبست، بیشترین فراوانی را در فصل زمستان داشته است. در بررسی دیاتومه‌های اپی لیتون رودخانه جاجرود مشخص شد که با کاهش دما تنوع دیاتومه‌ها افزایش می‌یابد (Jamalo et al., 2005) و همچنین در شناسایی جنس‌های مختلف دیاتومه‌های رودخانه هراز و ارتباط آن با عوامل فیزیکی و شیمیایی آب نشان داده شد که با کاهش دما فراوانی دیاتومه‌ها افزایش و با گرم شدن هوا کاهش می‌یابد (Khosravi Reine et al., 2010). در پژوهش حاضر از نظر تغییرات فصلی این شاخه در فصل بهار کمترین فراوانی را دارد. در بررسی فلوربستیکی و اکولوژیکی جلبک‌های آبی تالاب استخر پشت نکا نیز مشخص شد که فراوانی دیاتومه‌ها در فصل زمستان زیاد و در فصل بهار کمتر است (Talebpour, 2011) که با نتایج ما در این مطالعه مطابقت دارد. Allende و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه چندین دریاچه کم‌عمق بیان کردند که وجود دیاتومه‌ها بستگی به میزان تلاطم و اختلاط آب داشته و فراوانی بالایی دیاتومه‌ها، نشانه تلاطم بالای آب است، زیرا چگالی دیاتومه‌ها به علت داشتن پوسته سیلیسی، بیشتر از آب بوده و برای باقی ماندن در لایه یوفوتیک نیازمند آب‌های پرتلاطم است (Allende et al. 2009; Kholfeh Nilsaz & Kianersi, 2013)؛ به همین دلیل یکی از دلایل فراوانی بالای دیاتوم‌ها در فصل زمستان در تالاب رودبست، احتمالاً افزایش بارندگی و در نتیجه تلاطم و اختلاط دائم آب در این فصل است. همچنین کاهش فراوانی دیاتومه‌ها در فصل بهار را می‌توان به تغذیه زئوپلانکتون‌ها از دیاتومه‌ها نسبت داد (Benndorf et al. 1981).

جنس‌های *Oscillatoria*، *Euglena* و *Scenedesmus* که قابلیت تحمل آلودگی بسیار زیاد را دارند و اغلب در آب‌های با غلظت بالای آلاینده‌ها به‌ویژه مواد آلی با تراکم و فراوانی زیاد مشاهده می‌شوند و همچنین در شاخص آلودگی پالمز از بالاترین درجه آلودگی برخوردار هستند به فراوانی در اغلب نمونه‌ها به‌ویژه در فصول گرم سال مشاهده شدند. این امر می‌تواند دلیل بالا بودن مقدار شاخص آلودگی پالمز در این مناطق باشد. جنس‌های *Synedra*، *Nitzschia*، *Navicula* از شاخه *Bacillariophyta* در کل فصول سال غالب بودند. در مطالعات انجام‌شده بر روی ترکیب گونه‌ای و تعیین تراکم فیتوپلانکتونی در دریاچه پشت سد لار (Salavatian et al., 2010) و در بررسی فراوانی و تنوع زیستی پلانکتونی تالاب شادگان (Kholfe, 2009) (Nilsaz, 2009)، نیز این جنس‌ها غالب بوده‌اند. میزان بالای این جنس‌ها نشان‌دهنده آلودگی آب به مواد آلی (Bellinger & Sige, 2010) و مواد معدنی (Jafari, 2007) است.

در فصل تابستان شاخه *Dainophyta* بیشترین فراوانی را داشته است. هیچ جنسی از این شاخه در فصل زمستان مشاهده نشد. بیشترین فراوانی *Dainophyta* در فصل تابستان مربوط به جنس *Peridinium* است. فراوانی آن‌ها در فصل‌های گرم سال نشان‌دهنده افزایش تحمل گرمایی آن‌هاست (Boney, 1925). در بررسی جلبک‌های تالاب استخرپشت نکا (Talebpor, 2011) و تالاب فریدونکنار (Babazadeh, 2012) نشان داده شد که فراوانی جلبک‌های شاخه *Dainophyta* با دما رابطه مثبت دارد. کاهش حجم آب در فصل تابستان که ناشی از افزایش دما است، که سبب افزایش میزان نیترات و فسفات می‌شود (Faal, 2011) و بین فراوانی شاخه *Dainophyta* با دما، نیترات و فسفات همبستگی مثبت وجود دارد (Saedi & Ashja Ardalan, 2009). بنابراین فراوانی بیشتر شاخه *Dainophyta* در فصل تابستان را می‌توان با افزایش دما، کاهش سطح آب و افزایش مواد مغذی به‌ویژه نیترات و فسفات، ناشی پساب‌های کشاورزی، مرتبط دانست.

در تالاب رودبست فراوانی شاخه *Cyanophyta* در فصل بهار و تابستان بیشتر از سایر فصل‌ها است در همین راستا Alipour (2012) نیز در بررسی جلبک‌های رودخانه هراز نشان داد که این شاخه در فصل بهار و تابستان بیشترین فراوانی را داشته است. در مطالعه فلور جلبکی رودخانه بهمن‌شیر نیز مشخص شد که *Cyanophyta* در تمام ماه‌های گرم سال فراوان‌تر از سایر ماه‌ها بوده است (Faal, 2011). Liu و همکارانش (2010) در بررسی تنوع فصلی ساختار جوامع فیتوپلانکتونی در ارتباط با عوامل فیزیکی و شیمیایی دریاچه Baiyangdian، دلیل بالا بودن فراوانی شاخه *Cyanophyta* را شرایط مطلوب مواد غذایی و گرمادوست بودن آن‌ها اعلام کردند (Liu et al. 2010). سیانوفیتا از جلبک‌های مقاوم در محیط‌های نامطلوب بوده و در بسیاری از شرایط نامناسب محیطی نیز قادر به رشد هستند (Harris, 1986). همچنین آن‌ها در برابر چرای زئوپلانکتونی مقاوم هستند (Bellinger & Sige, 2010). *Chrysophyta* کمترین تعداد جنس و فراوانی را در این مطالعه داشته است. از این شاخه فقط جنس *Dinobryon* در تالاب رودبست مشاهده شد، که فقط در فصل پاییز گزارش شد.

ایستگاه ۵ بیشترین میانگین فراوانی را در طول سال در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری داشته است. زیرا ایستگاه ۵ در فصل‌های مختلف به دلیل پوشش گیاهی کم‌تر بیشترین دما و به دنبال آن بیشترین فراوانی جلبکی را در کل سال نسبت به سایر ایستگاه‌های نمونه‌برداری داشته است. در فصل تابستان که فراوانی و غنای جلبکی نسبت به سایر فصول بیشتر است، ایستگاه ۴ بیشترین فراوانی را در مقایسه با سایر ایستگاه‌های نمونه‌برداری داشته است. از جمله دلایل احتمالی افزایش فراوانی جلبک‌ها در این ایستگاه در فصل تابستان را می‌توان به مناسب بودن دمای آب، کاهش بارندگی در فصل تابستان، افزایش برداشت آب این قسمت از تالاب برای کشت دوباره برنج در تابستان که سبب کاهش چشمگیر سطح آب این ایستگاه می‌شود و همچنین استفاده زیاد کشاورزان از کودهای شیمیایی در کشت دوباره برنج باعث افزایش فراوانی جلبک‌ها این ایستگاه تالاب رودبست است.

بر اساس شاخص پالمز و حضور جنس‌های شاخص آلودگی نیز، ایستگاه‌های ۳ و ۴ در فصل تابستان دارای بیشترین میزان آلودگی و ایستگاه ۲، ۴ و ۵ در فصل زمستان فاقد آلودگی بوده‌اند. در فصل تابستان و پاییز در همه ایستگاه‌ها میزان آلودگی در همه ایستگاه‌ها افزایش یافته و آلوده محسوب می‌شوند. از جمله دلایل احتمالی افزایش آلودگی در فصل تابستان و پاییز می‌توان به بالا بودن دمای آب، افزایش برداشت آب تالاب برای کشت دوباره برنج در تابستان که سبب کاهش چشمگیر سطح آب این تالاب می‌شود و همچنین استفاده زیاد کشاورزان از کودهای شیمیایی در کشت دوباره برنج باعث افزایش فراوانی آلودگی تالاب رودبست در این فصل است.

آب‌هایی با آلودگی متوسط از تنوع گونه‌ای بالا برخوردارند (Watson et al. 1997) میانگین فصلی شاخص تنوع زیستی شانون و سیمپسون در فصل بهار و تابستان بیشتر از سایر فصل‌ها بوده است که نشان‌دهنده تنوع زیستی بالا در این دو فصل می‌باشد. همچنین بر اساس میانگین فصلی شاخص تنوع منهنگ و شاخص تنوع مارگالف فصل تابستان و پاییز هم دارای تنوع بالاست. تنوع زیستی در جمعیت‌های جلبک‌ها و میزان آلودگی باهم رابطه مثبت دارند. بر اساس نتایج حاصل از شاخص‌های تنوع زیستی، تالاب رودبست در فصل‌های بهار و تابستان و پاییز دارای آلودگی نسبتاً بالایی است. آلودگی تالاب در فصل بهار احتمالاً به علت ورود شاخه‌های فرعی آب که از رودخانه بابلرود به تالاب می‌ریزد، است که هنگام عبور از روستاها، فاضلاب روستاها و پساب‌های کشاورزی را به همراه خود به تالاب می‌ریزد. همچنین در فصل بهار به علت استفاده کشاورزان از کودهای شیمیایی در مزارع برنج و ارتباط بین آب تالاب و مزارع کشاورزی، آب تالاب آلودگی نسبتاً بالایی دارد. دلایل احتمالی افزایش آلودگی تالاب در فصل‌های تابستان و پاییز بالا بودن دمای آب، کاهش بارندگی در فصل تابستان و پاییز، افزایش برداشت آب تالاب برای کشت دوباره برنج در تابستان که سبب کاهش چشمگیر سطح آب این تالاب می‌شود و همچنین استفاده زیاد کشاورزان از کودهای شیمیایی در کشت دوباره برنج است.

گونه‌های جلبکی مقاوم به آلودگی در بهبود تالاب‌ها و رودخانه‌ها بسیار مهم هستند زیرا با فتوسنتز موجب افزایش اکسیژن آب می‌شوند و از طرفی با ترکیب مواد آلی و غیر آلی در سلول‌های آنها، سبب حذف آلاینده‌ها از محیط می‌شوند (Barra & Greco, 2023). از این رو کمیت و کیفیت فیتوپلانکتون‌ها شاخص بسیار مناسبی برای تعیین کیفیت آب محسوب می‌شود. پاسخ سریع جوامع جلبکی به نوسانات محیطی زیستگاه خود و باتوجه به دقت و قابل اعتماد تر بودن نتایج حاصل از نشانگرهای جلبکی در مقایسه با سایر شاخص‌ها از دلایل فراوانی استفاده از جوامع جلبکی در ارزیابی توان اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی از جمله تعیین کمیت و کیفیت آلاینده‌ها توسط محققین است (Taylor, et al., 2004; Kalita & Baruah, 2024).

در مطالعه حاضر براساس ایستگاه‌هایی که از شاخص پالم بالایی برخوردار بوده‌اند، علاوه بر جنس‌های معرفی شده آلودگی، جنس‌های دیگری به‌ویژه *Oocystis* و *Pinnularia Peridinium* حضور فراوانی را داشته‌اند. بنابراین بر اساس یافته‌های حاصل از این تحقیق جنس‌های فوق را می‌توان به‌عنوان شاخص‌های زیستی که مبین آلودگی محیط هستند، پیشنهاد نمود.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از همه کسانی که در انجام این پژوهش همکاری کردند تشکر می‌کنند. همچنین از داوران ناشناس برای نظرات ارزشمندشان سپاسگزاریم.

تعارض منافع

بنا بر اظهار نویسندگان این مقاله تعارض منافع ندارد.

References

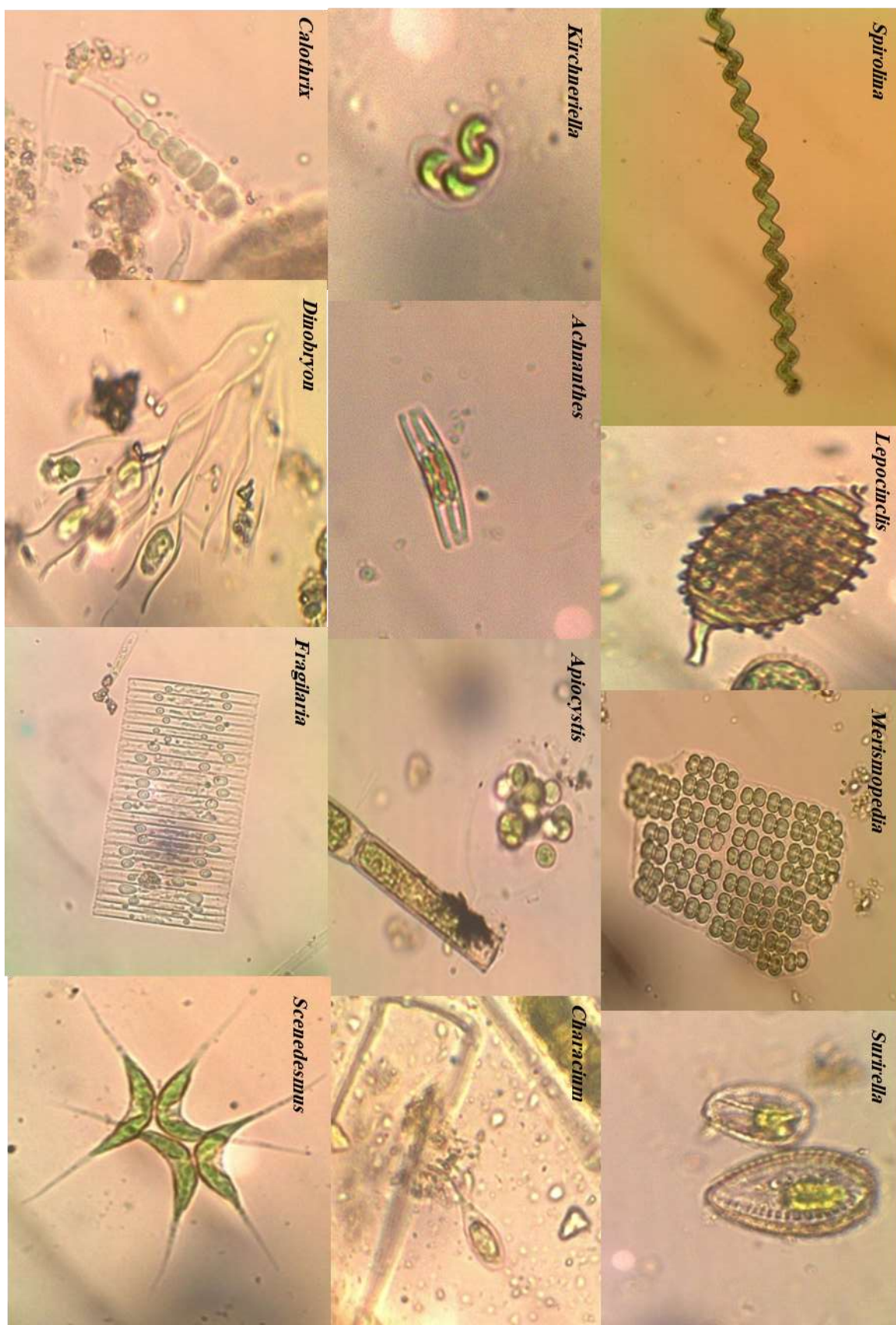
- Abbasi, F., Poursoufi, T., Fazel, A. A., Mansouri, B., Piri, H., & Gharanjik, B. M. 2023. Water monitoring of the reservoir behind the Boostan dam using the Palmer index. *Journal of Fisheries*, 76(3), 455-471. (in Persian) <https://doi.org/10.22059/jfisheries.2023.353288.1360>
- Abdulzadeh, A., Ramadan Nejad Qadi, R., & Sadeghipour, H. 2009. *An Introduction to Algae, Fungi and Lichens*. Gorgan: Golestan University Press. (in Persian).
- Alipour, M. 2012. *Ecological Study of Algae and Aquatic Plants in the Estuary of Babolrood, Talar and Haraz Rivers*. Master's thesis, Mazandaran University, Iran. (in Persian)
- Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., Torremorell, A., Perez, G., Bustingorry, J., Escaray, R., & Izaguirre, I. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624, 45-60. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9665-9>
- Babazadeh, M. 2012. *Ecological survey of Fereydunkanar International Wetland*. Master's thesis, Mazandaran University, Iran. (in Persian)
- Barra, L., & Greco, S. 2023. The potential of microalgae in phycoremediation. *IntechOpen*. doi: 10.5772/intechopen.1003212
- Bellinger, E. G. & Sigeo, D. C. 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. Chichester: A John Wiley & Sons, Ltd, Publication. <https://doi.org/10.1002/9780470689554>
- Benndorf, J., Uhlmann, D., & Putz, K. 1981. Strategies for water quality management in reservoirs in the German Democratic Republic. *WHO Water Quality Bulletin*, 6, 68-73.
- Boney, A.D. 1925. *Phytoplankton*. Translated by: Mohammad Reza Rahimi Bishr. Rasht: Shahr Sabz Publications. (in Persian)
- Dubey, D., Kumar, S., & Dutta, V. 2022. Algae and Macrophytes as Bioindicators of Freshwater Ecosystem. In: Sobti, R C, Malhotra, S.K. Jaiswal, K., Puri, S. (ed.) *Environmental Studies and Climate Change* (pp. 441-467). CRC Press.
- Faal, Z. 2011. Water quality investigation of Bahmanshir River using algae as biological indicators. *Environmental Science and Bioengineering*, 52, 41-49. (in Persian)
- Farhadian O, Heidari S, Sedaghat R, Mahboobi Soofiani N, Ebrahimi E, Asdollah S & Motaghi, E. 2013. Distribution, Abundance and Biodiversity of Phytoplankton from Hanna Dam Lake, Isfahan, Iran. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 2 (3), 65-79. <http://dorl.net/dor/20.1001.1.24763128.1392.2.3.6.9>
- Gharibkhani, M., Tatina, M., Ramzanpour, Z., & Chobyan, F. 2009. Investigating the diversity, density and abundance of phytoplanktons in Stil Wetland, Astara. *Fisheries Journal*, 4, 41-54. (in Persian)
- Gholami, Z., Mortazavi, M. S., & Karbassi, A. 2019. Seasonal variation of phytoplankton populations in relation to hydro-biological factors in coastal waters of Persian Gulf and Oman Sea (Hormozgan province). *Journal of Aquatic Ecology*, 9(3), 38-58. (in Persian). <http://dorl.net/dor/20.1001.1.23222751.1398.9.3.4.7>
- Gunale, V.R. & Balakrishnan, M.S. 1981. Biomonitoring of eutrophication in the Pavana, Mula and Mutha rivers flowing through Poona. *Indian Journal Environmental*, 23(4), 316-322.
- Hoffman, J. 1998. Assessing the of environmental changes in a landscape by means of ecological characteristics of plant species. *Landscape and Urban Planning*, 41(3-4), 239-248.
- Jafari, N. 2007. *Ecological Studies of Aquatic Vegetation of Pune's Wetlands*. University of Punna, India.

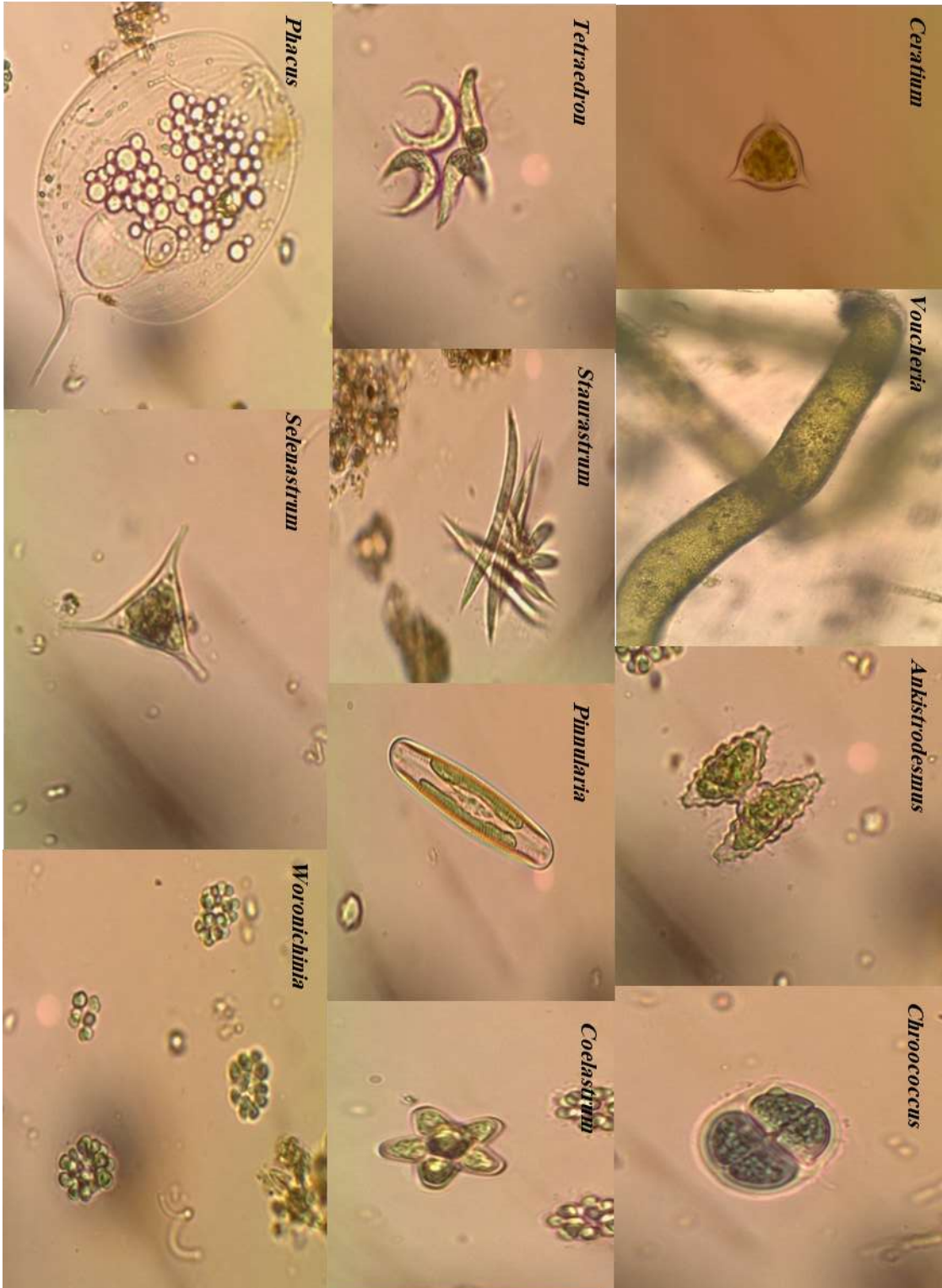
- Jafari, N., & Gunale, V.R. 2006. Hydrobiological study of algae of an urban freshwater River. *Journal of Applied Sciences & Environmental Management*, 10 (2), 153 – 158. <http://dx.doi.org/10.4314/jasem.v10i2.43697>
- Jafari, N., & Hosseinzadeh, A. 2010. Ecological investigation of phytoplankton and their correlation to environmental variables. *International Journal on Algae*, 12(2), 169- 184. <http://dx.doi.org/10.1615/InterJAlgae.v12.i2.60>
- Jafari, N., Gunale, V. R., & Trivedy, R. K. 2006. Biological assessment of an urban river using algal indices. *International Journal on Algae*, 8(1), 19-31. <http://dx.doi.org/10.1615/InterJAlgae.v8.i1.20>
- Jamalo, F., Nejad Sattari, T., & Falahian, F. (2005). Epilithon diatoms of Jajrud River. *Journal of Environmental Science and Technology*, 7(3), 98-113. (in Persian)
- Kalita, H., & Baruah, P. P. 2024. Algae as Bioindicators of Environmental Health in Protected Areas. In: *Innovations in Biological Science* Vol. 4. BP International, pp. 151-160. <https://doi.org/10.9734/bpi/ibs/v4/3400G>
- Khaleghi, M., Sharifian, S., & Sadouq, A. 2011. Bioindicators and the use of living organisms to evaluate environmental impacts in marine communities. Makran coast and the maritime authority of the First National Congress of Iran, 1-6. (in Persian)
- Khodaprost, S. H. 1999. The final report of the Anzali Wetland hydrobiology project during the years 1992 to 1996. Gilan Province Fisheries Research Center, 156. (in Persian).
- Kholfe Nilsaz M. 2009. planktonic Frequency and Biodiversity survey of Shadegan wetland and determination of its trophic status. *Journal of Marine Biology*, 1 (3), 1-13. (in Persian)
- Kholfeh Nilsaz, M., & Kianersi, F. 2013. Assessment of phytoplankton in agricultural sewage as a feasibility index of aquaculture in Karoon River (Ahwaz to Khorramshahr). *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 22(2), 55-64. (in Persian)
- Khosravi Reine, M., Nejad Satari, T., Mefalahian, F., & Metaji, A. 2010. Identification of different species of diatoms in Haraz River and its relationship with water physicochemical factors. *Journal of Environmental Science and Technology*, 12(4), 151-162. (in Persian)
- King, L., Jones, R.I. & Barker, P. 2002. Seasonal variation in the epilithic algal communities from four lakes of different trophic state. *Archiv für Hydrobiologie*. 154(2), 177-198. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/154/2002/177>
- Liu, C., Liu, H., & Shen, H. 2010. Seasonal variations of phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in lake Baiyangdian, China. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1622-1631. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.173>
- Maleki, P., Patimar, R., Jafariyan, H., Ghorbani, R., Gholizadeh, M., & Harsij, M. 2020. Ecological assessment of organic pollution in the Gorgan Bay, using palmer algal index. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 9(1), 45-59. <http://dorl.net/dor/20.1001.1.24763128.1399.9.1.6.4>
- Palmer, C. M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of phycology*, 5(1), 78-82. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x>
- Pourheydar Khoshkrudi, B., Jafari, N., & Naqinezhad, A. 2014. An ecological and floristic study of the diatoms in Babolrud River. *Iranian Journal of Plant Biology*, 6(19), 43-56. (in Persian) <https://dorl.net/dor/20.1001.1.20088264.1393.6.19.5.6>
- Rahmani, T., Poorbagher, H., Javanshir Khoorie, A., & Bahrami Kamangar, B. 2013. Temporal Changes of Phytoplankton Communities in Surface Layers (0.5 m) of the Zerebar Lake. *Journal of Fisheries*, 65(4): 389-398. (in Persian) <https://doi.org/10.22059/jfisheries.2013.30542>
- Rajkumar, M., Rajasekar, K. T., Sun, J., Jenkinson, I. R., Prabu, V. A., & Perumal, P. 2012. Phytoplankton diversity in the Parangipettai coastal waters, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology*, 33(6), 1115-1125.

- Round, F. E. (1981). *The ecology of algae*. Cambridge University Press.
- Sabkara, J., & Makaremi, M. 2003. The Density and Distribution of the Planktons, In Maco Reservoir Dam. Iranian Scientific Fisheries Journal, 12(2), 29-46. (in Persian)
- Saeedi, H., & Ashja Ardalan, A. 2009. Study on identification and abundance of phytoplankton in coastal waters of Golshahr coast, Bandar Abbas (Persian Gulf). Journal of Animal Environment, 1(1), 17-25. (in Persian) <https://dorl.net/dor/20.1001.1.27171388.1388.1.1.3.3>
- Sakhaei, N, Doostshenas B, Mobed P. 2018. Determining the Bahmanshir River health and biodiversity using Nygaard-Palmer and Saprobic indices. Iranian Scientific Fisheries Journal, 26 (5), 153-166. (in Persian) <http://dorl.net/dor/20.1001.1.10261354.1396.26.5.3.8>
- Salavatian, M., Abdullahpour Beria, H., Nizami Balochi, Sh., Makarmi, M., Pourgholami Moghadam, A. 2010. Species composition and determination of phytoplankton density in the lake behind the Lar Dam. Lagoon Magazine, 3: 26-37. (in Persian)
- Sandhall, A. 1927. Color Atlas of Planktonology. Translated by Abbas Esmaili (2001). Publications of the Iranian Fisheries Research Institute. (in Persian)
- Shams, M., & Afsharzadeh, S. 2010. Species diversity and ecological studies Euglenophyta in the Zayandeh Rood lake dam. Taxonomy and Biosystematics, 2(3), 1-10. (in Persian) <https://dorl.net/dor/20.1001.1.20088906.1389.2.3.2.3>
- Talebpour, S. 2011. Floristic and Ecological Survey of Microphytes, Aquatic Macrophytes of Posht Neka Pond Lagoon, Mazandaran. Master's thesis, Mazandaran University, Iran. (in Persian)
- Taylor, S. L., Roberts, S. C., Walsh, C. J., & Hatt, B. E. 2004. Catchment urbanisation and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management. Freshwater Biology, 49(6), 835-851. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01225.x>
- Tekebayaeva, Z., Bazarkhankyzy, A., Temirbekova, A., Rakhymzhan, Z., Kulzhanova, K., Beisenova, R., ... & Abzhalelov, A. 2024. Ecological Assessment of Phytoplankton Diversity and Water Quality to Ensure the Sustainability of the Ecosystem in Lake Maybalyk, Astana, Kazakhstan. Sustainability, 16(22), 9628. <https://doi.org/10.3390/su16229628>
- Teymuri Nomandani S, Atashbar Kangarloi B, Imani A, Asalpisheh Z, Haghi Vayghan A. 2022. Temporal study of Solduz wetland microalgae in southern part of Lack Urmia. Wetland Ecobiology, 13 (1), 19-34. (in Persian)
- Watson, S. B., McCauley, E., & Downing, J. A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. Limnology and Oceanography, 42(3), 487-495. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.3.0487>

تصاویر تعدادی از جلبک‌های شناسایی شده:







جدول پیوست: فهرست جلبک‌های شناسایی شده در ایستگاه‌های نمونه برداری تالاب رودبست به تفکیک شاخه، فصول و ایستگاه؛ حضور (+) و عدم حضور (-)

Appendix Table: List of Identified Algae at Roodbast Wetland by Phylum, Season, and Station; Presence (+) and Absence(-)

| Season | | Winter | | | | | Spring | | | | | Summer | | | | | Autumn | | | | |
|------------------------|---------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Algae | Station | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ | S ₁ | S ₂ | S ₃ | S ₄ | S ₅ |
| Bacillariophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Achnanthes</i> | | + | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Amphora</i> | | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Bacillaria</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Caloneis</i> | | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - |
| <i>Cocconeis</i> | | - | + | + | - | + | - | - | - | + | - | - | + | - | + | - | + | + | - | - | - |
| <i>Cyclotella</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | + | + | + | + |
| <i>Cymbella</i> | | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | - | + | - | - | + |
| <i>Diploneis</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | + | + | + | - | - |
| <i>Epithemia</i> | | + | + | - | - | - | - | + | - | - | + | - | - | - | - | + | + | + | + | - | + |
| <i>Fragilaria</i> | | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - |
| <i>Gomphonema</i> | | + | + | + | - | + | - | - | - | - | - | - | + | - | + | - | - | + | - | - | + |
| <i>Gyrosigma</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | - | + | - | - |
| <i>Hantzschia</i> | | + | - | + | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Melosira</i> | | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Meridion</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Navicula</i> | | + | - | - | + | - | + | - | - | - | - | + | + | - | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Nitzschia</i> | | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - | + | + | + | + | + | + | - | + | + | + |
| <i>Pinnularia</i> | | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | + | + | - | + | + | + | - | - | + | - |
| <i>Rhopalodia</i> | | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | + | + | + | - | + |
| <i>Stephanodiscus</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | + | - | - | - | - | - |
| <i>Surirella</i> | | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Synedra</i> | | + | + | + | + | + | - | - | - | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Chlorophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ankistrodesmus</i> | | - | - | - | - | - | + | + | - | - | + | + | - | + | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Aphanochaete</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Apiocystis</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Asterococcus</i> | | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Bulbochaete</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - |
| <i>Characium</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - |
| <i>Chlamydomonas</i> | | + | - | + | - | - | + | + | + | - | + | + | + | + | + | - | + | + | + | + | + |
| <i>Chlorcorona</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Chlorella</i> | | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | + | + | + | - | - | - | - | - |
| <i>Closterium</i> | | - | - | - | - | - | + | + | - | + | + | - | + | + | + | + | + | + | - | - | - |
| <i>Coelastrum</i> | | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | + | - | - | - | - | + | + | + | - | - |
| <i>Cosmarium</i> | | + | - | - | - | + | + | + | + | + | + | - | - | - | - | + | + | + | + | - | + |
| <i>Crusigenia</i> | | - | - | + | - | + | - | + | + | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Dictyosphaerium</i> | | - | - | - | - | - | - | + | + | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - | - | + |
| <i>Elakatothrix</i> | | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Eudorina</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + |
| <i>Gonium</i> | | - | + | - | - | - | + | + | + | - | + | - | - | - | - | + | + | + | - | - | - |
| <i>Haematococcus</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Hyaloraphidium</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - |
| <i>Kirchneriella</i> | | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Micractinium</i> | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Mougeotia</i> | + | + | + | - | - | + | + | + | + | + | - | - | - | - | + | - | - | + | - | - |
| <i>Monoraphidium</i> | + | - | - | - | - | + | + | - | + | - | - | - | - | + | - | + | - | - | - | - |
| <i>Nephrocytium</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Oedogonium</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Oocystis</i> | + | - | - | - | - | + | + | + | + | + | - | - | + | + | + | - | + | + | - | - |
| <i>Pandorina</i> | + | - | - | + | - | - | + | - | + | + | + | - | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Pediastrum</i> | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | + | - | - | + | - | - | - |
| <i>Rhizoclonium</i> | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Selenastrum</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Scenedesmus</i> | + | - | - | - | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - | + | + | + |
| <i>Spirogyra</i> | - | - | - | - | - | - | + | + | - | + | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Staurastrum</i> | - | - | + | - | - | + | + | + | + | - | - | - | - | - | + | + | + | + | - | - |
| <i>Rhizoclonium</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Tetraedron</i> | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Ulothrix</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Volvox</i> | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Westella</i> | - | - | - | - | - | + | - | + | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Zygnema</i> | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Chrysophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Dinobryon</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - |
| Cyanophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anabaena</i> | - | + | - | - | - | - | + | + | + | + | - | + | + | + | + | - | + | - | - | - |
| <i>Calothrix</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - |
| <i>Chroococcus</i> | - | - | - | - | + | - | + | + | - | + | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Merismopedia</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | + | + | - | - |
| <i>Microcystis</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Oscillatoria</i> | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | - | + | + | + | + | + | + | - | - | - |
| <i>Pseudoanabaena</i> | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Spirolina</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - |
| <i>Snowella</i> | - | - | - | - | + | + | + | + | - | + | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - |
| <i>Woronichinia</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | + | - | + | - | - |
| Dinophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceratium</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - |
| <i>Gymnodinium</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | + | + | - | - | - |
| <i>Peridinium</i> | - | - | - | - | - | + | - | + | - | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Euglenophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euglena</i> | + | - | - | - | - | + | - | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Lepocinclis</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + | + | + | + | - | + | - | - | - |
| <i>Phacus</i> | - | - | - | - | - | + | + | - | + | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | - |
| <i>Trachelomonas</i> | - | - | + | - | - | + | + | - | - | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| Xantophyta | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tribonema</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | + |
| <i>Voucheria</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + |