University of Hormozgan

Journal of Aquatic Ecology

ISSN Print: 2322-2751 ISSN Online: 2980-9355

Homepage: https://jae.hormozgan.ac.ir

Seasonal ecological patterns and environmental drivers of phytoplankton assemblages in Dorudzan reservoir

Mehrdad Zamanpoore [1]✉, Seyyed Nasser Bashi-Azghadi [2], and Fatemeh Sedaghat[1]

1. Agricultural Research, Education and Extension Organization, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Shiraz, Iran, P.O. 71558-63511.
2. Khavaran Institute of Higher Education, Mashhad, Iran.

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 26 July 2025
Accepted: 29 September 2025
Published: 6 November 2025

✉**Corresponding Author:**
mzamanpoore@gmail.com

Keywords:
Algae,
Fars,
Lake,
Seasonal dynamics,
Ecosystem balance.

ABSTRACT

This study examines the seasonal variability and community structure of phytoplankton, along with the environmental factors shaping their dynamics, in Dorudzan Reservoir. As a critical freshwater source for Fars Province—supplying drinking water to more than 1.2 million residents—the ecological stability of the reservoir plays a vital role in maintaining water quality. Phytoplankton and zooplankton were sampled across four seasons from nine stations at five depths (0–4 m). Over the one-year survey, 43 phytoplankton genera belonging to six major taxonomic groups were identified. Mean total abundance ranged from a minimum of 1,073 ± 146 cells/L in summer to a maximum of 8,101 ± 1,407 cells/L in spring. Seasonal peaks in phytoplankton abundance were strongly linked to increases in water temperature (9 °C in winter to 26 °C in summer), light availability, and nutrient concentrations, particularly nitrogen and phosphorus. Myzozoa were the dominant group in all seasons, constituting approximately 45% of total phytoplankton, followed by Cyanobacteria, Chlorophyta, and Ochrophyta, which showed their highest abundances in autumn, winter, and summer, respectively. Statistical analyses revealed significant correlations between phytoplankton biomass and environmental variables such as pH (7.2–8.4), dissolved oxygen (8.3–10.8 mg/L), and nutrient levels. Grazing by zooplankton and fish also influenced phytoplankton dynamics, as evidenced by an approximate 30% decline in phytoplankton density during periods of heightened zooplankton activity at the end of summer. Overall, the findings highlight the combined effects of biotic and abiotic drivers on phytoplankton dynamics and underscore the importance of continuous ecological monitoring for effective water quality management. Given the substantial climatic fluctuations and increasing human pressures that threaten the aquatic ecosystem of Dorudzan Reservoir, these results provide essential data to support the development of sustainable conservation and management strategies.

CC BY NC

Publisher: University of Hormozgan

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Phytoplankton are the primary producers in aquatic ecosystems, forming the base of food webs and driving energy and nutrient cycling. Their community structure is highly sensitive to physicochemical conditions such as temperature, pH, light availability, and nutrient concentrations. Because of this sensitivity, phytoplankton serve as valuable indicators of ecosystem health, with changes in their composition signaling water quality degradation or eutrophication. Excessive proliferation—particularly of cyanobacteria—can threaten biodiversity and disrupt ecosystem functioning.

This study highlights the importance of phytoplankton monitoring in Dorudzan Reservoir, the principal drinking water source for more than one million residents of Fars Province, Iran. The objective was to examine the relationships between key environmental variables and phytoplankton dynamics in order to assess the ecological condition of this critical freshwater resource. Given the increasing pressures from climate variability and anthropogenic activity, a detailed understanding of phytoplankton communities and their interactions with environmental parameters is essential for effective ecosystem management.

Materials and Methods

The study was conducted in Dorudzan Reservoir, located 100 km northwest of Shiraz, Iran. Sampling of phytoplankton and zooplankton was carried out in all four seasons (autumn 2019–summer 2020) at nine stations and five depths (0–4 m). Phytoplankton were collected using whole-water sampling, homogenized, and subsampled for microscopic identification using Bellinger and Sigee's taxonomic key. Zooplankton samples were obtained by filtering 40 L of water through a 60 µm mesh net and identified to the lowest possible taxonomic level.

Fish population assessments were performed seasonally at three stations through collaboration with local fishermen using gill nets. Species were separated, counted, and biomass density was estimated from net captures.

Water quality parameters—including temperature (TEM), dissolved oxygen (DO), pH, electrical conductivity (EC), nitrate (NO_3^-), and phosphate—were measured at different sites during each sampling event. Deep-water sampling was conducted using a floating agricultural suction pump. TEM, DO, and pH were recorded in situ using digital meters, while nutrient concentrations were determined spectrophotometrically.

Data were analyzed using ANOVA and Duncan's test in SPSS 21. Polynomial trend analyses for phytoplankton density and water quality parameters were performed in Excel.

Results

A total of 43 phytoplankton genera from 30 families and 11 orders were identified over the sampling year. Phytoplankton abundance showed clear seasonal fluctuations: densities were low in autumn (2,673 ± 415 cells/L) and winter (2,181 ± 458 cells/L), peaked significantly in spring (8,101 ± 1,407 cells/L; $p < 0.05$), and declined sharply in summer (1,073 ± 146 cells/L). Seasonal variation was evident across taxonomic groups. Ochrophyta densities were highest in summer (228.2 ± 12.7 cells/L) and lowest in autumn (92.1 ± 6.1 cells/L). Rhodophyta peaked in spring (1.2 ± 0.3 cells/L) and were absent in summer. Chlorophyta reached their maximum in autumn (462.5 ± 34.3 cells/L) and minimum in spring (28.7 ± 1.9 cells/L). Euglenozoa

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

densities were greatest in autumn (25.8 ± 5.8 cells/L). Myzozoa dominated the community, with exceptionally high densities in spring (64,257.9 ± 3,241.9 cells/L), followed by a steep decline in summer (7,547.5 ± 273.2 cells/L). Cyanobacteria were most abundant in autumn (609.7 ± 20.6 cells/L) but nearly absent in spring (0.8 ± 0.3 cells/L).

Annual phytoplankton trends correlated strongly with physicochemical factors, particularly temperature. The decline in winter temperatures was accompanied by reduced phytoplankton density, whereas warming in spring coincided with a rapid population increase. However, despite elevated summer temperatures, phytoplankton densities dropped sharply, likely reflecting increased grazing pressure.

A negative correlation was observed between phytoplankton density and DO concentrations, suggesting oxygen depletion during peak phytoplankton growth. EC displayed a parallel decline with phytoplankton density from autumn to winter, though no consistent relationship was detected in other seasons. pH remained relatively stable (7.2–8.4), showing no significant seasonal fluctuation.

Nutrient analyses indicated that spikes in phytoplankton density were associated with declines in total nitrogen and phosphorus during spring, reflecting nutrient uptake. In summer, phytoplankton density showed an inverse relationship with carbon concentration.

Biotic interactions also influenced phytoplankton dynamics. Zooplankton abundance increased following the spring phytoplankton peak, surging in summer and contributing to a pronounced reduction in phytoplankton density. Fish populations exhibited an inverse seasonal trend relative to phytoplankton.

Conclusion

The phytoplankton community of Dorudzan Reservoir exhibits high taxonomic diversity with pronounced seasonal shifts driven by both environmental conditions and biotic interactions. Temperature, nutrient availability, and grazing pressure emerged as key drivers of population dynamics. These findings underscore the need for continuous ecological monitoring to safeguard water quality and support informed management of this essential freshwater ecosystem.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

بوم‌شناسی آبزیان
شاپا چاپی: ۲۷۵۱-۲۳۲۲ شاپا الکترونیکی: ۹۳۵۵-۲۹۸۰
https://jae.hormozgan.ac.ir

الگوهای زیست‌بومی فصلی و پیشران‌های محیطی اجتماع فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌ی درودزن

مهرداد زمان‌پور [۱]✉، سیدناصر باشی‌ازغدی [۲]، فاطمه صداقت [۱]

۱. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، شیراز، ایران. صندوق پستی ۷۱۵۵۸-۶۳۵۱۱
۲. موسسه‌ی آموزش عالی خاوران، مشهد، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۵/۰۴
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۷/۰۷
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۰۸/۱۵

✉ **نویسنده مسئول:**
mzamanpoore@gmail.com

کلیدواژه‌ها:
جلبک،
فارس،
دریاچه،
پویایی فصلی،
تعادل اکوسیستم.

چکیده

در این پژوهش، تغییر فصلی و ساختار اجتماع فیتوپلانکتون‌ها، و عامل‌های محیطی مؤثر بر پویایی آن‌ها در دریاچه‌ی درودزن بررسی شده است. این دریاچه منبع حیاتی آب شیرین استان فارس است که آب آشامیدنی بیش از ۱/۲ میلیون نفر از ساکنان را فراهم می‌آورد، و تعادل زیست‌بومی آن کیفیت آب را تضمین خواهد کرد. نمونه‌برداری از پلانکتون‌های گیاهی و جانوری در چهار فصل، از ۹ ایستگاه و در ۵ ژرفا (صفر تا ۴ متر) انجام شد. در این پژوهش یک‌ساله، ۴۳ سرده (جنس) فیتوپلانکتون در شش شاخه شناخته‌شدند. میانگین تراکم کل آن‌ها از کمینه‌ی ۱۰۷۳±۱۴۶ سلول در لیتر در تابستان، تا بیشینه‌ی ۸۱۰۱±۱۴۰۷ سلول در لیتر در بهار متغیر بود. اوج‌های فصلی فراوانی فیتوپلانکتون‌ها پیوند نزدیکی با افزایش دمای آب (°C ۹ در زمستان تا °C ۲۶ در تابستان)، شدت نور و اندازه‌ی مواد مغذی، به‌ویژه نیتروژن و فسفر داشت. گروه غالب در همه‌ی فصل‌ها مایزوزوا (تقریبا ۴۵ درصد از کل فیتوپلانکتون‌ها) بود، و پس از آن سیانوباکتریا، کلروفایتا، و اوکروفایتا به‌ترتیب در پاییز، زمستان و تابستان فراوان‌ترین بودند. تحلیل‌های آماری همبستگی معنی‌داری میان زی‌توده‌ی فیتوپلانکتون و سنجه‌های محیطی مانند pH (محدوده‌ی ۷/۲ تا ۸/۴)، اکسیژن محلول (۸/۳ تا ۱۰/۸ میلی‌گرم در لیتر)، و غلظت مواد مغذی نشان داد. چَرای زئوپلانکتون‌ها و ماهی‌ها نیز جمعیت فیتوپلانکتون‌ها را تعدیل کرد، به‌طوری که کاهش ۳۰ درصدی در تراکم فیتوپلانکتون‌ها در دوره‌های افزایش فعالیت زئوپلانکتون‌ها در پایان تابستان دیده شد. در مجموع، یافته‌ها بر تأثیر عامل‌های زیستی و نازیستی بر پویایی فیتوپلانکتون‌ها تاکید می‌کند، و اهمیت پایش پیوسته‌ی بوم‌شناختی را برای مدیریت کیفیت آب برجسته می‌سازد. در شرایطی که تغییر بزرگ آب‌وهوایی و تاثیرهای انسانی اثرهای تخریب‌کننده بر زیست‌بوم آبی دریاچه‌ی درودزن می‌گزارد، این داده‌ها به یافتن راهبردهای پایدار برای حفاظت از آن کمک خواهد کرد.

ناشر: دانشگاه هرمزگان.

CC BY NC

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

مقدمه

فیتوپلانکتون‌ها تولیدکنندگان اولیه‌ی زیست‌بوم‌های آبی‌اند. آن‌ها نقشی اساسی در چرخه‌ی مواد و انرژی دارند و پایه‌ی هرم غذایی بیش‌تر شبکه‌های غذایی را تشکیل می‌دهند (Lu *et al*, 2023). ساختار و کارکرد این جامعه‌ها به تغییر سنجه‌های فیزیکی- شیمیایی آب، از جمله دما، pH ، شرایط نوری، غلظت مواد مغذی (به‌ویژه فسفر و نیتروژن) و فشار شکار توسط زئوپلانکتون‌ها و ماهی‌ها حساس است (Jiang *et al*., 2014; Qu and Zhou, 2024; Yuan *et al*., 2023). فیتوپلانکتون‌ها به‌دلیل نرخ تولیدمثل سریع، چرخه‌ی زندگی کوتاه، و حساسیت به عامل‌های محیطی، شاخص‌های ارزشمندی برای تایید و ارزیابی سلامت زیست‌بوم‌های آبی‌اند. تغییر در ترکیب گونه‌یی و تراکم فیتوپلانکتون‌ها ممکن است نشان‌دهنده‌ی آلودگی آب (مانند فلزهای سنگین، آفت‌کش‌ها و آلاینده‌های آلی) یا یوتروف‌شدن ناشی از ورود بیش از حد مواد مغذی باشد (Qu and Zhou, 2024).

رشد بیش‌ازحد فیتوپلانکتون‌ها ممکن است به آسیب به تنوع زیستی و زیست‌بوم‌های دریاچه منجر شود (Znachor *et al*., 2020). علاوه‌براین، تغییر در ساختار جامعه‌ی فیتوپلانکتونی ازراه اثرهای بالارونده (upward effects)، بر ساختار جامعه‌ی زئوپلانکتون و ماهی نیز اثر می‌کند، و سرانجام بر کارکرد و پایداری زیست‌بوم آبی تأثیر می‌گزارد (Mayer, 2020). شکوفایی جلبکی که اغلب در میانه‌ی بهار، پایان تابستان و آغاز پاییز روی می‌دهد، تهدیدی جدی برای سلامت انسان، آب‌زیان و محیط زیست دانسته می‌شود (Amorim and do Nascimento Moura, 2021).

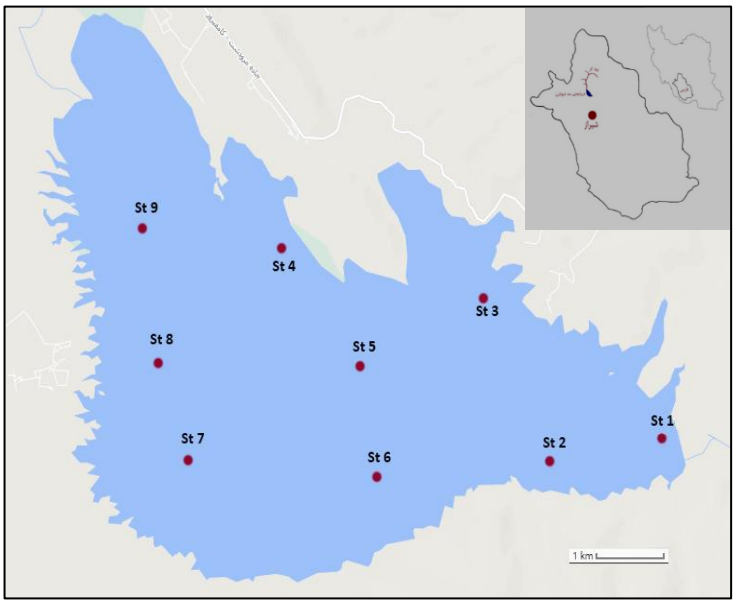
بررسی پلانکتونی بخشی از مطالعات هیدروبیولوژی در محیط‌های آبی سدها است که در ایران و جهان گذشته‌ای دیرین دارد. شناسایی پلانکتون‌های گیاهی و بررسی اکولوژی آن‌ها نقش بسیار مهمی در قضاوت بر کیفیت آب، تصفیه‌ی فاضلاب‌ها و آلودگی‌های صنعتی، و نیز مهار و مدیریت‌کردن آب‌ها برای آبزی‌پروری و شنا دارد (Avagyan, 2011). ساختار فیتوپلانکتون دریاچه‌ی سد ارس و متغیرهای محیطی که عامل پیش‌برنده‌ی شکوفایی سیانوباکترها است، در مطالعه‌ی Mohebbi و همکاران (۲۰۱۲) بررسی، و پویایی اجتماع فیتوپلانکتون‌ها در طول سال محاسبه شد (Mohebbi *et al*., 2012). سیانوباکترها متراکم‌ترین (۷۴٪) گروه فیتوپلانکتون بودند. ضریب تنوع شانون در میان فیتوپلانکتون‌ها کم بود (۰/۴۴ تا ۱/۸۷)، که نشان‌دهنده‌ی غالب بودن زیاد سیانوباکترها و یوتروف بودن آب دریاچه است. در دریاچه‌ی سد ماکو، شاخه‌ی کریزوفایتا پلانکتون فراگیر دریاچه بود. این دریاچه به‌دلیل داشتن جامعه‌ی فیتوپلانکتونی گونه‌گون و وضعیت شیمیایی و فیزیکی آن توان خوراک‌دهی به لارو ماهیان را دارد (Sabkara and Makarami, 2003). در پایش جامعه‌ی زیستی فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی سد گاران، واقع در استان کردستان، بیش‌ترین فراوانی گروه‌های فیتوپلانکتونی در فصل بهار، و کم‌ترین آن در فصل پاییز دیده شد (Mohammadi *et al*., 2024). تأثیر فاکتورهای اکولوژیک بر تنوع و تراکم فیتوپلانکتون‌ها در ساحل جنوبی دریایی خزر در پژوهش Shams Kahrizsangi و همکاران (۲۰۲۰) بررسی شد. بررسی رابطه‌های اکولوژیک مواد مغذی با تراکم شاخه‌های مختلف فیتوپلانکتون نشان داد که نسبت نیتروژن به فسفر در زمستان ۸ برابر آن در تابستان است، که در شاخه‌ی کلروفایتا سبب افزایش زیاد تراکم جمعیت آن در زمستان، در مقایسه با تابستان می‌شود (Shams Kahrizsangi *et al*., 2020).

دریاچه‌ی سد درودزن منبع اصلی تأمین آب آشامیدنی شهر شیراز، مرودشت، و بسیاری از روستاهای پیرامون است و از این‌رو اهمیت ویژه‌یی دارد. هرگونه تغییر در کیفیت آب این دریاچه، بر سلامت بیش از یک میلیون نفر از مردم استان فارس اثر می‌گزارد. تغییر اقلیمی و افزایش فشارهای جامعه‌ی انسانی نشان می‌دهد که پایش فیتوپلانکتون‌ها و سنجه‌های فیزیکی - شیمیایی آب، برای مدیریت و حفاظت‌کردن از این زیست‌بوم حیاتی است. بررسی ترکیب گونه‌یی و تراکم فیتوپلانکتون‌ها اطلاعات ارزشمندی در زمینه‌ی تولید اولیه، ظرفیت حمل زیستی، و مدیریت کلی زیست‌بوم دریاچه فراهم می‌آورد (Melese and Debella, 2024). از این‌رو، این پژوهش ارتباط میان سنجه‌های فیزیکی – شیمیایی و زیستی را با جامعه‌های فیتوپلانکتونی دریاچه‌ی سد درودزن، با هدف درک بهتر وضعیت بوم‌شناختی این منبع آبی ارزشمند بررسی می‌کند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

مواد و روش‌ها

سد مخزنی دُرودزَن (خاکی با هسته‌ی رسی) با حجم ۹۶۰ میلیون‌مترمکعب، در ۱۰۰ کیلومتری شمال غرب شیراز بر رودخانه‌ی کُر ساخته شده است (شکل ۱). ارتفاع آن از پی ۵۸ متر، طول تاج سد ۷۱۰ متر و عرض آن ۸ متر است. حجم مرده‌ی مخزن سد ۱۳۳ میلیون‌مترمکعب و حجم مفید آن ۸۳۰ میلیون‌مترمکعب است. در هنگام بیش‌ترین آب‌گیری، مساحت دریاچه ۵۵ کیلومترمربع، و بیشینه‌ی ژرفای آن ۴۲ متر (در تنها بخش بسیار کوچکی از آن در زمان پربودن کامل) است. دریاچه‌ی این سد در سال‌های گذشته هیچ‌گاه پر نبوده است؛ در این سال‌ها، بیشینه‌ی ژرفای آن تنها در بخش جنوب شرقی ۳۰ متر، و ژرفای بیش از ۸۰ درصد آن در حدود +۰ تا ۱۵ متر بوده است (Regional water company of Fars, 2021).



ایستگاه	مختصات جغرافیایی	
	N	E
St1	۳۳۴۲۶۵۰	۶۳۶۱۴۱
St2	۳۳۴۲۲۵۵	۶۳۴۴۲۵
St3	۳۳۴۴۳۹۰	۶۳۳۵۱۴
St4	۳۳۴۴۸۳۹	۶۳۰۴۵۰
St5	۳۳۴۳۲۷۵	۶۳۱۶۶۶
St6	۳۳۴۱۹۰۹	۶۳۱۹۴۹
St7	۳۳۴۱۹۴۸	۶۲۹۴۳۰
St8	۳۳۴۳۱۲۶	۶۲۸۹۰۳
St9	۳۳۴۴۸۸۲	۶۲۸۴۰۹

شکل ۱. موقعیت جغرافیایی سد درودزن و پراکندگی جایگاه ایستگاه‌های نمونه‌برداری از پلانکتون‌های گیاهی و جانوری

از آن‌جا که هر دریاچه‌ی مصنوعی پشت سد سه بخش اصلی زیست‌بومی جداگانه شامل بخش دریاچه‌یی، میانه، و رودخانه‌یی دارد (Wetzel, 2001)، در میانه‌ی هر یک از این بخش‌ها در دریاچه‌ی درودزن در نزدیک تاج سد، میانه‌ی دریاچه، و بخش نزدیک به ورودی آب رود کُر به دریاچه یک برش عرضی در نظر گرفته‌شد. در هر برش عرضی سه ایستگاه با فاصله از هم برای نمونه‌برداری برگزیده‌شد (شکل ۲). نمونه‌برداری از پلانکتون‌های گیاهی و جانوری در چهار فصل از ۹ ایستگاه و در هر ایستگاه از ۵ ژرفا (صفر تا ۴ متر) انجام شد. دوره‌ی برداشت نمونه‌ها از پاییز ۱۳۹۸ تا تابستان ۱۳۹۹ بود. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های پژوهیده در شکل ۱ نشان داده شده‌است.

برای نمونه‌برداری از فیتوپلانکتون‌ها، ۴۰ لیتر نمونه‌ی آب کامل برداشته شد. برای تعیین تراکم پلانکتون‌ها، مواد ته‌نشین شده درون ظرف‌های نگه‌داری به‌طور کامل هم‌زده شد تا مخلوطی یک‌نواخت به‌دست آید. با پیپت، سه زیرنمونه از این مخلوط گرفته شد. نمونه‌های فیتوپلانکتون روی اسلاید هموسایتومتری قرار داده، و در زیر میکروسکوپ مرکب شناسایی و شمارش شدند. ضریب‌های تبدیل برای زیرنمونه‌ها اعمال (Southwood and Henderson, 2000؛ Henderson, 2003)، و میانگین سه زیرنمونه محاسبه و ثبت شد. برای شناسایی گروه‌های گوناگون جلبک‌ها کلید شناسایی Bellinger and Sigee (2010) به‌کاربرده شد.

نمونه‌برداری از زئوپلانکتون‌ها با تور پلانکتون ۶۰ میکرونی انجام شد. در این فرآیند، ۴۰ لیتر آب با مکنده‌ی برقی (مکنده‌ی کشاورزی از نوع شناور با توان $۲ Ls^{-1}$) از ژرفای تعیین‌شده جمع‌آوری و از توری گذرانده شد. نمونه‌ی برجامانده در شیشه‌های

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

نمونه‌برداری ریخته و چند قطره محلول تثبیت‌کننده (لوگل) به آن افزوده شد. برای تعیین تراکم زئوپلانکتون‌ها، مواد ته‌نشین‌شده درون ظرف‌های نگه‌داری هم‌زده شد تا مخلوطی یک‌نواخت به‌دست آید. سه زیرنمونه با پیپت تهیه شد، در لام بوگاروف گذاشته، و زیر میکروسکوپ استریو شناسایی و شمارش شد (Southwood and Henderson, 2000). فرآیند شناسایی گونه‌های آبزی، با رعایت اصول نگه‌داری در آزمایشگاه آبزیان مرکز تحقیقات فارس انجام شد. برای مقایسه‌ی رابطه‌ی فیتوپلانکتون و جمعیت ماهیان، تراکم ماهیان دریاچه به روش CPUE (صید بر واحد تلاش) سنجیده شد (معادله‌ی ۱). برای آن‌که نمونه‌برداری بیش‌ترین سطح از دریاچه را پوشش دهد، در مجموع سه ایستگاه در نزدیک تاج سد، میانه‌ی دریاچه و غرب دریاچه (در سوی ورود آب رود به دریاچه) برای نمونه‌برداری برگزیده شد (شکل ۲). برداشت ماهی با دام گوش‌گیر با تور نایلونی با اندازه‌های چشمه‌ی ۱۵، ۲۵، و ۴۰ میلی‌متر انجام شد. ماهیان گرفته‌شده پس از آورده‌شدن به ساحل، شناسایی (Abdoli, 2010)، جداسازی، و سپس شمارش شدند.

معادله‌ی ۱)

$$CPUE_{\mathrm{t}} = \mathrm{q}N_{\infty} - q\sum C_t$$

N∞ = بیشینه‌ی شمار ماهی موجود (بر اساس رگرسیون صید بر واحد تلاش صیادی با صید تجمعی (Ct**Σ**)

q = -(b)

b = شیب منحنی

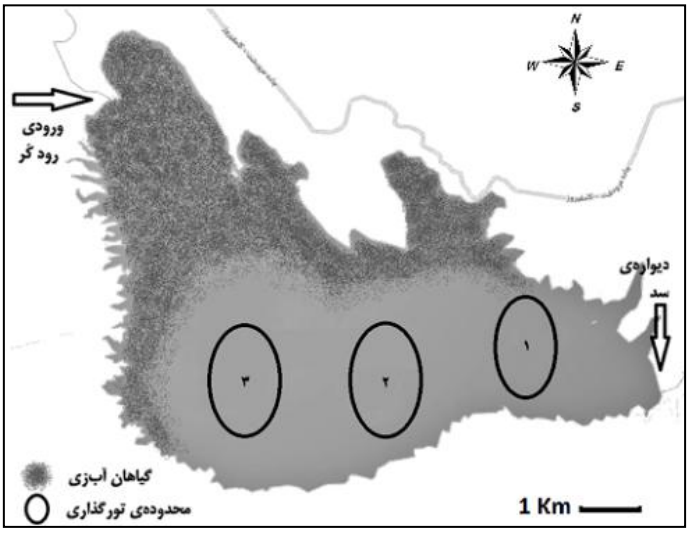
عامل‌های مهم کیفیت آب شامل دما، اکسیژن محلول، پی‌اچ، هدایت الکتریکی، نیترات، فسفات، و کربن در چهار فصل اندازه‌گیری شد تا وضعیت آب در ورودی دریاچه، سه نقطه در درون دریاچه و خروجی آن مشخص شود. برای برداشتن آب عمق، مکنده‌ی کشاورزی از نوع شناور به‌کار برده شد. جزییات نمونه‌برداری مانند برداشت پلانکتون‌ها بود. برای اندازه‌گیری، دستور کار روش‌های استاندارد (APHA, 2005) به‌کار برده شد.

عواملی مانند دمای آب، اکسیژن محلول، و پی‌اچ در محل سنجیده شد. اکسیژن محلول و دمای آب با دستگاه اکسیژن‌متر صحرایی دیجیتال (Hach Multimeter HQ40d) و هدایت الکتریکی با دستگاه سنجنده‌ی دیجیتال (HANNA HI2300-01)، اندازه‌گیری شد.

۵۰۰ میلی‌لیتر آب با کاغذهای صافی از پیش وزن‌شده‌ی ۴۰ میکرونی (Wattmann 40) صاف شد تا در اندازه‌گیری یون نیترات (NO3-) به‌کار رود. اما به‌منظور اندازه‌گیری یون‌های فسفات نمونه‌ی آب صاف‌نشده به‌کار برده شد. اندازه‌گیری یون‌های نیترات و فسفات به روش طیف‌سنجی با دستگاه طیف‌سنج (HACH) انجام گرفت.

تحلیل آماری با آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) و آزمون دانکن در نرم‌افزار SPSS انجام شد. همچنین، برای تحلیل روندها، تحلیل خط روند با معادله‌ی چندجمله‌ای (Polynomial) در نرم‌افزار Excell به‌کار برده شد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]



شکل ۲. ایستگاه‌های برداشت نمونه‌ی ماهی در دریاچه‌ی سد درودزن

نتایج

یافته‌های این پژوهش تراکم فیتوپلانکتون‌ها را در چهار فصل، نه ایستگاه (شکل ۱) و پنج ژرفا نشان داد. در مجموع ۴۳ سرده از ۳۰ خانواده و ۱۱ رده‌ی گوناگون شناسایی شد (جدول ۱).

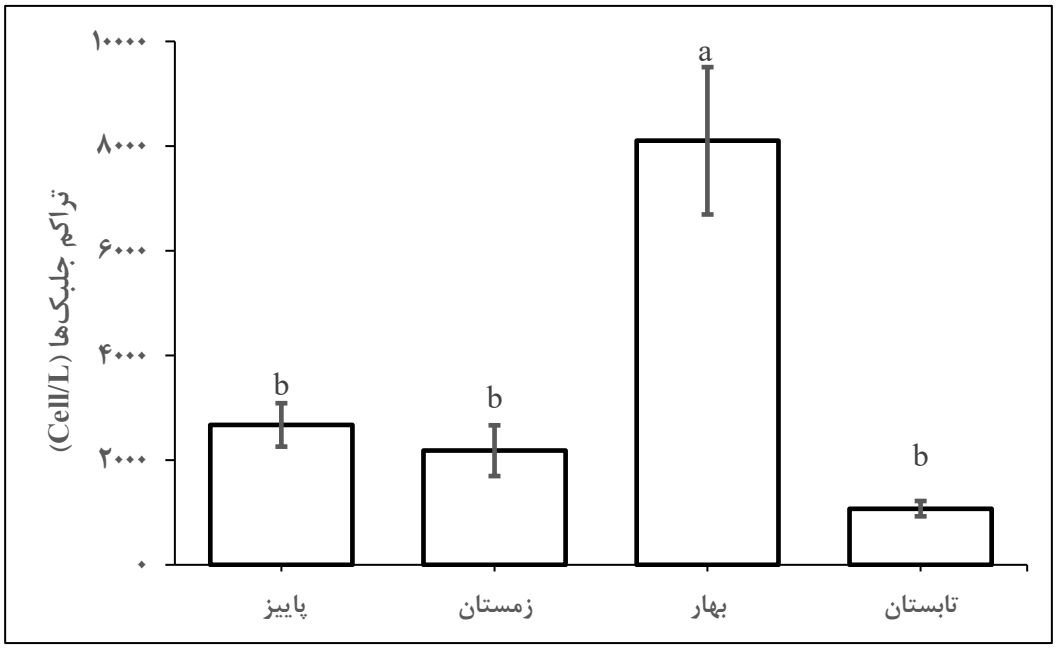
جدول ۱. فیتوپلانکتون‌های شناسایی‌شده در دریاچه‌ی سد درودزن

سرده	خانواده	رده	شاخه
Amphipleura	Amphipleuraceae	Bacillariophyceae	Ochrophyta
Frustulia	Amphipleuraceae		
Asterionella	Fragilariaceae		
Centronella			
Fragilaria			
Synedra			
Caloneis	Naviculaceae		
Gyrosigma			
Campylodiscus	Surirellaceae		
Diatoma	Tabellariaceae		
Tabellaria			
Meridion			
Aulacoseira	Aulacoseiraceae	Coscinodiscophyceae	
Stephanodiscus	Stephanodiscaceae	Mediophyceae	
Dinobryon	Dinobryaceae	Chrysophyceae	
Tribonema	Tribonemataceae	Xanthophyceae	
Chlamydomonas	Chlamydomonadaceae	Chlorophyceae	Chlorophyta
Hydrodictyon	Hydrodictyaceae		
Tetraedron			
Coelastrum	Scenedesmaceae		
Scenedesmus			

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

Tetrallantos			
Kirchneriella	Selenastraceae		
Selenastrum			
Treubaria	Treubariaceae		
Chlorella	Chlorellaceae	Trebouxiophyceae	
Closteriopsis			
Trochiscia	Oocystaceae		
Nephrocytium			
Oocystis			
Aphanizomenon	Aphanizomenonaceae	Cyanophyceae	Cyanobacteria
Aphanothece	Aphanothecaceae		
Choorcoccous	Chroococcaceae		
Gomphosphaeria	Gomphosphaeriaceae		
Aphanocapsa	Merismopediaceae		
Microcyctis	Microcystaceae		
Cylindrospermum	Nostocaceae		
Osillatoria	Oscillatoriaceae		
Euglena	Euglenidae	Euglenoidea	Euglenozoa
Phacus	Phacidae		
Ceratium	Ceratiaceae	Dinophyceae	Myzozoa
Peridinium	Peridiniaceae		
Hildenbrandia	Hildenbrandiaceae	Florideophyceae	Rhodophyta

تحلیل داده‌ها نشان داد که تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها در پاییز (۴۱۵±۲۶۷۳ سلول در لیتر) و زمستان (۴۵۸±۲۱۸۱ سلول در لیتر) کم‌تر است، در حالی که در بهار افزایش فراوانی نشان داد (۱۴۰۷±۸۱۰۱ سلول در لیتر) و سپس در تابستان دوباره به حد پیشین (۱۴۶±۱۰۷۳ سلول در لیتر) بازگشت (شکل ۳). این افزایش تراکم در بهار از نظر آماری معنادار بود (p<۰/۰۵).



شکل ۳: تغییر تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

تراکم اعضای شاخه‌ی اوکروفایتا در تابستان بیشینه بود (۱۲/۷ ± ۲۲۸/۲ سلول در لیتر)، اما در پاییز به کم‌ترین مقدار خود رسید (۶/۱ ± ۹۲/۱ سلول در لیتر) (جدول ۳). بیشینه‌ی تراکم آن‌ها در ایستگاه ۸ و ۹ (۱۶/۹ ± ۲۱۴/۹ و ۱۸/۶ ± ۲۱۱/۶ سلول در لیتر) و در میان ژرفاها نیز در ژرفای ۲ و ۳ متر (۱۲/۵ ± ۱۸۸/۸ و ۱۱/۴ ± ۱۷۴/۵سلول در لیتر) دیده شد (جدول ۲ و ۴). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای این شاخه در دریاچه ۳۰/۰ ± ۱۵۳/۸ سلول در لیتر بود.

تراکم اعضای شاخه‌ی رودوفایتا در بهار بیشینه بود ، در تابستان دیده نشد، و تفاوت بهار با تابستان معنادار بود ($p< 0.05$) (جدول ۳). میانگین تراکم آن‌ها در ایستگاه ۴ بیشینه بود ($p<0.05$) (جدول ۲). در میان ژرفاها نیز بیش‌ترین تراکم در ژرفای صفر دیده شد (جدول ۲). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای شاخه‌ی رودوفایتا در دریاچه ۰/۳ ± ۰/۵ سلول در لیتر بود.

میانگین تراکم شاخه‌ی کلروفایتا در پاییز بیشینه بود (جدول ۳). تفاوت بهار با همه‌ی فصل‌های دیگر معنادار بود ($p<0.05$). تراکم اعضای این شاخه از ایستگاه ۱ تا ۹ روندی افزایشی نشان داد و تفاوت میان ایستگاه‌ها معنادار بود ($p<0.05$) (جدول ۲). بیش‌ترین تراکم در ژرفای ۱ و صفر دیده شد و میان ژرفاهای پایین‌تر تفاوتی دیده نشد (جدول ۴). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای این شاخه در دریاچه ۹۳/۰ ± ۲۹۳/۷ سلول در لیتر بود.

بیشینه‌ی میانگین تراکم اعضای شاخه‌ی یوگلنوزوا در پاییز مشاهده شد ($p<0.05$) (جدول ۳). تراکم آن‌ها در ایستگاه ۹ بیشینه و در ایستگاه ۲ کمینه بود (جدول ۲). در میان ژرفاهای مورد بررسی نیز بیش‌ترین تراکم در ژرفای ۱ متر دیده شد (جدول ۴). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای شاخه‌ی یوگلنوزوا در دریاچه ۷/۰ ± ۹/۶ سلول در لیتر بود.

بیشینه‌ی میانگین تراکم اعضای شاخه‌ی مایزوزوا در بهار دیده شد، و در تابستان به کمینه در تراز فصل‌های دیگر رسید ($p<0.05$) (جدول ۳). در میان ایستگاه‌ها نیز کمینه و بیشینه‌ی تراکم به‌ترتیب در ایستگاه ۸ و ایستگاه ۱ دیده شد ($p< 0.05$) (جدول ۳). تراکم از ژرفای صفر تا ۳ متر افزایش، و پس از آن اندکی کاهش یافت ($p< 0.05$) (جدول ۴). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای شاخه‌ی مایزوزوا در دریاچه۱۲۶۵۲/۳ ± ۲۷۱۳۴/۵ سلول در لیتر بود.

بیشینه‌ی میانگین تراکم اعضای شاخه‌ی سیانوباکتریا در پاییز بود و پس از آن در بهار با کاهشی شدید روبه‌رو شد ($p< 0.05$) (جدول ۳). کمینه‌ی تراکم آن‌ها در ایستگاه ۲ و بیشینه‌ی آن‌ها در ایستگاه ۱، ۷، و ۸ دیده شد (جدول ۲). تراکم از ژرفای صفر تا ۲ متر افزایش و پس از آن کاهش یافت (جدول ۴). میانگین کل سالانه‌ی تراکم اعضای شاخه‌ی سیانوباکتریا در دریاچه ۱۵۱/۲ ± ۱۵۶/۰ سلول در لیتر بود.

جدول ۲. تراکم فیتوپلانکتون‌ها در ایستگاه‌های مختلف

ایستگاه	Cyanobacteria	Myzozoa	Euglenozoa	Chlorophyta	Rhodophyta	Ochrophyta
۱	۱۹۸/۱ ± ۴۵/۴	۴۹۴۰۳/۴ ± ۶۸۰۶	۲۵/۷ ±۱۲/۴	۱۲۵/۴ ±۱۰/۷	۰/۰ ±۰/۱	۸۹/۴ ±۱۳/۷
۲	۹۷/۲ ± ۲۴/۵	۳۰۸۳۴/۴ ± ۳۵۸۱/۲	۰/۰±۰/۰	۱۰۵/۴ ±۱۴/۲	۰/۲ ±۰/۰	۹۴ ± ۴/۰
۳	۱۵۳/۵ ± ۳۳/۰	۳۳۰۶۶/۱ ± ۳۶۹۳/۷	۰/۲ ±۰/۹	۱۸۶/۲ ± ۳۶/۰	۰/۱ ±۰/۶	۱۶۲/۳ ± ۱۶/۲
۴	۱۷۰/۲ ± ۳۵/۵	۲۷۷۳۰/۴ ± ۴۶۱۷/۵	۴/۴ ±۰/۸	۳۰۰/۵± ۲۴/۹	۲/۲ ±۰/۳	۱۳۳/۸ ± ۱۲/۲
۵	۱۴۵/۷ ± ۳۰/۱	۲۱۸۷۴/۰ ±۱۹۷۰/۴	۲/۶ ±۰/۷	۲۰۵/۶ ± ۲۰/۸	۰/۱ ±۰/۱	۱۱۸/۲ ±۱۰/۲
۶	۱۱۸/۴ ± ۲۳/۶	۱۹۷۸۸/۴ ± ۲۰۹۶/۳	۰/۶ ±۰/۳	۱۸۴/۶ ±۱۸/۷	۰/۱ ±۰/۱	۱۵۳/۵ ±۱۴/۹
۷	۱۹۳/۱ ± ۴۱/۴	۲۱۹۱۰/۶ ± ۲۱۰۹/۷	۱/۷ ±۱/۳	۳۳۱/۰± ۵۴/۸	۰/۶ ±۰/۳	۲۰۶/۸ ± ۱۷/۸
۸	۱۹۲/۵ ± ۳۵/۹	۱۹۱۹۰/۰ ± ۱۶۱۷/۹	۹/۲ ±۳/۰	۵۱۸/۴ ± ۷۲/۷	۰/۱ ±۰/۱	۲۱۴/۹ ±۱۶/۹
۹	۱۳۵/۴ ± ۲۵/۷	۲۰۴۱۳/۲ ± ۲۳۶۴/۶	۴۱/۹ ±۱۲/۶	۶۸۶/۲ ± ۸۱/۴	۰/۵ ±۰/۱	۲۱۱/۶ ± ۱۸/۶

جدول ۳. تراکم فیتوپلانکتون‌ها در فصل‌های مختلف

فصل	Cyanobacteria	Myzozoa	Euglenozoa	Chlorophyta	Rhodophyta	Ochrophyta
پاییز	۶۰۹/۷ ± ۲۰/۶	۲۰۰۰۹/۵ ±۹۲۳/۱	۲۵/۸ ± ۵/۸	۴۶۲/۵ ± ۳۴/۳	۰/۴ ±۰/۱	۹۲/۱ ± ۶/۱

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

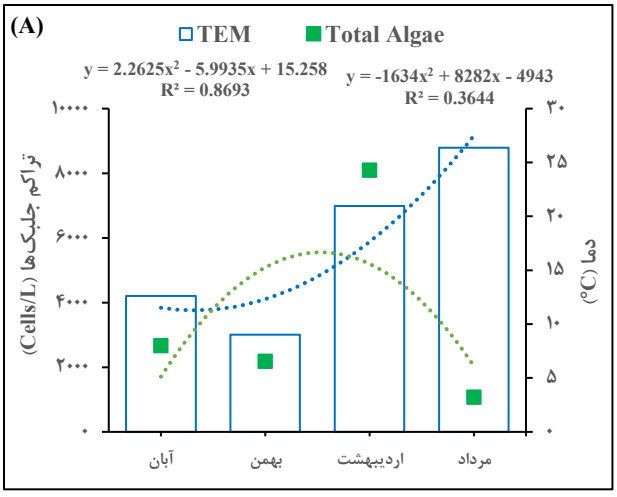
زمستان	۴/۴ ±۱	۱۶۷۲۳/۱ ±۱۵۶۸	۰/۱ ±۰/۱	۳۵۳/۷ ± ۴۵/۱	۰/۳ ±۰/۱	۱۲۱/۲ ± ۷/۸
بهار	۰/۸ ±۰/۳	۶۴۲۵۷/۹ ±۳۲۴۱/۹	۰/۴ ±۰/۲	۲۸/۷ ±۱/۹	۱/۲ ±۰/۳	۱۷۳/۹ ± ۱۰/۷
تابستان	۹/۲ ±۱/۲	۷۵۴۷/۵ ±۲۷۳/۲	۱۲/۱ ± ۵/۵	۳۲۹/۹ ±۱۳/۴	۰/۰ ±۰/۰	۲۲۸/۲ ± ۱۲/۷

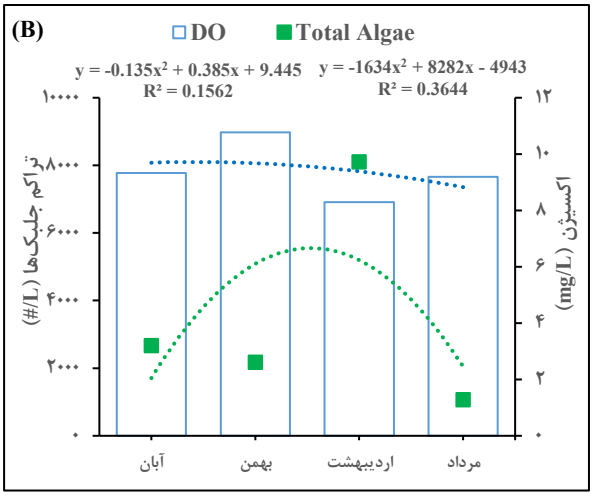
جدول ٤. تراکم فیتوپلانکتون‌ها در ژرفاهای مختلف

ژرفا	Cyanobacteria	Myzozoa	Euglenozoa	Chlorophyta	Rhodophyta	Ochrophyta
۰	۸۵/۱ ±۱۳/۷	۱۷۶۰۱/۷ ± ۲۵۹۹/۹	۵/۰ ± ۱/۳	۳۵۵/۷ ± ۴۹/۱	۰/۹ ±۰/۴	۱۰۷/۸ ± ۸/۰
۱	۱۵۷/۱ ±۲۶/۶	۱۷۸۵۵/۲ ±۱۶۹۹/۱	۲۳/۵ ± ۷/۹	۳۹۱/۱ ± ۳۷/۱	۰/۸ ±۰/۲	۱۶۶/۴ ± ۱۲/۱
۲	۱۸۶/۵ ± ۲۹/۱	۲۷۵۳۶/۹ ± ۲۷۷۷/۲	۱۶/۲ ± ۶/۱	۲۲۷/۵ ± ۲۳/۳	۰/۲ ±۰/۱	۱۸۸/۸ ± ۱۲/۵
۳	۱۸۳/۵ ± ۲۶/۹	۳۶۹۵۳/۶ ± ۳۰۱۹/۴	۲/۰ ±۰/۵	۲۷۷/۸ ± ۳۳/۱	۰/۱ ±۰/۱	۱۷۴/۵ ± ۱۱/۴
۴	۱۶۷/۰ ± ۲۴/۲	۳۳۷۲۵/۱ ± ۳۴۶۹ /۶	۱/۲ ±۰/۵	۲۱۶/۵ ± ۲۵/۲	۰/۳ ±۰/۱	۱۳۱/۷ ± ۱۰/۸

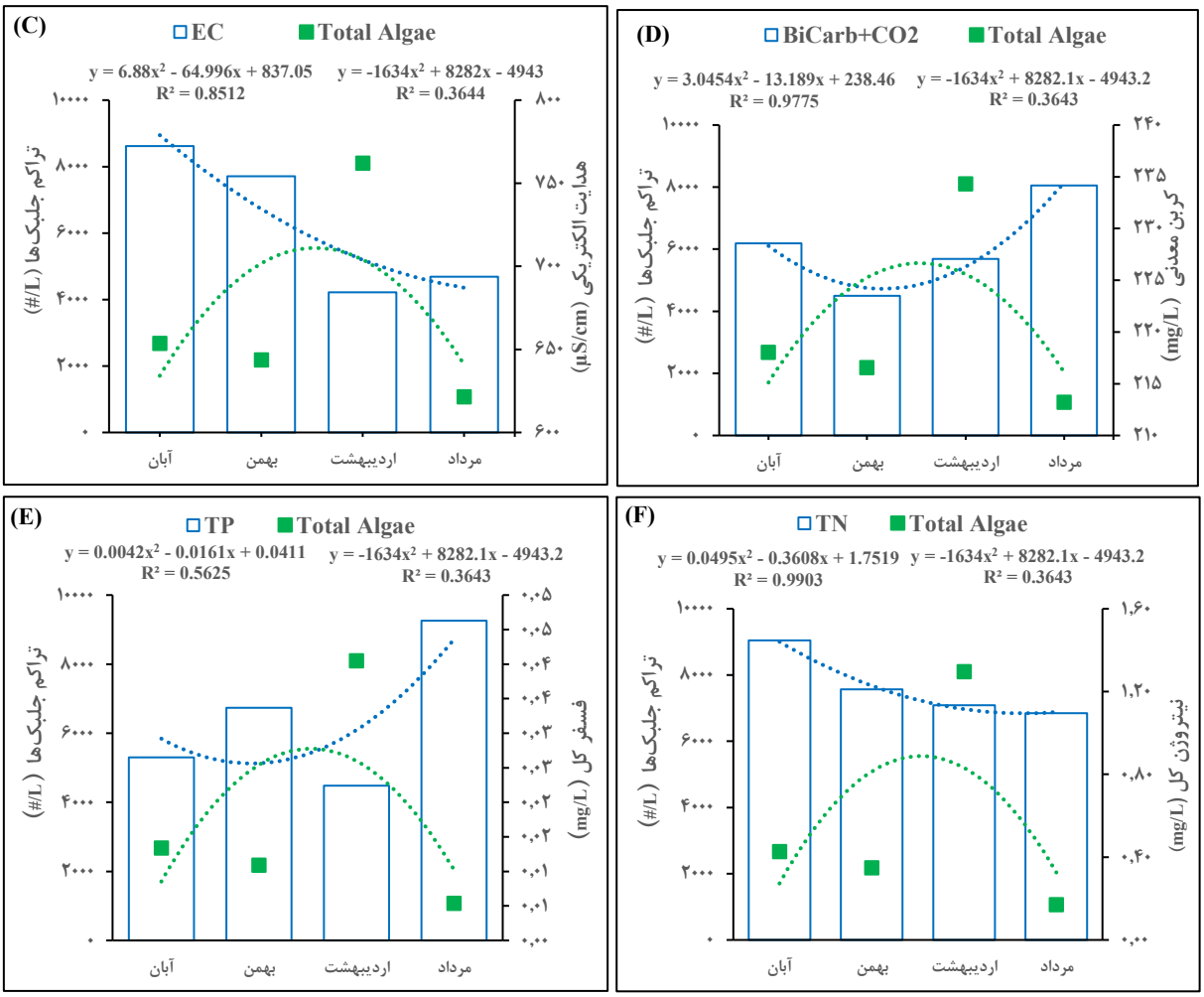
روند تغییر تراکم جمعیت فیتوپلانکتون‌ها از پاییز تا بهار کاملا با تغییر دمای آب هم‌آهنگ بود. با کاهش دما در زمستان، کاهش یافت و با افزایش آن در بهار، افزایش یافت. در تابستان، اما این روند برعکس شد و اگرچه افزایش زیادی داشت، اما جمعیت فیتوپلانکتون‌ها به‌شدت کم شد (شکل ۴A). میان تراکم جمعیت فیتوپلانکتون‌ها و غلظت اکسیژن محلول همبستگی منفی دیده شد. افزایش جمعیت فیتوپلانکتون‌ها منجر به کاهش اکسیژن محلول و به‌عکس شد (شکل ۴B). روند تغییر تراکم فیتوپلانکتون‌ها از پاییز تا زمستان هم‌سو با کاهش هدایت الکتریکی کاهش یافت، اما در دو فصل دیگر هم‌سویی دیده نشد (شکل ۴C). pH آب دریاچه در ماه‌های پیاپی، در ایستگاه‌ها و ژرفاهای مختلف تفاوت معناداری نشان نداد و در محدوده‌ی ۷/۲ تا ۸/۴ اندازه‌گیری شد. میانگین کل pH سالانه‌ی دریاچه ۸ بود (نتایج نشان داده نشده است).

روند تغییر جمعیت فیتوپلانکتون‌های دریاچه با کربن (مجموع غلظت یون بی‌کربنات و دی‌اکسید کربن) در پاییز، زمستان و بهار هم‌سو بود، اما در تابستان که غلظت یون بی‌کربنات به بیشینه رسید تراکم فیتوپلانکتون‌ها کاهش یافت. منحنی روند چندجمله‌یی جهت مخالفِ هم را برای این دو نشان داد. یعنی مقدار کربن با کاهش تراکم فیتوپلانکتون‌ها رو به افزایش می‌گذارد، و با افزایش آن کم می‌شود (شکل ۴D). در بهار با افزایش ناگهانی جمعیت فیتوپلانکتون‌ها مقدار فسفر کل آب کاهش یافت، و منحنی روند این دو در جهت عکس بود (شکل ۴E). جمعیت فیتوپلانکتون‌های دریاچه با نیتروژن کل در پاییز و زمستان هم‌سو بود و کاهش داشت. در بهار با افزایش شدید فیتوپلانکتون‌ها مقدار نیتروژن کل کاهش یافت. منحنی روند تغییر تراکم فیتوپلانکتون‌ها با نیتروژن کل در جهت عکس هم بود (شکل ۴F).





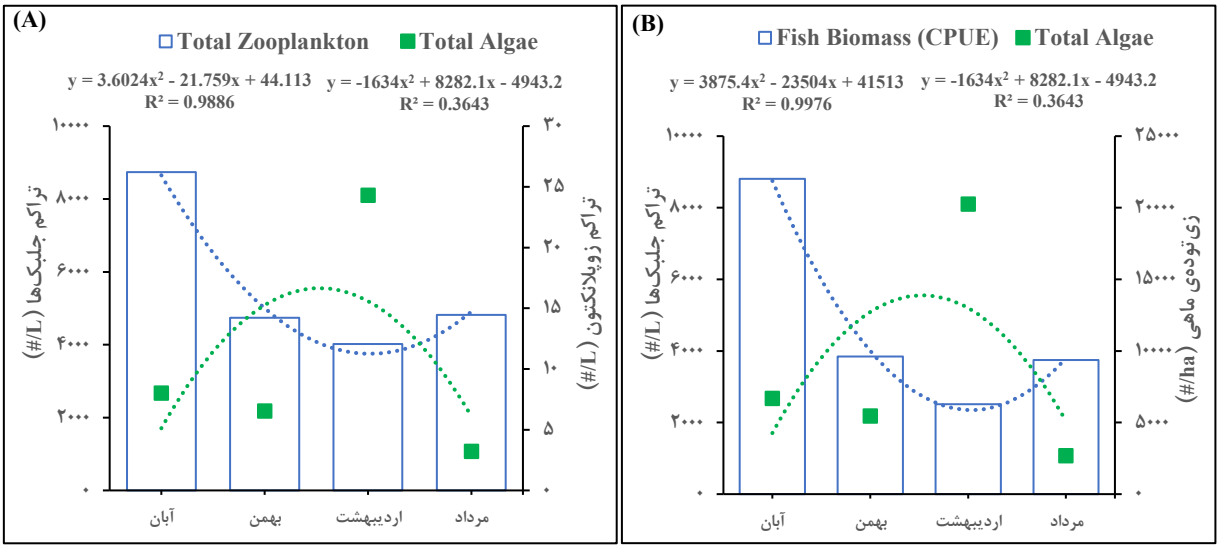
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]



شکل ٤: روند تغییر سالانه‌ی جمعیت فیتوپلانکتون‌ها با سنجه‌های فیزیکوشیمیایی (دما (A)، هدایت الکتریکی (B)،اکسیژن (C)) و مواد مغذی (کربن (D)، فسفرکل (E) و نیتروژن کل (F)). مخففها. دما:TEM؛ هدایت الکتریکی:EC ؛ اکسیژن محلول: DO؛ کربن: BiCarb+ CO2؛ فسفر کل: TP؛ نیتروژن کل: NP .

همراه با کاهش تراکم جمعیت فیتوپلانکتون‌ها در زمستان جمعیت زئوپلانکتون‌ها نیز کاهش یافت. در بهار، فیتوپلانکتون‌ها رشد زیادی داشتند، اما این رشد برای زئوپلانکتون‌ها با تاخیر در تابستان روی داد. هم‌زمان با افزایش زئوپلانکتون‌ها در تابستان کاهش شدیدی در جمعیت فیتوپلانکتون‌ها دیده شد (شکل ۵A). تغییر تراکم ماهی‌ها و فیتوپلانکتون‌ها روندی واژگونه نسبت به‌هم داشت. جمعیت ماهی‌ها در زمستان کاهش یافت، و این با افزایش تراکم جمعیت فیتوپلانکتون‌ها همراه بود. در بهار تراکم فیتوپلانکتون‌ها به بیشینه رسید، در حالی‌که تراکم ماهی‌ها کمینه بود. در فاصله‌ی بهار تا تابستان رشد دوباره‌ی ماهی‌ها دیده شد، و با افزایش ماهی‌ها جمعیت فیتوپلانکتون‌ها دوباره کم شد (شکل ۵B).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]



شکل ۵: روند تغییر سالانه‌ی جمعیت فیتوپلانکتون‌ها با عامل‌های زیستی: زئوپلانکتون (A) و ماهی (B).

بحث

نتیجه‌ی این پژوهش حضور ۴۳ سرده از ۶ شاخه (۳۰ خانواده و ۱۱ رده) از فیتوپلانکتون‌ها را در دریاچه‌ی سد درودزن نشان داد (جدول ۱). در گزارش پیشین، ۴۵ سرده از ۱۰ رده‌ی فیتوپلانکتونی در این دریاچه شناسایی شده بود، که فیتوپلانکتون‌های غالب در بهار *Dinobryon* (شاخه‌ی اوکروفایتا) و *Peridinium* (شاخه‌ی مایزوزوآ)، در تابستان *Cylindrospermum* (شاخه‌ی سیانوباکتریا) و *Pediastrum* (شاخه‌ی کلروفایتا)، در پاییز *Amphipleura* (شاخه‌ی اوکروفایتا)، و در زمستان *Caloneis* (شاخه‌ی اوکروفایتا) بودند (Zamanpoore and Ajdari, 2020). تنوع گونه‌یی فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌ی سد ارس و دریاچه‌ی تهم (در استان زنجان) نیز نزدیک به درودزن بود. چهل و شش گونه از ۵ شاخه (اوکروفایتا، کلروفایتا، سیانوباکتریا، پایروفایتا و یوگلنوزوا) در دریاچه‌ی سد ارس (Mohebbi *et al.*, 2012)، و ۴۵ سرده از ۷ شاخه در دریاچه‌ی تهم (Mirzajani *et al.*, 2012) گزارش شده است.

تراکم جمعیت شاخه‌ها و غالب‌بودن آن‌ها در هر فصل گوناگون بود. فراوان‌ترین شاخه‌ی غالب در دریاچه در همه‌ی فصل‌ها مایزوزوا (رده‌ی داینوفایسه) بود که با تفاوت ضریب ۱۰ تا ۱۰۰ بر شاخه‌های دیگر برتری داشت. این برتری را می‌توان به تاثیر مهم اندازه‌ی pH آب بر چگونگی جامعه‌ی غالب پلانکتون‌های گیاهی نسبت داد، به‌گونه‌یی که درون دامنه‌های pH و حاصل‌خیزی، گروه‌های گوناگونی از آن‌ها برتری می‌یابند. برای نمونه هنگامی‌که pH در دریاچه‌های الیگوتروف زیاد باشد، دیاتوم‌ها غالب می‌شوند. در دریاچه‌های با حاصل‌خیزی میانه (مزوتروف) در pH نزدیک به خنثا، اغلب فیتوپلانکتون‌های طلایی و داینوفایتا غالب می‌شوند، اما اگر pH افزایش یابد ممکن است باز دیاتوم‌ها چیرگی یابند (Bellinger and Sigee, 2010). pH آب در دریاچه‌ی درودزن ۸/۴ – ۷/۲ اندازه‌گیری شد، که اندازه‌یی میانی و نزدیک به خنثا است، بنابراین، انتظار می‌رود که داینوفایتا برتری داشته باشند. یافته‌های این پژوهش این پیش‌بینی را تایید می‌کند. در پژوهش Zamanpoore و Ajdari (2020) نیز رده‌ی داینوفایسه بیش‌ترین تنوع جنس‌های فیتوپلانکتونی (۳۷ درصد کل رده‌ها) را در بهار نشان داد (Zamanpoore and Ajdari, 2020). در دریاچه‌ی تهم، باسیللاریوفایسه و کلروفایسه بیش‌ترین فراوانی را داشتند (Mirzajani *et al.*, 2012). یافته‌های Mohebbi و همکاران (2012) در دریاچه‌ی سد ارس نشان داد که سیانوباکتریا متراکم‌ترین (۷۴ درصد) گروه فیتوپلانکتون بودند (Mohebbi *et al.*, 2012).

در یافته‌های این پژوهش، تراکم شاخه‌ی اوکروفایتا (شامل رده‌ی باسیللاریوفایسه، دیاتوم‌ها) افزایش زیادی در تابستان نشان داد. در شرایط تابستانی، هنگامی که مواد مغذی و سیلیس در دسترس، و نور فراوان است، معمولا دیاتوم‌ها بر جلبک‌های دیگر برتری دارند (Falkowski *et al.*, 1998)، مگر در شرایطی که مقدار فسفات در آب کم باشد (Egge, 1998). آن‌ها می‌توانند در

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

شرایط فسفات طبیعی، با سرعت بیش‌تری زادآوری کنند، به‌شیوه‌ی مؤثرتری از سیلیس برای ساخت غلاف‌های خود بهره بگیرند، از فیتوپلانکتون‌های دیگر در گرفتن مواد مغذی و نور پیشی بگیرند، و به‌سرعت جمعیت‌های متراکم تشکیل دهند (Falkowski *et al.*, 1998). این ترکیب از ویژگی‌های فیزیولوژیکی و اکولوژیکی، دیاتوم‌ها را به‌طور ویژه به رقیبان موفقی در دوره‌های فصلی خاص، به‌ویژه تابستان، تبدیل می‌کند که منجر به برتری آن‌ها در بسیاری از زیست‌بوم‌های آب شیرین و دریایی می‌شود. از آن‌جا که شرایط دریاچه‌ی درودزن از نظر نور و تراکم فسفات طبیعی بود (شکل ۴)، یافته‌های این پژوهش در برتری باسیللاریوفایسه تایید می‌شود. در پژوهش Monnavary و همکاران (2013) در سد کرج نیز دیاتوم‌ها (شاخه‌ی اوکروفایتا) بیش‌ترین تعداد جمعیت فیتوپلانکتونی را نشان دادند و از میان آن‌ها جنس‌های *Cyclotella*، *Asteronella*، *Fragilaria*، *Synedra*، و *Ankystrodesmus* بیش‌ترین جمعیت را داشتند، و *Cyclotella* جمعیت غالب در همه‌ی فصل‌ها و ژرفاها بود (Monnavary *et al.,* 2013).

از سوی دیگر، در دریاچه‌ی سد ارس بیش‌ترین تراکم فیتوپلانکتونی در زمستان در باسیللاریوفایسه دیده شد (Mohebbi *et al.,* 2012). در سد مخزنی ماکو نیز برتری فیتوپلانکتونی با شاخه‌ی کریزوفایتا بود (۷۶ درصد)، و گونه‌های غالب آن *Synedra ulna*، *Diatoma vulgare*، و *Cyclotella menengiana* بودند. شاخه‌ی کلروفایتا با گونه‌های *Scenedesmus bijuga* و *S. bijugatus* در مرتبه‌ی دوم بود. گونه‌هایی از سیانوباکتری‌ها (*Oscillatoria limosa*)، یوگلنوزوآ (*Euglena*)، و پایروفایتا (*Ceratium hirudiniella*) نیز دیده شدند (Sabkara and Makarami, 2003).

رشد فیتوپلانکتون‌ها در هر محیط به اثر عامل‌های گوناگونی وابسته است، و چگونگی تاثیر آن‌ها طرح رشد فصلی آنان را مشخص می‌کند. در مجموع، بیش‌ترین فراوانی جمعیت فیتوپلانکتون‌ها در بهار دیده شد، و اندازه‌ی آن در فصل‌های دیگر در حد یک‌چهارم تا یک‌هشتم تراکم بهاری آن بود. افزایش رشد فیتوپلانکتون‌ها به دما و نور وابسته است. بنابراین، بیشینه بودن آن‌ها در بهار که اندازه‌ی این دو عامل افزایش می‌یابد؛ طبیعی است. اگرچه، افزایش بیش از اندازه‌ی نور خود ممکن است بازدارنده باشد (Falkowski *et al.* 1998)، در نتیجه با پیش‌روی فصل و نزدیک شدن به تابستان که نور و دما بیشینه می‌شود، ممکن است رشد آن‌ها کاهش یابد، چیزی که در یافته‌های این پژوهش نیز دیده شد.

از سوی دیگر، در بهار هنوز اثر افزایش تراز آب دریاچه در زمستان پابرجا است. اثری که موجب به زیر آب‌رفتن کامل گیاهان در پیرامون دریاچه در بخش‌های کم‌ژرفای ساحلی و نابودی آنان در این فصل شده است. تغییر فصلی و سالانه‌ی عامل‌های محیطی بر کارکرد گیاهان آب‌زی اثر می‌گزارد، و حضور و رشد آنان در بخش ساحلی (یولیتورال) دریاچه‌های تنظیم‌شده به‌شدت از افت‌وخیز تراز آب تأثیر می‌گیرد (Krolová *et al.,* 2013). درنتیجه، در بهار هنوز جمعیت گیاهان عالی نوپدید جاگیر نشده‌است، و فیتوپلانکتون‌ها در بهره‌گیری از خوراک شیمیایی دریاچه بی‌رقیب‌اند. در تابستان، با پایین‌رفتن تراز آب و کم‌ژرفاشدن دوباره‌ی بخش‌های ساحلی، این جمعیت گیاهی پدیدار می‌شود، بسیار رشد می‌کند، و سطح بزرگی از دریاچه را فرا می‌گیرد. این رشد می‌تواند خود به سرآمدی گیاهان عالی در رقابت با فیتوپلانکتون‌ها بیانجامد، و موجب کاهش شمار فیتوپلانکتون‌ها شود (Sayer *et al.,* 2010).

عامل مهم دیگر در مهار رشد فیتوپلانکتون‌ها در تابستان چَرا است. در بهار، هم تراکم اجتماع زئوپلانکتون‌ها و ماهیان کم‌تر است (شکل B و۵A)، و هم چَرای فعال زئوپلانکتون‌ها و ماهیان به‌ویژه ماهیان صرفا-جلبک‌خوار (فیتوپلانکتون‌خوار که عمدتا کپور نقره‌یی است)، کم‌تر از تابستان است، و این اثر به‌ویژه در دریاچه‌های کم‌ژرفا با گیاهان آب‌زی فراوان دیده شده است (Jeppesen, 2004). دلیل این بیشینه‌گی چَرا در تابستان به افزایش دمای آب و زی‌توده‌ی زئوپلانکتون‌ها و این که نرخ هضم ویژه‌ی پاروپایان (کوپه‌پودها) عمدتا در تابستان می‌تواند نیازهای متابولیکی آنان را برطرف کند، ارتباط داده شده است (Froneman, 2001; Jeppesen, 2004; Brodersen, 2011). این‌ها نیز ممکن است از دلیل‌های افزایش جمعیت پلانکتون‌ها در بهار و کاهش پسین آن در تابستان باشد.

از آن‌جا که در پاییز تراکم زئوپلانکتون‌ها بیشینه بود (شکل ۵A)، می‌توان انتظار داشت که اندازه‌ی چَرا هم بیشینه بوده باشد، که می‌تواند کم‌بودن فیتوپلانکتون‌ها در پاییز را توضیح دهد. تراکم نسبی ماهیان نیز در همین فصل بیشینه بود (شکل ۵B). از

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

آن‌جا که بخشی از خوراک ماهیان دریاچه نیز از فیتوپلانکتون‌ها است، اثر کاهشی چَرای آن‌ها بر تراکم فیتوپلانکتون‌ها در پاییز کاملا آشکار است.

میانگین تراکم فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌ی درودزن در دوره‌ی ۱۳۸۹–۹۰ در بهار ۲۱۶۵، در تابستان ۴۵۷۴، در پاییز ۲۵۳۹، و در زمستان ۲۶۲۱ سلول در لیتر بود (Zamanpoore and Ajdari, 2020). این اندازه‌ها نزدیک به اندازه‌های پاییز و زمستان در این پژوهش است، اما اندازه‌ی بهاری آن یک‌پنجم وضع کنونی، و اندازه‌ی تابستانیِ آن دوبرابرِ آن است. در دریاچه‌ی سد ویلیستون بیش‌ترین فراوانی و توده‌ی زنده‌ی فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌ها در پایان تابستان و آغاز زمستان و کم‌ترین آن در بهار بود (Stockner *et al.,* 2001). Monnavary و همکاران (۲۰۱۳) نشان دادند که بیش‌ترین تعداد فیتوپلانکتون‌ها در سد کرج در سطح دریاچه و در تابستان بوده است (Monnavary *et al.,* 2013). در دریاچه‌ی سد ماکو نیز بیش‌ترین تراکم پلانکتون‌های گیاهی در تابستان دیده شد (Sabkara and Makarami, 2003)؛ اگرچه در دریاچه‌ی سد دز در ۱۳۸۰–۱۳۸۱ بیش‌ترین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در زمستان دیده شده بود (Sabzalizadeh *et al.,* 2005). کم‌بودن تراکم فیتوپلانکتون‌ها در تابستان در مقایسه با دریاچه‌های دیگر را می‌توان به تاثیرپذیری شدید آن‌ها از تابش خورشید نسبت داد، زیرا هنگامی که اندازه‌ی تابش نور افزایش زیادی یابد بخش فرابنفش (UV) آن باعث آسیب به فیزیولوژی فیتوپلانکتون‌ها و کاهش رشد آن‌ها می‌شود (Helbling *et al,* 1992; Huisman, 1999; Wetzel, 2001). همه‌ی دریاچه‌های نام‌برده‌شده در عرض‌های جغرافیایی بالاتراند که تابش کم‌تری می‌گیرند.

نتیجه‌گیری

بر پایه‌ی یافته‌های این پژوهش، ویژگی جامعه‌ی فیتوپلانکتون در دریاچه‌ی درودزن، تنوع گونه‌یی بسیار و تغییر فصلی در تراکم جمعیت است، و برتری یافتن آن‌ها بر پایه‌ی شرایط محیطی دگرگون می‌شود. فراوانی داینوفایتا، به‌ویژه راسته‌ی داینوفایسه، با pH تقریباً خنثای دریاچه هم‌سو است. افزایش باسیلاریوفایسه (دیاتوم‌ها) در تابستان را می‌توان به شرایط دل‌خواه آن‌ها مانند دست‌رس بودن مواد مغذی و سیلیس، شدت نور، و تراز فسفات طبیعی نسبت داد، که رشد سریع و مزیت رقابتی آن‌ها را در این فصل تسهیل می‌کند. افت‌وخیزهای فصلی در فراوانی فیتوپلانکتون‌ها از عامل‌های نازیستی (دما، نور، شیمی آب) و زیستی (دادوستد با زئوپلانکتون و ماهی) تأثیر می‌گیرد. بیشینه‌ی تراکم در بهار به‌دلیل کاهش فشار چَرا از سوی زئوپلانکتون‌ها و ماهی‌ها، و شرایط دل‌خواه رشد است، درحالی‌که افزایش زئوپلانکتون و ماهی در پاییز باعث کاهش زیست‌توده می‌شود. پویایی فیتوپلانکتون در دریاچه‌ی درودزن با دریاچه‌های منطقه‌یی شباهت و تفاوت‌هایی دارد، که نشان‌دهنده‌ی اهمیت عامل‌های محیطی محلی در شکل‌گیری جامعه‌ی فیتوپلانکتون است. این پژوهش، برهم‌کنش پیچیده‌ی عامل‌های زیستی و نازیستی را برجسته می‌کند، و نیاز به پایش مداوم برای مدیریت مؤثر دریاچه را نشان می‌دهد.

سپاسگزاری

این نوشتار برگرفته از بخشی از پژوهشی است که به شماره‌ی فروست ۶۱۸۶۲ در سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی به ثبت رسیده است. از شرکت سهامی آب منطقه‌یی فارس برای پشتیبانی مالی، و از شرکت مهندسی مشاور طوس‌آب برای همکاری‌های علمی و فنی سپاس‌گزاری می‌شود.

References

Abdoli, A., 2010. Fishes of the inland waters of Iran. *Iranshenasi Publications*, 272 p.

Amorim, C. A. and do Nascimento Moura, A., 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 758, p. 143605. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605.

APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21st ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

Avagyan, A. B., 2011. Water global recourse management through the use of microalgae addressed to sustainable development. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13, pp. 431–445. https://doi.org/10.1007/s10098-010-0321-5.

Bellinger, E. G. and Sigee, D. C., 2010. Freshwater algae: Identification and use as bioindicators. *John Wiley & Sons*, 285 p. http://dx.doi.org/10.1002/9780470689554.

Brodersen, J., Nicolle, A., Nilsson, P. A., Skov, C., Brönmark, C. and Hansson, L., 2011. Interplay between temperature, fish partial migration and trophic dynamics. *Oikos*, 120 (12), pp. 1838–1846. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19433.x

Egge, J. K., 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems*, 16 (3–4), 191–198. https://doi.org/10.1016/S0924-7963(97)00113-9.

Falkowski, P. G., Barber, R. T. and Smetacek, V., 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science*, 281(5374), pp.200–206. https://doi.org/10.1126/science.281.5374.200.

Froneman, P., 2001. Seasonal changes in zooplankton biomass and grazing in a temperate estuary, South Africa. Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 52, pp.543–553. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0776.

Helbling, E. W., Villafane, V., Ferrario, M. and Holm-Hansen, O., 1992. Impact of natural ultraviolet radiation on rates of photosynthesis and on specific marine phytoplankton species. *Marine Ecology Progress Series*, 80, pp. 89–100. https://doi.org/10.3354/meps080089.

Froneman, P., 2001. Seasonal changes in zooplankton biomass and grazing in a temperate estuary, South Africa. Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 52, pp.543–553. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0776.

Henderson, P.A., 2003. Practical Methods in Ecology. *Blackwell Science Ltd*, USA, 174 p.

Huisman, J., 1999. Population dynamics of light-limited phytoplankton: Microcosm experiments. *Ecology*, 80 (1), pp. 202–210. https://doi.org/10.2307/176990.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Fenger-Grøn, M., Bramm, M.E., Sandby, K., Møller, P.H. and Rasmussen, H.U., 2004. Impact of fish predation on cladoceran body weight distribution and zooplankton grazing in lakes during winter. *Freshwater Biology*, 49, pp. 432–447. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01199.x.

Jiang, Y.J., He, W., Liu, W.X., Qin, N., Ouyang, H.L., Wang, Q.M., Kong, X.Z., He, Q.S., Yang, C., Yang, B. and Xu, F.L., 2014. The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecological Indicators*, 40, pp. 58–67. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.006.

Krolová, M., Čížková, H., Hejzlar, J. and Poláková, S., 2013. Response of littoral macrophytes to water level fluctuations in a storage reservoir. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408, pp. 1–21. https://doi.org/10.1051/kmae/2013042.

Lu, W., Zhang, S., Zhou, Z., Wang, Y. and Wang, S., 2023. Effects of land use and physicochemical factors on phytoplankton community structure: The case of two fluvial lakes in the lower reach of the Yangtze River, China. *Diversity*, 15, p. 180. https://doi.org/10.3390/d15020180.

Mayer, T., 2020. Interactions of fish, algae, and abiotic factors in a shallow, tropical pond. *Hydrobiologia*, 847, pp. 4145–4160. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04375-y.

Melese, H. and Debella, H.J., 2024. Temporal phytoplankton dynamics and environmental variables in four Ethiopian soda lakes. *Environmental Systems Research*, 13 (1), p. 3. https://doi.org/10.1186/s40068-023-00329-0.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

Mirzajani, A.R., Abasi, K., Sabkara, J., Makaremi, M., Abedini, A. and Sayad Borani, M., 2012. Limnological study of mesotrophic Lake Taham in Zanjan Province. *Iranian Journal of Biology*, 25(1), pp. 74–89. (In Persian).

Mohebbi, F., Mohsenpour-Azari, A. and Asim, A., 2012. Phytoplankton population and its indices in Aras Dam reservoir. *Iranian Journal of Biology,* 25 (2), pp. 316–328. (In Persian).

Monnavary, S.M., Noori, J. and Sohrabnia, N., 2013. Phytoplankton assembly effect in Karaj reservoir water quality. *Journal of Water and Wastewater*, 24 (2), pp. 19–30. (In Persian).

Mohammadi, H., Karimian, E., Bahrami Kamangar, B., Ghader, E., Zarei, R., Piroz, L., Molodi, F. and Mansouri, A., 2024. Biological communities monitoring of phytoplankton and zooplankton, a case study: Garan Dam Lake, Marivan (Kurdistan Province). *Journal of Natural Environment*, 77 (Special Issue), pp. 93–103. (In Persian).

Qu, S. and Zhou, J., 2024. Phytoplankton community structure and water quality assessment in Xuanwu Lake, China. *Frontiers in Environmental Science*, 11, p. 1303851. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1303851.

Regional Water Company of Fars. 2021. *Dorudzan Reservoir Dam fact sheet*, 5 p.

Sabkara, J. and Makarami, M., 2003. Investigation of plankton density and distribution in Lake Makou Dam. *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 12 (2), pp. 29–46. (In Persian).

Sabzalizadeh, S., Kholfeh-Nilsaz, M., Eskandari, G. and Esmaeili, F., 2005. Ecological study of the Dez Dam Lake, Khuzestan, Ahvaz. *Agricultural Research, Education and Extension Organization*, Report No. 270/84. (In Persian).

Shams Kahrizsangi, M., Albodviraj, F., Ghaemmaghami, S. and Roohi, A., 2020. The effect of different ecological parameters on the species diversity and distribution of phytoplankton in the south coast of Caspian Sea (Mazandaran Province). *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 29 (1), pp. 27–35. (In Persian).

Southwood, R. and Henderson, P.A., 2000. Ecological Methods. *Blackwell Publishing Ltd*, 807 p.

Sturges, H.A., 1926. The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association*, 21(153), pp. 65–66.

Stockner, J.G., Langston, A.R. and Wilson, G.A., 2001. *The limnology of Williston Reservoir*. *Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program*, Report No. 242, 51 p.

Wetzel, R.G., 2001. Limnology: Lake and reservoir ecosystems. *Academic Press*, San Diego.

Sayer, C.D., Davidson, T.A. and Jones, J.I., 2010. Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: A eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology*, 55 (3), pp. 500–513. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02365.x.

Yuan, H., Cai, Y., Wang, H., Liu, E. and Zeng, Q., 2023. Impact of seasonal change on dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) triggering the retention of nitrogen in lake. *Journal of Environmental Management*, 341, p.118050. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118050.

Zamanpoore, M. and Ajdari, A., 2020. Biodiversity and temporal and spatial variation of phytoplankton populations in Dorudzan Reservoir, Fars Province. *Wetland Ecobiology*, 11(4), pp. 81–96. (In Persian).

Znachor, P., Nedoma, J., Hejzlar, J., Sed'a, J., Komárková, J., Kolář, V., Tomáš, M. and Boukal, D.S., 2020. Changing environmental conditions underpin long-term patterns of phytoplankton in a freshwater reservoir. *Science of the Total Environment*, 710, p. 135626. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135626.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]