University of Tehran

Journal of Fisheries

Home Page: https://jfisheries.ut.ac.ir

Online ISSN: 2423-7809

Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocking on algae density, trophy state and water quality (as a pilot nearshore of the Qeshlaq reservoir of Sananndaj, Kurdistan province)

Habibollah Mohammadi[1,2*] | Erfan Karimian[2,3] | Barzan Bahrami Kamangar[2,4] | Edris Ghaderi[5] | Ronak Zarei[6] | Farshad Maolodi[7] | Arman Mansouri[8]

1. Corresponding Autor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: ha.mohammadi@uok.ac.ir
2. University of Kurdistan, Zrebar Lake Environmental Research, Kurdistan Studies Institute, Sananndaj, Iran.
3. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: e.karimian@uok.ac.ir
4. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: bbkamangar@uok.ac.ir
5. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: e.ghaderi@uok.ac.ir
6. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: ronak.zareii1367@gmail.com
7. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: fa.molodi@gmail.com
8. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. Email: armanmansori024@gmail.com

ARTICLE INFO

Article type:
Research Article

Article History:
Received: 16 February 2026
Revised: 23 March 2026
Accepted: 09 April 2026
Published online: 05 July 2026

Keywords:
Algal bloom,
Biological treatment,
Qeshlagh reservoir,
Silver carp.

ABSTRACT

This study investigated the effecs of phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix)* stocking at varying densities as a biological control strategy for mitigating algal blooms, cyanotoxin concentrations and water quality. Fish with mean body mass 50 ± 2/4 g, at a nine-week period in a mesocosm as an experiment unit was conducted in 2023 using pond 6,000-L enclosures adjacent to the reservoir. Four treatments were applied: (1) fishless control, (2) conventional stocking density corresponding to the reservoir's estimated natural production capacity (based on natural fish production 250 kg/Ha), (3) double the conventional density, and (4) quadruple the normal density. At this study some physicochemical and biological parameters, were monitored and plankton community composition, silver carp gut contents, microcystin-LR concentration and trophic state index were assessed. A total phytoplankton genus and species were 34 number which 28 number were detected in silver carp digestive guts. also 14 taxa were associated with taste and odor production, and cyanotoxin-producing (such as *Anabaena* sp., *Microcystis* sp., and *Oscillatoria* sp.) were consistently present in gut contents. The control treatment exhibited the highest phytoplankton density, whereas the treatment 3 demonstrated the lowest in-water algal density (205 cell/ml). The treatment 4 had the highest algal cell counts in fish digestive duct (34,623,620.8 cells $fish^{-1}$) as well and 34 zooplankton taxa were identified. Microcystin-LR concentrations reached a maximum of 0.427 µg L^{-1} in the control during mid-experiment but declined to 0.085 µg L^{-1} in the highest stocking density treatment by the end of the experiment and remaining below the World Health Organization guideline value (1.0 µg L^{-1}) for drinking water. The results of this study indicate when Silver carp scientifically introduced into reservoir ecosystems, exert a strong regulatory effect on algal communities and can contribute significantly to the improvement of water quality.

Cite this article: Mohammadi, H., Karimian, E., Bahrami Kamangar, B., Ghaderi, E., Zarei, R., Maolodi, F., Mansouri, A. (2026). Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocking on algae density, trophy state and water quality (as a pilot nearshore of the Qeshlaq reservoir of Sananndaj, Kurdistan province). *Journal of Fisheries*, 79 (2), 117-134. DOI: http//doi.org/10.22059/jfisheries.2026.411310.1481

© The Author(s) **Publisher:** University of Tehran Press.
DOI: http//doi.org/10.22059/jfisheries.2026.411310.1481

دانشگاه تهران

شیلات، مجله منابع طبیعی ایران

سایت نشریه: https://jfisheries.ut.ac.ir

شاپا الکترونیکی: ۷۸۰۹-۲۴۲۳

بررسی اثرات رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) بر تراکم جلبکی، سطح تروفی و کیفیت آب (پایلوت در مجاورت سد قشلاق سنندج، استان کردستان)

حبیب‌الله محمدی[۱و۲*] | عرفان کریمیان[۲و۳] | برزان بهرامی کمانگر[۲و۴] | ادریس قادری[۵] | روناک زارعی[۶] | فرشاد مولودی[۷] | آرمان منصوری[۸]

۱. نویسنده مسئول، گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: ha.mohammadi@uok.ac.ir

۲. گروه پژوهشی مطالعات محیطی دریاچهٔ زریبار، پژوهشکده کردستانشناسی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

۳. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: e.karimian@uok.ac.ir

۴. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: bbkamangar@uok.ac.ir

۵. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: e.ghaderi@uok.ac.ir

۶. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: ronak.zareii1367@gmail.com

۷. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: fa.molodi@gmail.com

۸. گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: armanmansori024@gmail.com

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخ‌های مقاله:
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۱/۲۷
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۰۱/۰۳
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۱/۲۰
تاریخ انتشار: ۱۴۰۵/۰۴/۱۴

کلیدواژه:
رهاسازی ماهی، سد قشلاق سنندج، شکوفایی جلبکی، ماهی فیتوفاگ.

چکیده

مطالعهٔ حاضر به‌منظور بررسی اثرات رهاسازی ماهی فیتوفاگ بر کنترل شکوفایی جلبکی، کیفیت آب و سموم سیانوتوکسین انجام شد. ماهیان با میانگین وزنی ۲/۴±۵۰ گرم در چهار تیمار شامل تیمار شاهد بدون رهاسازی ماهی، تیمار ۲ با تراکم معمول رهاسازی و معادل رهاسازی ماهی برای توان تولید ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار از سد قشلاق سنندج، تیمار ۳ با تراکم دو برابر رهاسازی معمول و تیمار ۴ با تراکم چهار برابر رهاسازی معمول در ۱۲ استخر ۶۰۰۰ لیتری در مجاورت سد قشلاق به‌مدت ۹ هفته در سال ۱۴۰۲ انجام شد. در طی دورهٔ آزمایش، برخی شاخص‌های فیزیکو-شیمیایی و زیستی آب اندازه‌گیری شد و ترکیب پلانکتونی آب، رژیم غذایی ماهی فیتوفاگ، مقدار سیانوتوکسین آب و وضعیت تروفی تیمارها مورد ارزیابی قرار گرفت. ترکیب فیتوپلانکتونی آب شامل ۳۴ جنس و گونه بود که ۲۸ گونه و جنس آن در رژیم غذایی فیتوفاگ مشاهده شد. در این ترکیب ۱۴ گونهٔ شناسایی شدند. برخی از گونه‌ها باعث ایجاد طعم و بوی بد آب می شوند و گونه‌هایی مانند *Anabena* spp.، *Microcystis* spp. و *Oscillatoria* spp. تولیدکنندهٔ سموم سیانوتوکسین می‌کنند. تیمار شاهد دارای تراکم جلبک بیشتری نسبت به سایر تیمارها بود و تیمار ۳ با ۲۰۵ سلول در میلی لیتر آب دارای کمترین تراکم جلبک بود. همچنین تیمار ۴ با ۳۴۶۲۳۶۲۰/۸ عدد در کل دستگاه گوارش دارای بیشترین تراکم جلبک در دستگاه گوارش ماهی بود. تنوع زئوپلانکتون‌ها شامل ۳۴ گونه و جنس بود. همچنین میکروسیستین LR در تیمار شاهد با غلظت ۰/۴۲۷ میکروگرم بر لیتر در میان دوره دارای بیشترین میزان و تیمار ۴ با ۰/۰۸۵ میکروگرم بر لیتر در پایان دوره دارای کمترین غلظت بود که پایین‌تر از غلظت استاندارد WHO در آب شرب بود (۱ میکروگرم بر لیتر). نتایج این مطالعه نشان داد ماهی فیتوفاگ با توجه به رژیم غذایی پلانکتون‌خواری و با تغذیهٔ اصلی از اندازه‌های مختلف فیتوپلانکتون (جلبک)، در صورت رهاسازی علمی در دریاچه‌های پشت سد ضمن بهبود کیفیت آب اثر کنترلی بالایی بر جوامع جلبکی دارد.

استناد: محمدی؛ حبیب‌الله، کریمیان؛ عرفان، بهرامی کمانگر؛ برزان، قادری؛ ادریس، زارعی؛ روناک، مولودی؛ فرشاد، منصوری؛ آرمان (۱۴۰۵). بررسی اثرات رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) بر تراکم جلبکی، سطح تروفی و کیفیت آب (پایلوت در مجاورت سد قشلاق سنندج، استان کردستان). *نشریهٔ شیلات، مجله منابع طبیعی ایران*، ۷۹ (۲)، ۱۳۴-۱۱۷. DOI: http//doi.org/10.22059/jfisheries.2026.411310.1481

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: http//doi.org/10.22059/jfisheries.2026.411310.1481

۱. مقدمه

حفاظت از کیفیت مخازن پشت سدهای با کاربری تأمین آب شرب به یکی از چالش‌های مهم و پیچیدهٔ مدیران منابع آبی کشور تبدیل شده است. اغلب این سدها دچار غنی‌سازی بیش از حد مواد مغذی (یوتروفیکاسیون) شده‌اند و پیامدهای آن اختلالات اکولوژیک، بروز پدیدهٔ شکوفایی جلبکی مضر است که سبب افت شدید کیفیت آب می‌شوند. ورود مداوم مواد مغذی و آلاینده‌ها از حوضهٔ آبخیز به مخازن سدها و دریاچه‌ها سهم عمده‌ای در شکل‌گیری و تشدید این وضعیت داشته است. این روند در سال‌های اخیر به‌دلیل رشد فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و انسانی بیشتر شده و مشکلاتی فراگیر را در اکوسیستم‌های آبی به‌وجود آورده است. مخازن آبی به‌عنوان یکی از منابع اصلی تأمین آب مورد نیاز بخش‌های کشاورزی، صنعت و شرب اهمیت ویژه‌ای دارند. رشد جمعیت و آلودگی‌های ناشی از تخلیهٔ انواع فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی، شیرابه‌های محل دفع زباله و رواناب‌های سطحی باعث گسترش آلودگی و محدودتر شدن کاربری آب و تأمین منابع آبی شده است (Samadi *et al*., 2009). مدیریت کیفیت آب در مخازن سدها نیازمند مطالعه و ارزیابی تغییرات کیفیت آب و شناخت پدیده‌هایی مؤثر در پایش کیفیت آب مخزن سد است که به‌صورت طبیعی و یا غیر طبیعی در آن اتفاق می‌افتد. خصوصیات طبیعی حوضهٔ آبخیز، کمیت و کیفیت آب‌های ورودی به مخزن، خصوصیات اقلیمی منطقه (دما، میزان بارندگی و تبخیر) و فعالیت‌های مختلف انسان از عوامل اساسی هستند که کیفیت آب مخازن سدها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. از طرفی، احداث سد و ذخیره نمودن جریان سطحی، خود می‌تواند به‌دلیل عواملی مانند تبخیر، ساکن بودن آب، لایه‌بندی دمایی، رسوب‌گذاری، غنی‌شدن آب دریاچه از مواد مغذی سبب تغییر در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی آب مخزن را فراهم آورد (Carney, 2009). به‌دنبال شکل‌گیری مخازن پشت سد، پدیده‌های یوتروفیکاسیون و شکوفایی جلبکی سلامت اکوسیستم را تهدید می‌کند که سبب افزایش زی‌تودهٔ فیتوپلانکتون‌ها، افزایش pH و کاهش شفافیت آب و شرایط بی‌هوازی در نزدیک بستر دریاچه می‌شود. علاوه بر این، تغییر بو و مزهٔ آب از دیگر معضلات مهم در کاربری و استفاده از آب خواهد بود (Smith and Schindler, 2009).

وقوع شکوفایی‌های سمی جلبک‌های سیانوباکتر در دریاچه‌های یوتروف برای تأمین آب به یک مشکل بسیار بزرگ در سراسر دنیا تبدیل شده است (Paer *et al*., 2001). در شکوفایی سیانوباکتری‌های شیرین معمولاً هم گونه‌های تولیدکنندهٔ سم و هم گونه‌های غیرسمی مشاهده می‌شود. سم تولید شده توسط سیانوباکترها عامل مسمومیت انسان‌ها، حیوانات اهلی و وحشی، آلودگی آب شرب جوامع انسانی، مرگ آبزیان در یک اکوسیستم آبی هستند (Carmichael, 2001). به‌عنوان مثال در بین گونه‌های مختلف جلبک‌های سیانوباکتر یا سبز–آبی تولیدکنندهٔ سم، جنس Microcystis یکی از خطرناکترین جنس‌های شناخته شده است که سم هپاتوتوکسین تولید می‌کند و یک عامل محرک و سرعت‌دهندهٔ رشد تومورها نیز است (Nishi Waki-Matsushima *et al*., 1992; Codd, 2000). از گونه‌هایی که سبب ایجاد بسیاری از این مسمومیت‌ها می‌شوند می‌توان به *Anabaena circinalis*، *Aphanizomenon flosaque* و Microcystis aeruginosa اشاره کرد. همچنین برخی نوروتوکسین‌ها توسط *Phormidium* و *Oscillatoria* نیز در برخی منابع گزارش شده‌اند که از طریق آب آشامیدنی باعث تلفات حیوانات شده‌اند (Codd *et al*., 1992, Abdollahi *et al*., 2012).

برای مدیریت بهتر اکوسیستم دریاچه‌های پشت سدها و جلوگیری از افت کیفیت آب دریاچه‌های پشت سد (مصنوعی) یکی از راهکارهای مؤثر کنترل رشد و افزایش زیتودهٔ جوامع جلبکی است. بسیاری از مطالعات و تحقیقات انجام شده نشان داده که ماهی کپور نقره‌ای به‌طور عمده از فیتوپلانکتون‌ها تغذیه می‌کند، با این وجود عواملی مانند تراکم ماهی و اندازهٔ آن تأثیر قابل توجهی در میزان کارایی کنترل زیستی دارند و نیاز است با دقت مورد بررسی قرار گیرند. ماهی کپور نقره‌ای در برخی نقاط دنیا به‌صورت آزمایشی برای کنترل و تعادل تراکم جلبکی مورد استفاده قرارگرفته است (Abbasi *et al*., 2022). رهاسازی کپور نقره‌ای پرورشی در برخی مخازن پشت سدهای کشور در چند دههٔ اخیر انجام شده است و این روش یک شیوهٔ دستکاری زیستی مستقیم برای کنترل شکوفایی جلبکی است و در دنیا هم به‌طور گسترده در مخازن آبی مغذی به‌کار گرفته شده است (Domaizon and Devaux, 1999; Zhang *et al*., 2013; Ma *et al*., 2010).

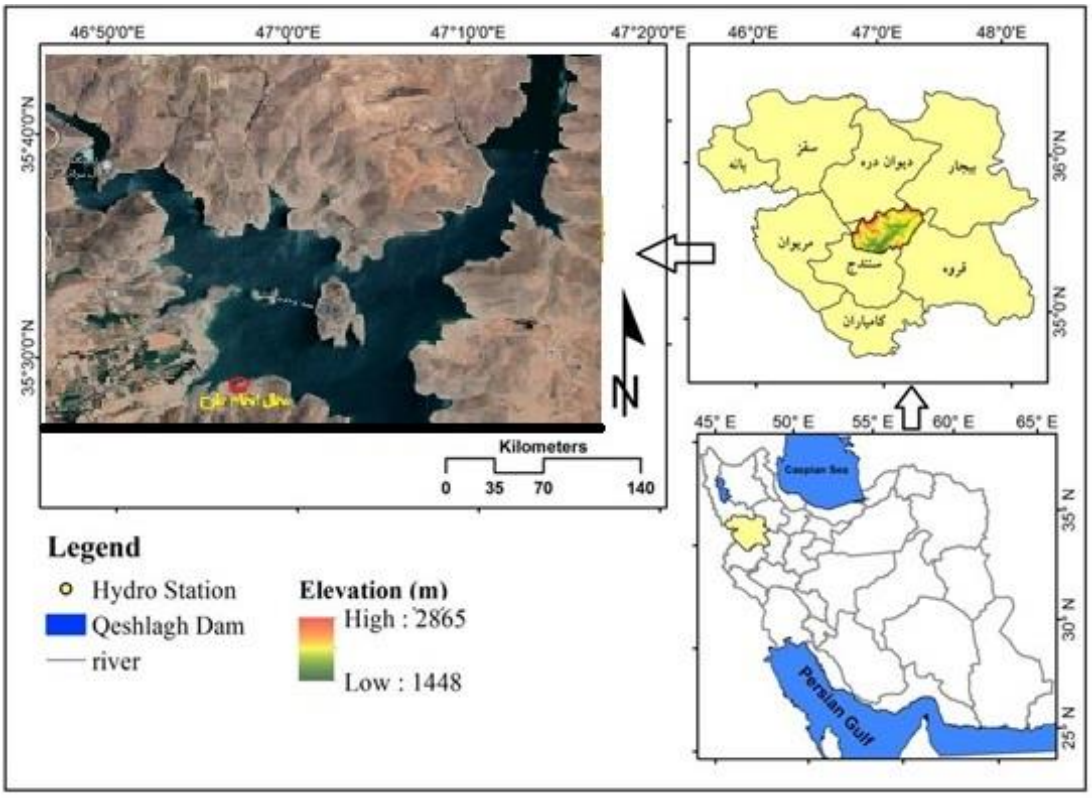
متأسفانه در چند سال گذشته وزارت نیرو با هماهنگی سازمان حفاظت محیطزیست کشور و وزات بهداشت هرگونه رهاسازی

ماهی در مخازن پشت سدهای با کاربری شرب را ممنوع اعلام کرده است. اگرچه این تصمیم با هدف جلوگیری از افت بیشتر کیفیت آب اتخاذ شده است، ولی اتخاذ چنین رویکردی بدون انجام بررسی‌های علمی و همه‌جانبه، ممکن است تأثیرات منفی بر کیفیت آب داشته باشد. از جمله این پیامدها می‌تواند افزایش تراکم جلبک و تجمع بقایای آن در ستون و بستر آب و تشدید فعالیت‌های تجزیهٔ هوازی و بی‌هوازی میکروبی و به‌دنبال آن کاهش کیفیت آب و تولید طعم و بوی نامطلوب آب و در موارد شدیدتر تولید گازهای متان و سولفید هیدروژن است. همچنین در صورت بروز شکوفایی جلبک‌های گروه سیانوباکتر (سبز–آبی) احتمال تولید سموم سیانوتوکسین وجود دارد. این موارد می‌تواند سبب خارج کردن منابع آبی برای مصارف شرب شود و ایجاد هزینه‌ها و خسارت‌های مضاعف و همچنین از دست رفتن فرصت‌های شغلی بخش قابل‌توجهی از فعالان حوزهٔ صیادی در آب‌های داخلی کشور شود. آبزی‌پروری گسترده و رهاسازی کپور ماهیان پرورشی در دریاچهٔ سد قشلاق از اواسط دههٔ ۷۰ تا حدود سال ۱۳۹۶ انجام شد و با لحاظ کردن برخی قوانین سازمان حفاظت محیط‌زیست و وزارت نیرو، رهاسازی این ماهیان از سال ۱۳۹۶ به بعد در دریاچهٔ سد قشلاق ممنوع اعلام شد. با توجه به اهمیت سد قشلاق در تأمین آب شرب شهر سنندج و وقوع شکوفایی جلبکی متعدد و بروز مشکلاتی در فرآیند تصفیه و ایجاد طعم و بو در آب، رهاسازی کپورماهیان در چند سال اخیر متوقف و ممنوع شده است. هدف مطالعهٔ حاضر بررسی اثرات رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای در راستای حل این مشکل است.

۲. روش‌شناسی پژوهش

۲–۱. معرفی منطقهٔ مورد مطالعه و محل انجام طرح مطالعاتی

دریاچهٔ سد قشلاق (وحدت) سنندج که آب شرب شهر سنندج را تأمین می‌کند، در سال ۱۳۵۸ آبگیری شد و با ظرفیت حدود ۲۲۰ میلیون مترمکعب و مساحت حدود ۹۵۰ هکتار و عمق بیشینهٔ حدود ۶۰ متر در تراز نرمال و در حدود ۱۳ کیلومتری شهر سنندج به‌سمت دیواندره واقع شده است (شکل ۱). با توجه به نیاز به برق و آب سد برای آبگیری و تعویض آب استخرهای مورد استفاده برای انجام مطالعه، محل انجام طرح در مجاورت سد قشلاق و در نزدیکی ایستگاه تعاونی صیادی انتخاب شد.



شکل ۱– نقشهٔ موقعیت دریاچهٔ سد قشلاق سنندج و محل انجام طرح در مجاورت سد

۲-۲. تهیهٔ ماهیان کپور نقره‌ای و تیماربندی

ماهی‌های مورد آزمایش با میانگین وزنی ۵۰ گرم از مزرعهٔ تکثیر و پرورش ماهیان گرمابی آقای مهندس پندگو واقع در قصر شیرین استان کرمانشاه تهیه شد. ماهی‌ها به‌مدت ۳ روز پس از سازگاری با شرایط محیطی توزین و براساس برنامهٔ تعیین شده در استخرها رهاسازی شدند. در روز اول با دستگاه مولتی پارامتر مرتب اکسیژن کنترل و ثبت شد تا از وضعیت اکسیژن تیمارها و امکان تلفات احتمالی اطلاع حاصل شود.

به‌منظور بررسی اثر رهاسازی ماهی فیتوفاگ یا کپور نقره ای و سایر کپورها بر کنترل جلبکی در تراکم‌های مختلف، چهار تیمار و هر تیمار با سه تکرار در ۱۲ استخر ۶۰۰۰ لیتری آزمایش انجام شد.

۱- تیمار شاهد: استخرهای بدون رهاسازی ماهی

۲- تیمار دوم: استخرهای با تراکم معمول رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای براساس توان تولید طبیعی ماهی در دریاچهٔ سد قشلاق (رهاسازی ماهی برای تولید طبیعی ۲۵۰ کیلوگرم بر هکتار ماهی در سد) همراه با یک ماهی بیگ‌هد، یک ماهی کپور معمولی و یک ماهی آمور

۳ - تیمار سوم: استخرهای با دو برابر تراکم معمول رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای براساس توان تولید طبیعی ماهی در دریاچهٔ سد قشلاق و یک ماهی بیگ هد، یک ماهی کپور معمولی و یک ماهی آمور

۴- تیمار چهارم: استخرهای با تراکم چهار برابر تراکم معمول رهاسازی ماهی کپور نقره‌ای براساس توان تولید طبیعی ماهی در دریاچهٔ سد قشلاق و یک ماهی بیگ هد، یک ماهی کپور معمولی و یک ماهی آمور

۲-۳. روش اندازه‌گیری خصوصیات کیفی آب

عوامل فیزیکو-شیمیایی آب حوضچه‌ها طی دورهٔ نمونه‌برداری به‌صورت هفتگی اندازه‌گیری شد. شاخص‌های دمای آب، pH، هدایت الکتریکی و اکسیژن محلول آب توسط دستگاه پرتابل مولتی پارامتر دو کاناله، مدل HQ40D، ثبت شد. شفافیت آب با استفاده از صفحهٔ سکشی به قطر ۲۵ سانتی‌متر به‌دست آمد. سایر عوامل فیزیکو-شیمیایی پس از تهیهٔ نمونهٔ آب و انتقال آن، در آزمایشگاه‌های دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه کردستان با استفاده از دستگاه‌هایی نظیر اسپکتروفتومتر، جذب اتمی و فتومتر با استفاده از روش کار استاندارد برای آزمایش آب ارائه شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا اندازه‌گیری شدند (APHA, 2005; Standard Methods, 2005).

۲-۴. اندازه‌گیری کلروفیل *a*

با استفاده از دستگاه روتنر از هر استخر نمونه‌برداری انجام شد و نمونه‌ها در جعبهٔ یونولیت تاریک و دمای پایین به آزمایشگاه منتقل شدند. فیتوپلانکتون هر نمونه با استفاده از کاغذ صافی واتمن (به قطر ۴۲ میکرومتر) فیلتر گردید. پس از استخراج عصاره در استون ۹۰ درصد، محلول به‌مدت ۲۴ ساعت در یخچال و در تاریکی نگهداری شدند. سپس جهت جداسازی عصاره، محلول به‌مدت ۵ دقیقه در دور ۴۰۰۰ سانتریفوژ و در نهایت جذب عصاره با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج‌های ۶۳۰، ۶۴۷ ، ۶۶۴ و ۷۵۰ نانومتر اندازه گیری شدند (Parson et. al., 1992).

$$Chl\ a\ (\mu g/L) = \frac{11.85 \cdot (OD_{664} - OD_{750}) - 1.54 \cdot (OD_{647} - OD_{750}) - 0.08 \cdot (OD_{630} - OD_{750})}{V}$$

که در آن OD جذب نوری در طول موج مشخص و V حجم نمونه است.

۲-۵. روش مطالعهٔ ساختار پلانکتونی آب

جهت بررسی ترکیب و تغییرات فیتوپلانکتونی تیمارها و بررسی میزان اثر کنترلی و تغذیه‌ای ماهی فیتوفاگ به‌صورت هفتگی از هر استخر نمونهٔ آب تهیه و در ظروف پلاستیکی با فرمالین ۴ درصد تثبیت و جهت مطالعه به آزمایشگاه بوم‌شناسی آبزیان دانشگاه کردستان منتقل شد. نمونه‌برداری و محاسبهٔ تراکم جمعیتی فیتوپلانکتون‌ها با استفاده از منابع (APHA, 2005) و شناسایی نمونه‌ها

با استفاده از کلیدهای شناسایی (Maosen, 1983; Needham and Needham, 1996) انجام شد. در این روش تعدادی مشخص از خانه‌های لام سدویک رافتر شمارش شدند و براساس تعداد خانه‌های مانده تعداد کل جلبک‌ها در هر میلی‌لیتر محاسبه شده و با ضرب در میزان رقیق‌سازی تراکم واقعی جلبک در هر میلی‌لیتر محاسبه شد. برای نمونه‌برداری زئوپلانکتون از تور پلانکتون‌گیر با اندازهٔ چشمهٔ ۵۰ میکرومتر نمونه‌برداری از ستون آب از بستر تا سطح و ثبت عمق نمونه‌برداری انجام شد و نمونهٔ تهیه شده در ظرف نمونه‌برداری ریخته و در نهایت نمونه‌ها با فرمالین ۴ درصد تثبیت و جهت مطالعه به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌برداری و بررسی تراکم جمعیتی زئوپلانکتون‌ها براساس منابع (APHA, 2005; Maosen, 1983 ،Sabkara *et al*., 2006) و شناسایی پلانکتون‌ها براساس کلیدهای شناسایی (Maosen, 1983; Needham & Needham, 1996) انجام گرفت.

۲-۶. روش بررسی رژیم غذایی ماهی فیتوفاگ

برای بررسی رژیم غذایی جهت جلوگیری از تجزیهٔ مواد غذایی موجود در دستگاه گوارش، بلافاصله در آزمایشگاه دستگاه گوارش جدا و در ظروف حاوی الکل ۷۰ درصد تثبیت گردید. سپس طول دستگاه گوارش و وزن آن به‌صورت پر و خالی با ترازوی دیجیتال مدل SPU123 با دقت ۰/۰۰۱گرم توزین و به کمک استریوسکوپ مدل ZSM-1001 کل مواد غذایی خورده شده جداسازی و بررسی شدند. کل محتویات دستگاه گوارش درون میکروتیوپ ۱/۵ میلی‌لیتر همگن شد و به کمک لام سدویک رافتر زیر میکروسکوپ نوری بررسی شد و با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Todd & Laverack, 1996) نمونه‌های موجود تا حد جنس و گونه شناسایی شدند. در مطالعهٔ حاضر روش عددی (شمارشی) به‌کار برده شد (Biswas, 1993) و اقلام غذایی قابل تشخیص مورد شمارش و شناسایی قرار گرفتند.

۲-۷. روش بررسی سیانوتوکسین آب

نمونه‌های آب پس از سه مرحلهٔ فریز، ذوب و یخزدایی، تکان داده شدند تا غشای سلولی جلبک سبز-آبی از بین برود و سموم داخل سلولی آزاد شود. پس از آن، نمونه به‌مدت ۵ دقیقه در ۶۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد تا مواد جامد معلق خارج شوند. سیانوتوکسین‌ها توسط کیت تجاری Microcystins-ADDA ELISA Kit PN 520011، Anatoxin-a ELISA Kit PN 520060 (Abraxis، Warminster، ایالات متحده آمریکا) با دستگاه ELISA اندازه‌گیری شدند. این غلظت اندازه‌گیری شده مربوط با سموم جلبکی سیانوباکترها یا جلبک‌های سبز-آبی است.

۲-۸. بررسی وضعیت تروفی دریاچه

برای سنجش درجهٔ یوتریفیکاسیون در دریاچهٔ سد گاران از مدل تروفیک Carelson TSI (۱۹۹۷) (جدول ۱) و جدول Li وMathias (۱۹۹۴) استفاده شد (جدول ۱).

مدل TSI۱ کارلسون با استفاده از فرمول‌های زیر محاسبه خواهد شد:

فرمول شاخص TSI برای کلروفیل *a* بر حسب میکروگرم بر لیتر: TSI= 9.81 Ln Chlorophyll *a*+ 30.6

فرمول TSI برای صفحهٔ سکشی برحسب متر: TSI= 60 – 14.41 Ln Secchi Depth (SD)

فرمول TSI برای فسفر کل (میکروگرم بر لیتر): TSI= 14.42 Ln (TP) + 4.15

فرمول TSI کل: Carlson's TSI = [TSI (TP) + TSI (CA) + TSI (SD)]/3

۲-۹. تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها

قبل از تجزیه‌وتحلیل، داده‌ها از نظر نرمال بودن با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخهٔ ۲۱ از طریق آزمون کولموگروف-اسمیرنوف مورد بررسی قرار گرفتند. پس از اطمینان از نرمال بودن داده‌ها برای مقایسهٔ متغیرهای محاسبه شده و برخی شاخص‌های دیگر بین زمان و ایستگاه‌های مختلف از تجزیه واریانس یک‌طرفه ANOVA و مقایسهٔ میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن انجام شد.

[1]Trophic State Index

جدول ۱- شاخص تروفی کارلسون برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه

صفات	وضعیت تروفی	Chla(µg/L)	SD (m)	TP (mg/L)	TSI
آب شفاف، اکسیژن در سال تا بستر، خیلی عمیق با آب سرد	الیگوتروف	۰/۰۹۵	> ۷/۹	< ۰/۰۰۶	< ۳۰
بستر دریاچه‌های کم عمق ممکن است فاقد اکسیژن باشد		۰/۰۹۵ -۲/۶	۳/۹- ۷/۹	۰/۰۰۶ -۰/۰۱۲	۳۰ – ۴۰
آب غالباً در تابستان تا حدی شفاف و اواخر تابستان احتمالاً سبزتر	مزوتروف	۲/۶- ۷/۳	۲/۰۱-۳/۹	۰/۰۱۲ -۰/۰۲۴	۴۰ – ۵۰
مشکلات گیاهان آبزی و جلبک‌ها، رنگ آب در سال اکثراً سبز	یوتروف	۷/۳- ۲۰	۱ -۲/۰۱	۰/۰۲۴ -۰/۰۴۸	۵۰ – ۶۰
جلبک‌های سبز-آبی غالبند، مشکل کفاب جلبکی و گیاهان آبزی		۲۰- ۵۶	۰/۴۹- ۱	۰/۰۴۸ -۰/۰۹۶	۶۰ – ۷۰
محدودیت حاصلخیزی ناشی از نور، تراکم بالای جلبک و گیاهان آبزی در تابستان	هایپرتروف	۵۶ – ۱۵۵	۰/۲۴-۰/۴۹	۰/۰۹۶ -۰/۱۹۲	۷۰ – ۸۰
کفاب جلبکی و مقدار بسیار اندک گیاهان آبزی		> ۱۵۵	< ۰/۲۴	۰/۱۹۲ -۰/۳۸۴	> ۸۰

۳. یافته‌های پژوهش و بحث

۳-۱. نتایج عوامل فیزیکو-شیمیایی آب

نتایج عوامل فیزیکو-شیمیایی مورد مطالعه در تیمار استخر شاهد (۱) و استخرهای پرورش ماهی (۲، ۳ و ۴) نشان داد که تغییرات معنی‌دار بین دوره‌ها و تیمارهای مختلف وجود دارد. بررسی هفتگی میزان اکسیژن محلول نشان داد که روند تغییرات در تیمار شاهد بسیار کم است، اما در تیمارهای دارای ماهی پس از شروع پرورش کاهش داشت و در هفته‌های پایانی دورهٔ آزمایش روند افزایشی بود. pH در تمام دورهٔ فعالیت پرورش (به‌جز هفتهٔ آخر)، در تیمار شاهد مقدار بیشتری داشت. روند تغییرات عامل هدایت الکتریکی نیز در تیمارهای دارای ماهی در بیشتر دوره‌ها بیشتر از تیمار شاهد بود. همچنین مطالعهٔ هفتگی دیگر عوامل فیزیکو-شیمیایی و ترکیبات مواد مغذی مانند فسفات معدنی و فسفر کل در بین تیمارها در دوره‌های مختلف نسبت به شاهد کمتر بود. روند تغییرات برای فسفر کل نیز مشابه تغییرات فسفات معدنی بود. در خصوص نیتریت نیز تغییرات نامنظم در کل دوره مشاهده شد که پس از شروع فعالیت پرورش و در هفته‌های اول میزان آن در بیشتر تیمارها روند کاهشی و سپس در اواخر دوره تا حدودی افزایش یافت. میزان آمونیوم نیز در هفتهٔ بعد از پرورش در تیمار شاهد بیشتر، اما در بیشتر دوره‌ها نسبت به دیگر تیمارها به‌خصوص تیمارهای متراکم‌تر کاهشی بود. تغییرات میزان نیترات نیز در کل دوره نسبتاً کم بود اگرچه در تیمارهای متراکم‌تر ماهی بیشتر بود (جدول ۲).

۳-۲. تراکم و تنوع فیتوپلانکتونی

در مجموع ۳۴ جنس و گونه در تیمارهای مورد بررسی شناسایی شدند. بیش از ۱۴ گونه و جنس از نمونه‌های شناسایی شده از این گونه‌ها در ایجاد طعم و بوی آب مؤثر هستند. همچنین نمونه‌های *Anabena* sp.، *Microcystis* sp. و *Oscillatoria* sp. از گروه سیانوباکترها در تراکم بالا می‌توانند با ایجاد سموم سیانوکسین باعث افت کیفیت آب، خارج کردن آب از محدودهٔ استاندارد شرب انسانی و مصارف کشاورزی شوند. در تیمارهای ۲ و ۳، تعداد گونهٔ کمتری به نسبت سایر تیمارها مشاهده شد (جدول ۳).

۳-۳. تراکم جلبک بین تیمارها

براساس نمودار شکل ۳، تیمار ۱ دارای بیشترین تراکم جلبکی بود که با سایر تیمارهای دارای ماهی اختلاف معنی‌دار داشت ($P<$ ۰/۰۵). در مجموع تیمار ۳ با تراکم ۲۰۵ عدد در میلی‌لیتر دارای کمترین تراکم جلبکی بود (شکل ۳).

براساس نمودار شکل ۴، تیمار شاهد طی دورهٔ مطالعه و در زمان‌های مختلف نمونه‌برداری همواره دارای تراکم بیشتری از جلبک بود و این روند تا پایان ادامه داشت.

جدول ۲- مقایسهٔ میانگین تغییرات هفتگی برخی عوامل فیزیک‌وشیمیایی آب در تیمارهای مورد بررسی

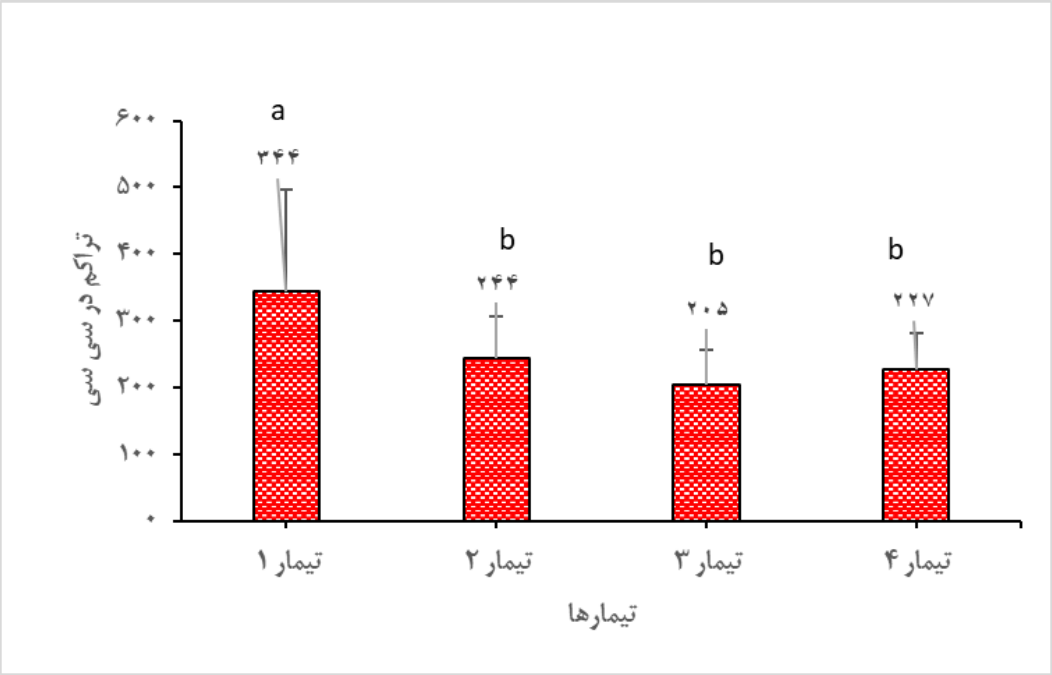
خصوصیت	تیمار	زمان (هفته)							
		هفته اول	هفته دوم	هفته سوم	هفته چهارم	هفته پنجم	هفته ششم	هفته هفتم	هفته هشتم	هفته نهم
اکسیژن محلول (میلی گرم بر لیتر)	۱	۷/۰۳± ۰/۲۳	۴/۴ ± ۰/۴۳	۷/۰۲± ۰/۰۹	۷/۱۶± ۰/۲۲	۷/۳۹± ۰/۲۲	۷/۵۸ ± ۰/۰۶	۷/۷۱ ± ۰/۱	۷/۸۳ ± ۰/۰۶	۷/۹۴± ۰/۲۵
	۲	۷/۰۴± ۰/۱۶	۶/۱۳ ± ۰/۱	۶/۱ ± ۰/۰۸	۶/۵ ± ۰/۲	۷/۱۸± ۰/۱۴	۷/۲ ± ۰/۰۵	۷/۵۸ ± ۰/۱۳	۷/۸۱ ± ۰/۱۱	۸/۴۱± ۰/۴۶
	۳	۷/۰۵± ۰/۲۲	۵/۸۴± ۰/۰۵	۵/۷۸± ۰/۰۷	۶/۵۷ ± ۰/۲	۷/۳ ± ۰/۱۱	۷/۰۷ ± ۰/۱۱	۷/۳۵ ± ۰/۱	۷/۸ ± ۰/۱۴	۸/۳۹± ۰/۱۲
	۴	۷/۰۹ ± ۰/۱	۴/۴۹± ۰/۳۱	۴/۳ ± ۰/۴۱	۶/۲۷ ± ۰/۴	۷/۲۲± ۰/۰۳	۶/۴۸ ± ۰/۳۴	۷/۲۷ ± ۰/۱۵	۸/۲ ± ۰/۴	۸/۶۶± ۰/۵۸
pH	۱	۸/۴ ± ۰/۰۴	۸/۵ ± ۰/۰۴	۸/۴ ± ۰/۰۳	۸/۵ ± ۰/۰۵	۸/۵ ± ۰/۰۳	۸/۴۹ ± ۰/۰۸	۸/۵ ± ۰/۰۴	۸/۴۹ ± ۰/۱۱	۸/۵ ± ۰/۱
	۲	۸/۴ ± ۰/۰۷	۸/۳۲ ± ۰/۱	۸/۲۱ ± ۰/۱	۸/۳ ± ۰/۰۳	۸/۴ ± ۰/۰۵	۸/۴۲ ± ۰/۰۱	۸/۴۲ ± ۰/۰۲	۸/۳۱ ± ۰/۲۷	۸/۵ ± ۰/۰۴
	۳	۸/۵ ± ۰/۰۶	۸/۴ ± ۰/۰۱	۸/۱ ± ۰/۰۲	۸/۳ ± ۰/۰۶	۸/۴ ± ۰/۰۲	۸/۳ ± ۰/۰۱۵	۸/۳ ± ۰/۰۱	۸/۴۳ ± ۰/۰۱	۸/۵ ± ۰/۰۲
	۴	۸/۴ ± ۰/۰۸	۸/۱ ± ۰/۰۷	۸ ± ۰/۰۹	۸/۱ ± ۰/۰۹	۸/۴ ± ۰/۰۲	۸/۱۶ ± ۰/۱۳	۸/۳۱ ± ۰/۰۴	۸/۴۳ ± ۰/۱۲	۸/۵۱ ± ۰/۱
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۱	۳۱۰ ± ۱	۳۱۳ ± ۵/۶	۳۲۱ ± ۱۸/۵	۳۰۵/۳ ± ۶/۱۱	۲۹۵/۷ ± ۶/۶۵	۲۹۶/۷ ± ۵/۶۸	۲۹۶ ± ۲	۲۹۱ ± ۴/۵۸	۲۸۴/۷ ± ۱/۵۲
	۲	۳۱۲/۳ ± ۳/۸	۳۳۰/۳ ± ۵/۵	۳۳۲ ± ۶/۲	۳۲۰/۷ ± ۸/۳۲	۳۱۶/۷ ± ۸/۹۶	۳۱۶/۳ ± ۱۱/۸۴	۳۱۶/۳ ± ۱۱/۹۳	۳۰۷/۳ ± ۱۰/۲۱	۲۹۶/۷ ± ۵/۶۸
	۳	۳۱۱/۷ ± ۱/۲	۳۲۴ ± ۲/۶	۳۲۷/۳ ± ۲/۹	۳۲۰ ± ۳/۴۶	۳۱۵ ± ۳/۴۶	۳۱۶/۳ ± ۴/۹۳	۳۱۵/۳ ± ۶/۱۱	۳۰۷/۳ ± ۵/۵	۲۹۱/۳ ± ۱/۵۲
	۴	۳۰۹/۳ ± ۱/۵	۳۲۷ ± ۴/۵۸	۳۲۹/۳ ± ۲/۹	۳۲۴/۳ ± ۳/۲۱	۳۰۱/۷ ± ۷/۵	۳۰۲/۷ ± ۴/۰۴	۲۹۳/۷ ± ۴/۶۱	۲۶۳ ± ۳۱/۳۲	۲۷۱/۳ ± ۲/۰۸
فسفات معدنی (میلی گرم بر لیتر)	۱	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۳۶ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۴ ± ۰/۰۲۶	۰/۰۴۶ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۵۶ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۴۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۶ ± ۰/۰۱	۰/۰۵۶ ± ۰/۰۳	۰/۰۴ ± ۰/۰۱
	۲	۰/۰۳۱ ± ۰/۰۰۲	۰/۰۱۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲ ± ۰/۰۱	۰/۰۳ ± ۰/۰۲	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۲۳	۰/۰۱۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲ ± ۰	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲ ± ۰/۰۱
	۳	۰/۰۲۹ ± ۰/۰۰۹	۰/۰۲۳ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲۸ ± ۰	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۲۶ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۲ ± ۰	۰/۰۴۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۱۶ ± ۰/۰۰۵
	۴	۰/۰۳۱ ± ۰/۰۱۲	۰/۰۳۶ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۲ ± ۰/۰۱۷	۰/۰۳۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۳۶ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲۶ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۲ ± ۰	۰/۰۳۶ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۲ ± ۰/۰۱

ادامهٔ جدول ۲

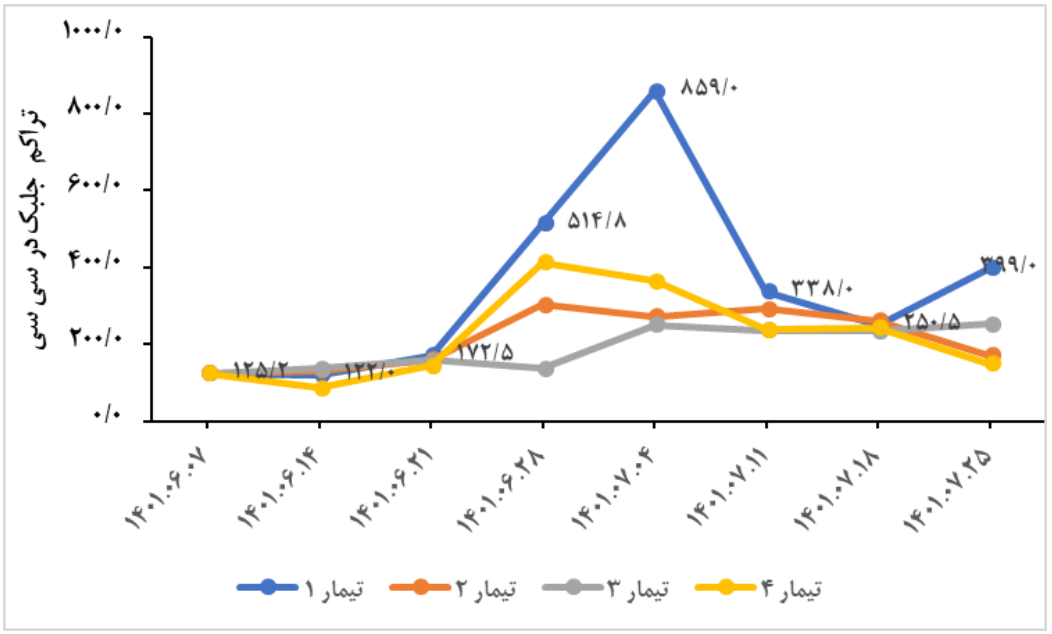
خصوصیت	تیمار	زمان							
		۶/۷	۶/۱۴	۶/۲۱	۶/۲۸	۷/۴	۷/۱۱	۷/۱۸	۷/۲۵	۸/۲
فسفر کل (میلی گرم در لیتر)	۱	۰/۰۵۶± ۰/۰۱۱	۰/۰۶۳± ۰/۰۲۸	۰/۰۷۱ ± ۰/۰۵۱	۰/۰۷۴± ۰/۰۲۲	۰/۰۸۸± ۰/۰۰۷	۰/۰۷۳± ۰/۰۳۴	۰/۰۹۳ ± ۰/۰۲۳	۰/۰۸۴ ± ۰/۰۲۹	۰/۰۷۱ ± ۰/۰۲۸
	۲	۰/۰۵۱± ۰/۰۰۱	۰/۰۲۶± ۰/۰۰۵	۰/۰۳۷ ± ۰/۰۱	۰/۰۴۹ ± ۰/۰۲	۰/۰۵۵± ۰/۰۳۴	۰/۰۴۳± ۰/۰۱۷	۰/۰۴ ± ۰	۰/۰۵۶± ۰/۰۰۷	۰/۰۳۷± ۰/۰۱۴
	۳	۰/۰۴۷± ۰/۰۱	۰/۰۳۹± ۰/۰۱	۰/۰۴۶ ± ۰	۰/۰۵۳± ۰/۰۲۶	۰/۰۴۳ ± ۰/۰۱	۰/۰۵۳± ۰/۰۲۷	۰/۰۳۴± ۰/۰۰۴	۰/۰۶۹± ۰/۰۱۹	۰/۰۳۲± ۰/۰۰۹
	۴	۰/۰۵± ۰/۰۲	۰/۰۵۶± ۰/۰۱۴	۰/۰۳۶± ۰/۰۲۶	۰/۰۵۱± ۰/۰۱۶	۰/۰۵۷± ۰/۰۱۱	۰/۰۴۴± ۰/۰۳۶	۰/۰۳۳± ۰/۰۰۶	۰/۰۵۶± ۰/۰۱۵	۰/۰۳۶± ۰/۰۱۷
نیتریت (میلی گرم بر لیتر)	۱	۰/۰۱۱± ۰/۰۰۳	۰/۰۲۵± ۰/۰۲۶	۰/۰۱۱± ۰/۰۳۱	۰/۰۰۱± ۰/۰۰۱	۰/۰۱۵± ۰/۰۰۴	۰/۰۰۴± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۴± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۶± ۰/۰۰۳	۰/۰۰۹± ۰/۰۰۳
	۲	۰/۰۱± ۰/۰۰۴	۰/۰۲± ۰/۰۱	۰/۰۰۵ ± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۱ ± ۰	۰/۰۱ ± ۰/۰۰۳	۰/۰۰۲ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۰۱ ± ۰/۰۰۱	۰/۰۰۴۳ ± ۰/۰۰۲	۰/۰۱۴ ± ۰/۰۰۱
	۳	۰/۰۱۹ ± ۰/۰۲۴	۰/۰۱۴ ± ۰	۰/۰۰۳۷± ۰/۰۰۳	۰/۰۰۳ ± ۰	۰/۰۰۹± ۰/۰۰۳	۰/۰۰۷± ۰/۰۰۵	۰/۰۰۷± ۰/۰۰۴	۰/۰۰۹± ۰/۰۰۳	۰/۰۱۷± ۰/۰۰۲
	۴	۰/۰۱۸± ۰/۰۰۷	۰/۰۲± ۰/۰۱۷	۰/۰۰۸± ۰/۰۰۱	۰/۰۰۵۷± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۴۳± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۴۳± ۰/۰۰۲	۰/۰۰۳ ± ۰	۰/۰۰۵± ۰/۰۰۲	۰/۰۱۴± ۰/۰۰۱
آمونیوم (میلی گرم در لیتر)	۱	۰/۰۰۴± ۰/۰۰۵	۰/۰۴± ۰/۰۲۶	۰/۰۲۸± ۰/۰۰۵	۰/۰۱۶± ۰/۰۱۱	۰/۰۱۳± ۰/۰۱۴	۰/۰۱۳± ۰/۰۱۴	۰/۰۱۶± ۰/۰۱۱	۰/۰۱ ± ۰/۰۱۶	۰/۰۲± ۰/۰۱۷
	۲	۰/۰۰۸ ± ۰/۰۰۷	۰/۰۲± ۰/۰۱	۰/۰۳ ± ۰/۰۲۹	۰/۰۲ ± ۰/۰۱۷	۰/۰۰۴ ± ۰/۰۰۵	۰/۰۰۴± ۰/۰۰۵	۰/۰۱ ± ۰	۰/۰۱۷ ± ۰/۰۲	۰/۰۰۱ ± ۰
	۳	۰/۰۱۳ ± ۰/۰۱	۰/۰۲ ± ۰	۰/۰۲۶± ۰/۰۴۵	۰/۰۵ ± ۰/۰۳۷	۰/۰۵۳ ± ۰/۰۶	۰/۰۷۶± ۰/۰۴۵	۰/۰۶۳± ۰/۰۳۲	۰/۰۷ ± ۰/۰۳۴	۰/۰۱۷± ۰/۰۲
	۴	۰/۰۰۹۷ ± ۰/۰۰۹	۰/۰۲± ۰/۰۱۷	۰/۰۴ ± ۰/۰۴۶	۰/۰۶ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۲۳ ± ۰/۰۱۱	۰/۰۳ ± ۰/۰۲	۰/۰۴ ± ۰/۰۱	۰/۰۳۳± ۰/۰۲۵	۰/۰۱± ۰/۰۱۶
نیترات (میلی گرم بر لیتر)	۱	۱/۳۸ ± ۰/۳	۱/۴۳± ۰/۳۲	۱/۴۹ ± ۰/۲۸	۱/۵۵ ± ۰/۲۶	۱/۰۷ ± ۰/۲۱	۰/۶۹ ± ۰/۱۴	۰/۶۴ ± ۰/۵۲	۰/۴۱ ± ۰/۰۳۲	۰/۵۵ ± ۰/۰۴
	۲	۱/۲۲ ± ۰/۰۹	۱/۲۷ ± ۰/۱۲	۱/۳۷ ± ۰/۱۷	۱/۴۸ ± ۰/۲۱	۱/۲۱ ± ۰/۳۷	۱/۲۶ ± ۰/۲۱	۱/۰۸ ± ۰/۱۴	۰/۸۶ ± ۰/۰۴	۰/۶۸ ± ۰/۰۷۶
	۳	۱/۳۸ ± ۰/۲۱	۱/۴۰ ± ۰/۲۲	۱/۵۱ ± ۰/۱۷	۱/۸۶ ± ۰/۱۴	۱/۶۸ ± ۰/۹۸	۱/۱۶ ± ۰/۰۵	۱/۰۳ ± ۰/۲۵	۱/۱۱ ± ۰/۲۱	۱/۱ ± ۰/۰۸
	۴	۱/۳۷ ± ۰/۲۵	۱/۳۹ ± ۰/۲۲	۱/۴۸± ۰/۲	۱/۸۷± ۰/۲۴	۱/۴ ± ۰/^{۳۶}	۱/۲۱ ± ۰/^{۲۷}	۱/۱۱ ± ۰/^{۱۷}	۰/۹۱ ± ۰/^{۲۴}	۰/۹۷ ± ۰/^{۰۳۲}

جدول ۳- ترکیب و تراکم جلبکی تیمارهای مورد بررسی در پایان دورهٔ مطالعه در دریاچهٔ سد قشلاق (عدد در میلی‌لیتر)

فیتوپلانکتون/ تیمارها	۱/۱	۱/۲	۱/۳	۲/۱	۲/۲	۲/۳	۳/۱	۳/۲	۳/۳	۴/۱	۴/۲	۴/۳
Achnanthes sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Anabena sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Chlamydomonas sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰
Chlorella sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰۰	۱/۴۴	۰/۱۱
Coccuneis sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Coelastrum sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۶۰	۰/۲۴	۲۱/۶۰	۲۷/۴۳	۵/۰۴	۳/۶۰	۸۶/۴۰	۳/۶۰	۰/۱۸
Coscinodiscus sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۰/۰۴	۰/۰۴
Crucigenia sp	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۲۱/۶۰	۳۰/۶	۲۸/۸۰	۶/۸۶	۳۶/۰۰	۷۵/۶۰	۲۴۴/۸۰	۱۴/۴۰	۱/۲۰
Cyclotella sp	۱۵/۸	۶	۶۴/۸۰	۰/۲۴	۰/۷۲	۳/۶۰	۱/۷۱	۷/۲۰	۳/۶۰	۲۸/۸۰	۱/۴۴	۲/۴۰
Diatoma sp	۰/۰۴	۰/۰۳۶	۲/۱۶	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۵۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Dinobryon sp	۶۳/۴	۱۳/۲	۵۰/۴۰	۱۲/۶۰	۱۹/۸	۱۴/۴۰	۵/۱۴	۱۶/۸۰	۷/۲۰	۰/۷۲	۰/۰۰	۰/۰۴
Euglena sp	۰/۰	۰/۰۷۲	۰/۱۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Fragillaria sp	۰/۱۸	۰/۲۴	۵/۷۶	۱۵/۱۲	۱۰۸	۷۵/۶۰	۷۳/۷۱	۱۱۵/۲۰	۱۴/۴۰	۶۸/۴۰	۱۰۶/۲۰	۵۲/۸۰
Glenodinium sp	۰/۳۶	۰/۲۱۶	۰/۱۴	۲/۸۸	۳/۶	۰/۷۲	۱/۴۴	۰/۰۰	۲/۱۶	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Gyrosigma sp	۰/۰۴	۰/۰۳۶	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Melosira sp	۱۷۸/۶	۸۶/۴	۴۰۳/۲۰	۳۲/۴۰	۳۷/۸	۲۷/۰۰	۹۷/۷۱	۸۸/۸۰	۱۲/۶۰	۳۹/۶۰	۵/۴۰	۱۲/۰۰
Micractinium sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰
Microcystis sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۳/۲۴	۰/۷۲	۱/۰۸	۲/۸۸	۴/۸۰	۲/۱۶	۹۳/۶۰	۰/۱۱	۶/۰۰
Navicula sp	۳/۲۴	۰/۱۴۴	۳/۶۰	۰/۲۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴
Nitzschia sp	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴
Oocystis sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۲/۱۶	۰/۰۷	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۷	۰/۰
Oscillatoria sp	۱/۴۴	۰/۲۴	۲/۵۲	۰/۳۶	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰
Pandorina sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴
Pediastrum sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۵۶	۰/۸۴	۱/۰۸	۲/۸۸	۲/۱۶	۴/۳۲	۲/۸۸	۰/۰۰	۰/۰۷
Planktosphaeria sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۸۴	۰/۰۰	۰/۱۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۱۱
Pridinium sp	۰/۰۷	۰/۰۷۲	۰/۱۸	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Scenedesmus sp	۰/۳۶	۱/۴۴	۱/۰۸	۴/۳۲	۲/۱۶	۱۴/۴۰	۱۸/۸۶	۱۲/۰۰	۲۸/۸۰	۷۵/۶۰	۹/۰۰	۸/۴۰
Stauroneis sp	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Surirella sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Synedra sp	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Tetraedron sp	۰/۰۰	۰/۲۴	۰/۱۱	۳/۶۰	۲/۸۸	۹/۰۰	۲۰/۵۷	۲۱/۶۰	۵/۴۰	۲۱/۶۰	۰/۱۱	۰/۰۴
Trebouxia sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۷۲	۰/۰۷	۰/۱۱
UN	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۷۲	۰/۰۰	۰/۰۰
جلبک رشته ای	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۶/۴۸	۰/۰۰	۴/۳۲	۱۲/۰۰	۱۲/۰۰	۴/۳۲	۳/۶۰	۳۰/۶۰	۴۴/۴۰
تراکم کل	۲۶۳/۶	۱۰۸/۳	۵۳۴/۴	۱۰۵/۴۲	۲۰۸/۲۰	۲۰۳/۷۶	۲۷۲/۰۶	۳۲۱/۷۱	۱۶۴/۳۸	۶۶۷/۵۸	۱۷۲/۵۵	۱۲۷/۹۹
انحراف معیار	۲۶۳/۶	۳۹۹/۰۱	۵۳۴/۳۸	۱۰۵/۴۲	۲۰۸/۲	۲۰۳/۷۶	۲۷۲/۰۶	۳۲۱/۷۱	۱۶۴/۳۸	۱۵۰/۲۷	۱۷۲/۵۵	۱۲۷/۹۹
تعداد جنس یا گونه	۱۴	۱۷	۱۸	۱۶	۱۲	۱۳	۱۸	۱۴	۱۴	۲۱	۱۵	۱۸



شکل ۳- نمودار مقایسهٔ میانگین تراکم جلبک بین تیمارها در کل دورهٔ
(حروف انگلیسی غیرهمنام در بالای ستون‌ها بیانگر معنی‌داری بودن اختلاف بین تیمارها است)



شکل ٤- نمودار مقایسهٔ میانگین تراکم جلبک بین تیمارها در کل دورهٔ مطالعه

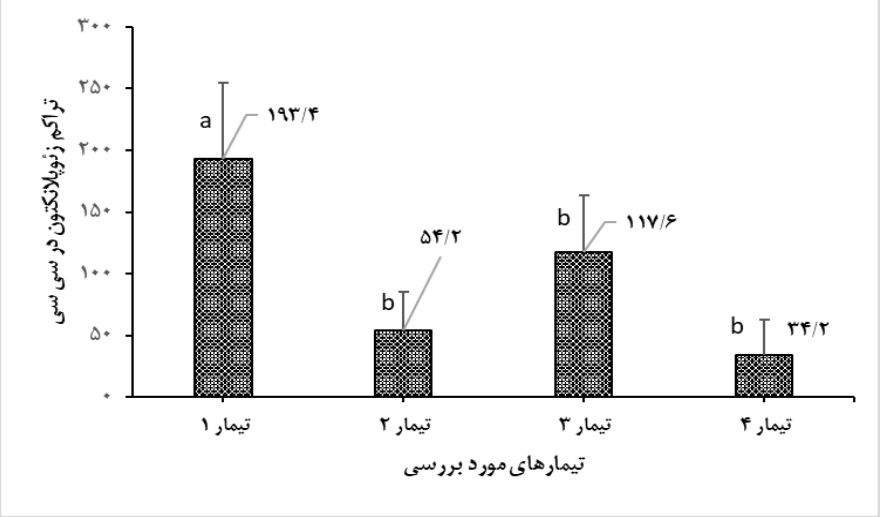
۳-۴. ساختار زئوپلانکتون

نتایج شناسایی و تراکم زئوپلانکتون در تیمارهای مورد بررسی در جدول ۴ نشان داده شده است. براساس نتایج ۳۴ گونه و جنس، ۱۵ خانواده و ۳ شاخه شناسایی شدند. لازم به ذکر است برخی گونه‌های جلبکی در تیمارهای دارای ماهی کامل حذف شده بودند و فقط در تیمار شاهد مشاهده شد.

جدول ٤- ترکیب و تراکم زئوپلانکتونی تیمارهای مورد بررسی در پایان دورهٔ مطالعه (سلول در میلی‌لیتر)

شاخه	خانواده	جنس	تیمار ۱	تیمار ۲	تیمار ۳	تیمار ٤
Copepoda	*Dafniadea*	*Ceriodaphnia* sp	۱۷۵/۹۶	۰/۴۱	۰/۹۲	۰/۲۴
		Daphnia sp	۱/۳۱	۰/۰۰	۰/۴۸	۰/۰۰
Arthropoda	*Bosminidae*	*Bosmia* sp	۱۰/۶۰	۰/۴۲	۰/۷۲	۰/۰۰
		Bosmina coregoni bard	۵/۳۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
		Bosmina longirostris	۴/۶۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	Podonidae	*Podon leuckarti*	۰/۵۸	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
		Podon sp	۱۳۱/۴۷	۰/۲۳	۰/۰۰	۰/۰۰
	Cyclopida	*Diacyclops* sp	۱/۰۲	۰/۰۰	۰/۴۷	۰/۰۰
		Cantocamptos sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۴۷	۰/۰۰
		Cyclops sp	۶/۴۰	۱/۲۴	۴/۱۲	۰/۵۹
		Chydorus sp	۳۲/۴۷	۰/۰۰	۰/۳۱	۰/۲۴
		Alonella sp	۶/۹۴	۰/۰۰	۱/۲۴	۰/۰۰
	Cyclopidae stebbing	*Alonella rostrata*	۲/۰۴	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
	Chydoridae	*Alona guttata*	۰/۰۰	۰/۲۸	۰/۰۰	۰/۰۰
Rotifera	Synchaetidae	*Polyarthra* sp	۴۳/۴۰	۱۶/۴۶	۶/۰۵	۰/۸۲
	Brachionidae	*Brachinus* sp	۱/۰۲	۱۳/۲۵	۳/۵۳	۰/۷۴
		Keratella cochlearis	۰/۰۰	۸۰/۵۶	۸/۹۲	۱/۴۱
		Keratella sp	۵/۶۷	۳۰/۸۴	۷/۴۵	۱/۲۶
	Lecanidae	*Monostela clostercerca*	۰/۰۰	۰/۰۰	۴/۹۸	۰/۳۹
		Monosyla sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۲۳	۰/۵۱
		Monosyla bulla	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
		Lecane *sp*	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۷/۷۲	۰/۳۵
	Lepadellidae	*Lepadella patella*	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
		Lecane luna	۰/۰۰	۱/۱۴	۳۱/۳۵	۳/۵۳
		Lepadella ovalis	۴/۹۳	۰/۴۷	۰/۰۰	۰/۰۰
		Lepadella tripera	۰/۰۰	۰/۰۰	۳/۶۷	۰/۰۰
		Colurella uninata	۰/۰۰	۰/۲۰	۰/۰۰	۰/۱۶
	Notommatidae	*Cephalodella sp*	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۳۲
	Gastropodidae	*Ascomopha saltans*	۲/۳۱	۲/۱۶	۴/۷۰	۰/۰۰
	Euchlanidae	*Euchanis calpidia*	۰/۰۰	۰/۲۳	۰/۰۰	۰/۰۰
	Trichocercidae	*Trichocerca* sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۹	۰/۰۰
		Diurella sp	۲/۰۴	۱/۵۳	۰/۷۸	۰/۶۸
	Asplanchidae	*Asplanchna siebodi*	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۶۱	۰/۴۸
		Euchanis elongata	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۳۲
		Kurzia atissima	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۲۰
		Naplius sp	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۲۰
		تراکم کل	**۲۲۵/۰۸**	**۳۸/۴۲**	**۵۹۳/۶۶**	**۳۳/۹۰**

براساس مقایسهٔ تراکم بین تیمارها در کل دوره، تیمار شاهد (بدون ماهی) دارای بیشترین تراکم زئوپلانکتون (۶۱/۱±۱۹۳/۴ عدد در میلی‌لیتر) بود و با بقیهٔ تیمارها اختلاف معنی‌داری داشت ($P\leq$۰/۰۵؛ نمودار شکل ۵). در برخی مطالعات اثرات ماهی فیتوفاگ بر جوامع زئوپلانکتون مورد بررسی قرار گرفته است و به‌خوبی نشان داده شده که این ماهی می‌تواند بر کنترل جوامع زئوپلانکتون موثر باشد. در مطالعهٔ Robert و همکاران در (۲۰۰۲) در مورد بررسی اثر ماهی فیتوفاگ بر جوامع جلبکی و فیتوپلانکتونی نشان داد که این ماهی بر اندازهٔ خاصی از جوامع پلانکتونی مؤثر است. ماهی فیتوفاگ با توجه به اینکه یک ماهی با رژیم غذایی صافی‌خواری و Size selective است می‌تواند در سنین مختلف از اندازه‌های خاصی از زئوپلانکتون‌ها تغذیه کند که در این مطالعه به‌وضوح اثرات کنترلی ماهی فیتوفاگ بر جوامع زئوپلانکتون مشاهده شد. اگرچه برخی زئوپلانکتون‌ها به‌صورت کنترل شده، می‌توانند در کنار ماهی فیتوفاگ در کنترل جوامع جلبکی مؤثر باشند، اما در مجموع مدیریت تراکم آنها در مدیریت کیفیت آب مؤثر است.



شکل ۵- نمودار مقایسهٔ میانگین تراکم زئوپلانکتون بین تیمارها در کل دورهٔ مطالعه
(حروف انگلیسی غیرهمنام بیانگر معنی‌داری بودن اختلاف بین تیمارها است)

۳-۵. بررسی رژیم غذایی ماهیان مورد مطالعه با تأکید بر ماهی فیتوفاگ

بررسی ترکیب جلبک در دستگاه گوارش ماهی فیتوفاگ در پایان دوره تنوع بالایی از حضور جلبک را نشان داد. در این مطالعه در مجموع ۲۸ گونه و جنس از جلبک‌ها در دستگاه گوارش ماهی فیتوفاگ در ۳ تیمار شامل ماهی شناسایی شد. تیمار ۴ دارای بیشترین تراکم جلبک در دستگاه گوارش (۳۴۶۲۳۶۲۰/۸ عدد در کل دستگاه گوارش) بود.

به‌دنبال شکل‌گیری مخازن پشت سد پدیدهٔ یوتروفیکاسیون و شکوفایی جلبکی همیشه سلامت اکوسیستم را تهدید می‌کند که این پدیده سبب افزایش زی‌تودهٔ جلبکی یا فیتوپلانکتون‌ها، افزایش pH و کاهش شفافیت آب و تشدید شرایط بی‌اکسیژنی در نزدیک بستر دریاچه می‌شود که با تغییر بو و مزهٔ آب برای مصارف شرب مشکلات متعددی ایجاد می‌شود (Smith & Schindler, 2009). دریاچه‌های پشت سد به نوعی اکوسیستمی جدید محسوب می‌شوند که معمولاً با احداث سد روی رودخانه‌ها ایجاد می‌شوند و نیاز است این اکوسیستم‌ها به‌لحاظ فیزیکو-شیمیایی و زیستی مدیریت شوند. امروزه یکی از مهمترین بخش‌های مدیریت اکوسیستم‌های آبی که می‌تواند دو هدف بالا را دنبال کند حفاظت و مدیریت اجزای شبکهٔ غذایی می‌باشد.

ماهی فیتوفاگ ترجیحاً از فیتوپلانکتون‌ها تغذیه می‌کند و همراه آن مقدار کمی از زئوپلانکتون‌های ریز مانند روتیفرها استفاده می‌شود که برهمین اساس معمولاً به‌عنوان مصرف‌کنندهٔ سطح اول در نظر گرفته می‌شود و یکی از بهترین راهکارهای برای مدیریت و کنترل جوامع جلبکی شناخته شده است. این ماهی معمولاً ذرات ۱۰ میکرومتر و بزرگتر از آن را فیلتر می‌کند و در چند دههٔ گذشته در کشورهای در حال توسعه به‌طور گسترده برای کنترل زی‌تودهٔ جلبکی مورد استفاده قرار گرفته است (Hunt, 2005). مطالعات مختلفی در این زمینه انجام شده و نتایج آنها با اطمینان اثرات مثبت ماهیان با رژیم غذایی فیلترخواری مثل فیتوفاگ را

بر کیفیت آب به‌خوبی به اثبات رسانده است (Fukushima *et al*., 1999; Radke *et al*., 2002; Zhang *et al*., 2006; Liu *et al*., 2007; Xiao *et al*., 2010). به‌عنوان مثال در نتایج مطالعهٔ Xiao و همکاران (۲۰۱۰) با سه تراکم مختلف (۰، ۱۶ و ۵۰ گرم در مترمکعب ماهی فیتوفاگ) نشان داد که تراکم مناسب ماهی فیتوفاگ سبب کنترل و تعدیل جمعیت فیتوپلانکتون‌ها (خصوصاً سیانوباکتری‌ها که سبب شکوفایی جلبکی نیز می‌شوند)، افزایش شفافیت آب و در برخی مواقع کاهش فسفرکل آب شد که در کل می‌توان گفت که می‌تواند به کنترل یوتروفیکاسیون کمک کند.

۳-۶. رژیم غذایی ماهی کپور سرگنده

دستگاه گوارش ماهی بیگ‌هد که با تراکم بسیار پایین رهاسازی شده بود در پایان دورهٔ مطالعه مورد بررسی قرار گرفت و جوامع پلانکتونی مختلفی مشاهده شد. در مطالعهٔ Michael و همکاران (۱۹۷۸) در آمریکا نشان دادند که ماهی بیگ هد علاوه بر مواد دتریتوس و زئوپلانکتون‌ها از فیتوپلانکتون هم تغذیه می‌کنند و قادرند ذرات بین ۱۷ تا ۳۰۰۰ میکرومتر را فیلتر کنند. از گونه‌های مهمی که در دستگاه گوارش ماهی بیگ‌هد مشاهده می‌توان به *Fragillaria* sp.، *Microcystis* sp.، *Microcystis* sp.، *Ocillatoria* sp.، *Melosira* sp. و *Anabena* sp. و چند گونهٔ دیگر اشاره کرد. ماهی بیگ‌هد یا کپور سرگنده با رژیم فیلترخواری و تغذیه از پلانکتون‌های بزرگتر مثل زئوپلانکتون‌ها به‌عنوان مصرف‌کنندهٔ ثانویه در شبکهٔ غذایی نقش مهمی را ایفا می‌کند. مطالعات متعددی تأثیر مثبت ماهیان فیلترخوار بر تعادل بخشی و کاهش زی‌تودهٔ پلانکتون‌ها تا تراکم مشخصی را نشان داده و به اثبات رسانده است که البته کارایی این اثرات به ویژگی‌های اکوسیستم وابسته است (Domainzon & Devaux, 1999; Hambright *et al*., 2002; Turker *et al*., 2003, Zhang *et al*., 2013). سه عامل در موفقیت عملکرد ماهیان پلانکتون‌خوار مثل فیتوفاگ و بیگ‌هد نقش کلیدی و مهم دارد که شامل: ۱- ساختار جمعیتی فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون دریاچه، ۲- رهاسازی یا تراکم رهاسازی بچه‌ماهی به‌ازای حجم و واحد سطح دریاچه و ۳- دمای آب دریاچه می‌باشد که در مجموع این سه عامل در مطالعات لیمنولوژی حاضر به‌خوبی مورد مطالعه و بررسی قرار گرفت و در امر انتخاب ماهیان و تراکم رهاسازی لحاظ شد (Starling, 1993).

۳-۷. رژیم غذایی ماهی کپور علفخوار

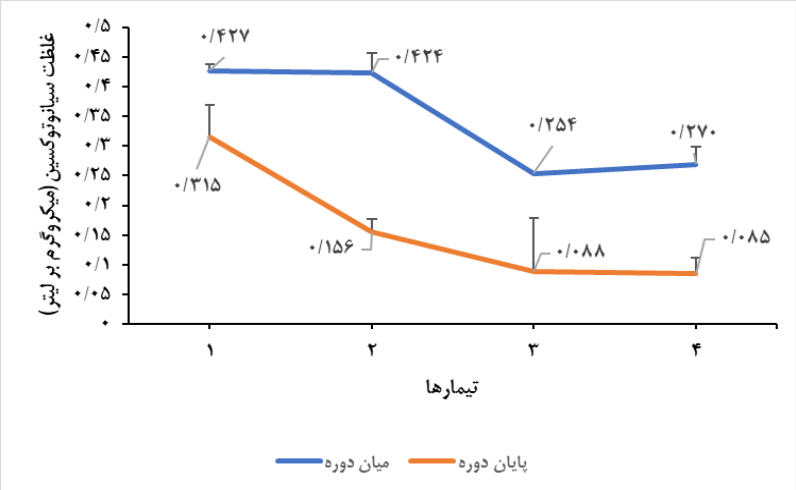
در این مطالعه در هر تیمار (به‌جز تیمار شاهد) یک قطعه ماهی آمور هم جهت بررسی دقیق‌تر رژیم غذایی رهاسازی شد. در دستگاه گوارش ماهی‌های بررسی شده در تیمار ۲ و ۴ در مجموع ۲۳ گونه جلبک شناسایی شد. ماهی آمور دارای رژیم گیاه‌خواری است و در مواقعی که گیاهان کمتری در محیط باشد می‌تواند از جلبک‌ها و به‌خصوص جلبک‌های رشته‌ای تغذیه کند. این ماهی بیش از نیم قرن است که در آمریکا و برخی کشورهای دنیا برای کنترل گیاهان آبزی مورد استفاده قرار گرفته است. این گونه با رژیم علفخواری در اکوسیستم‌های آبی جزء ماهیان مؤثر در کنترل گیاهان آبزی و جلبک‌های رشته‌ای است. Bain (۱۹۹۳) اثرات ماهی آمور بر دریاچهٔ Guntersville در آلاباما‌ی آمریکا را بررسی کرد. در این مطالعه اثرات کنترلی ماهی آمور بر گیاهان آبزی را بررسی کرد. در این مطالعه در دریاچهٔ Guntersville که نسبتاً بزگ است از ماهیان آمور عقیم استفاده شد. با توجه به تغذیهٔ ماهی آمور از گیاهان آبزی پس از پایان دورهٔ مطالعه جمعیت گیاهان آبزی کاهش یافت و زی‌تودهٔ آنها تا حد قابل توجهی کنترل شد.

ماهی آمور به‌عنوان گونه‌ای که کمترین اثر تخریبی در اکوسیستم‌های آبی را دارد، می‌تواند در دریاچه‌های با پوشش گیاهی و جلبک‌های رشته‌ای گونهٔ مناسبی برای کنترل و پیشروی زیاد آنها باشد و علاوه بر افزایش تولیدات شیلاتی باعث ایجاد تعادل در شبکهٔ غذایی دریاچه نیز شود. در مجموع علاوه بر جلبک، در دستگاه گوارش این سه ماهی مورد بررسی (ماهی فیتوفاگ یا کپور نقره‌ای، ماهی بیگ‌هد یا کپور سرگنده و ماهی آمور یا کپور علف‌خوار) حدود ۷ گونه و جنس از زئوپلانکتون‌ها از قبیل *Brachinus* sp.، *Pompholyx* sp.، *Keratella* sp.، *Rotifer* sp.، *Monostyla* sp.، *Lecane* luna.، *Ascomorpha* sp. و *Monostyla* sp. شناسایی شدند.

۳-۸. سیانوتوکسین (میکروسیستین LR) آب

شکوفایی جلبکی سیانوباکترهای سمی به‌دلیل تولید پپتیدهای سمی به نام میکروسیستین‌ها که باعث آسیب کبدی در حیوانات وحشی و اهلی می‌شوند، تهدیدی برای سلامتی هستند. microcystin-LR به‌عنوان سم جلبکی خطرناک یک تحریک‌کنندهٔ ایجاد تومور کبدی

است که از طریق مهار فعالیت‌های پروتئین فسفاتاز نوع ۱ و نوع A۲ این کار را انجام می‌دهد (Nishiwaki-Matsushima *et al.*, 1992). سنجش میکروسیستین LR در مطالعهٔ جاری در دو زمان میان دوره و پایان دوره انجام شد. براساس نتایج، در سنجش میان دوره بیشترین میزان سم میکروسیستین LR در تیمار ۱ یعنی تیمار شاهد و بدون حضور ماهی با غلظت ۰/۴۲۷ میکروگرم بر لیتر بود. این مقدار به تیمار ۲ (۰/۴۲۴ میکروگرم بر لیتر) نزدیک است اما با تیمارهای ۳ و ۴ که تراکم دو برابر و چهار برابر ماهی را داشتند تفاوت محسوسی دارد. همچنین نتایج سنجش پایان دورهٔ سم میکروسیستین LR نشان داد که غلظت این سم در پایان دوره بین تیمارها متفاوت بوده و تیمار شاهد با اختلاف بیشتری دارای بیشترین غلظت بود (۰/۳۱۵ میکروگرم بر لیتر). با گذشت زمان میزان سم جلبکی میکروسیستین LR در تیمارهای دارای ماهی کاهش یافت و از تیمار شاهد کمتر بود. در مجموع می‌توان گفت که ماهیان رهاسازی شده نقش بسیار مؤثر در کنترل جوامع جلبکی و کاهش سم میکروسیستین LR داشتند (شکل ۶).



شکل ٦– نمودار بررسی میزان سیانوتوکسین (میکروسیستین LR) در تیماری‌های مورد بررسی در میان دوره و پایان دورهٔ مطالعه

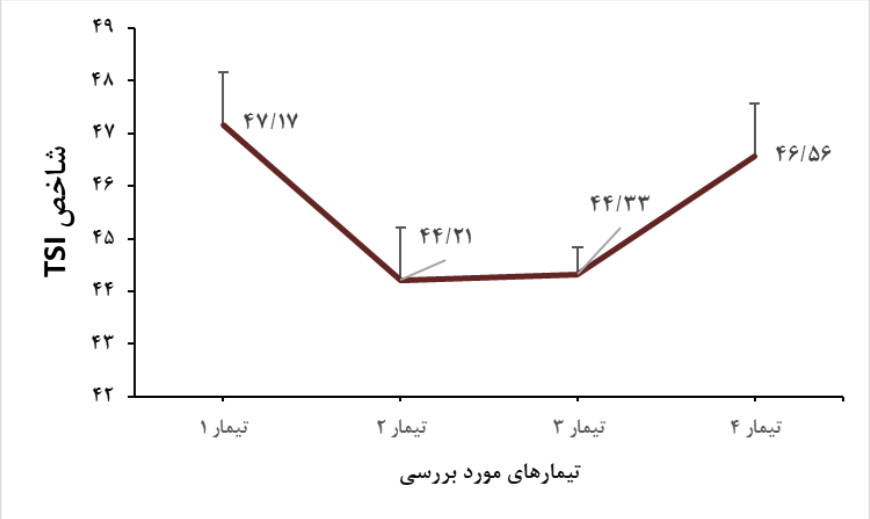
۳–۹. بررسی وضعیت تروفی تیمارها

شاخص TSI کارلسون یکی از مهمترین شاخص‌های تعیین سطح تروفی و تغذیه‌گرایی در دنیا محسوب می‌شود و در این مطالعه نیز به‌عنوان روش اصلی مورد استفاده قرار گرفت. براساس نتایج به‌دست آمده و محاسبهٔ شاخص TSI کارلسون تیمار شاهد یا تیمار ۱ (بدون حضور ماهی) داری بیشترین میزان سطح تروفی و تغذیه‌گرایی (۴۷/۱۷) بود. تیمار ۴ هم با ۴۶/۵۶ نزدیک به تیمار شاهد می‌باشد. اما تیمار ۲ و ۳ با اختلاف بیشتری کمتر از تیمار شاهد و تیمار ۴ بود. براساس جدول ۵ اگرچه هر چهار تیمار در وضعیت مزوتروف قرار دارند، ولی تیمار شاهد و ۴ به‌سمت وضعیت یوتروف گرایش دارند (شکل ۷). تعیین وضعیت تروفی یکی از مهمترین مراحل ارزیابی و مطالعهٔ علمی دریاچه یا اکوسیستم آبی ساکن است، زیرا بر این اساس می‌توان پیش‌بینی قوی و مطمئنی از ارتباطات بخش زیستی و غیر زیستی و در کل روابط درون اکوسیستم دریاچه انجام داد. تعیین میزان تروفی در اکوسیستم‌های آبی مهم است، زیرا افزایش دسترسی به مواد مغذی بر تمام سطوح اکوسیستم‌های آبی و همچنین تغییرات در فراوانی گونه‌ها، مهاجرت، کاهش تنوع زیستی و تغییر در ساختار و ترکیب جوامع تأثیر می‌گذارد. بنابراین باید روش مناسبی برای تعیین وضعیت تروفی یا تولید در اکوسیستم وجود داشته باشد (Mehdinasab, 2019).

۳–۱۰. میزان رهاسازی ماهی با هدف کنترل جلبکی و مدیریت کیفت آب

با توجه به نتایج در مجموع تیمار ۲ و ۳ نتایج بهتری را نشان دادند (تیمار ۲ برابر است با میزان رهاسازی معمول و تیمار ۳ دو برابر رهاسازی معمول در دریاچه‌های استان کردستان). جهت رعایت حدود اطمینان و کاهش اثرات احتمالی افزایش تراکم رهاسازی ماهی (که در تیمار ۴ در مورد برخی فاکتورها مشاهده شد) می‌توان تیمار ۲ را مبنای عمل رهاسازی قرار داد و در مواردی که

شکوفایی جلبکی شدید است براساس میزان رهاسازی تیمار ۳ اقدام شود. هرچند در مورد سد قشلاق سنندج اطلاعات پتانسیل توان تولید طبیعی ماهی کامل نیست اما پیشنهاد می‌گردد براساس اطلاعات اولیه‌ای که در دست است، توان تولید ۳۵۰ کیلوگرم ماهی در هکتار برای این دریاچه در نظر گرفته شود. با در نظر گرفتن این توان تولید و مساحت نرمال حدود ۸۵۰ هکتاری سالانه دریاچهٔ سد قشلاق، جهت مدیریت شبکهٔ غذایی و کنترل بار جلبکی و پلانکتونی دریاچه می‌توان در مجموع برای تولید ۲۹۷/۵ تن ماهی برنامه‌ریزی کرد. برای رسیدن به این هدف در دریاچهٔ سد قشلاق و دریاچه‌های مشابه پیشنهاد می‌گردد ۸۵ درصد ماهی فیتوفاگ، ۱۰ درصد ماهی بیگ‌هد و ۵ درصد ماهی آمور (کپور علف‌خوار) رهاسازی شود. با احتساب میانگین وزن برداشت یک کیلوگرم برای هر ماهی و اعمال ضریب بازگشت شیلاتی ۴۵ درصد می‌توان براساس جدول ۵ برای رهاسازی ماهی و آبزی‌دار کردن دریاچه برنامه‌ریزی کرد. میزان کل رهاسازی برای هر هکتار حدود ۷۷۸ قطعه بچه‌ماهی ۱۰ گرمی و ۶۶۱۱۱۱ قطعه بچه‌ماهی برای کل مساحت ۸۵۰ هکتاری دریاچه برآورد می‌شود. برای مدیریت بهتر رهاسازی ماهیان رعایت برخی نکات ضروری است و باید به روند افزایشی مواد مغذی و تغذیه‌گرایی دریاچه به مرور زمان توجه کرد و نیاز است به‌صورت سالانه یا هرچند سال یک بار حداقل به‌صورت فصلی برای تعیین وضعیت تروفی دریاچه پایش برخی پارامترهای ضروری انجام گیرد و میزان رهاسازی را بر همین اساس تعیین کرد. برای تأمین بچه‌ماهی باید دقت شود تمامی اصول به‌خوبی رعایت شود و بچه‌ماهی دارای اصول کیفی و بهداشتی لازم بوده و با نظارت دامپزشکی از عدم انتقال ماهیان هرز و آلودگی و بیماری‌ها همراه آنها اطمینان حاصل کرد.



شکل ۷- نمودار بررسی میزان سیانوتوکسین (میکروسیستین LR) در تیماری‌های مورد بررسی در میان دوره و پایان دورهٔ مطالعه

جدول ۵- برنامهٔ پیشنهادی ترکیب و میزان رهاسازی بچه‌ماهی مورد نیاز در دریاچهٔ سد قشلاق سنندج

گونهٔ هدف رهاسازی	درصد رهاسازی	میزان رهاسازی در هکتار	میزان رهاسازی براساس سطح متوسط دریاچه (۸۵۰ هکتار)
کپور نقره‌ای (فیتوفاگ)	۸۵	۶۶۲	۵۲۸۸۸۹
کپور سرگنده (بیگ‌هد)	۱۰	۹۳	۷۹۳۳۳
کپور علفخوار (آمور)	۵	۶۲	۵۲۸۸۹
جمع کل	۱۰۰	۷۷۸	۶۶۱۱۱۱

۴. نتیجه‌گیری نهایی

مدیریت کیفیت آب پشت سدها به‌دلیل اثرات عوامل مختلف محیطی بسیار سخت و پیچیده است و نمی‌توان به‌صورت واحد و یکسان برای همهٔ اکوسیستم‌ها برنامه‌ریزی کرد اما تا حدودی می‌توان برخی مسائل و پدیده‌های مشترک را مدیریت کرد. یکی از

این موارد مشترک مدیریت شبکهٔ غذایی دریاچه (ماهی، جلبک و فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، بنتوز، گیاهان آبزی، جوامع میکروبی و سایر آبزیان) و کمک به کنترل برخی فاکتورهای فیزیکو-شیمیایی آب است.

براساس داده‌های این مطالعه در مجموع نتایج تیمار ۳ و ۲ به‌ترتیب نتایج بهتری را نشان دادند. جهت مدیریت بارجلبکی دریاچه‌ها و کنترل اثرات آن، رهاسازی ماهیان پلانکتون‌خوار و خصوصاً جلبک‌خوار می‌تواند راهکار مناسب و کاربردی باشد. در مواردی که شکوفایی شدید جلبکی رخ نداده باشد می‌توان براساس میزان رهاسازی تیمار ۲ (رهاسازی براساس توان تولید طبیعی ماهی در دریاچهٔ سد قشلاق در حالت نرمال و براساس مدل‌های رایج) اقدام کرد. در شرایط رشد فزایندهٔ جوامع جلبکی و بروز شکوفایی جلبکی شدید می‌توان براساس تیمار ۳ نسبت به رهاسازی ماهی اقدام کرد. این ماهیان با تغذیه از جوامع جلبکی افزایش جمعیت و رشد آنها را کنترل کرده و از شکوفایی جلبکی جلوگیری می‌کنند. براساس این مطالعه، ماهی فیتوفاگ یا کپور نقره‌ای با توان فیلترکنندگی بالای آب و تغذیه از اندازه‌های مختلف جلبک می‌تواند بیشترین نقش را در کنترل جوامع جلبکی داشته باشند و با تراکم بالا (۷۵ تا ۸۵ درصد) در دریاچه رهاسازی شود. همچنین ماهی بیگ‌هد به‌عنوان ماهی دوم بعد از فیتوفاگ توان کنترل زئوپلانکتون‌ها، جلبک‌های بزرگتر و رشته‌ای را دارد. می‌توان از این ماهی با تراکم رهاسازی کمتر (۱۰ تا ۱۵ درصد) در اکوسیستم‌های آبی برای کنترل جلبک‌های بزرگتر و جوامع زئوپلانکتونی استفاده کرد. ماهی سوم ماهی آمور یا کپور علفخوار می‌باشد که در صورت کمبود گیاهان آبزی به‌خوبی از جلبک‌ها؛ خصوصاً جلبک‌های رشته‌ای تغذیه کند و می‌توان با تراکم کمتر (۵ تا ۱۰ درصد) از این ماهی استفاده کرد. میزان رهاسازی و ترکیب ماهیان باید براساس مطالعهٔ لیمنولوژی و ارزیابی وضعیت تروفی و توان تولید طبیعی ماهی دریاچه مشخص شود. این ترکیب در دریاچه‌های انسان‌ساز و مصنوعی مثل مخازن پشت سد می‌تواند ترکیب مناسبی باشد و در کنار تولیدات آبزی‌پروری و رونق صیادی، به تصفیهٔ زیستی آب کمک کنند.

تشکر و قدردانی

مراتب قدردانی و تشکر خود را از معاونت پژوهشی دانشگاه کردستان، استانداری استان کردستان و شرکت آب منطقه‌ای استان کردستان بابت هماهنگی‌های اداری و تأمین مالی پروژه اعلام می‌داریم. همچنین از تمامی همکاران، کارشناسان و تعاونی صیادی سد قشلاق سنندج بابت تمامی کمک‌ها و همکاری‌های اجرایی سپاسگزاریم.

تعارض منافع

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

References

Abbasi, K., Khatib, S., Sabkara, J., Moradi Chafi, M., Bagheri, S., Zahmatkesh Y., Bayat, J., 2022. Seasonal dietary changes in silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) in Chitgar Lake (Tehran Province). *Journal of Aquatic Ecology* 12(1), 95-112. (In Persian)

Abdollahi, S., Khodadadi, M., Peyghan, R., Rajabzadeh, E., 2012. Investigating relationship between silver carp Mortality and some environmental factors in fish culture ponds of Azadegan Farming Complex. *Journal of Marine Sciences and Techniques* 1(5), 60-47.

APHA (American Public Health Association. 2005. AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th ed. Washington, DC.

Bain, B.M., 1993. Assessing Impacts of Introduced Grass Carp in Large Systems. *Environmental Management* 17(2), 211-224. DOI: 10.1007/BF02394691

Biswas, S.P., 1993. Manual of Methods in Fish Biology, South Asian Publication Pvt. Ltd., New Delhi, 157 pp.

Carmichael, W.W., 2001. Health effects of toxin producing Cyanobacteria, "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Manag* 7(5), 1359-1401. DOI: 10.1080/20018091095087

Carney, E., 2009. Relative influence of lake age and watershed land use on trophic state and water quality of artificial lakes in Kansas. *Lake and Reservoir Management* 25(2), 199-207. DOI: 10.1080/07438140902905604

Codd, G.A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the priorisation of eutrophication control. Ecological Engineering 16, 51-60. DOI: 10.1016/S0925-8574(00)00089-6

Codd, G. A., Edwards, C., Beattie, K.A., Barr, W.M., Gunn, G.J., 1992. Fatal attraction to Cyanobacteria. *Nature* 359, 110-111.

Domaizon, I., De´vaux, J., 1999. Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic Villerest reservoir (France). *Aquatic Ecology* 33, 193-204. DOI: 10.1023/A:1009984713183

Fukushima, M., Takamura, N., Sun, L., Nakagawa, M., Matsushige, K., Xie, P.I.N.G., 1999. Changes in the plankton community following introduction of filter-feeding planktivorous fish. *Freshwater Biology* 42(4), 719-735. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1999.00507.x

Hambright, K.D., Blumenshine, S.C., Shapiro, J., 2002. Can filter- feeding fishes improve water quality in lakes? *Freshwater Biology* 47(6), 1173-1182. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00840.x

Hunt, R.J., Matveev, V.F., 2005. The effects of nutrients and zooplankton community structure on phytoplankton growth in a subtropical Australian reservoir: An enclosure study. *Limnologica* 35, 90-101. DOI: 10.1016/j.limno.2005.01.004

Li, S., Mathias, J., 1994. Freshwater fish culture in China: principles and practice. Elsevier, Amsterdam.

Liu, Q.G., Chen, Y., Li, J.L., Chen, L.Q., 2007. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem. *Ecological Modelling* 203(3-4), 279-289. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.11.028

Ma, H., Cui, F., Liu, Z., Fan, Z., He, W., Yin, P., 2010. Effect of filter-feeding fish silver carp on phytoplankton species and size distribution in surface water: A field study in water works. *Journal of Environmental Sciences* 22(2), 161-167. DOI: 10.0000/1001-0742.2010220201

Maosen, H., 1983. Freshwater plankton illustration. Agriculture publishing house. 85 p.

Matthews, R., Hilles, M., Pelletier, G., 2002. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. *Hydrobiologia* 468, 107-121. DOI: 10.1023/A:1015288519122

Mehdinasab, M., 2019. Evaluation Trophy Based on Carlsson Index (TSI) Case study: Permanent wetlands in Pol-e-dokhtar County. *Iranian Scientific Fisheries Journal* 28(2), 179-185. (In Persian) DOI: 10.22092/ISFJ.2019.119110

Needham, J.G., Needham, P. R., 1996. Guide to the study of freshwater biology. Holden day, INK. San Francisco Constable & Co., LTD., Landon. Fifth edition. 106 p.

Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishikawa, T., Fujiki, H., 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 118(6), 420-424. DOI: 10.1007/BF01629424

Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishiwaka, T., Carmichael, W.W., Fujiki, H., 1992. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology* 118, 420-424. DOI: 10.1007/bf01629424

Paerl, H.W., Fulton, R.S., Moisander, P.H., Dyble, J., 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *The Scientific World Journal* 1, 76-113.

Persson, P.E., 1992. A summary of problem areas in aquatic off-flavour research. *Water Science and Technology* 25(2), 335-339. DOI: 10.2166/wst.1992.0069

Radke, R.J., Kahl, U., 2002. Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto-and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 47(12), 2337-2344. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00993.x

Samadi, M.T., Saghi, M.H., Rahmani, A., Torabzadeh, H., 2009. Zoning of Water Quality of Hamadan Darreh-Morad Beyg River Based on NSFWQI Index Using Geographic Information System. *Avicenna Journal of Clinical Medicine* 16(3), 38-43. (In Persian)

Smith, V.H., Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in Ecology & Evolution* 24(4), 201-207. DOI: 10.1016/j.tree.2008.11.009

Starling, F.L.D.M., 1993. Control of eutrophication by silver Carp (*Hypophthalmichthys-Molitrix*) in the tropical Paranoa reservoir (Brasilia, Brazil)-A mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 257(3), 143-152. DOI: 10.1007/BF00765007

Todd, C.D., Laverack, M.S., Boxshall, G., 1996. Coastal marine zooplankton: a practical manual for students. Cambridge University Press.

Tucker, C.S., Boyd, C.E., 1978. Consequences of periodic applications of copper sulfate and simazine for phytoplankton control in catfish ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 107(2), 316-320. DOI: 10.1577/1548-8659(1978)107<316:COPAOC>2.0.CO;2

Xiao, L., Ouyang, H., Li, H., Chen, M., Lin, Q., Han, B.P., 2010. Enclosure study on phytoplankton response to stocking of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a eutrophic tropical reservoir in South China. *International Review of Hydrobiology* 95(4-5), 428-439. DOI: 10.1002/iroh.201011249

Zhang, K., Lin, T. F., Zhang, T., Li, C., Gao, N., 2013. Characterization of typical taste and odor compounds formed by *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Environmental Sciences* 25(8), 1539-1548. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60232-0