13 (2) 309-324, Summer 2021

Journal of Animal Environment
(AEJ)
Journal homepage: http://www.aejournal.ir

Original Research Paper

Evaluation of dissolved organic carbon levels in earthen ponds of common and grass carps and its relationships with bacterial load, chlorophyll *a*, nutrients, and fish growth

Mahbobeh Sayari, Mohammad Kazem Khalesi, Sarah Haghparast *, Sohrab Kohestan Eskandari

Department of Fisheries, Animal Science and Fisheries Faculty, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

Key Words

Dissolved organic carbon
Bacterial load
Chlorophyll a
Nutrients
Fish biomass

Abstract

Introduction: This Study was conducted to evaluate dissolved organic carbon (DOC) and its relationship with bacterial load, chlorophyll a, nutrients, and fish growth of common carp and grass carp.

Materials & Methods: This research was conducted in three larval ponds of common carp with areas of 3.5, 2.5, and 0.7 ha and three larval ponds of grass carp with areas of 0.7, 0.9, and 1 hectare located in Barardeh village, Sari city. Samples of water quality parameters such as temperature, oxygen, pH, DOC, nitrate, total nitrogen, ammonia, phosphate, bacterial, and chlorophyll a were taken weekly from 45 cm of water surface in inlet and outlet of the ponds. Regression relationships were then investigated between DOC and the studied parameters and fish biomass in the rearing ponds.

Result & Conclusion: The results showed that there were significant and non-significant relationships between the monthly averages of DOC and some nutrients such as nitrate, phosphate, and ammonia in inlets and outlets of the rearing ponds. The mean monthly DOC showed a significant relationship with the biomass values of common carp and grass carp, while its relationship with chlorophyll a content was significant in inlets but not in outlets of fishponds. In addition, DOC did not show a significant relationship with bacterial load in both common and grass carp ponds. Comparisons of physicochemical and biological parameters showed significant differences among months for some physicochemical parameters ($p<0.05$).

* Corresponding Author's email: s.haghparast@sanru.ac.ir

Received: 27 June 2020; Reviewed: 29 August 2020; Revised: 28 September 2020; Accepted: 3 November 2020
(DOI): 10.22034/aej.2020.136979

مقاله پژوهشی

ارزیابی کربن آلی محلول (DOC) در استخرهای خاکی بچه‌ماهیان کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) و علف‌خوار (*Ctenopharyngoden idella*) و ارتباط آن با کلروفیل‌آ، بار باکتریایی، مواد مغذی و رشد ماهی

*محبوبه سیاری، محمدکاظم خالصی، سارا حق‌پرست**، سهراب کوهستان‌اسکندری*

گروه شیلات، دانشکده علوم دامی و شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

کلمات کلیدی

کربن آلی محلول
بار باکتریایی
کلروفیل‌آ
مواد مغذی
وزن توده زنده ماهی

چکیده

مقدمه: این مطالعه جهت ارزیابی کربن آلی محلول (DOC) و ارتباط آن با بار باکتریایی، کلروفیل آ، مواد مغذی و رشد بچه‌ماهیان کپور معمولی و کپورعلف‌خوار انجام شد.

مواد و روش‌ها: این تحقیق در ۳ استخر نوزادگاهی کپورمعمولی با مساحت‌های ۳/۵، ۲/۵ و ۰/۷ هکتار و ۳ استخر نوزادگاهی کپور علف‌خوار با مساحت‌های ۰/۷، ۰/۹ و ۱ هکتار واقع در روستای برارده حوالی شهرستان ساری انجام شد. نمونه‌برداری از پارامترهای کیفی آب نظیر دما، اکسیژن محلول، pH، DOC، نیترات، ازت کل، آمونیاک (نیتروژن آمونیاکی کل=TAN)، فسفات، بار باکتریایی و کلروفیل‌آ به‌صورت هفته‌ای از ۴۵ سانتی‌متری سطح آب در بخش‌های ورودی و خروجی استخرها صورت گرفت. سپس روابط رگرسیونی میان کربن آلی محلول با پارامترهای مورد مطالعه و وزن کل بچه‌ماهیان در استخرهای پرورشی بررسی شد.

نتایج و بحث: نتایج حاکی از وجود برخی روابط معنی‌دار میان میانگین ماهانه DOC با مواد مغذی نظیر نیترات، فسفات و آمونیاک در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی بود. میانگین ماهانهDOC با بیوماس بچه‌ماهیان کپورمعمولی وعلف‌خوار ارتباط‌معنی‌داری را نشان داد درحالی‌که ارتباط آن با میزان کلروفیل‌آ در بخش ورودی استخرهای پرورشی معنی‌دار و در بخش خروجی معنی‌دار نبود. هم‌چنین، DOC با بار باکتریایی در هر دو استخر کپورمعمولی و علف‌خوار ارتباط معنی‌داری را نشان نداد. نتایج حاصل از مقایسه پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی در ماه‌های مختلف حاکی از تفاوت معنی‌داری میان برخی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی در ماه‌های مختلف بود ($P<0/05$).

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: s.haghparast@sanru.ac.ir

تاریخ دریافت: ۷ تیر ۱۳۹۹؛ تاریخ داوری: ۸ شهریور ۱۳۹۹؛ تاریخ اصلاح: ۷ مهر ۱۳۹۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳ آبان ۱۳۹۹
(DOI): 10.22034/aej.2021.136979

مقدمه

فعالیت‌های آبزی‌پروری منجر به ورود مقدار بسیار زیادی از مواد آلی و معدنی حاوی ترکیبات نیتروژن و فسفر به محیط آبی می‌شوند که می‌توان با مدیریت صحیح غذادهی و مدیریت پساب از اثرات مخرب این مواد کم کرد (فروغی‌فرد و همکاران، ۱۳۹۸). تحقیقات نشان داده است که در استخرهای خاکی که با پلت (غذای دستی) تغذیه می‌شوند، ۳۵-۱۱٪ نیتروژن و ۳۶-۱۳٪ فسفر از طریق غذای دستی در بدن ماهی ذخیره می‌گردد. بخش بزرگی از این مواد مغذی به‌صورت تلفات در رسوبات و یا در سطوح آب می‌ماند (Rahman و همکاران، ۲۰۰۸). بارگذاری بیش از حد مواد مغذی در استخرهای آبزی‌پروری می‌تواند فرآیندهای زیستی طبیعی موجود در سیستم‌های آبی را مختل کند. اختلال در عملکرد یا قطع این شبکه مواد غذایی، راندمان انتقال انرژی به سطوح تروفی بالاتر را کاهش می‌دهد. مسیرهای تجزیه این ماده آلی انباشته شده، کیفیت آب و در نتیجه بقا و رشد گونه‌های مورد کشت را تعیین می‌کند (Beristain، ۲۰۰۵). کیفیت آب در یک اکوسیستم آبی منعکس کننده اثر عوامل مختلف فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی می‌باشد (فئید و همکاران، ۱۳۹۸).نگرانی عمده برای‌مدیریت‌کیفیت‌آب درسیستم‌های پرورشی، انباشت آمونیم و نیتریت به‌عنوان ضایعات دفعی آبشش و تجزیه مواد زائد غنی از نیتروژن است (Avnimelech و همکاران، ۱۹۹۴). در استخرهای متراکم که به ماهیان غذای مکمل داده می‌شود، میزان آمونیاک به‌سرعت می‌تواند به حد نامطلوب برسد (تاج‌دینیان، ۱۳۹۶). حفظ کیفیت آب در استخرها به‌شدت تحت تأثیر جلبک‌ها و یا فرآیندهای میکروبی قرار دارد. سطح اکسیژن، تجمع نیتروژن معدنی، pH، قلیائیت و دی اکسید کربن و هم‌چنین تجمع مواد آلی همه به‌طور جدی با فعالیت میکروارگانیسم‌ها گره خورده است. باکتری‌ها از مواد آلی محلول و ذرات غذایی آب و رسوبات استفاده می‌کنند. از طریق تجزیه باکتری‌ها مواد مغذی که در ماده آلی محصور شده‌اند، معدنی می‌شوند و آن‌ها را برای جلبک‌ها در دسترس قرار می‌دهند یا در زیست توده باکتریایی ذخیره می‌شوند و آن‌ها را برای سطح بالاتری در دسترس قرار می‌دهند. بنابراین باکتری‌ها ممکن است نقش مهمی در چرخه مواد مغذی به‌ویژه در استخرهای آبزی‌پروری هایپرتروفیک داشته‌باشند. زیست‌توده باکتری‌ها می‌توانند یک‌منبع مهم‌غذایی برای موجودات پرورشی باشند. مطالعات نشان داده‌اند که باکتری‌ها به‌طور مستقیم توسط تیلاپیا و یا کپور قابل مصرف هستند (Beristain و همکاران، ۲۰۰۵). کربن آلی کل (TOC= Total Organic Carbon) از کربن آلی معلق (POC= Particulate Organic Carbon)، کربن آلی محلول (DOC= Dissolved Organic Carbon) و کربن آلی فرار (VOC= Volatile Organic Carbon) تشکیل شده است.در اکثر آب‌ها، DOC مهم‌ترین ماده سازنده TOC است. POC از ذرات ارگانیک زنده و غیر زنده تشکیل شده و گه‌گاه می‌تواند از نظر کمّی اهمیت پیدا کند. از آن‌جایی‌که POC اغلب کم‌تر از ۵٪ و معمولاً کم‌تر از ۱٪ TOC را در بسیاری از نمونه‌های آب (به‌عنوان مثال آب دریا، آب دریاچه، آب آشامیدنی، آب خنک‌کننده، آب با خلوص بالا و غیره) تشکیل می‌دهد، TOC معمولاً برابر با DOC در محدوده دقت تحلیلی در نظر گرفته می‌شود و (Mopper و Qain، ۲۰۰۶) علاوه بر TOC، از تجزیه و تحلیلDOC نیز برای نظارت بر مواد آلی موجود در آب استفاده می‌شود. در اکثر آب‌های طبیعی، DOC جزء اصلی TOC است که معمولاً ۵۰ تا بیش از ۹۵ درصد آن را تشکیل می‌دهد. DOC می‌تواند اثرات متعددی بر ویژگی‌های فیزیکی دریاچه داشته و باعث تغییرات شیمیایی مهمی شده و به‌طور برجسته اثر مثبتی بر جمعیت ماهیان از طریق کاهش منابع فیزیولوژی استرس‌زا داشته باشد (Stasko و همکاران، ۲۰۱۲).هم‌چنین DOC می‌تواند نقش مهمی در کاهش سمیت آلاینده برای‌ماهی بازی کند.DOC عمدتاً متشکل‌از مولکول‌های باردار است‌که تمایل به جمع‌آوری‌وتشکیل کلوئیدهای پایدار با بار الکتریکی سایر مواد شیمیایی دارد که در بافت‌های ماهی ذخیره می‌شوند. DOC در ردیابی فلزاتی مانند آلومینیم دخالت دارد و می‌تواند در آبشش‌ها رسوب و در فرآیندهای اسمزی دخیل باشد (Benoit، ۲۰۱۴). باکتری‌های هتروتروف در اکوسیستم‌های آبی توانایی استفاده از منابع آلی استخر را برای تغذیه دارند و برای رشد نیازمند نیتروژن و کربن هستند. نیتروژن عنصری مهم در پرورش ماهیان است و به‌عنوان یک ماده مغذی برای رشد فیتوپلانکتون ضروری است و از طرف دیگر آمونیاک و نیتریت دو ترکیب آلی نیتروژنی سمی برای موجودات آبزی هستند. با بالارفتن نیتروژن در محیط آبی رشد باکتری‌های هتروتروف به کربن قابل دسترس محدود می‌شود و به این دلیل است که نسبت کربن به نیتروژن باید بهینه باشد تا باکتری‌ها بتوانند رشد کنند (Willet و Morrison، ۲۰۱۶). در طول چند دهه گذشته افزایش غلظت DOC در بسیاری از اکوسیستم‌های آبی پدیده‌ای شناخته شده است، با این‌حال، پیامد اکولوژیکی این افزایش به‌خوبی درک نشده است. بررسی‌ها نشان داده است که تولید زئوبنتوز و ماهی در کنار افزایش DOC کاهش می‌یابد و این کاهش به‌دلیل محدودیت در دسترس بودن زیستگاه‌های غنی از اکسیژن است. از طرف دیگر، بسیاری از ماهیان به کمک چشم شکار می‌کنند و سطح بالای DOC ممکن است دید را کاهش دهد. بنابراین تولید کلی، تولیدمثل و حداکثر اندازه در جمعیت ماهیان کاهش می‌یابد (Craig، ۲۰۱۶). با توجه به تأثیرات بسیار گسترده‌ای که DOC در اکوسیستم‌های آبی دارد، غلظت DOC در حال حاضر به‌عنوان متغیر تولید ماهی در نظر گرفته می‌شود که نیاز به سنجش و درک بهتر این تأثیرات وجود دارد.

هم‌چنین غلظت DOC به‌عنوان متغیر اساسی کنترل‌کننده ساختار و عملکرد دریاچه‌ها نیز در نظر گرفته شده است و در حال حاضر بیش‌تر از گذشته مورد توجه متخصصین لیمنولوژیست قرار گرفته است (Prairie، ۲۰۰۸). غلظت متغیر DOC می‌تواند تأثیرات متنوع و قدرتمندی در جنبه‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی دریاچه‌ها داشته باشد (Benoit، ۲۰۱۴). میزان کل آبزی‌پروری در سال ۱۳۹۷ در کشور ما، ۴۸۹۲۰۵ تن، و سهم پرورش ماهیان گرمابی (شامل کپورماهیان و خاویاری) ۱۹۰۲۳۸ تن بود که از این میان، ۶۰۹۳۹ تن از استان مازندران به‌دست آمد (سالنامه آماری سازمان شیلات ایران، ۱۳۹۸). ماهی کپور معمولی یکی از گونه‌هایی است که به شکل وسیعی در سیستم‌های گرمابی پرورش داده می‌شود. این ماهی معمولاً در کف استخرها حضور داشته و با کندوکاو در بستر استخرها اصطلاحاً شخم بیولوژیک انجام داده و کرم‌ها و بنتوزهای موجود در آن را مورد مصرف قرار می‌دهد. این ماهی دارای رشد مناسب و ضخامت گوشت کافی در بدن و قدرت تولید مثل بالا و مقاوم در مقابل بیماری‌ها و شرایط مختلف محیطی می‌باشد (سیفی، ۱۳۹۳). ماهی کپورعلف‌خوار (آمور) از پلانکتون‌های جانوری و سپس گیاهی و جلبک‌های ریسه‌ای تغذیه کرده و به‌صورت متناوب از گیاهان آلی نیز استفاده می‌کند. البته قادر به تغذیه از گیاهان آبزی عالی (Macrovegetation) نیز می‌باشد(هاشمی، ۱۳۹۷). این ماهی خاصیت سازگاری و رشد مطلوبی دارد و مانند سایر کپور ماهیان چینی در سطح وسیعی از جهان شامل نواحی سرد و معتدل تا نواحی نیمه گرمسیری و به‌علاوه، امروزه در استخرهای خاکی، آب‌بندان‌ها و دریاچه‌های طبیعی و پشت سدها و مناطق آبی نیز پرورش داده می‌شود (سیفی،۱۳۹۳). چندین مطالعه در ایران ازجمله بختیاری و همکاران (۱۳۹۱)، مخلوق و همکاران (۱۳۹۲)، کمالی و همکاران (۱۳۹۳)، هاشمی (۱۳۹۷) و Jamali و همکاران(۲۰۱۲)، کیفیت استخرهای پرورش ماهی را در نقاط مختلف کشور از طریق اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی بررسی کردند. با این‌حال، کربن آلی محلول در این گونه مطالعات داخلی بررسی نشد و در مطالعات خارجی نیز بررسی‌ها بیش‌تر روی دریاچه‌ها و آبگیرهای‌طبیعی صورت گرفته است (Seekell و همکاران، ۲۰۱۵؛ Schrage و Downing، ۲۰۰۴؛ Strauss و Lamberti، ۲۰۰۰) و در محیط پرورش ماهی منابع بسیار اندکی در خصوص این موضوع در دسترس هستند. لذا با توجه به اهمیت میزان کربن آلی محلول (DOC) در منابع آبی و لزوم بررسی‌های جامع در این خصوص در استخرهای پرورشی، ارزیابی سطوح کربن آلی محلول در استخرهای خاکی پرورش کپورمعمولی و علف‌خوار و ارتباط آن با بار باکتریایی، کلروفیل‌آ، مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) و رشد ماهی در پژوهش حاضر مورد بررسی قرار گرفته است تا به تبیین روابط مذکور در استخرهای پرورشی بتوان تدابیر و راهکارهایی را در جهت اصلاح مدیریت پرورش ماهی و کیفیت آب فراهم آورد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در سه استخر خاکی نوزادگاهی ماهی کپورمعمولی (به مساحت ۳/۵-۲/۵-۰/۷ هکتار) به‌عنوان سه تکرار آن و سه استخر نوزادگاهی کپور علف‌خوار (به مساحت ۰/۷، ۱، ۰/۹ هکتار) به‌عنوان سه تکرار آن واقع در روستای برارده حوالی شهرستان ساری بعد از آبگیری استخرها، و سپس کوددهی و ماهی‌دار شدن آن‌ها (در ماه مرداد) به‌مدت سه ماه از ابتدای مرداد ماه ۱۳۹۸ تا پایان مهرماه ۱۳۹۸ انجام شد. سنجش نمونه‌های آب جمع‌آوری شده از استخرهای پرورشی به‌طور هفتگی در آزمایشگاه‌های تکثیر و پرورش و فیزیولوژی آبزیان در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری صورت گرفت. اطلاعات مربوط به وسعت استخر، نوع و زمان غذادهی، میزان و نوع کوددهی، زمان رهاسازی لاروهای کپورمعمولی و علف‌خوار در هر استخر پرورشی در جدول ۱ آمده است. غذای پودری شامل پودر ماهی، پودر گوشت، آرد گندم، سبوس برنج، ویتامینه و مکمل‌های دیگر بود.

جدول ۱: اطلاعات مربوط به زمان رهاسازی بچه‌ماهیان کپورمعمولی و کپورعلفخوار و غذادهی در هر استخر پرورشی

شماره استخر	وسعت استخر (هکتار)	تاریخ کوددهی	نوع کود	میزان کوددهی (کیلوگرم به‌ازای هر هکتار)	تعداد لارو رهاسازی شده	وزن اولیه لارو ماهی	گونه لارو پرورشی	زمان رهاسازی لارو	نوع غذا
۱	۳/۵	۲۰اردیبهشت	گاوی	۳۵۰	۲۰۰۰۰۰۰	۲ گرم	کپور	۲۰ خرداد	پودری
۲	۲/۵	۲۰اردیبهشت	گاوی	۲۰۰	۱۰۰۰۰۰۰	۲ گرم	کپور	۲۰ خرداد	پودری
۳	۰/۷	ندارد	-	-	۳۳۰۰۰۰۰	۴ گرم	کپور	۹خرداد	پودری
۱	۰/۷	۲۰اردیبهشت	گاوی	۲۰۰	۱۰۰۰۰۰	۳ گرم	آمور	۱۷تیر	پودری
۲	۱	۱۵اردیبهشت	گاوی	۲۰۰	۱۰۰۰۰۰	۴ گرم	آمور	۱۷ تیر	پودری
۳	۰/۹	۳ خرداد	گاوی	۲۰۰	۱۰۰۰۰۰	۱ گرم	آمور	۱۵تیر	پودری

در پایان هر ماه از هر شش استخر تعدادی نمونه ماهی جهت اندازه‌گیری وزن (با دقت ۰/۰۱ گرم) و طول (با دقت ۰/۱ سانتی‌متر) صید و به آزمایشگاه گروه شیلات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری منتقل شد. از حاصل ضرب تعداد بچه‌ماهیان موجود در هر استخر پس از احتساب درصد تلفات و وزن متوسط نمونه‌های ماهی، وزن تقریبی توده زنده ماهی (بیوماس) محاسبه شد و در واحد مساحت (هکتار) بیان گردید. اندازه‌گیری نیترات، آمونیاک (نیتروژن کل آمونیاکی TAN=Total Ammonia Nitrogen)، فسفات و کربن آلی محلول به‌روش طیف‌سنجی با کمک دستگاه اسپکتوفتومتر انجام شد. شمارش باکتری‌های کل ستون آب (در ۴۵ سانتی متر اول آب) (برحسب CFU: colony- forming units) با استفاده از محیط کشت PCA (Plate Count Agar) صورت گرفت. مقادیر کربن، نیتروژن و فسفر جهت بدست آوردن نسبت‌های کربن به نیتروژن (C/N)، کربن به فسفر (C/P)، و نیتروژن به فسفر (N/P) تنها در خروجی استخر و در انتهای هر ماه پرورش اندازه گیری شدند. نسبت‌های مذکور به‌صورت مقدار کربن آلی تقسیم بر مقادیر کل نیتروژن و فسفر و نیتروژن کل بر فسفر کل به‌دست آمدند (Hamad و Omran، ۲۰۱۶). کلیه داده‌ها توسط نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۸ مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. جهت انجام مقایسات میان ماه‌های نمونه‌برداری از آنالیز واریانس یک طرفه (One-Way ANOVA) و آزمون تعقیبی چند دامنه‌ای دانکن (Post Hoc Duncan's multiple range test) استفاده و مقایسه میان استخرهای کپورمعمولی و علف‌خوار نیز با کمک آزمون two-independent t-test انجام گرفت. نمودارها و روابط رگرسیونی با استفاده از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ ترسیم شدند. در بررسی روابط رگرسیونی میان پارامترهای مورد مطالعه، حتی الامکان چندین شکل از روابط خطی و غیرخطی معمول بررسی شد و رابطه‌ای که در آن بالاترین ضریب تعیین (R^2) به‌دست آمد، به‌عنوان بهترین شکل از رابطه رگرسیونی انتخاب شد.

موادشیمیایی مورد استفاده: فنل (C_6H_5OH)، مولیبدات آمونیوم ($(NH_4)6MO_7O_{24}.4H_2O$)، کلرواستانو ($SnCl_2.2H_2O$)، سدیم نیتروپروساید ($Na_2[Fe(CN)_5NO]$)، فسفات بافر نمک، هیدروکسید سدیم ($NaOH$) و اسیدسولفوریک (H_2SO_4) از شرکت مرک (Merck, KGaA, 64271 Darmastadt, Germany)، محلول اکسیدکننده ($Ca(OCL)_2$)، پتاسیم هیدروژن فتالات (KPH)، استون (CH_3COCH_3) و سالسیلیک اسید ($C_7H_6O_3$) از شرکت سیگما (Sigma, St. Louis, MO) خریداری شدند.

روش اندازه‌گیری پارامترها: پارامترهای مورد مطالعه شامل اندازه‌گیری دما، اکسیژن محلول و pH به‌وسیله دستگاه واترچکر مدل Lutron WA-2017 در محل نمونه‌برداری به‌صورت هفتگی بررسی شدند. سنجش نیترات، TAN، فسفات، DOC، کلروفیل آ، ازت کل و بار باکتریایی نیز به‌صورت هفته‌ای انجام شد. از هر استخر، دو نمونه، یکی در فاصله ۲۰ متری از ورودی استخر و دیگری در فاصله ۲۰ متری از خروجی استخر هر دو، در عمق ۴۵ سانتی‌متر از سطح آب تهیه شد. برای اندازه‌گیری TAN آب، ۱ سی‌سی محلول فنل، ۱ سی‌سی محلول سدیم نیتروپروساید و ۲/۵ سی‌سی محلول اکسیدکننده به ۲۵ سی‌سی نمونه، اضافه شد. پس از هم‌زدن به‌قدر کافی، نمونه‌ها در محیط تاریک قرار گرفتند و بعد از ۱ ساعت در دستگاه اسپکتوفتومتر مدل (Lightwave S2000 UV/VIS diode array spectrophotometer) در طول موج ۶۴۰ نانومتر قرائت شدند. برای اندازه‌گیری نیترات، ۲۵۰ میکرولیتر آب نمونه با ۸۰۰ میکرولیتر محلول سالسیلیک اسید مخلوط شد و پس از ۱۵ دقیقه، ۱۹ سی‌سی محلول سدیم هیدروکسید افزوده و سپس در دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج‌های ۴۱۰ نانومتر قرائت شدند. برای اندازه‌گیری کربن آلی محلول، در مرحله اول، ۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر در صافی به قطر ۰/۴۵ میکرون (Whatman NO.4) فیلتر شد و در مرحله دوم ۰/۲۱۲۷ گرم پتاسیم هیدروژن فتالات توزین و در بالن ۱۰۰ میلی‌لیتر به حجم رسانده شد. نمونه شاهد در این آزمایش آب مقطر بود و سپس نمونه‌ها از رقیق به غلیظ در دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۲۵۴ نانومتر قرائت شدند. برای اندازه‌گیری فسفات، به ۱۰۰ سی‌سی نمونه، ۴ سی‌سی محلول مولیبدات آمونیوم اضافه و به‌خوبی تکان داده شد. سپس مقدار ۰/۵ سی‌سی یا ۱۰ قطره کلرواستانو به آن اضافه شد. نمونه مجدداً به‌خوبی به‌مدت ده دقیقه تکان داده شد و قبل از ۱۵ دقیقه مقدار جذب یا درصد عبور نمونه با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۹۰ نانومتر خوانده شد (Rand و همکاران، ۱۹۸۷). برای اندازه‌گیری کلروفیل آ، نمونه‌ها از محل نمونه‌برداری تا محل اندازه‌گیری در محیطی تاریک، درون نایلون مشکی قرار داده شدند. نمونه‌ها در آزمایشگاه با فیلترهایی به قطر ۰/۴۵ میکرون (Whatman NO.4) تحت فشار پمپ خلاء فیلتر شدند و فیلترها در استون ۹۰ درصد برند جهت استخراج کلروفیل آ قرار گرفتند. سپس نمونه‌ها به‌مدت یک شبانه روز در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند و پس از هم زدن، لوله‌های حاوی فیلترها در درجه‌حرارت آزمایشگاه با دور ۲۵۰۰ rpm به‌مدت ۵ الی ۱۰ دقیقه توسط دستگاه مدل (Centric MF 48) سانتریفیوژ شدند. در نهایت، مقادیر جذب لایه شفاف رویی در طول موج‌های ۶۳۰ (E_{630})، ۶۴۷ (E_{647}) و ۶۶۴ (E_{664}) نانومتر قرائت و سپس با استفاده از رابطه زیر مقدار کلروفیل آ ($Chl.\ \alpha$) محاسبه شد (Parson و همکاران، ۱۹۹۲).

$$Chl.a = ۱۱/۸۴ \times (E_{664}) - ۱/۵۴ \times (E_{647}) - ۰/۰۸ \times (E_{630})$$

بار باکتریایی کل آب در ابتدای دوره و در ادامه هر هفته یک‌بار اندازه‌گیری شد. نمونه‌های آب از استخر به‌طور جداگانه جمع‌آوری، و هرکدام به‌طور یکنواخت مخلوط و با بطری‌های شیشه‌ای و ظروف

استریل مجزا به آزمایشگاه دانشکده علوم دامی و شیلات منتقل شدند. یک میلی‌لیتر از نمونه آب با استفاده از یک پیپت استریل به لوله آزمایش حاوی ۹ میلی‌متر فسفات بافر نمک (Phosphate buffered saline) منتقل و محتویات لوله‌ها به‌طور کامل مخلوط شدند. رقت‌های سریالی تا 10^{7} برای آب استخر با فسفات بافر نمک تهیه و حجم‌های ۰/۱ میلی‌متر از هر رقت روی سطح پلیت‌های Plate Count PCA) (Agar پخش شدند. پس از انجام کشت باکتریایی، پلیت‌های فوق به مدت ۴۸-۲۴ ساعت در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد درون انکوباتور مدل (Bosch) قرار گرفتند. در نهایت، پلیت‌ها با ۳۰۰-۳۰ واحد کلنی تشکیل شده (CFU/g) با کلنی کانتر مدل (TAT-Co) شمارش و به صورت‌واحدهای تشکیل‌دهنده کلنی(تعداد کلنی حاصله×عکس ضریب رقت) بیان شدند (هاشمی، ۱۳۹۷). برای اندازه‌گیری ازت کل، ابتدا ۲۰ سی‌سی نمونه آب و ۱ قرص کاتالیزور در لوله هضم قرار داده شد. سپس ۵ سی‌سی اسیدسولفوریک غلیظ به آن افزوده و روی هیتر در دمای ۳۹۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت تا هضم صورت گیرد و به رنگ سبز زیتونی در آید. پس از سرد شدن با دستگاه Kjeltec (Analyzer Unitمدل Ali) ۲۳۰۰ قرائت شد (Bremner، ۱۹۸۲).

نتایج

مقایسه مقادیر (میانگین± انحراف معیار) برخی از پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی آب میان دو گونه پرورشی در هر ماه با حروف معنی‌داری‌بزرگ درجدول ۲ نشان داده شده است. نتایج حاصل از مقایسه پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی آب در مرداد نشان دادکه بین دو استخرپرورشی کپور علف‌خوار و معمولی از لحاظ مقادیر آمونیاک، pH، و اکسیژن محلول اختلاف معنی‌داری وجود داشت (P<۰/۰۵). مقدار آمونیاک در استخرهای پرورشی کپورمعمولی بسیار بیش‌تر از استخر پرورشی کپور علف‌خوار بود درحالی‌که مقدار pH در استخر پرورشی کپور علف‌خوار بالاتر از استخرهای پرورشی کپور معمولی بود. میزان اکسیژن محلول نیز در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار بالاتر از استخرهای پرورشی کپورمعمولی بود (جدول ۲). در شهریور،مقادیر نیترات و آمونیاک در استخرهای پرورشی کپورمعمولی به‌طور معنی‌داری بالاتر از استخرهای کپور علف‌خوار بودند (P<۰/۰۵) درحالی‌که سایر پارامترها اختلاف‌معنی‌داری‌میان استخرهای پرورشی آمور و کپورمعمولی نشان ندادند (P>۰/۰۵). مقایسه پارامترها در مهر ماه نشان از اختلاف معنی‌دار میان pH و کلروفیل آ بین استخرهای پرورشی کپورمعمولی و کپور علف‌خوار داشت، به گونه‌ای که سطوح pH در استخرهای پرورشی کپورمعمولی به‌طور معنی‌داری بالاتر از استخرهای کپور علف‌خوار بود، درحالی‌که مقادیر کلروفیل آ در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از استخرهای پرورشی کپورمعمولی بود (P<۰/۰۵). میان دو استخر پرورشی در هیچ‌یک از ماه‌های پرورش اختلاف معنی‌داری ازلحاظ درجه‌حرارت مشاهده نشد (P>۰/۰۵)(جدول۲). نتایج حاصل از مقایسه پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی آب میان ماه‌های مختلف حاکی از وجود اختلاف معنی‌دار میان‌ماه‌های پرورش در اکثر پارامترها درهر یک از استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی بود(P<۰/۰۵)(جدول ۲ براساس حروف معنی‌داری کوچک). تنهاسطوح آمونیاک در استخر پرورشی کپورمعمولی، کربن آلی محلول و نیتروژن کل در استخر پرورشی کپور علف‌خوار و بار باکتریایی در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپور معمولی اختلافات‌معنی‌داری‌میان ماه‌های‌پرورش‌نداشتند(P>۰/۰۵).با گذشت زمان از مرداد ماه تا مهر ماه، درجه‌حرارت آب در استخرهای پرورشی کپورمعمولی و کپور علف‌خوار روند کاهشی معنی‌داری نشان داد (P<۰/۰۵) کم‌ترین مقدار اکسیژن محلول در استخر پرورشی کپور علف‌خوار درشهریورماه اندازه‌گیری‌شدکه با مهرماه اختلاف‌معنی‌داری نداشت (P>۰/۰۵)، اما تفاوت معنی‌داری را با ماه مرداد نشان داد (P<۰/۰۵). در استخر پرورشی کپورمعمولی، سطوح اکسیژن محلول بین ماه‌های مرداد و شهریور اختلاف معنی‌داری نداشت (P>۰/۰۵)، درحالی‌که در ماه مهر، با بیش‌ترین سطح اکسیژن محلول، تفاوت معنی‌داری داشتند(P<۰/۰۵). بار نیتروژن‌کل در استخر پرورشی کپور معمولی روند کاهشی معنی‌داری را در طی دوره سه ماهه پرورش از مرداد تا مهر نشان داد، به گونه‌ای که میان بار نیتروژن کل در ماه‌های مرداد و مهر اختلاف آماری معنی‌داری وجود داشت (P<۰/۰۵) ولی در شهریورماه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (P>۰/۰۵). مقادیر نیترات و فسفات نیز در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپور معمولی روند افزایشی طی دوره پرورش نشان داد، به‌طوری‌که کم‌ترین مقدار نیترات در مرداد ماه بود و با شهریور ماه و مهر ماه اختلاف آماری معنی‌داری داشت (P<۰/۰۵). بالاترین میزان فسفات در استخر پرورشی کپور علف‌خوار در مهرماه مشاهده شد که تفاوت معنی‌داری با سایر ماه‌های پرورش داشت (P<۰/۰۵) در استخر پرورشی کپور معمولی،کم‌ترین میزان‌فسفات در شهریورماه بود که با مهرماه اختلاف آماری معنی‌داری داشت (P<۰/۰۵) ولی با ماه مرداد تفاوت آماری معنی‌داری نشان نداد(P>۰/۰۵).طی دوره پرورش در استخرهای کپور معمولی، کربن آلی محلول روند کاهشی معنی‌داری داشته به گونه‌ای که به‌ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار کربن آلی محلول در ماه‌های مرداد و مهر اندازه‌گیری شد که تفاوت آماری معنی‌داری با یکدیگر داشتند(P<۰/۰۵) اما با مقدار کربن آلی محلول در ماه شهریور اختلاف معنی‌داری نشان ندادند (P>۰/۰۵). بین مقادیر pH در ماه‌های مختلف پرورش در استخرهای کپور علف‌خوار و کپورمعمولی اختلاف آماری معنی‌داری وجود داشت، به‌طوری‌که با گذشت زمان مقدار pH روند

کاهشی داشت و بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر آن به‌ترتیب در مردادماه و مهرماه برآورد شد. هم‌چنین با گذشت زمان از مردادماه تا مهرماه، مقدار آمونیاک در استخر پرورشی کپور علف‌خوار به‌طور معنی‌داری افزایش یافت (P<۰/۰۵) و کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر آن به‌ترتیب در مردادماه و مهرماه مشاهده شد. در استخر پرورشی کپور علف‌خوار، میزان کلروفیل‌آ روند افزایشی داشت، به‌طوری‌که کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر آن به‌ترتیب‌درماه‌های مرداد و مهر اندازه‌گیری شدکه با یکدیگر اختلاف آماری معنی‌داری داشتند (P<۰/۰۵) ولی با شهریورماه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (P>۰/۰۵). مقدار کلروفیل‌آ در استخرهای پرورشی کپورمعمولی روند مشخصی در طی دوره پرورش نداشت و کم‌ترین مقادیر آن در مرداد ماه و مهرماه اندازه‌گیری شد که اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نداشتند (P>۰/۰۵)، اما با شهریور ماه اختلاف آماری معنی‌داری نشان دادند (P<۰/۰۵). حداکثر نسبت C/N در استخرهای کپور علف‌خوار و کپورمعمولی به‌ترتیب در شهریور و مهر و کم‌ترین آن در ماه مرداد به‌دست آمد. هر دو نسبت C/P و N/P بیش‌ترین مقادیر را در مرداد ماه در استخرهای کپور علف‌خوار و کپور معمولی داشتند و با روند نزولی به کم‌ترین مقادیر در مهرماه رسیدند (جدول۲).

جدول ۲: مقایسه پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی آب در استخرهای پرورشی کپور علفخوار و کپور معمولی طی سه ماه پرورش

		مرداد	شهریور	مهر
درجه حرارت (سانتی‌گراد)	کپور علفخوار	۳۰/۱±۵۴/۹۸ A_a	۲۷/۱±۱۶/۷۶A_b	۲۳/۲±۷۵/۱۲ A_c
	کپور معمولی	۳۰/۲±۲۱/۰۶ A_a	۲۶/۱±۸۸/۷۹ A_b	۲۵/۲±۰۹/۶۴ A_c
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۷/۰±۵۲۷/۹۶ A_a	۷/۱±۲۲/۵۲ A_b	۷/۱±۹/۴۷ A_{ab}
	کپور معمولی	۷/۰±۴۷۸/۹۸۲ B_a	۷/۱±۴۹/۳۷ A_a	۸/۱±۷۲/۳۶ A_b
pH	کپور علفخوار	۸/۰±۴۶۵/۱۷ A_a	۷/۰±۸۹۴/۷۰۷A_b	۶/۰±۶۸۹/۱۰۴۹A_c
	کپور معمولی	۸/۰±۳۱۳/۲۳ B_a	۷/۰±۸۷۴/۶۹ A_b	۶/۰±۹۲۶/۱۸ B_c
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۰/۰±۵۵۶/۱۸ A_a	۰/۰±۷۱۸/۲۸ A_b	۰/۰±۷۶/۱۵ A_b
	کپور معمولی	۰/۰±۶۹۱/۳۷ A_a	۰/۰±۹/۲۲ B_b	۰/۰±۹۱۸/۳۰ A_b
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۰/۰±۳۷۳/۰۹۵ A_a	۰/۰±۳۶۲/۱۱۵ A_a	۰/۰±۷۶۸/۳۸۱ A_b
	کپور معمولی	۰/۰±۳۶۸/۱۸ A_{ab}	۰/۰±۳۳۵/۱۴۳ A_a	۰/۰±۵۰۹/۳۷۵ A_b
آمونیاک (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۰/۰±۰۶۵/۰۳۶ A_a	۰/۰±۱۶۵/۱۱۶ A_b	۰/۰±۳۳/۲۳ A_c
	کپور معمولی	۰/۰±۴۰۳/۴۴۶ B_a	۰/۰±۳۴۵/۲۳۳ B_a	۰/۰±۴۳۲/۴۶ A_a
کربن آلی محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۳۷/۲۱±۳۸/۸۷ A_a	۲۷/۱۳±۸/۶۹۸ A_a	۲۷/۷±۱۶/۱۳ A_a
	کپور معمولی	۴۲/۲۳±۶۵/۲۲ A_a	۳۱/۱۳±۹/۹۵ A_{ab}	۲۴/۹±۷۱/۱۹ A_b
بار باکتریایی (لگاریتم واحد تشکیل کلونی در هر سی سی)	کپور علفخوار	۳/۰±۸۲/۱۷۶ A_a	۳/۰±۸۹/۳۱۸A_a	۳/۰±۶۹/۲۸۴ A_a
	کپور معمولی	۳/۰±۸۷/۳۱۳ A_a	۳/۰±۹۲/۳۳۴ A_a	۳/۰±۷۴/۲۰۴ A_a
کلروفیل‌آ (میلی‌گرم بر لیتر)	کپور علفخوار	۰/۰±۱۸۴/۱۳ A_a	۰/۰±۲۶۷/۱۷۶ A_{ab}	۰/۰±۳۳/۱۷۱ A_b
	کپور معمولی	۰/۰±۱۴۶/۰۵ A_a	۰/۰±۲۵۳/۱۴ A_b	۰/۰±۱۷۱/۰۳۵ B_a
نسبت کربن به نیتروژن (C/N)	کپور علفخوار	۱۱/۱۶	۱۶/۰۳	۱۴/۹۲
	کپور معمولی	۱۲/۹۲	۱۳/۵۳	۱۵/۵۴
نسبت کربن به فسفر (C/P)	کپور علفخوار	۱۰۰	۷۶/۷۹	۳۵/۳۶
	کپور معمولی	۱۱۵/۸۹	۹۵/۲۲	۴۸/۵۴
نسبت نیتروژن به فسفر (N/P)	کپور علفخوار	۸/۹۸	۴/۸۰	۲/۳۶
	کپور معمولی	۸/۹۶	۷/۰۴	۳/۱۲

حروف متفاوت (a-c) نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در هر ردیف برای مقایسه میان ماه‌های مختلف در هر گونه پرورشی است (P<۰/۰۵)

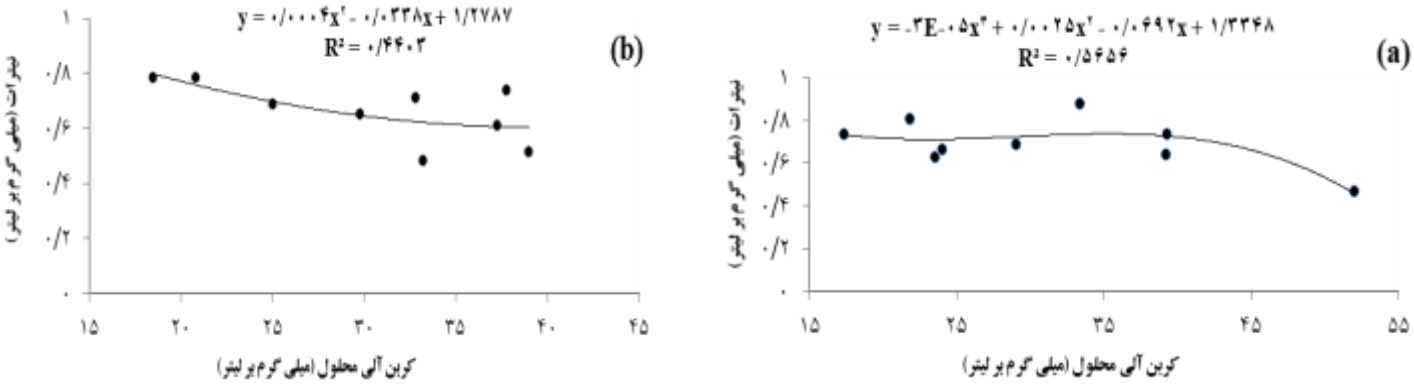
حروف متفاوت (A-B) نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در هر ستون برای مقایسه میان دو گونه پرورشی در هر ماه است (P<۰/۰۵)

تغییرات‌وزن‌توده‌زنده بچه‌ماهیان‌در استخرهای پرورشی: نتایج حاصل از برآورد وزن توده زنده ماهی (تن در هکتار) به‌ازای هر استخر در هر ماه در جدول ۳ نشان داده شده است. براساس نتایج، بالاترین وزن توده زنده در مهرماه در استخر پرورشی ۱ کپورمعمولی و کم‌ترین وزن توده زنده در استخر پرورشی ۱ کپور علف‌خوار در ماه مرداد مشاهده شد.

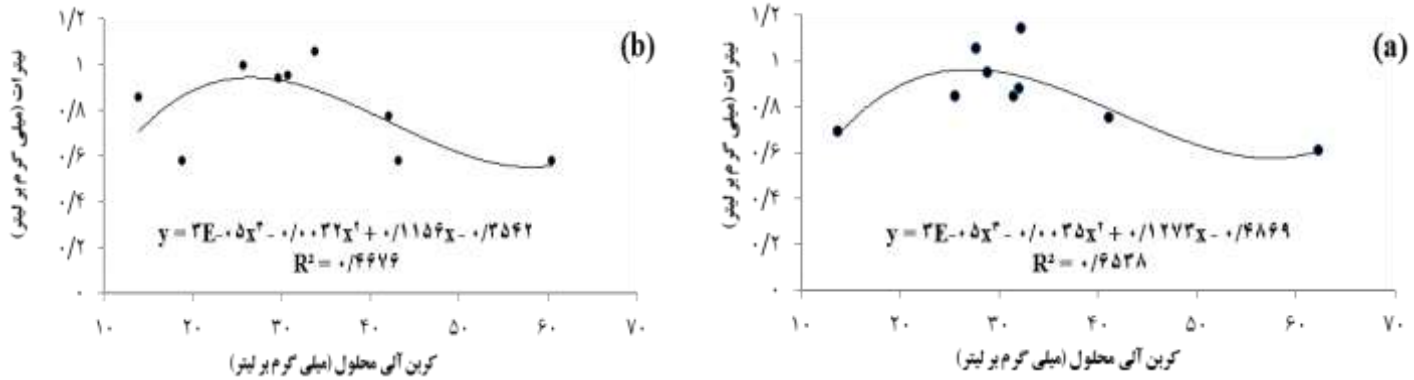
جدول ۳: وزن توده زنده ماهی (تن در هکتار) و درصد افزایش وزن (٪) در استخرهای پرورشی آمور و کپور معمولی

نوع و شماره استخر		مرداد		شهریور		مهر	
		وزن توده زنده	درصد افزایش وزن	وزن توده زنده	درصد افزایش وزن	وزن توده زنده	درصد افزایش وزن
کپورمعمولی	۱	۱/۱۳۴	۳۵/۹	۱/۸۶۷	۶۴/۶۸	۲/۱۴۵	۱۴/۸۷
	۲	۱/۵۰۵	۱۵/۵۸	۱/۵۴۲	۲/۴۰	۱/۶۲۱	۵/۱۵
	۳	۱/۵۴۷	۵۶/۸۹	۱/۵۲۶	۱۰/۰۱	۲/۱۰۴	۳۵/۹۵
کپور علف‌خوار	۱	۰/۴۴۴	۶۳/۱۴	۰/۵۱۹	۱۶/۷۹	۰/۵۹۳	۱۴/۳۷
	۲	۰/۴۶۲	۴۷/۳۱	۰/۵۴۶	۱۸/۲۰	۰/۶۲۳	۱۴/۲۴
	۳	۰/۵۶۴	۶۵/۳۳	۰/۸۲۶	۴۶/۵۶	۱/۰۸۹	۳۱/۷۶

ارتباط DOC با میزان نیترات در استخرهای پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و میزان نیترات ستون آب در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده است. با توجه به پراکنش ابر نقاط در بخش ورودی، بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) برای این ارتباط در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی (به‌ترتیب R^2=۰/۵۶۵۶ و R^2=۰/۶۵۳۸) از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار بود (P<۰/۰۵). در بخش خروجی نیز بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) برای این رابطه از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵) (اشکال ۱ و ۲).

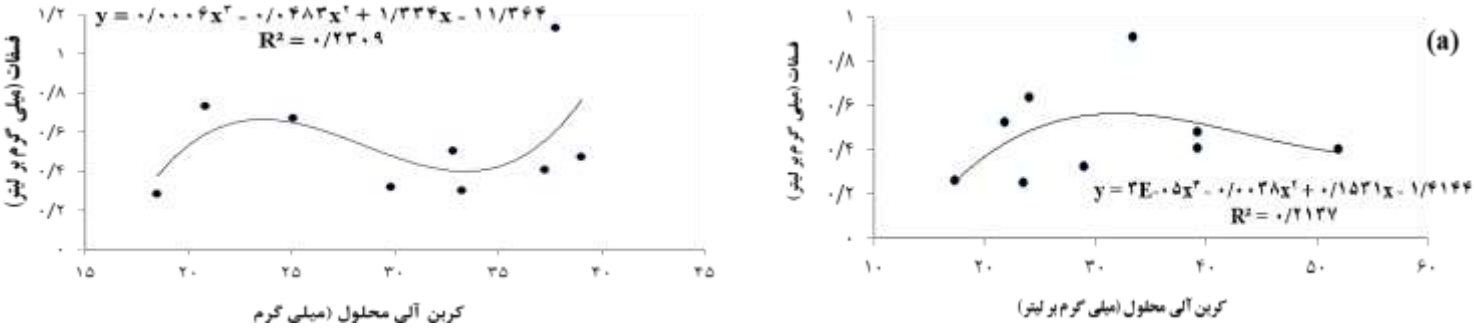


شکل ۱: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر نیترات ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور علفخوار

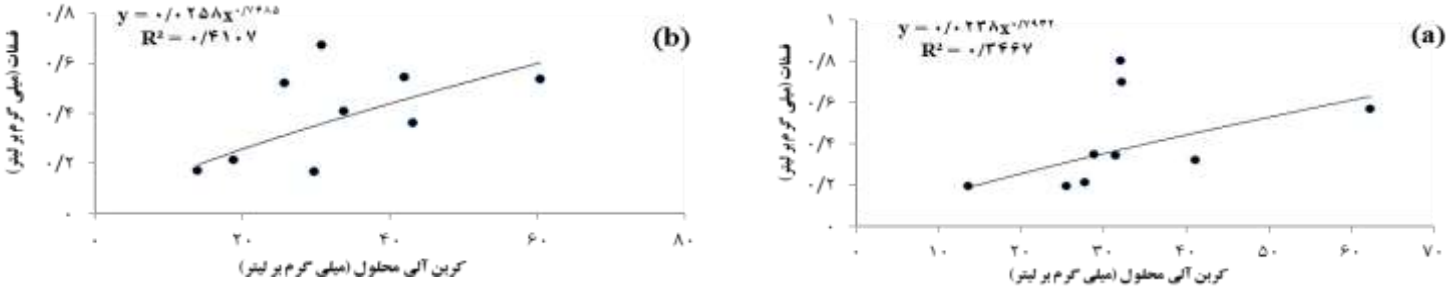


شکل ۲: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر نیترات ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپورمعمولی

ارتباط DOC با میزان فسفات در استخرهای پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و میزان فسفات ستون آب در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی در اشکال ۳ و ۴ نشان داده شده است. با توجه به پراکنش ابر نقاط در بخش ورودی و خروجی هر دو استخر، بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵) (اشکال ۳ و ۴).

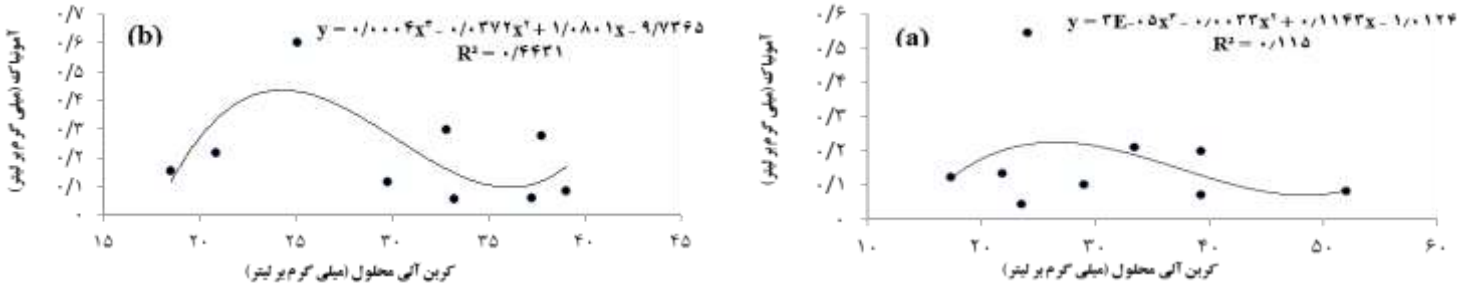


شکل ۳: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با مقادیر فسفات ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور علفخوار

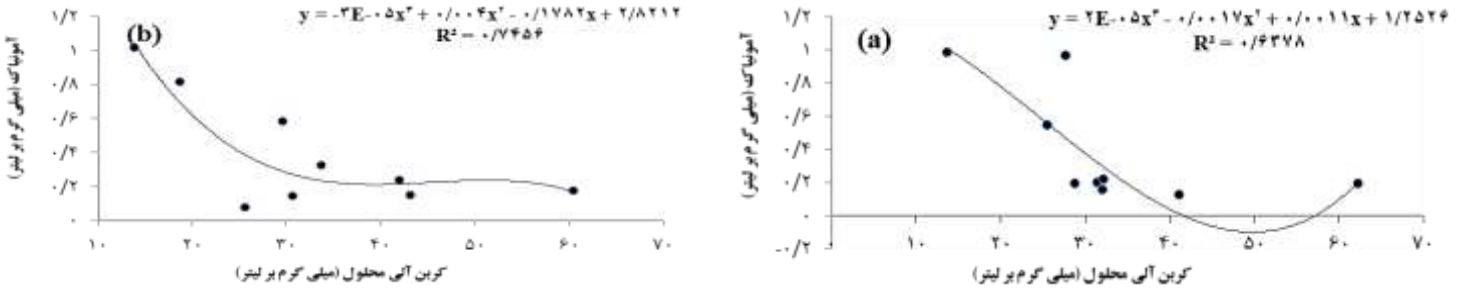


شکل ۴: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر فسفات ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور معمولی

ارتباط DOC با میزان TAN در استخرهای پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با میزان TAN ستون آب در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار در اشکال ۵ و ۶ نشان داده شده است. در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار، با توجه به پراکنش ابر نقاط، بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) برای این ارتباط از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار نبود ($P>0/05$). با توجه به پراکنش ابر نقاط در بخش ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپورمعمولی، بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار بود ($P<0/05$) (اشکال ۵ و ۶).



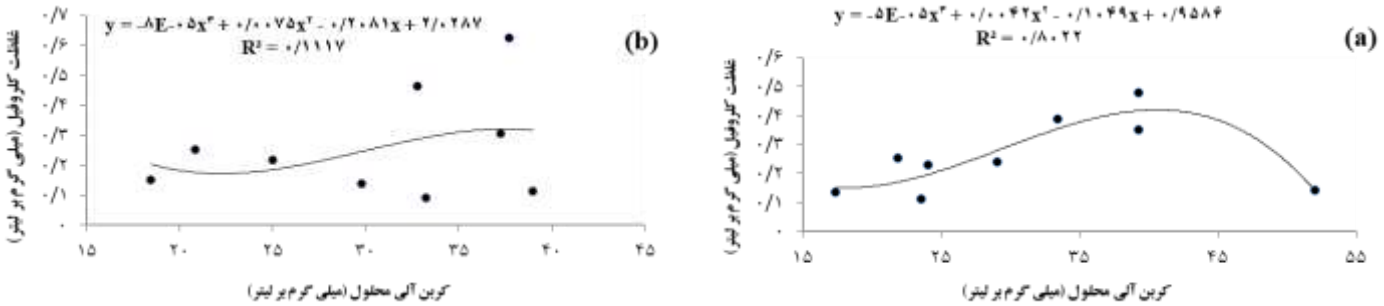
شکل ۵: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با مقادیر TAN ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور علفخوار



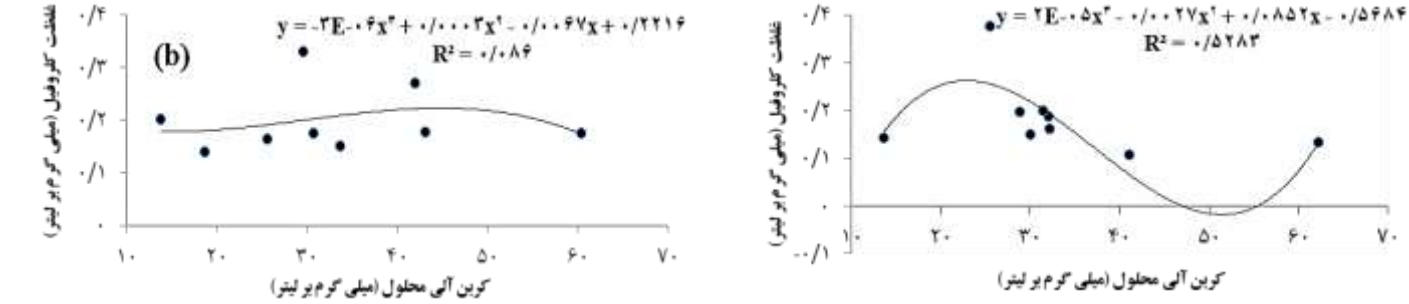
شکل ۶:ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با مقادیر TAN ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور معمولی

ارتباط کربن آلی محلول (DOC) با کلروفیل آ در استخرهای

پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با میزان کلروفیل ستون آب،در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی در اشکال ۷ و ۸ نشان داده شده است. با توجه به پراکنش ابر نقاط در بخش ورودی، بهترین رابطه غیرخطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) برای این ارتباط در استخرهای پرورشی کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی(به‌ترتیب R^2=۰/۸۰ و R^2=۰/۵۳) از نوع درجه سوم می‌باشد که از لحاظ آماری معنی‌دار بود (P<۰/۰۵). در بخش خروجی، رابطه درجه سوم با بالاترین ضریب تعیین (R^2) در مقایسه با سایر روابط غیرخطی از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵) (اشکال ۷ و ۸).



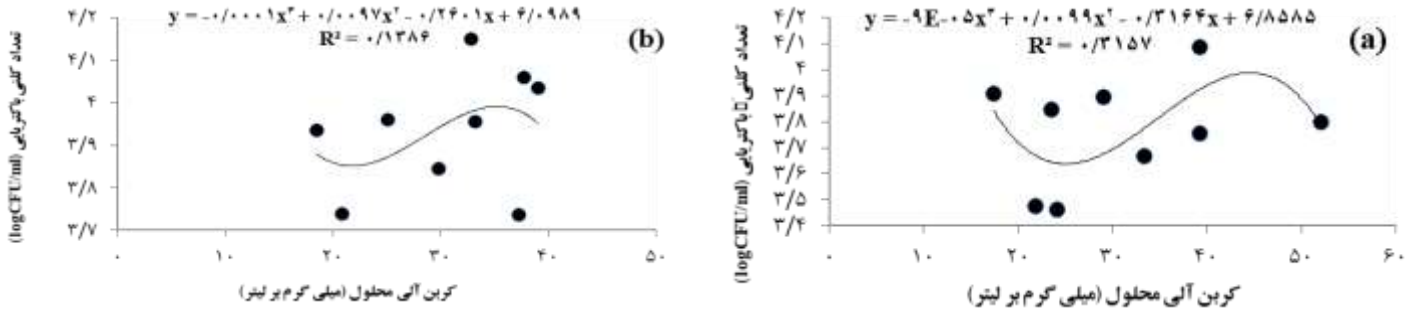
شکل ۷: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر کلروفیل آ ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور علفخوار



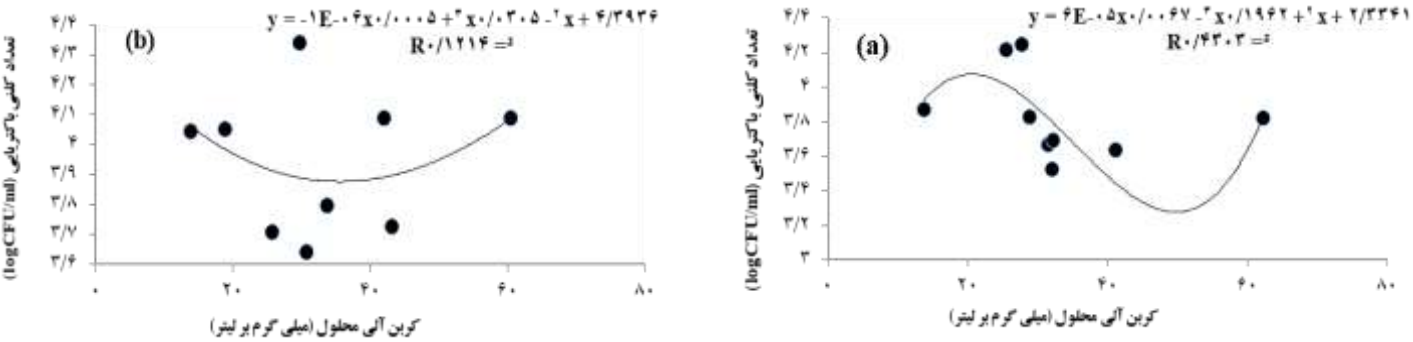
شکل ۸: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر کلروفیل آ ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور معمولی

ارتباط DOC با تعداد کلونی باکتریایی در استخرهای

پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و تعداد کلونی باکتریایی (logCFU/ml) ستون آب در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی در اشکال ۹ و ۱۰ نشان داده شده است. با توجه به پراکنش ابر نقاط در بخش‌های ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی، بهترین رابطه غیر خطی برازش شده با بالاترین ضریب تعیین (R^2) برای این ارتباط از نوع درجه سوم (Cubic) می باشد که البته از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵).

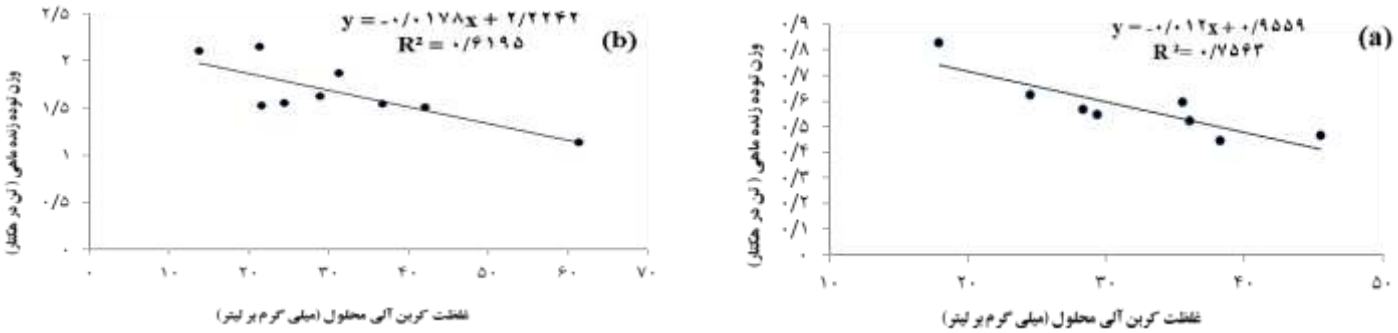


شکل ۹: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و تعداد کلنی باکتریایی ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور علفخوار



شکل ۱۰: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و تعداد کلنی باکتریایی ستون آب در بخش‌های ورودی (a) و خروجی (b) استخرهای پرورشی کپور معمولی

ارتباط DOC با بیوماس ماهی در استخرهای پرورشی: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC (میلی‌گرم بر لیتر) با بیوماس ماهانه ماهی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی در اشکال ۱۱ و ۱۲ نشان داده شده است. با توجه به پراکنش ابر نقاط، DOC با بیوماس دو گونه پرورشی با بالاترین ضریب تعیین (R^2) (به‌ترتیب ۰/۷۵۶۳ و ۰/۵۴ برای کپور علف‌خوار و کپور معمولی) رابطه خطی داشته که از لحاظ آماری معنی‌دار بود ($P<0/05$) (اشکال ۱۱ و ۱۲).



شکل ۱۱: ارتباط میان میانگین ماهانه DOC با بیوماس ماهانه کپور علفخوار (a) و کپور معمولی (b) در استخرهای پرورشی

بحث

ویژگی‌های آب در پرورش آبزیان از اهمیت خاصی برخوردار است. منابع آب مزارع پرورش ماهی لازم است از جوانب مختلف ترکیبات آبی مورد بررسی قرار گیرند، چرا که حتی یک مطالعهٔ مختصر در کیفیت آب می‌تواند عواملی را آشکار سازد که ممکن است تأثیرات مهم دگرگون‌کننده‌ای بر تعداد و نوع ماهیان پرورشی داشته باشند. تحقیق حاضر به‌منظور برآورد سطوح کربن آلی محلول و ارتباط آن با بار باکتریایی، کلروفیل‌آ، مواد مغذی و تولید ماهی در ۶ استخر خاکی کپورمعمولی و کپورعلف‌خوار در یک‌دوره پرورش سه‌ماهه صورت گرفت. طی این دوره در استخرهای کپورمعمولی، کربن آلی محلول روند کاهشی معنی‌داری از مردادماه تا مهرماه داشت، به‌طوری‌که بیش‌ترین (۲۳/۲۲±۴۲/۶۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کم‌ترین (۹/۱۹±۲۴/۷۱ میلی‌گرم بر لیتر) مقادیر کربن آلی محلول به‌ترتیب در ماه‌های مرداد و مهر اندازه‌گیری شد. در پژوهشی بر سه آب‌بندان ماهیان گرمابی در استان مازندران، میانگین کربن آلی کل (TOC)، که جزء اصلی آن را کربن آلی محلول (< ۹۵ درصد) در اکثر آب‌ها تشکیل می‌دهد (Mopper و Qain، ۲۰۰۶) از فروردین ماه تا مهر ماه روند صعودی داشت و بیش‌ترین میانگین آن (۱/۶۱±۱۸/۷۰ میلی‌گرم بر لیتر) در شهریور ماه ثبت شد (هاشمی، ۱۳۹۷). این یافته برخلاف روند کاهشی کربن آلی محلول از مرداد تا شهریور در پژوهش حاضر است که می‌تواند با پرورش چندگونه‌ای در مطالعه ایشان، نوع خوراک ماهی و عملیات غذادهی و مدیریتی در ارتباط باشد. در استخر ماهی نیمه‌متراکم با ترکیب ۹۵ درصد کپورمعمولی، مقدار کربن آلی محلول بین ۱۱ تا ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر در طول یک‌سال گزارش شد (Rutegwa و همکاران، ۲۰۱۹). در این مطالعه، بیش‌ترین کربن آلی محلول در مرداد ماه ممکن است به‌علت مصرف بیش‌تر خوراک در این ماه به‌علت دمای بالا باشد، زیرا فعالیت‌های تغذیه‌ای ماهیان پرورشی می‌تواند بر چرخه کربن آلی محلول تأثیر بگذارد (Barry و همکاران، ۱۹۸۴). مشابه با روند کاهشی کربن آلی محلول از مردادماه تا مهرماه، pH آب در هر دو استخر کپورمعمولی و آمور در این دوره روند کاهشی داشت.

در این‌خصوص، تراوشات و اسیدهای فلوویک و هیومیک موجود در کربن آلی محلول می‌توانند بر حالت شیمیایی اسید-باز در آب‌های شیرین بسیار تأثیرگذار باشند (Sullivan و همکاران، ۱۹۸۹؛ Laudon و Buffam، ۲۰۰۸) . pH مطلوب برای تجزیه مواد آلی در محدوده ۷/۵-۸/۵ است که با آهک‌پاشی تنظیم می‌شود و قلیائیت، دسترسی به کربن و احتمالاً حلالیت فسفات را بهبود می‌دهد (Boyed، ۱۹۹۵). در این پژوهش، دامنه مذکور در دو ماه مرداد و شهریور در هر دو استخر کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی مشاهده شد و در این ماه‌ها DOC و بار باکتریایی نیز بالاتر از مهرماه بودند. این در حالی است که مقادیر pH به‌طور معنی‌داری در مهرماه کم‌تر از مرداد و شهریور در هر دو نوع استخر پرورشی بود.در واقع،می‌توان نتیجه گرفت که دامنه مطلوب pH در ماه‌های مرداد و شهریور زمینه را برای تجزیه بیش‌تر مواد آلی و در نتیجه کاهش DOC و افزایش بار باکتریایی فراهم ساخت، چرا که نرخ رشد میکروب‌ها با غلظت مواد آلی مرتبط است. هم‌چنین رشد باکتری‌ها و جلبک‌ها نسبت به مقادیر محدود فسفر دارای محدودیت می‌شود و افزایش حلالیت فسفات در دامنه pH مطلوب (که در بالا بیان شد) می‌تواند روند افزایشی باکتری‌ها را در این دامنه در مرداد و شهریور توجیه کند، اگرچه این روند از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (جدول ۳). لذا افزایش معنی‌دار مقادیر فسفات را در مهرماه در هر دو استخر کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی می‌توان به مصرف این ماده در مرداد و شهریور جهت افزایش بیوماس باکتری‌ها نسبت داد. ضمن این که حلالیت بیش‌تر فسفات (به‌عنوان یک ماده مغذی ضروری برای فتوسنتز) نشانگر تکثیر بیش‌تر جلبک‌ها و به‌دنبال آن تولید بالاتر DOC در این دو ماه است، زیرا بخشی از DOC توسط جلبک‌ها آزاد می‌شود(Beristain، ۲۰۰۵).به‌علاوه،مطالعات نشان می‌دهند که میزان بیوماس، تولید و یکنواختی فیتوپلانکتون‌ها در pH اسیدی تغییر می‌کنند (Decline، ۱۹۹۳) و این یافته با کاهش غلظت کلروفیل‌آ (در نقش نشانگر تراکم فیتوپلانکتونی) همراه با روند کاهشی pH در مهرماه به ویژه در استخرهای کپورعلف‌خوار مشهود بود. علاوه بر این، دلیل دیگر کاهش غلظت کلروفیل‌آ در استخرهای کپور علف‌خوار را می‌توان به بالاتر رفتن بیومس وزنی ماهیان در این ماه و از این‌رو تغذیه بیش‌تر آن‌ها از بار گیاهی نسبت داد. افزون بر این، بیش‌تر ماهیان در حدود pH = ۷ رشد بهتری دارند (Bryan، ۲۰۱۱) و در پژوهش جاری نیز بالاترین وزن توده زنده ماهی(تن در هکتار)در مهرماه با pH آب حدود ۷ در استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپور معمولی به‌دست آمد. در مطالعه حلاضر، ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و تعداد کلونی باکتریایی ستون آب در بخش ورودی و خروجی استخرهای پرورشی کپور علف‌خوار و کپورمعمولی از لحاظ آماری معنی‌دار نبود. آزمایشات قبلی به‌طورکلی افزایش زیست توده باکتریایی را با افزایش غلظت DOC مشاهده کردند(Jones، ۱۹۹۲؛ Koetsier، ۱۹۹۷).ازسوی دیگر، زیست توده باکتریایی در سیستم‌هایی با DOC بالا (<۲۰ میلی‌گرم بر لیتر) شروع به کاهش می‌کند که ناشی از اتصال مواد مغذی و احتمالاً آنزیم‌های تولید شده توسط باکتری‌ها برای به‌دست آوردن مواد مغذی محدود است (Stewart و Wetzel، ۱۹۸۲؛ Kim و Wetzel، ۱۹۹۳).در این مطالعه با مقادیر بالای DOC(۲۴/۷۱ تا ۴۲/۶۵ میلی‌گرم بر لیتر) در استخرهای هر دو گونه، میزان تولید باکتری‌های شمارش شده در این آزمایش با مقادیر بالای DOC افزایش یافت ولی معنی‌دار نبود. لذا به‌نظر می‌رسد که سطوح مواد مغذی در طول دوره پرورش کافی بودند و محدویت معنی‌داری در تولید و بار باکتریایی ایجاد نشد. افزون بر این،در پژوهشی گزارش شد که استفاده از DOC توسط جوامع باکتریایی دریاچه به‌شدت به‌وجود فسفر بستگی داشت(Smith و Prairie، ۲۰۰۴) و در این‌جا نیز مقادیر کم و بیش افزایشی فسفات برآورد شده در استخرهای هر دو گونه نشان می‌دهد که مقادیر بالای DOC محدودیتی برای تولید باکتری‌ها ایجاد نکرد. با بالارفتن کربن آلی، تجمع انواع میکروارگانیسم‌ها و جلبک‌ها در سیستم آبزی‌پروری بالا خواهد رفت (Crab و همکاران، ۲۰۱۲). با این وجود، اکسیژن محلول، دما و کل کربن آلی مهم‌ترین عوامل محیطی هستند که بر جامعه میکروبی آب تاثیر می‌گذارند، و از میان آن‌ها درجه‌حرارت نقش مهمی را در پویایی فصلی جمعیت باکتریایی ایفا می‌کند (Qin و همکاران، ۲۰۱۶). کاهش اکسیژن محلول همراه با بالارفتن DOC سبب افزایش تنفس باکتری‌ها به‌دلیل ورودی بیش‌تر مواد آلی خواهد شد و زیستگاه‌های اکسیژن‌دار برای گونه‌های حساس به اکسیژن از دست خواهند رفت. به‌علاوه، زی‌توده باکتری‌های هتروتروف و کیفیت باکتری‌ها معمولاً در بیش‌ترین عمق ستون آب هستند (Hessen و Andersen، ۱۹۹۰؛ Bennet و همکاران، ۱۹۹۰). با توجه به این‌که رسوبات آلی معمولاً در بخش‌های عمیق‌تر استخرها انباشته می‌شوند (Beristain، ۲۰۰۵)، که این موارد ممکن است در عدم رابطه معنی‌دار بین DOC و تعداد کلونی باکتریایی در دو استخر مذکور تأثیرگذار باشند، زیرا در پژوهش حاضر نمونه‌برداری از آب در عمق ۴۵ سانتی‌متری از استخرهایی با عمق ۱/۵-۱ متری صورت گرفت که در نتیجه بخش زیادی از باکتری‌های ساکن در عمق بیش‌تر در نمونه‌های آب وارد نشدند. در سیستم‌های آبزی‌پروری که ماهیان با جیره‌های سرشار از پروتئین تغذیه می‌شوند، به‌دلیل نسبت‌های پایین C/N شکل‌گیری زی‌توده‌باکتری‌ها بستگی به فراهمی کربن دارد(Schneider و همکاران، ۲۰۰۴). افزودن خوراک به استخر می‌تواند بیوماس باکتریایی را افزایش دهد و یک کیلوگرم جیره فرموله می‌تواند حدود ۱۲۵ گرم زی‌توده باکتریایی تولید کند. در استخرهایی که حاوی حدود ۱۷۵۰ کیلوگرم ماهی در هر هکتار هستند، نسبت هتروتروفی برابر با ۱ است

و اگر این نسبت <۱ باشد باکتری‌ها غالباً بر فرآیندهای استخر تأثیر گذار هستند (Beristain، ۲۰۰۵). در این تحقیق، بار باکتریایی در استخرهای کپورمعمولی نسبتاً بالاتر بود که مطابق با یافته فوق می‌تواند به‌دلیل بالاتر بودن سطح تغذیه در استخرهای کپورمعمولی به‌دلیل بالاتر بودن تراکم آن‌ها به‌ازای هر هکتار در هر استخر باشد که در نتیجه سبب ورود مقادیر بالایی از کربن خوراک و افزایش بار باکتریایی در این استخرها شد. هم‌چنین تفاوت‌های مدیریتی (مانند نوع کود و مقدار کوددهی) بین دو استخر مورد مطالعه می‌تواند اختلافات بار باکتریایی بین آن‌ها را توجیه نماید. ارتباط میان میانگین ماهانه DOC و مقادیر کلروفیل‌آ ستون آب در بخش‌های ورودی هر دو استخر کپور علف‌خوار و کپورمعمولی از لحاظ آماری معنی‌دار بود، ولی در بخش‌های خروجی معنی‌دار نبود. یکی از عوامل تأثیرگذار در رشد و تکثیر فیتوپلانکتون‌ها و در نهایت افزایش میزان کلروفیل‌آ عامل دما است که در این تحقیق، بالاترین دما در استخر کپور علف‌خوار در شهریور ماه و در استخرهای کپورمعمولی در مرداد ماه ثبت شد. در تحقیق مشابهی نیز افزایش دما در مرداد ماه یکی از عوامل افزایش غلظت کلروفیل‌آ بیان شد (رضایی‌تبار و همکاران، ۱۳۹۶). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت کلروفیل‌آ از ۰/۰۵ ± ۰/۱۴۶ میلی‌گرم بر لیتر در استخر کپورمعمولی در مردادماه تا ۰/۱۷۶±۰/۲۶۷ میلی‌گرم بر لیتر در استخر کپور علف‌خوار در شهریورماه متغیر بود. این مقادیر در محدوده مقادیر برآورد شده در استخرهای پرورش توأم کپورماهیان در سه ماه مرداد تا مهر قرار دارند که به‌طور مشابه، مقادیر کلروفیل‌آ در مردادماه افزایش یافت (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۲). مقادیر متغیر کلروفیل‌آ بین ۱۲/۵ تا ۲۱۲ میلی‌گرم بر مترمکعب در استخرهای پرورش بسته به کوددهی و نوع آن، پرورش تک‌گونه‌ای یا چندگونه‌ای و نیز گونه پرورشی گزارش شده است (Beristain، ۲۰۰۵). غلظت کلروفیل‌آ با افزایش تعداد سلول‌های باکتریایی رابطه خطی دارد (Gasol و Duarte، ۲۰۰۰) و جمعیت باکتری‌ها در محدوده کلروفیل‌آ که معمولاً در استخرها یافت می‌شود، متفاوت است و در دامنه $۱/۱\times۱۰^{۶}$ تا $۴/۷۴\times۱۰^{۷}$ سلول در هر میلی‌لیتر قرار دارد (Wetzel، ۱۹۷۵). در این پژوهش نیز بالاترین غلظت‌های کلروفیل‌آ (میلی‌گرم بر لیتر) در استخرهای کپور علف‌خوار (۰/۱۷۶±۰/۲۶۷) و کپورمعمولی (۱۴/۲۵۳±۰/۰) با بیش‌ترین بار باکتریایی (به‌ترتیب ۰/۳۱۸±۳/۸۹ و ۰/۳۳۴±۳/۹۲ logCFU/ml) هر دو در شهریور ماه برآورد شدند که با مطلب فوق مطابقت دارد. مقادیر کلروفیل‌آ در استخرهای کپورعلف‌خوار عموماً بالاتر از استخرهای کپور معمولی بودند و در شهریورماه اختلاف معنی‌داری داشتند. وسعت کم‌تر استخرهای کپورعلف‌خوار در مقایسه با استخرهای کپورمعمولی و نیز اختلاف در زمان رهاسازی بچه‌ماهیان کپورعلف‌خوار و کپور معمولی می‌تواند دلیلی برای مقادیر بیش‌تر کلروفیل‌آ در استخرهای کپورعلف‌خوار باشد. روند افزایشی میزان کلروفیل‌آ همراه با پیشرفت دوره پرورش (به‌ویژه در استخرهای کپورعلف‌خوار) مشاهده شد که به‌طور مشابه این روند افزایشی (از ۰/۲ به ۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر) در استخرهای پرورش چندگونه‌ای کپورماهیان هندی نیز گزارش گردید (Adhikari و همکاران، ۲۰۰۷). تعیین نسبت بهینه کربن، نیتروژن و فسفر با ترکیب کود مخلوط ارزان قیمت برای تنظیم ماده، انرژی، چرخه مواد و تولید زیستی مورد نیاز در مسیر تولید گونه هدف در استخرهای پرورش ماهی به‌خصوص گرمابی در کشور مورد نیاز است (مسلمی و همکاران، ۱۳۹۵). نسبت معمول C/N در استخرهای خاکی تیلاپیا در دامنه ۱۰/۵۵-۷/۱۰ گزارش شد (Jimenez-Montealegre و همکاران، ۲۰۰۲). مطلوب‌ترین نسبت C/N برای تولید ماهی بین ۱۰ تا ۲۰ است (Boyed، ۱۹۹۵) و مقادیر برآورد شده C/N در این مطالعه در دامنه مذکور قرار دارند. به‌علاوه، نسبت کربن به نیتروژن بالاتر از ۱۰ سبب جذب عمده ماده آلی به زیست‌توده باکتریایی می‌شود ولی در نسبت زیر ۱۰ بخش بزرگی از کربن به شکل کربن‌دی‌اکسید از بین می‌رود (Berard و همکاران، ۱۹۹۵)، که می‌تواند یکی از دلایل افزایش بار باکتریایی در ماه‌های مرداد و شهریور همراه با روند کاهشی DOC در استخرهای کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی در این مطالعه باشد. به گفته Jana و همکاران (۲۰۰۱)، نسبت N/P بین ۲ تا ۶/۷ برای بالاترین تراکم جمعیت باکتریایی مطلوب بود و در این پژوهش نیز بالاترین بار باکتریایی در نسبت‌های N/P برابر ۴/۸۰ و ۷/۰۴ به‌ترتیب در استخرهای پرورش بچه‌ماهیان کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی مشاهده شد. هم‌چنین روند افزایشی سطوح نیترات در استخرهای آمور و کپور معمولی همراه با افزایش نسبی C/N مشاهده شد و روندی مشابه در مطالعه Zhao و همکاران (۲۰۱۴) در نسبت‌های ۱۱ تا ۲۳ گزارش گردید، که نشانگر حضور بالای باکتری‌های نیترات‌ساز در سیستم است (طاهری‌نسب و همکاران، ۱۳۹۶). Wolny (۱۹۶۷) مشاهده کرد که نسبت N/P به نفع تولیدات بالا در استخرهای ماهی بین ۴ تا ۸ بود، که در دامنه نسبت‌های N/P برآوردشده در استخرهای پرورش بچه‌ماهیان کپورعلف‌خوار (۸/۹۸-۲/۳۶) و معمولی (۸/۹۶-۳/۱۲) در مطالعه حاضر قرار دارد. در مطالعه حاضر، میان میانگین ماهانه DOC (میلی‌گرم بر لیتر) و بیوماس بچه‌ماهیان کپورعلف‌خوار و کپورمعمولی (تن در هکتار) در محدوده ۱۵ تا ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر رابطه خطی معکوس معنی‌داری وجود داشت. که این امر را می‌توان به تراکم بسیار بالا در استخرهای پرورشی کپورمعمولی در مقایسه با استخرهای پرورشی کپورعلف‌خوار و نیز تأثیر معکوس افزایش بیش‌تر DOC بر تولیدماهی نسبت‌داد (Benoit، ۲۰۱۴). بیوماس ماهیان در استخرهای کپورمعمولی در دامنه ۱ تا ۴۰ تن در هکتار قرار دارد و افزودن غذای روزانه کم و بیش ۳-۲ درصد از وزن ماهی است که برابر با ۱۲۰-۰/۰۰۲

گرم در هر مترمربع می‌باشد. از آن‌جایی‌که خوراک به‌طور میانگین حاوی ۵۰درصد ماده آلی است، ورودی کربن آلی روزانه نیمی از ورودی خوراک مذکور خواهد بود. افزوده شدن کربن خوراک به استخرهای حاوی بیوماس بیش‌تر از ماهی، ظرفیت جلبک‌ها را برای جذب کربن کاهش می‌دهد که در پژوهش حاضر تراکم نسبتاً بالاتر فیتوپلانکتون‌ها (طبق غلظت کلروفیل‌آ) در استخرهای کپورعلف‌خوار در مقایسه با تراکم بسیار کم‌تر آن‌ها در استخرهای کپورمعمولی را شاید بتوان با مطلب فوق در ارتباط دانست. افزودن مقادیر بالایی از ترکیبات آلی ناپایدار (قابل تجزیه آسان توسط میکروارگانیسم‌ها) سبب افزایش بیوماس و فعالیت باکتری‌ها می‌شود. در استخرهایی که خاک آن‌ها دارای کربن آلی به‌مقدار کم‌تر از ۰/۵ درصد تا بیش‌تر از ۲/۵ درصد است، تولیدات ماهی پایین خواهد بود. پایین بودن کربن آلی با تولیدات پایین فیتوپلانکتون و موجودات کف‌زی در ارتباط است، در حالی‌که بالا بودن آن سبب شرایط بی‌هوازی در بستر استخرها (Boyed، ۱۹۹۵). به‌علاوه، چنان‌چه ماده آلی افزوده شده به کف استخر با شرایط بی‌هوازی نشست کند، نرخ تجزیه آهسته‌تر و بازده تبدیل مواد خوراک توسط باکتری‌ها بسیار کم‌تر خواهد بود. بنابراین، نگه‌داشتن مواد آلی تحت شرایط هوازی از نظر چرخه دوباره پسماندهای خوراک از طریق شبکه غذایی استخر حائز اهمیت است (Beristain، ۲۰۰۵). ماهیان در جستجوی غذا با برهم زدن رسوبات نرخ انتقال و تعلیق مواد را بین لایه‌های بستر و آب افزایش می‌دهند که میزان پسماندهای آلی را در آب هوازی بالای آن و در نتیجه تجزیه آن‌ها را بالا می‌برد. بنابراین، ذخیره‌سازی ماهی تغذیه کننده از کف مانند کپورمعمولی حتی در تراکم‌های پایین موجب افزایش تعلیق مجدد مواد می‌گردد (Ritvo و همکاران، ۲۰۰۴) و توان تولید استخرها را مضاعف می‌کند (Milstein و همکاران، a ۲۰۰۱). در تحقیق جاری نیز مقادیر کربن آلی محلول و بار باکتریایی در استخرهای کپور معمولی در دو ماه مرداد و شهریور بیش‌تر از استخرهای کپورعلف‌خوار بودند که می‌تواند با ویژگی کپورمعمولی در برهم زدن بستر و تعلیق مجدد مواد آلی (بیان شده در بالا) ارتباط داشته باشد. در مطالعه Koizumi و همکاران (۲۰۱۸)، میزان تولید ماهی باس دهان‌گنده (*Micropterus Salmoides*) تحت تأثیر افزایش DOC قرار نگرفت که احتمالاً به‌دلیل افزایش مواد مغذی موجود و در نتیجه منابع غذایی بود و پاسخ قابل توجهی به افزایش DOC در میزان تولید و رشد ماهی باس مشاهده نشد. آن‌ها نتیجه گرفتند که رابطه بین DOC و میزان تولید ماهی همراه با زمان به‌طور ساده یا خطی نیست و تحقیقات بیش‌تری برای درک کامل سازوکارهای ایجاد تغییرات مرتبط با DOC در میزان تولید ماهی مورد نیاز است. افزایش کربن، در سازگان مدار بسته ماهی فیتوفاگ در ضریب بازماندگی و کاهش تلفات عملکرد مثبت نشان داد و در بین تیمارهای آزمایشی در پایان دوره ۴۵ روزه آزمایش تفاوت معنی‌دار را نشان داد (رفیعی، ۱۳۹۷). برای شناسایی ذرات تقویت‌کننده رشد، آزمایشی را برای مقایسه اثرات آب استخر با ذرات انتخاب شده بر رشد میگوی سفید (*Litopenaeus vannamei*) نوجوان انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که ذرات <۰/۵ میکرون، ازجمله کربن آلی محلول، ظاهراً نقشی در رشد میگو نداشتند (Moss و همکاران، ۱۹۹۲). چگونگی تأثیر غلظت‌های مختلف DOC بر تولید گونه‌های خاص ماهی در مطالعات اندکی ارزیابی شده است و هیچ‌یک مقایسه چند گونه‌ای از رابطه تولید ماهی-DOC را ارائه نداده‌اند. بر این اساس، نیاز به ارزیابی بهتر چگونگی ارتباط تغییرات DOC با تولید ماهی وجود دارد و این که آیا این رابطه می‌تواند بین گونه‌های ماهی متفاوت باشد (Benoit، ۲۰۱۴). در این رابطه، رشد ماهی *Sander vitreus* در محدوده DOC ۴/۶ تا ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافت، ولی برای ماهی *Perca flavescens* در محدوده DOC ۴/۱ تا ۱۵/۷ میلی‌گرم بر لیتر هیچ رابطه‌ای مشاهده نشد. هم‌چنین، از این‌رو، اهمیت رابطه رشد-DOC بین هر گونه ماهی نشان‌داد که یک رویکرد خاص گونه‌ای نسبت به یک رویکرد کلی‌تر باید در ارزیابی اثر احتمالی تغییرات غلظت DOC بر تولید ماهیان آب‌شیرین در اولویت قرار گیرد. هم‌چنین نتیجه گرفته شد که تولید هر دو گونه احتمالاً تحت تأثیر مثبت افزایش اولیه DOC تا رسیدن به غلظت "مطلوب" DOC قرار داشت. بنابراین، افزایش بیش‌تر DOC تأثیر معکوس بر تولید ماهی خواهد داشت (Benoit، ۲۰۱۴). به‌طورکلی، با توجه به نیاز زیستی هر گونه افزایش DOC می‌تواند اثر مثبت، خنثی و یا منفی داشته باشد. گونه‌هایی که رشد آن‌ها با بالارفتن سطح DOC افزایش می‌یابد دارای ویژگی‌هایی ازجمله استفاده از سطح پایین‌تر هرم غذایی و خصوصاً رفتار تغذیه‌ای بدون وابستگی مطلق به حس بینایی هستند. افزون بر این، از آن‌جاکه منابع مورد استفاده درخصوص کربن آلی محلول بیش‌تر مربوط به محیط‌های طبیعی هستند، در تعمیم نتایج آن‌ها به استخر پرورشی باید احتیاط کرد. در استخر پرورشی روند تغییر کربن آلی محلول به‌دلیل کوددهی، غذادهی و هواددهی با محیط آبی طبیعی متفاوت خواهد بود. احتمالاً افزایش سینوسی بارباکتریایی بعد از افزایش کربن آلی محلول حاکی از آن است که کوددهی، غذادهی و هوادهی با دخالت در رابطه خطی بین بار باکتریایی و کربن آلی محلول و حتی ترکیبات ازته، روابط بین این عوامل را پیچیده می‌نماید. لذا جهت جلوگیری از سردر گمی در تجزیه و تحلیل داده‌ها و امکان استفاده از نتایج اندازه‌گیری‌ها (به‌خصوص بارباکتریایی، کربن آلی محلول و ترکیبات ازته) در افزایش تولید، می‌توان همواره با ردیابی نوسانات مثیزان کربن آلی محلول در استخر (به‌دلیل کاهش منابع کربنی و اثر آن بر روی تولید) مانع از کاهش تولید گردید.

براساس نتایج به‌دست آمده از پژوهش حاضر می‌توان نتیجه گرفت که استخرهای مورد مطالعه از وضعیت مناسبی برای پرورش ماهی برخوردار بودند. به‌هرحال، علاوه بر نظارت پیوسته بر پارامترهای فیزیکی، شیمیائی و زیستی در استخرهای پرورش ماهی جهت پایش نوسانات احتمالی و به‌منظور تولید حداکثر و محصول سالم‌تر، لازم است امکان پایش مستمر نسبت‌های مواد مغذی (کربن، نیتروژن و فسفات) درنظر گرفته شوند. به‌علاوه، مدیریت مناسب کوددهی و سایر شرایط محیطی (مانند نوسانات دما و سطح آب) می‌تواند بازدهی تولید ماهی را افزایش دهد. به‌طورکلی، تفاوت تراکم‌های ذخیره‌سازی در شش استخر مورد بررسی در این پژوهش، در کنار مساحت و موقعیت استخر و سایر عملیات مدیریتی مانند متفاوت بودن وزن اولیه ماهیان پرورشی در استخرها نسبت به یکدیگر و مقدار کوددهی، براساس نتایج به‌دست آمده و تولید کل ماهی در این استخرها مؤثر هستند که نیازمند تجزیه و تحلیل‌های مجزا برای هر استخر است.

منابع

۱. **بختیاری، ن.؛ فرهادیان، ا.؛ محبوبی‌صوفیانی، ن. و محمدی، م.، ۱۳۹۱.** بررسی ترکیب فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌های استخرهای خاکی پرورش میگوی پاسفید. مجله منابع طبیعی ایران. شماره ۶۵، سال ۳، صفحات ۲۵۷ تا ۲۶۹.

۲. **تاج‌دینیان، ع.، ۱۳۹۶.** بررسی بار مواد آلی و کیفیت آب در استخرهای یک و دو هکتاری مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهید احمدیان خرمشهر. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشگاه علوم فنون دریایی خرمشهر. ۷۸صفحه.

۳. **رضایی‌تبار، س.؛ اسماعیلی‌ساری، ع.؛ بهرامی‌فر، ن. و رمضان پور، ز.، ۱۳۹۶.** ارزیابی کیفیت آب استخرهای پرورش ماهی در شمال ایران. فصلنامه علوم تکثیر و آبزی پروری. شماره ۴، سال ۱۳، صفحات ۲۳ تا ۴۴.

۴. **رفیعی، غ.ر.، ۱۳۹۷.** تنظیم نسبت‌های مختلف کربن به نیتروژن ورودی به سازگان مداربسته پرورش از طریق غذا و ملاس برای تولید بیوفلاک و بررسی شاخص‌های رشد ماهی فیتوفاگ و کیفیت آب. فصلنامه محیط زیست جانوری. شماره ۳، سال ۱۰، صفحات ۱۹۹ تا ۲۰۶.

۵. **سالنامه آماری سازمان شیلات ایران. ۱۳۹۷،۱۳۹۸، ۱۳۹۲.** انتشارات سازمان شیلات ایران. معاونت برنامه‌ریزی و مدیریت منابع. دفتر برنامه‌ریزی و بودجه، گروه برنامه‌ریزی و آمار. تهران. ۶۴ صفحه.

۶. **سیفی، ج.، ۱۳۹۳.** پرورش ماهیان گرمابی در منابع آبی خرد. نشر آموزش کشاورزی. کرج. ۹۷ صفحه.

۷. **طاهری‌نسب، س.م.؛ کرامت‌امیرکلایی، ع. و اورجی، ح.، ۱۳۹۶.** ثرات نسبت کربن به نیتروژن در استخرهای متراکم کپور ماهیان پرورشی بر برخی از فراسنجه‌های کیفی آب. نخستین کنفرانس بین‌المللی علوم کشاورزی، دامی منابع طبیعی محیط زیست گردشگری روستایی و گیاهان دارویی کشورهای اسلامی، ایران.

۸. **فروغی‌فرد، ح.ا.؛ زاهدی. م.ر.؛ روحانی. ک.؛ اکبرزاده، غ. و کریم‌زاده. ر.، ۱۳۹۸.** اثرات تغذیه میگو بر میزان نیتروژن و فسفر در محیط استخرهای پرورشی میگوی سفید غربی. فصلنامه ترویجی بوم شناسی منابع آبی. شماره ۲، سال ۲، صفحات ۲۶ تا ۳۳.

۹. **فئید، م.؛ خداپرست، ح.؛ مهرابی، م.ح. و میرهاشمی‌نسب، س.ف.، ۱۳۹۸.** ارزیابی کیفیت آب دریاچه نئور (پارامترهای میکروبی و فیزیکوشیمیایی) به‌منظور آبزی‌پروری. فصلنامه محیط زیست جانوری. شماره ۲، سال ۱۱، صفحات ۳۵۳ تا ۳۶۰.

۱۰. **کمالی‌سنزیقی، م.؛ موسوی‌ندوشن، ر. و قلیچی، ش.، ۱۳۹۳.** تنوع زیستی، تراکم و فراوانی جمعیت روتیفرهای استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی منطقه گنبدکاووس (شرق استان گلستان). مجله بوم‌شناسی آبزیان. شماره ۴، سال ۱، صفحات ۷ تا ۱۷.

۱۱. **مخلوق، آ.؛ پورغلام، ر.؛ نصراله‌زاده‌ساروی، ح. و سعیدی، ع.ا.، ۱۳۹۲.** بررسی اثرات استفاده از کود شیمیایی و شیرابه کود گاوی برتراکم، زی‌توده و ترکیب ساختاری فیتوپلانکتون در آب استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی. مجله توسعه آبزی‌پروری. شماره ۷، سال ۱، صفحات ۵۹ تا ۷۴.

۱۲. **هاشمی، م.، ۱۳۹۷.**بررسی‌سطوح تروفی، کربن آلی و بار باکتریایی در استخرهای خاکی پرورش کپورماهیان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری. ۹۴ صفحه.

13. **Adhikari, S.; Chaurasia, V.S.; Naqvi, A.A. and Pillai, B.R., 2007.** Survival and Growth of *Macrobranchium Rosenbergii* (de man) Juvenile in Relation to Calcium and Bicarbonate Alkainity. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science. Vol.7, 2326 p.

14. **Avnimelech, Y.; Kochva, M. and Diab, S., 1994.** Development of Controlled Intensive Aquaculture System with a Limited Water Exchange and Adjusted Carbon to Nitrogen Ratio. Israeli Journal of Aquaculture. Vol. 46, pp: 119-131.

15. **Barry, A.; Costa, P.; Laurel, C.; Spencer, R.; Malechal, E. and Laws, A., 1984.** Polyculture of chinese carps and prawns at commercial densities and reduced feeding rates I. water and sediment microbial ecology. Journal of the World Mariculture Society. SOC. Vol. 15, pp: 367-390.

16. **Berard, A.; Volat, B. and Montuelle, B., 1995.** Bacterial Activity and its Trophic Role in a Eutrophic Ponds. Archive for Hydrobiologie. Vol. 134, pp: 499-513.

17. **Beristian, B.T., 2005.** General Introduction. In: Organic matter decomposition in simulated aquaculture ponds. pp: 11-40.

18. **Beristain, B.T.; Verdegem, M. and Avnimelech, Y., 2005.** Microbial ecology and role in aquaculture ponds. In: Organic matter decomposition in simulated aquaculture ponds. pp: 11-40.

19. **Beristain, B.T.; Pilarcyzk, B.; Verdegem, M. and Verreth, J.A.J., 2005.** Effect of C/N ratio and oxic conditions on organic matter decomposition in lab –scale intensive fresh water systems. In: Organic matter decomposition in simulated aquaculture ponds. pp: 42-61.

R.G., 1982. Influence of dissolved humic materials on carbon assimilation & alkaline phosphatase activity in natural algal bacterial assemblages. Fresh. Biol. Vol. 12, pp: 369-380. Phosphatase and the growth of microalgae. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. Vol. 25, pp: 129-132.

39. **Koetsier, P.; McArthur J.V. and Leff, L.G., 1997.** Spatial and temporal response of Stream bacteria to sources of dissolved organic carbon in a blackwater stream system. Freshwater Biology. Vol. 37, pp: 79-89.

40. **Koizumi, S.; Craig, N.; Jacob, A.; Patrick, Z.; Jacob, T.; Ziegler, K.; Brian, P.; Weidel, C.; Stuart, E.; Christopher, J. and Solomon, T., 2018.** Experimental whole-lake dissolved organic carbon increase alters fish diet and density but not growth or productivity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 75, No. 11, pp: 1859-1867.

41. **Laudon, H. and Buffam, I., 2008.** Impact of changing DOC concentrations on the potential distribution of acid sensitive biota in a boreal stream network. Hydrology and Earth System Sciences. Vol. 12, pp: 425-435.

42. **Milstein, A.; Avnimelech Y.; Zoran M. and Joseph. D., 2001.** Growth Performance of Hydrid Bass and Hydrid Tilapia in Conventional and Active Suspension Intensive Ponds. Israeli Journal of Aquaculture Research Bamidgeh. Vol. 53, pp: 147-157.

43. **Mopper, K. and Qian, J., 2006.** Water analysis: Organic carbon determinations. Encyclopedia of analytical chemistry: Applications, Theory and Instrumentation.

44. **Moss, S.M.; Pruder, G.D.; Leber, K.M. and Wyban, J.A., 1992.** The relative enhancement of *Penaeus vannamei* growth by selected fractions of shrimp pond water. Aquaculture. Vol. 101, No. 3-4, pp: 229-239.

45. **Parson, T.R.; Maita, Y. and Lalli, C.M., 1992.** A manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, New York.

46. **Prairie, Y.T., 2008.** Carbocentric Limnology: looking back, looking forward. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences. Vol. 65, No. 5, pp: 43-548.

47. **Qin, Y.; Hou, J.; Deng, M.; Liu, Q.; Wu, Ch.; Ji, Y. and He, X., 2016.** Bacterial abundance and diversity in pond water supplied with different feeds. Scientific Reports. Vol. 6, pp: 35232.

48. **Rahman, M.M.; Verdegem, M.; Nagelkerke, L.; Wahab, M.A.; Milstein, A. and Verreth, J., 2008.** Effects of common carp *Cyprinus carpio* (L.) and feed addition in rohu *Labeo rohita* (Hamilton) ponds on nutrient partitioning among fish, plankton and benthos, Aquaculture Research. Vol. 39, pp: 85-95.

49. **Rand, M.C.; Greenberg, A.E. and Taras, M.J., 1976.** Standard methods for the examination of water and wastewater. Prepared and published jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation, Washington, USA. 6000 p.

50. **Ritvo, G.; Kochba, M. and Avnimelech, Y., 2004.** The effects of Common Carp Bioturbation on Fishpond Bottom Soil. Journal of Aquaculture. Vol. 242, pp: 354-356.

51. **Rutegwa, M.; Potužák, C.; Hejzlar, J. and Drozd, B., 2019.** Carbon metabolism and nutrient balance in a hypereutrophic semi-intensive fish pond. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. pp: 420-449.

52. **Schneider, O.; Sereti, V.; Eding, E.H. and Verreth, J.A.J., 2004.** Yields and Nutrient Balances of Bacterial Production on Carbon Supplemented Fish Waste. In: S. Adams and J. A. Olafsen (Eds). Biotechnologies for Quality, Barcelona, Spain. pp: 729-730.

53. **Schrage, L.J. and Downing, J.A., 2004.** Pathways of increased water clarity after fish removal from Ventura

20. **Benoit, P.O., 2014.** Influence of dissolved organic carbon (DOC) on fish production in north-temperate lake .MSc Thesis, Mac Gill University, Macdonald, Campus Montréal, Québec. 88 p.

21. **Bennett, S.J.; Sanders, R.W. and Porter, K.G., 1990.** Heterotrophic, autotrophic, and mixotrophic nanoflagellates: Seasonal abundances and bacterivory in a eutrophic lake. Limnology and Oceanography. Vol. 35, pp: 1821-1832.

22. **Bermner, J.M. and Mulvaey, C.S., 1982.** Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Inc.Madison, Wisconsin, USA. 1158 p.

23. **Bhatnagar, A. and Devi, P., 2013.** Water Quality Guidelines of the Management of Pond Fish Culture. International Journal of Environmental Science. Vol. 3, pp: 1980-2008.

24. **Boyed, C.E., 1995.** Chemistery and Efficacy of Amendments used to treat water and Soil Quality Imbalance in Shrimp Ponds. Shrimp Farming, Journal Aquaculture 95, Baton Rouge, Louisiana, World Aquaculture Society.

25. **Bryan, R.; Soderberg, W.; Blanchet, H. and Sharpe, W.E., 2011**. Management of Fish Ponds in Pennsylvania. Department of Ecosystem Science and Management, Penn State.

26. **Crab, R.; Defoirdt, T.; Bossier P. and Verstraete, W., 2012.** Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges. Aquaculture. Vol. 356, pp: 351-356.

27. **Craig, N., 2016.** Impacts of dissolved organic carbon on productivity of fish and benthic macro invertebrates in north temperate lakes. PhD Thesis. McGill University, Montreal, Canada. 183 p.

28. **Declince, G., 1993.** The ecology of fish pond ecosystem. Springer-Science.

29. **Gasol, J.M. and Duarte, C.M., 2000.** Comparative analyses in aquatic microbial ecology: how far do they go? FEMS Microbiology Ecology. Vol. 31, pp: 99-106.

30. **Hamad, J.R.J. and Omran, A., 2016.** Total organic carbon (TOC) and carbon/nitrogen ratio in surface sediments in Kuala Sungai Baru, Melaka. International Journal of Engineering. Vol. 14, pp: 137-150.

31. **Hargreaves, J.A. and Tucker, C.S., 2003.** Defining Loading Limits of Static Ponds for Catfish Aquaculture. Journal of Aquaculture Engineering. Vol. 28, pp: 47-63.

32. **Hessen, D.O. and Andersen T., 1990.** Bacteria as a source of phosphorus for zooplankton. Hydrobiologia. Vol. 206, pp: 217-223.

33. **Horvath, L.; Tamas, G. and Seagrave, C., 2002.** Carp and Pond Fish Culture. Fishing newa books. 185 p.

34. **Jamali, Z.; Joazi, SA. and Hedayatifard, M., 2012.** Evaluation of hydrochemical and quality of water in the selected detention storages for using in aquaculture. Journal of New Technologies in Aquaculture Development. Vol .6, No. 2, pp: 1-12 (In Persian).

35. **Jana, B.B.; Chakrabarti, P.; Biswas, J.K. and Ganguly, S., 2001.** Biogeochemical cycling bacteria as indices of pond fertilization: Importance of CNP ratios of input fertilizers. Journal of Applied Microbiology. Vol. 90, pp: 733-740.

36. **Jimenez-Montealegre, R.; Verdegem, M.; Zamora, J.E. and Verte, J., 2002.** Organic Matter Sedimentation and Resuspension in Tilapia (*Oreochromis niloticus*) Ponds during a Production Cycle. Aquacultural Engineering. Vol. 26, pp: 1-12.

37. **Jones, R.I., 1992.** The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. Hydrobiologia. Vol. 229, pp: 73-91.

38. **Kim, B. and Wetzel, R. G., 1993.** The effect of dissolved humic substances on the alkaline Stewart, A.J. and Wetzel,

Marsh; a shallow, eutrophic wetland. Hydrobiologia. Vol. 511, pp: 215-231.

54. **Seekell, A.D.; Lapierre, J.F.; Ask, J.; Bergstrom, A.K.; Deininger, A.; Rodrıguez, P. and Karlsson, J., 2015.** The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. Limnology and Oceanography. Vol. 60, pp: 1276-1285.

55. **Smith, E.; Yves, M. and Prairie, T., 2004.** Bacterial metabolism and growth efficiency in lakes: The importance of phosphorus availability. Limnologt and Oceanography. Vol. 49, No. 1, pp: 137-147.

56. **Stasko, A.D.; Gunn, J.M. and Johnston, T.A., 2012.** Role of ambient light in structuring north temperate fish communities: potential effects of increasing dissolved organic carbon concentration with a changing climate. Environmental Reviews. Vol. 20, pp: 173-190.

57. **Stewart, A.J. and Wetzel, R.G., 1982.** Influence of dissolved humic materials on carbon assimilation and alkaline phosphatase activity in natural algal-bacterial assemblages. Freshwater Biology. Vol. 12, pp: 369-380.

58. **Strauss, E.A. and Lamberti, G.A., 2000.** Regulation of Nitrification in Aquatic Sediments by Organic Carbon. Limnology and Oceanography. Vol. 45, pp: 1854-1859.

59. **Sullivan, T.J.; Driscoll, C.T.; Gherini, S.A.; Munson, R.K.; Cook, R.B.; Charles, D.F. and Yatsko, C.P., 1989.** Influence of aqueous aluminum and organic acids on measurementof acid neutralizing capacity in surface waters. Nature. Vol. 338, pp: 408-410.

60. **Wetzel, R.G., 1975.** Limnology., W.B. Saunder, Philadelphia and London. 743 p.

61. **Willett, D. and Morrison, C., 2016.** era.daf.qld.gov.au15._Qld_Aqua_News_Issue_28_page_6_&_7-sec.pdf.

62. **Wolny, P., 1967.** Fertilization of worm-water fish ponds in Europe. FAO Fish Report. Vol. 44, pp: 64-81.

63. **Zhao, Z.; Xu, Q.; Luo, L.; Wang, C.A.; Li, J. and Wang, L., 2014.** Effect of feed C/N ratio promoted bioflocs on water quality and production performance of bottom and filter feeder carp in minimum-water exchanged pondpolyculture system. Aquaculture. Vol. 434, pp:442-448.