

استفاده از زئوپلانکتون‌ها در ارزیابی فصلی وضعیت تروفی تالاب چغاخور

پژمان فتحی، عیسی ابراهیمی*، امیدوار فرهادیان، جواد معتمدی و علی رضا اسماعیلی

اصفهان، دانشگاه صنعتی اصفهان، دانشکده منابع طبیعی، گروه شیلات

تاریخ پذیرش: ۹۳/۸/۱۰

تاریخ دریافت: ۹۲/۸/۲۹

چکیده

در این مطالعه، وضعیت غذاپروری تالاب چغاخور با استفاده از زئوپلانکتون‌ها بررسی شد. نمونه‌برداری از اردیبهشت تا اسفندماه ۱۳۸۹ در ۴ فصل و ۱۰ ایستگاه انجام گردید. فواصل بین ایستگاه‌ها از هر طرف ۱ کیلومتر در نظر گرفته شد. نمونه‌برداری از زئوپلانکتون‌ها با استفاده از تور پلانکتون‌گیری ۵۵ میکرون در اعماق ۳۰ سانتی‌متری انجام گردید. نتایج نشان داد که جامعه زئوپلانکتونی غالب دارای نمایندگانی از روتیفرها (۱۶ جنس و ۹ خانواده)، آبشش پایان (۵ جنس و ۳ خانواده) و پاروپایان سیکلوپوئیده (۳ جنس و ۱ خانواده) بود. شاخه روتیفرها بیشترین تراکم را در تمام فصول نمونه‌برداری داشت. بنحوی که در فصل بهار جنس *keratella* در تابستان و پائیز *Monostyla* و در زمستان *Polyarthra* بطور معنی‌دار ($P < 0/05$) بیشتر از جنس‌های دیگر بودند. هم‌چنین شاخص‌های تنوع زیستی شانون و سیمپسون در فصل پائیز بطور معنی‌داری از سایر فصل‌های نمونه‌برداری بیشتر بود ($P < 0/05$). بیشترین میزان کلروفیل *a* در فصل تابستان ۲۰/۹۲ و پائیز ۲۲/۶۳ میلی‌گرم در مترمکعب بود و میانگین سالانه کلروفیل *a* در تالاب ۱۸/۷۵ میلی‌گرم در مترمکعب برآورد شد که نشان‌دهنده غذاپروری بالای تالاب بود. علاوه بر این، ارزیابی شاخص غذاپروری بر اساس پارامترهای فسفات، نترات و شفافیت، موقعیت غذاپروری تالاب را در محدوده به پرور قرارداد. افزایش تراکم جنس‌های *Polyathra*, *Monostyla*, *Keratella* در این شرایط می‌تواند نشان‌دهنده وقوع پدیده به پروری در این تالاب باشد.

واژه‌های کلیدی: زئوپلانکتون، تنوع زیستی، تروفی، تالاب چغاخور

* نویسنده مسئول، تلفن: ۳۵۶۵-۳۹۱۲۸۴۱-۰۳۱۱، پست الکترونیکی: e_brahimi@cc.iut.ac.ir

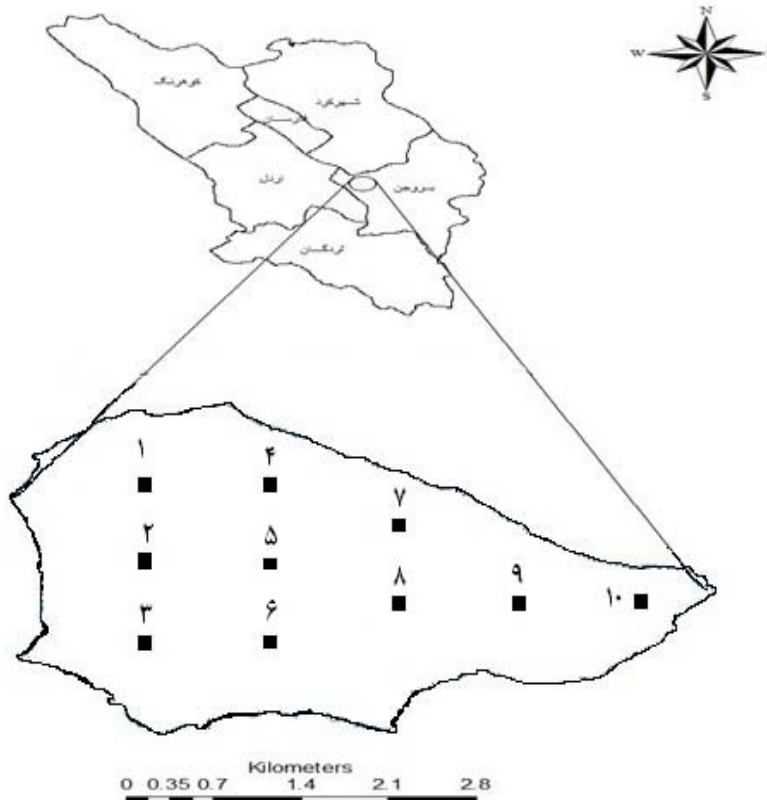
مقدمه

می‌تواند باعث تغییر در ترکیب جنس و غالبیت برخی از فیتوپلانکتون‌ها شود (۲۲). یکی از بازخوردهای ناشی از این عوامل، تغییر در ترکیب و تراکم جوامع پلانکتونی است که به شکل غنی شدن یا غذاپروری (Trophy) توده-های آبی نمایان می‌شود. آب‌های کم‌عمق و نسبتاً راکد مانند دریاچه‌ها و استخرها در برابر پدیده به پروری (Eutrophication) آسیب پذیرترند (۲). فرآیند به پروری، یکی از عوامل مهم در تغییر کیفیت آب دریاچه‌ها، تالاب‌ها و آب‌بندان‌ها است. با شروع این پدیده بتدریج ماکروفیت-ها از بین رفته اجتماعات جلبکی، بی‌مهرگان و جوامع ماهیان کم شده و در مقابل شکوفایی سیانوباکترها، کدورت

تالاب‌ها، بوم سازگان‌های منحصربفردی هستند که نقش مهمی در حفظ آب، تنوع زیستی و حذف مواد آلاینده از محیط‌زیست ایفا می‌کنند (۲۷). در سال‌های اخیر تهدیدهای فراوان ناشی از افزایش فعالیت‌های انسانی لجام گسیخته و ناسازگار با محیط‌زیست، سبب افزایش ورود بی‌رویه مواد مغذی به تالاب‌ها شده است (۱). فیتوپلانکتون‌ها مهمترین تولیدکنندگان اولیه در منابع آبی هستند که منبع مهم غذا برای موجودات دیگر به شمار می‌روند (۲،۶). مکانیزم‌های متفاوتی مانند محدودیت‌های دمایی، میزان نور، مواد مغذی، ته‌نشینی، مصرف توسط زئوپلانکتون‌ها و عوامل درون جمعیتی مانند رقابت و...

و ژئوپلانکتون‌ها از جمله ارگانیزم‌هایی هستند که جهت ارزیابی اثر پدیده به پروری مورد استفاده قرار گرفته‌اند. با توجه به تأثیر پذیری شدید و همبستگی بالای جوامع پلانکتونی با عوامل محیطی، به‌طور کلی گونه‌های پلانکتونی به لحاظ تغییرات دراز مدت، برای نظارت و سنجش جنبه‌های معینی از محیط زیست، از جمله به پروری، آلودگی و سایر مشکلات زیست‌محیطی بسیار مفید هستند (۲۱، ۱۸، ۱۲). در این بین ژئوپلانکتون‌ها به دلیل جایگاه زیستی خاص در زنجیره غذایی، چرخه تولیدمثلی کوتاه، انبوهی حضور در بوم سازگان های آبی و ارزش غذایی برای آبزیان، دارای اهمیت بسزایی می‌باشند (۶، ۵). این بررسی به تعیین وضعیت تروفي تالاب چغاخور با استفاده از تنوع زیستی ژئوپلانکتون‌ها و خواص فیزیکی و شیمیایی آب پرداخته است.

زیاد و کاهش تنوع زیستی رخ می‌دهد (۱۳). شواهد روشنی وجود دارد که نشان می‌دهد ورود مواد مغذی (مخصوصاً فسفر و نیتروژن) به بوم سازگان های (Ecosystems) آبی در طی چند دهه‌ی اخیر در اثر فعالیت‌های انسانی افزایش یافته است. این افزایش سبب بروز بسیاری از علائم تغییر در آب‌ها که به عنوان فرآیند به پروری شناخته می‌شود، شده است (۱۱). نامتعادل شدن شرایط بوم‌شناختی (Ecology) در بوم سازگان منجر به بروز تغییرات شدید در جوامع زیستی شده و تعادل بوم‌شناختی منطقه را دچار دگرگونی می‌کند. شدت و دامنه تغییرات ایجاد شده می‌تواند به عنوان معیاری برای ارزیابی اثر پدیده به پروری مورد استفاده قرار گیرد. بی‌مهرگان آبی (۳۳)، فیتوپلانکتون‌ها (۱)، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب (۱۹، ۸) جوامع کفزی (۲۰، ۱۹) ماکروفیت‌ها، ماهی‌ها



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه، تالاب چغاخور (S1 تا S10 ایستگاه نمونه‌برداری)

بختیاری واقع شده است. وسعت حوزه آبخیز این تالاب ۷۶۸ کیلومترمربع بوده که حدود ۲۹ درصد آن را دشت

منطقه مورد مطالعه: تالاب چغاخور با مساحتی حدود ۱۵۰۰ هکتار، در دشت گندمان-بلداجی استان چهارمحال

موجود از پتانسیل آب زیرزمینی نسبتاً مطلوبی برخوردار است (۳). موقعیت قرارگرفتن ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سطح تالاب در شکل ۱ و مختصات جغرافیایی ایستگاه‌ها در جدول ۱ نشان داده شده است.

گندمان-بلداجی (در مختصات جغرافیایی $31^{\circ} 54' 33'' N$ - $50^{\circ} 56' 09'' E$ عرض شمالی و $50^{\circ} 53' 58'' E$ - $31^{\circ} 56' 09'' N$ طول شرقی) تشکیل می‌دهد. متوسط میزان بارندگی این حوزه ۳۸۰ میلی‌متر بوده و با توجه به منابع آب آهکی

جدول ۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	مختصات جغرافیایی	ایستگاه	مختصات جغرافیایی
۱	$50^{\circ} 53' 20'' E$ $31^{\circ} 55' 58'' N$	۶	$50^{\circ} 53' 58'' E$ $31^{\circ} 54' 53'' N$
۲	$50^{\circ} 53' 20'' E$ $31^{\circ} 55' 25'' N$	۷	$50^{\circ} 54' 36'' E$ $31^{\circ} 55' 43'' N$
۳	$50^{\circ} 53' 20'' E$ $31^{\circ} 54' 53'' N$	۸	$50^{\circ} 54' 36'' E$ $31^{\circ} 55' 09'' N$
۴	$50^{\circ} 53' 58'' E$ $31^{\circ} 55' 58'' N$	۹	$50^{\circ} 55' 14'' E$ $31^{\circ} 55' 09'' N$
۵	$50^{\circ} 53' 58'' E$ $31^{\circ} 55' 25'' N$	۱۰	$50^{\circ} 55' 52'' E$ $31^{\circ} 55' 09'' N$

مواد و روشها

با استفاده از تور پلانکتون‌گیر با اندازه چشمه ۵۵ میکرون به روش تورکشی بطول ۲ متر بصورت افقی از عمق ۳۰ سانتی‌متری انجام شد. بمنظور تعیین حجم آب فیلترشده عدد جریان سنج در ابتدا و انتهای تورکشی ثبت گردید. نمونه‌های زئوپلانکتونی در ظروف پلی‌اتیلنی با فرمالین ۴٪ تثبیت و جهت شناسایی به آزمایشگاه انتقال داده شد. به منظور تعیین تراکم زئوپلانکتون‌ها، پس از همگن کردن آن‌ها به طور ملایم، از هر نمونه، سه تکرار (هر بار ۵ cc) در لام حفره‌دار (لام سدویک رافت) ریخته شد و در زیر میکروسکوپ معکوس (Invertmicroscope) (مدل CETI، ساخت بلژیک) با بزرگنمایی ۱۰ و ۲۰ و با استفاده از کلیدهای شناسایی زئوپلانکتون‌های آب شیرین (۲۵، ۱۷) در حد جنس شناسایی و شمارش شد. تراکم زئوپلانکتون‌ها بر اساس رابطه زیر محاسبه گردید:

$$A = [N / (V_1 \times V_2)] / V$$

نمونه‌برداری به صورت فصلی از اردیبهشت تا اسفندماه ۱۳۸۹ انجام شد. تعداد ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری به روش شبکه‌بندی روی نقشه توپوگرافی و عملیات زمینی به‌گونه‌ای انتخاب گردید که فواصل بین ایستگاه‌های مجاور از هر طرف ۱ کیلومتر باشد. (شکل ۱). برای رسیدن به این نقاط در مراجعات متوالی از دستگاه جی پی اس (GPS) استفاده شد (۳۱). نمونه‌برداری از آب جهت سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در هر ایستگاه پس از ۳ بار شستشوی ظرف نمونه با آب تالاب و برداشت یک لیتر آب از عمق ۳۰ سانتی‌متری انجام و نمونه‌ها در شرایط استاندارد به آزمایشگاه منتقل شد. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب با استفاده از روش‌های استاندارد (۹) و میزان کلروفیل a با استفاده از روش پارسون و همکاران در سال ۱۹۸۴ اندازه‌گیری شد (۲۳). نمونه‌برداری از زئوپلانکتون‌ها

در رابطه فوق A فراوانی، N تعداد افراد در زیر نمونه، V_1 حجم زیر نمونه استفاده شده، V_2 حجم دقیق نمونه اصلی و V حجم آب فیلتر شده است. برای محاسبه میزان تنوع زیستی از روابط شاخص‌های تنوع سیمپسون (D)، شانون-وینر (H) و مارگالف (d) براساس روابط زیر استفاده شد (۳۰):

$$d = S - 1 / \ln N$$

$$H = -\sum_{i=1}^s (P_i) (\ln P_i)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (P_i)^2$$

در این روابط، P_i فراوانی نسبی i امین آرایه در جامعه، S تعداد کل آرایه در جامعه و N تعداد کل افراد می‌باشد (۲۱).

تجزیه و تحلیل داده‌ها: بررسی آماری داده‌ها در نرم‌افزار (SPSS, 18) انجام شد (۳۵). ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنف، و یکنواختی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لون بررسی شد. به منظور بررسی اختلاف بین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یکطرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن استفاده گردید. همچنین به منظور بررسی همبستگی بین شاخص‌های تنوع و فاکتورهای فیزیوشیمیایی آب با یکدیگر، چون داده‌ها از توزیع نرمال پیروی می‌کردند از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. محاسبات مربوط به شاخص‌های تنوع در نرم‌افزار روش‌های بوم‌شناختی انجام گردید (۱۵). برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار اکسل 2007 استفاده شد.

نتایج

نتایج حاصل نشان‌دهنده حضور بیشتر روتیفرا در تمام فصول نمونه‌برداری بود، به نحوی که در فصل بهار جنس

تنوع زیستی جامعه زئوپلانکتونی تالاب چغاخور در جدول ۳ ارائه شده است. شاخص‌های سیمپسون، شانون-وینر و مارگالف به ترتیب ۰/۷۲، ۲/۶۳ و ۱/۴۶ در بهار، ۰/۷۸، ۲/۷۹ و ۱/۴۴ در تابستان ۰/۸۷، ۳/۳ و ۱/۴۵ در پائیز و ۰/۷۹، ۲/۵۳ و ۱/۲۶ در زمستان محاسبه گردید. براین اساس شاخص‌های تنوع شانون وینر و سیمپسون در فصل پائیز بطور معنی‌داری ($P < 0/05$) از سایر فصول نمونه‌برداری بیشتر بود (جدول ۳).

نتایج حاصل از آنالیز فاکتورهای فیزیوشیمیایی آب تالاب چغاخور در فصول نمونه‌برداری در جدول ۴ گزارش شده است.

آزمون همبستگی بین فاکتورهای فیزیوشیمیایی آب و شاخص‌های تنوع زیستی که نشان‌دهنده عدم همبستگی معنی‌دار بین فاکتورهای کیفیت آب با شاخص‌های تنوع بود در جدول ۵ نشان داده شده است.

بحث

مطالعه حاضر نشان داد که شاخه روتیفرا از نظر تنوع و فراوانی، شاخه غالب در تمامی فصول نمونه‌برداری بود. گونه‌های *Keratella sp.* در فصل بهار، *Monostyla sp.* در فصل تابستان و پاییز و *Polyarthra sp.* در فصل زمستان با بیشترین تراکم دیده شدند (جدول ۲). افزایش فراوانی گروه‌هایی از روتیفرا بخصوص جنس *Brachionus* در فصل تابستان (جدول ۲)، زمانی که دمای آب تالاب بطور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد (جدول ۴)، می‌تواند ناشی از تحمل بالاتر اعضای این جنس نسبت به شرایط سخت محیطی و همچنین کاهش جمعیت گونه‌های دیگر باشد.

تأثیر عوامل محیطی بر تراکم جمعیت پلانکتون‌ها در تحقیقات سایر محققین به اثبات رسیده است (۱۵).

جدول ۲- میانگین تراکم (انحراف معیار± تعداد در مترمکعب) جنس‌های ژئوپلانکتونی در فصول مختلف نمونه برداری در تالاب چغاخور (۱۳۸۹)

شاخه	راسته و زیر راسته	خانواده	جنس	فصول نمونه برداری				
				بهار	تابستان	پائیز	زمستان	
Rotifera	Ploima	Brachionidae	<i>Keratella</i>	۱۵۰۰۰±۱۸۳۰۹۴ ^b	۱۳۷۱۵±۳۱۰۵ ^{abc}	۱۱۵۵۰±۲۱۳۶ ^d	۱۲۷۴±۱۲۷۳ ^{bc}	
			<i>Brachionus</i>	۹۸۸۹±۷۲۵۴ ^a	۱۹۸۳۰±۳۱۲۱ ^c	۹۳۴±۷۰۱ ^a	۱۳۸۰±۱۲۸۷ ^{bc}	
			<i>Lepadella</i>	۳۹۷۸±۳۱۶۵ ^a	۱۸۰۸۹±۱۸۰۶ ^{bc}	۸۳۶۵±۳۱۸۵ ^{bcd}	-	
			<i>Euchlanis</i>	۴۲/۴۶±۷۳/۵۴ ^a	۴۱۱۹±۲۰۶۳ ^{ab}	۴۳۳۱±۶۷۲ ^{abc}	۹۳۴±۸۹۴ ^{bc}	
			<i>Anuraeopsis</i>	-	۹۳/۴۱±۸۱ ^a	-	۱۶۱۳±۸۹۴ ^{bc}	
			<i>Notholca</i>	-	۲۱۲±۱۹۴ ^a	-	۴۲۴۶±۶۲۸۳ ^{bc}	
			Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i>	۳۳۵۸±۲۴۹۶ ^a	۶۵۳۵±۱۶۹۶ ^{abc}	-	۱۸۷±۸۱ ^a
			Gastropidae	<i>Ascomorpha</i>	-	-	۸۹۱/۷±۳۳۷ ^a	-
			Synchaetidae	<i>Polyarthra</i>	۱۵۷۲۰±۱۲۸۶۵ ^a	۹۷۲۴±۳۱۸۸ ^{abc}	۱۱۹۳۲±۸۲۵۹ ^d	۸۷۰۴±۴۱۴۴ ^d
		Lecanidae	<i>Lecane</i>	۳۱۴±۲۸۰ ^a	-	۱۱۱۶۸±۳۱۱۰ ^d	۲۱۹۹±۱۲۴۸ ^{bc}	
			<i>Monostyla</i>	۴۴۱۲±۳۳۹۲ ^a	۹۷۲۰۶±۲۸۶۹۲ ^e	۴۴۰۷۶±۷۰۹ ^f	۲۲۵۰±۷۳ ^{bc}	
			<i>Filinia</i>	۱۲۶۵۸±۱۲۳۹۳ ^a	۵۳۵۸۸±۲۳۳۱۲ ^d	۹۳۸۴±۱۱۸۳ ^{cd}	۳۹۲۷±۲۱۲۰ ^{abc}	
		Flosculariacea	Testudinellidae	<i>Pompholyx</i>	۲۹۱۲۱±۲۲۳۴۵ ^a	۳۴۸۲±۱۳۶۲ ^{ab}	۱۸۹۳۸±۸۳۰ ^e	۳۱۰±۲۷۲ ^a
			Hexarthridae	<i>Hexarthra</i>	-	۱۸۲۶±۷۳ ^a	۱۹۱۰±۱۲۷ ^a	-
			Conochiliidae	<i>Conochiloides</i>	-	۷۹۴±۲۱۴ ^a	-	۳۱۸±۰ ^a
		Collothecaceae	Collothecidae	<i>Collotheca</i>	۷۴۳۶±۴۱۵۳۴ ^a	۱۶۱۳±۲۶۵ ^a	-	-
				<i>Bosmina</i>	۸۵۵۶±۶۲۵۴/۴ ^a	۲۳۳/۵±۴۰۴/۵ ^a	۶۲۸±۱۸۳ ^a	۱۷۰±۱۴۷ ^a
				Bosminidae	<i>Eubosmina</i>	۸۵۰۱۱±۶۶۷۸ ^a	-	۵۹۴±۱۹۴ ^a
		Arthropoda	Cladocera	<i>Alona</i>	۱۰۹۱±۸۶۴ ^a	۱۰۵۳۱±۱۱۱۳ ^{abc}	۲۲۷۱۸±۳۶۲۱ ^e	-
Chydoridae	<i>Alonopsis</i>			-	۹۳/۴۱±۱۶۱ ^a	۱۷۸۳±۷۷۵ ^a	-	
Daphniidae	<i>Daphnia</i>			۷۳۳۳±۵۷۵۰ ^a	۱۹۹۵±۵۸۸ ^a	۲۷۱۷±۵۳۰ ^{ab}	۸۵±۱۴۷ ^a	
Cyclopoida	Cyclopidae		<i>Acanthocyclops</i>	۲۳۰۵±۱۷۶۱/۶ ^a	۳۴۴±۱۸۷ ^a	۵۵۲±۷۳ ^a	۱۲۱۴±۲۷۲ ^{bc}	
			<i>Cyclops</i>	۱۰۳۲۷±۷۶۷۰/۴ ^a	۲۴۲۰±۶۷۴ ^{ab}	۸۴۰۷±۶۷۴ ^{bcd}	۱۰۶±۱۸۳ ^a	
			<i>Copepodnapius</i>	۴۰۷۶۴±۳۱۹۰۲/۱ ^a	۸۸۷۴±۲۰۲۳ ^{abc}	۲۳۳۵۵±۴۴۷۳ ^e	۷۲۱۸±۷۳۵ ^{cd}	

حرف غیر مشابه در هر ستون نشان دهنده اختلاف معنی‌دار ($P < 0.05$) است.

تراکم بالای این جنس‌ها را شاخص وضعیت غذاپروزی آب‌های ساکن دانستند (۳۴، ۱۰). اختلاف معنی‌دار شاخص‌های تنوع شانون-وینر و سیمپسون بین فصل پاییز، با سایر فصول سال (جدول ۳)، نشان دهنده بهبود شرایط

افزایش تراکم جنس‌های *Monostyla*, *Polyarthra*, *Keratella* در فصول مختلف سال در تالاب چغاخور می‌تواند اعلام خطری برای غذاپروزی شدن این تالاب باشد. ویلیام در سال ۱۹۶۶ و بیچ در سال ۱۹۶۰ در تحقیقات خود

اندازه‌گیری شد. این امر با توجه به کاهش دمای آب، کوتاه شدن طول روز، کاهش شدت تابش در فصل زمستان و به‌طورکلی فراهم شدن شرایطی که از رشد و توسعه فیتوپلانکتون‌ها جلوگیری می‌کند، کاملاً طبیعی و قابل انتظار بود. میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده در مراحل مختلف نمونه‌برداری (جدول ۴) نشان داد که میزان کلروفیل a یک سیر صعودی را از بهار تا پاییز طی کرده و در فصل زمستان با یک کاهش شدید مواجه شده است. این تغییرات با نوسان طبیعی در جمعیت‌های پلانکتونی در توده‌های آبی مناطق معتدله کاملاً مطابقت دارد. بطور کلی اوج شکوفایی جلبکی در فصول بهار و پاییز در این مناطق به اثبات رسیده است.

زیستی و فراهم شدن امکان حضور گونه‌های متنوع‌تری از زئوپلانکتون‌ها در این فصل است. چنانکه ثابت شده است در بوم سازگان‌های مناطق معتدله به دلیل محدود شدن منابع غذایی و یا نامساعد شدن شرایط زیست از جمله دما و شدت تابش، میزان تولید کاهش یافته و همین امر می‌تواند موجب محدودیت کمی و کیفی جمعیت زئوپلانکتون‌ها گردد. در حالی که در فصل پاییز با توجه به تغییرات ایجاد شده در شرایط حاکم، امکان توسعه فیتوپلانکتون‌ها (به شکل شکوفایی پاییزه) و به دنبال آن توسعه کمی و کیفی زئوپلانکتون‌ها فراهم می‌گردد. داده‌های جدول ۴ معنی‌دار بودن ($P < 0/01$) تغییرات کلروفیل a در مراحل مختلف نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. براین اساس، کم‌ترین میزان کلروفیل a در فصل زمستان

جدول ۳- میانگین \pm انحراف معیار شاخص‌های تنوع شانون-وینر، سیمپسون و مارگالف در تالاب چغاخور (۱۳۸۹)

شاخص‌های تنوع	بهار ۱۳۸۹	تابستان ۱۳۸۹	پائیز ۱۳۸۹	زمستان ۱۳۸۹
شاخص شانون-وینر	۲/۶۳ \pm ۰/۰۷ ^{ab}	۲/۷۹ \pm ۰/۱۷ ^b	۳/۳ \pm ۰/۱ ^c	۲/۵۳ \pm ۰/۰۹ ^a
شاخص سیمپسون	۰/۷۲ \pm ۰/۰۴ ^a	۰/۷۸ \pm ۰/۰۴ ^b	۰/۸۷ \pm ۰/۰۱ ^c	۰/۷۹ \pm ۰/۰۶ ^{bc}
شاخص مارگالف	۱/۴۶ \pm ۰/۲۱	۱/۴۴ \pm ۰/۱۵	۱/۴۵ \pm ۰/۰۵	۱/۲۶ \pm ۰/۱۵

حرف غیر مشابه در هر ردیف نشان دهنده اختلاف معنی‌دار ($P < 0/05$) است

جدول ۴- مقادیر میانگین و انحراف معیار پارامترهای اندازه‌گیری شده در مراحل مختلف نمونه‌برداری

مراحل فاکتور	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
دما	(۱۷/۷۳ \pm ۰/۳۳) ^c	(۲۳/۰۹ \pm ۲/۳۴) ^d	(۱۲/۷۵ \pm ۲/۷۲) ^b	(۵/۲۹ \pm ۰/۴۷) ^a
نیترات (mg/l)	(۰/۸۶ \pm ۰/۱۳) ^{cb}	(۰/۷۶ \pm ۰/۱۶) ^{ba}	(۱/۲۲ \pm ۰/۳۳) ^d	(۰/۶۱ \pm ۰/۲۴) ^a
اکسیژن محلول (mg/l)	(۹/۵۶ \pm ۱/۶۹) ^b	(۷/۸۸ \pm ۲/۳۳) ^a	(۱۰/۵۷ \pm ۱/۴) ^b	(۹/۰۷ \pm ۰/۷۴) ^{ab}
TDS (mg/l)	(۱۹۱/۲۵ \pm ۲۵/۷۷) ^a	(۲۰۰/۴۵ \pm ۳۰/۴۷) ^a	(۱۹۵/۵ \pm ۴۸/۳۲) ^a	(۲۷۶/۲ \pm ۸۵/۵۸) ^b
فسفات (mg/l)	(۰/۰۴۹ \pm ۰/۰۲۵) ^a	(۰/۰۵۵ \pm ۰/۰۱۴) ^{ab}	(۰/۰۶۰ \pm ۰/۰۲۲) ^b	(۰/۰۶۲ \pm ۰/۰۲۲) ^b
pH	(۹/۱۰ \pm ۰/۳۹) ^b	(۹/۶۵ \pm ۰/۳۲) ^{cb}	(۹/۸۸ \pm ۰/۲۱) ^c	(۸/۲۹ \pm ۰/۴۱) ^a
EC (mg/l)	(۲۵۰/۵۱ \pm ۳۰/۴۵) ^b	(۲۷۵/۳۸ \pm ۳۷/۳۷) ^a	(۲۶۹/۴۵ \pm ۳۵/۶۱) ^a	(۲۶۸/۱۵ \pm ۱۵/۲۱) ^a
کلروفیل a (mg/m ³)	(۱۸/۷۷ \pm ۵/۱۲) ^b	(۲۰/۹۲ \pm ۳/۶۹) ^{bc}	(۲۲/۶۸ \pm ۴/۰۲) ^c	(۱۲/۶۹ \pm ۸/۱۷) ^a

حروف غیر مشابه در هر ردیف نشان دهنده اختلاف معنی‌دار است ($P < 0/01$)

تالاب، پوشش گیاهی انبوه منطقه است، چرا که ترکیبات معدنی نیتروژن، به خصوص در فصول رشد و توسعه گیاهان آبی و فیتوپلانکتون‌ها، به سرعت توسط گیاهان جذب می‌شوند (۱۶). علاوه بر این غلظت ترکیبات معدنی نیتروژن به میزان تی، اس، اس وابسته بوده و می‌تواند با ته‌نشین شدن ذرات معلق به همراه آن‌ها پاک‌سازی شود (۱۶). اما به نظر می‌رسد روند تغییرات ایجاد شده در میزان نیترات در فصول مختلف سال، با فعالیت‌های کشاورزی و باغ‌داری در دامنه‌های مشرف به تالاب ارتباط داشته باشد، به این ترتیب که کودهای ازته و آلی مورد استفاده در بخش کشاورزی که معمولاً در فصل برداشت (خرداد تا مرداد) در منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرد، به دلیل آبیاری غرق آبی زمین‌های کشاورزی و باغات، از طریق نفوذ به پیکره آبی تالاب باعث افزایش بار مواد مغذی تالاب در فصل پاییز شده و مهم‌ترین عامل در افزایش مواد مغذی در این فصل می‌باشد. همچنین کاهش رشد گیاهان آبی و خزان آن‌ها باعث می‌شود که روند مصرف این مواد کاهش یافته و غلظت آن‌ها افزایش قابل ملاحظه‌ای را در فصل پاییز در تالاب نشان دهد. این روند در خصوص سایر مواد مغذی مانند نیتريت و فسفات که می‌تواند از منابع زهکش زمین‌های کشاورزی به تالاب وارد شود نیز صادق است. در تأیید این نظر مطالعه کازی و همکاران در سال ۲۰۰۹ در دریاچه مانچار در پاکستان نشان داد که میزان نیترات، آمونیوم، نیتريت و فسفات می‌تواند نتیجه‌ای از آلوده بودن آب باشد که ورود آن‌ها به محیط بعثت نفوذ فاضلاب‌های خانگی و کودهای مصرف شده در کشاورزی است (۱۴). همچنین در مطالعه دیگری که روی رودخانه تیت انجام شد، ثابت گردید که میزان بالای اشکال نیتروژن بعثت فعالیت‌های انسانی، استعمال کودهای کشاورزی و آلوده کننده‌های آلی بوده که به محیط تخلیه می‌شد (۲۸). مهم‌ترین اشکال نیتروژن که در بررسی شرایط غذاپروزی مد نظر قرار می‌گیرد شامل نیتريت، نیترات، آمونیوم و نیتروژن موجود در ترکیبات آلی است. معمولاً مقادیر آمونیوم،

مقادیر اکسیژن محلول در مراحل مختلف نمونه‌برداری اختلاف معنی‌داری را ($P < 0/01$) نشان داد. میزان اکسیژن محلول از بهار تا تابستان روند کاهشی داشته که علیرغم افزایش میزان کلروفیل می‌تواند ناشی از کاهش قابلیت انحلال اکسیژن به دلیل افزایش شدیدتر دمای آب و همچنین افزایش فعالیت‌های حیاتی موجودات و فرایندهای اکسیداسیون مواد آلی باشد. این میزان از تابستان تا پاییز روند صعودی را طی می‌کند. افزایش میزان اکسیژن در فصل پاییز می‌تواند ناشی از توسعه فیتوپلانکتون‌ها در فرایند شکوفایی پاییزه، بهبود شرایط تبادلات اکسیژنی با اتمسفر در اثر وزش باد و کاهش مصرف اکسیژن در فرایند تجزیه مواد آلی در اثر کاهش دمای آب باشد. کاهش مجدداً اکسیژن در فصل زمستان، می‌تواند ناشی از خزان گیاهان آبی و کاهش شدید جمعیت فیتوپلانکتون‌ها در اثر نامساعد شدن شرایط محیطی، به خصوص کاهش دما، کاهش تابش‌های خورشیدی و تلاطم آب باشد. به‌طور کلی می‌توان گفت که نوسانات اکسیژن نیز دارای دو افزایش بهاره و پاییزه است که با اندکی تأخیر پس از افزایش های بهاره و پاییزه کلروفیل a نمایان می‌شود. در عین حال میزان اکسیژن محلول در تمامی ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری بالا بوده که از جمله دلایل بالا بودن این فاکتور در آب تالاب‌ها، وجود گیاهان آبی و عمل فتوسنتز عنوان گردیده است (۱۶).

میانگین داده‌های نیترات در مراحل مختلف نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری را ($P < 0/01$) نشان داد. از بهار تا تابستان میزان نیترات کاهش یافته و در فصل پاییز میزان آن افزایش و دوباره در فصل زمستان کاهش یافته است. با این حال روند تغییرات نیترات از بهار تا زمستان کاهشی بوده و تنها فصل پاییز از این روند تخطی کرده است. دلیل این تخطی می‌تواند نفوذ آب‌های بخش کشاورزی در نواحی اطراف تالاب باشد، که با تأخیر زمانی چند ماهه پس از انجام فعالیت‌های کشاورزی به بدنه آبی تالاب وارد شده است. یکی از دلایل پایین بودن سطح نیترات در آب

بهترین مقیاس برای تخمین میزان نیتروژن موجود در بوم سازگان های آبی، نیتروژن موجود در ترکیبات آلی و یا نیتروژن کل است (۳۲).

نیتريت و نیترات در دریاچه‌ها و تالاب‌ها کم است. علاوه براین، این اشکال نیتروژن تحت تأثیر شرایط محیطی به سرعت به یکدیگر تبدیل شده و یا اینکه توسط گیاهان عالی آبی و فیتوپلانکتون‌ها مصرف می‌شوند. بنابراین

جدول ۵- ضریب همبستگی پیرسون بین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های تنوع زیستی

مارگالف	سیمپسون	شانون	کلروفیل a	pH	فسفات	TDS	DO	نیترات	دما
دما									۱
نیترات								۱	۰/۱۱۴
DO							۱	۰/۵۶۸	-۰/۵۲
TDS						۱	-۰/۱۵۴	-۰/۴۴۲	۰/۵۲۶
فسفات					۱	۰/۱۵۳	-۰/۳۴۳	۰/۱۲۸	۰/۰۲۹
pH				۱	۰/۱۹۷	-۰/۵۱۶	-۰/۲۸۳	۰/۵۰۲	۰/۵۸۴
کلروفیل a			۱	۰/۹۳۱**	۰/۲۳۲	۰/۶۲۳	-۰/۱۴۱	۰/۶۶۲	۰/۵۴۷
شانون		۱	۰/۳۲۲	-۰/۷۶۲	۰/۲۲۶	۰/۶۱۱	-۰/۸۴۶	-۰/۶۱۷	۰/۸۳۱
سیمپسون	۱	۰/۶۸۳	۰/۸۵۷	۰/۸۴۸	۰/۸۴۸	۰/۵۸	۰/۹۲۳	۰/۰۰۳	۰/۴۵۴
مارگالف	-۰/۳۹۷	-۰/۲۲۹	-۰/۷۶۳	-۰/۷۶۳	-۰/۶۷۶	۰/۵۰۹	۰/۵۷۸	۰/۹۱۵	۰/۵۲۳

**نشان دهنده تفاوت معنی داری در سطح ۱٪ است.

گیاهی و شکوفایی پلانکتونی تالاب دارد. اگرچه دامنه این تغییرات تماماً در محدوده آب‌های قلیایی قرار دارد، لیکن به نظر می‌رسد تغییر در محتوای ذخیره کربنی آب توانسته است این نوسانات را در میزان پ هاش ایجاد کند. این نتیجه‌گیری با یافته‌های سایر محققین تطابق خوبی داشته و به وسیله آن‌ها تأیید می‌شود (۲۴).

روند تغییر در میزان مواد جامد محلول آب تالاب در مراحل مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌دار ($P < 0/01$) بود. در فصل بهار، تابستان و پاییز میزان مواد جامد محلول آب تالاب تغییرات جزئی را نشان داده و در فصل زمستان افزایش یافته است. به‌طور کلی روند تغییرات مواد جامد محلول مشابه هدایت الکتریکی بود، به این صورت که با افزایش ذرات جامد محلول (عمدتاً یون‌ها) افزایش EC را نیز مشاهده می‌کنیم. به نظر می‌رسد وزش بادهای شدید و ایجاد تلاطم شدید در توده آب و در نتیجه

تغییرات زمانی پ هاش (pH) اختلاف معنی‌داری بین مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان داد ($P < 0/01$). از بهار تا پاییز میزان پ هاش آب تالاب افزایش و سپس در زمستان کاهش یافته است. این کاهش می‌تواند ناشی از کاهش رویش‌های گیاهی و فیتوپلانکتون‌ها در منطقه باشد (۱۴). دامنه تغییرات پ هاش بین ۸/۲۹ (کم‌ترین میزان) تا ۹/۸۸ (بیشترین میزان) بوده که به طور کلی میانگین آن برای تمامی ایستگاه‌ها در تمام طول سال برابر با ۹/۰۹ بوده و نشان دهنده ماهیت قلیایی آب تالاب است. میزان پ هاش آب نقش تعیین‌کننده‌ای در سلامت و قابلیت باروری آب داشته و گفته می‌شود پ هاش یک فاکتور بسیار مهم در ارزیابی کیفیت آب می‌باشد (۷). قرار داشتن پ هاش در محدوده قلیایی، با توجه به ساختار زمین‌شناسی حوزه آبخیز تالاب (رسوبات کارستی) طبیعی است و تغییرات ایجاد شده در دامنه آن بین مراحل مختلف نمونه‌برداری، بیشترین تطابق را با فعالیت‌های فتوسنتزی، رویش‌های

از سوی دیگر مصرف فسفر توسط زیست توده گیاهی و همین‌طور تشکیل ترکیبات غیرمحلول و رسوب فسفر از عواملی است که تأثیر منفی بر غلظت فسفر در ستون آب دارد (۳۰).

نتایج حاصل از آزمون همبستگی بین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و شاخص‌های تنوع زیستی نشان داد که بین فاکتورهای کیفیت آب با شاخص‌های تنوع همبستگی معنی‌داری وجود ندارد. افزایش تنوع سبب تثبیت بیشتر اجتماعات و تولیدات اولیه می‌شود (۲۶). بیشترین تنوع زیستی در فصول تابستان و پائیز دیده شد که می‌تواند ناشی از شکوفایی فیتوپلانکتون‌ها در بهار و پائیز باشد (۱). بیشترین میزان کلروفیل a در فصل تابستان ($20/92 \text{ mg/m}^3$) و پائیز ($22/63 \text{ mg/m}^3$) اندازه‌گیری شد، که تأییدی بر شکوفایی فیتوپلانکتون‌ها در این دو فصل است. در سال ۱۹۹۲، سازمان همکاری اقتصادی و توسعه (OECD) (۱)، میانگین کلروفیل a برای بوم سازگان‌های به پرور را $16/68 \text{ mg/m}^3$ برآورد نموده است. براین اساس با در نظر گرفتن میانگین سالانه کلروفیل a در تالاب چغاخور ($18/75 \text{ mg/m}^3$) حاکم بودن شرایط به پرور در این تالاب قطعی می‌باشد (جدول ۶).

به هم خوردن رسوبات بستر دلیل بر افزایش میزان مواد جامد محلول در فصول پاییز و زمستان باشد.

تغییرات میزان فسفات در مراحل مختلف نمونه‌برداری از روند مشخصی پیروی نکرد. بیشترین میزان فسفات در زمستان و کم‌ترین آن در بهار اندازه‌گیری شد. البته همان‌گونه که مشاهده می‌شود (جدول ۴)، اختلاف معنی‌داری بین مراحل مختلف وجود دارد ($P < 0/01$). تغییرات سالیانه فسفر در بوم سازگان‌های آبی وابسته به عواملی همچون تغییرات فسفر ورودی از رواناب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری و صنعتی، عوامل موثر بر احیاء مجدد فسفر رسوب کرده در کف و مصرف فسفر توسط بیومس گیاهی و رسوب فسفر عنوان شده است (۳۰). در عین حال روند تغییرات فسفر در بوم سازگان‌های آبی کم‌عمق نسبت به بوم سازگان‌های آبی عمیق بسیار متفاوت است. در این بوم سازگان‌ها غلظت فسفر در ستون آب عمدتاً تحت تأثیر فرایندهای موثر در احیاء مجدد فسفر از رسوبات می‌باشد. از مهم‌ترین این فرایندها می‌توان به شیب غلظتی فسفر در لایه بین رسوبات کف و ستون آب، پتانسیل احیایی رسوبات کف، شدت تلاطم‌های ایجاد شده در رسوبات تحت تأثیر جریان‌های ایجاد شده توسط وزش باد و درصد پوشش گیاهی اشاره کرد (۳۰).

جدول ۶- طبقه بندی تالاب چغاخور از نظر شرایط تروفی بر اساس طبقه بندی OECD در سال ۱۹۹۲

پارامتر	میانگین	دامنه	وضعیت تروفی
فسفر کل ($\mu\text{g/L}$)	۶۶/۵۵	۲۷/۳۶-۱۵۸/۰۱	یوتروف
نیترژن کل ($\mu\text{g/L}$)	۲۰۳۰	۸۹۰-۵۰۵۰	یوتروف
کلروفیل a ($\mu\text{g/L}$)	۱۶/۶۸	۱/۵۴-۳۱/۶۶	یوتروف
بیشینه میزان کلروفیل a ($\mu\text{g/L}$)	۳۱/۶۶	-	یوتروف
سشی دیسک (m)	۰/۶۸	۰/۲-۱/۱	یوتروف

بررسی توالی فیتوپلانکتون‌های تالاب چغاخور، جایگاه غذاپروری این تالاب را در شرایط به پرور ارزیابی کرد

در این خصوص تحقیقات پیشین ما نیز تأییدی بر نتایج حاصل می‌باشد (۴). همچنین اسماعیلی در سال ۱۳۹۰ با

تالاب چغاخور نیاز به مطالعات بیشتر در یک دوره طولانی مدت می‌باشد تا با اطمینان بیشتر بتوان نسبت به توالی‌های جوامع پلانکتونی و ارتباط آنها با شدت غذاپروزی اظهار نظر کرد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از زحمات آقایان متقی و اسداله و سرکارخانم رجایی (کارشناسان گروه شیلات دانشگاه صنعتی اصفهان)، آقای مهندس رضوانی (کارشناس گروه محیط زیست دانشگاه صنعتی اصفهان) و همچنین از همکاری مدیریت و پرسنل محترم محیط‌زیست استان چهارمحال و بختیاری به خصوص شهرستان بروجن و محیط بانان محترم تالاب چغاخور تشکر و قدردانی می‌گردد.

(۱). در مجموع بمنظور مدیریت بهینه، حفاظت از تنوع زیستی و حفظ بوم‌سازگان تالاب، کنترل و بررسی دقیق و منظم شرایط فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی تالاب در طول سال توصیه شده و چاره‌اندیشی برای برطرف کردن شرایط به‌پروری و یا کند کردن سیر فرایند طبیعی این پدیده ضروری است. نتایج مطالعات نشان داد که عامل محدودکننده تولید در این بوم‌سازگان عنصر فسفر می‌باشد. بنابراین چرخه‌ی فسفر و تغییرات آن در این بوم‌سازگان نقش مهمی در میزان تولیدات اولیه ایفا می‌کند. با توجه به اینکه براساس یافته‌های این تحقیق تالاب چغاخور در تمام طول سال در وضعیت به‌پرور قرار داشت، لذا بررسی میزان همبستگی جوامع زئوپلانکتونی با شدت غذاپروزی دشوار بوده و به نظر می‌رسد برای شناسایی عوامل موثر در توالی و تنوع جمعیت‌های زئوپلانکتونی در

منابع

- اسماعیلی افق، ع، ر، ۱۳۹۰. ارزیابی شرایط تروپی تالاب چغاخور. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد رشته‌ی بوم‌شناسی آبزیان شیلاتی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۹۲ صفحه.
- خلیفه نیلساز، م، ۱۳۸۶. بررسی فراوانی و تنوع زیستی پلانکتونی تالاب شادگان به منظور تعیین وضعیت تروفیکی، مجله بیولوژی دریا، شماره بیست و دوم، ۱-۱۱ صفحه.
- شیوندی، د، نظریان، ع، داودی، ق، و ریاحی، م، ۱۳۸۵. سیمای محیط‌زیست در استان چهارمحال و بختیاری، شرکت چاپ و نشر افست شهرکرد، ۱۲۱ صفحه.
- Ahipathy, M.V., and Puttaiah, E.T., 2006. Ecological Characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India), Environmental Geology. 49 (8), PP: 1217-1222.
- Alobaidy, A.H.M.J., Abid, H.S., and Maulood, B.K., 2010. Application of Water Quality Index for Assessment of Dokan Lake Ecosystem, Kurdistan Region, Iraq, Water Resource and Protection. 2, PP: 792-798.
- APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of water and waste water, 18th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1350 P.
- Beach, N.W., 1960. A study of the planktonic rotifers of the Ocupeoc river system Presque Isle country. Michigan. USA. PP: 39-57.
- Bishop, M.J., Powers, S.P., Porter, H.J., and Peterson, C.H., 2006. Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development, Estuarine Coastal and Shelf Science. 70 (3), PP: 415-422.
- Chiba S. and Saino T. 2003. Variation in mesozoo plankton community structure in the

- Japan, East Sea, Special Issue on JGOFS North Pacific Synthesis 2: 45-57.
13. Janse, J.H. 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Thesis Wageningen University, 378 P.
 14. Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., Baig, J. A. and Shah, A. Q. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 301-309.
 15. Kotani, T., Hagiwara, A., Snell, T.W., and Serra, M. 2005. Euryhaline Brachionus strains (Rotifera) from Tropical Habitats: Morphology and Allozyme Patterns. *Hydrobiologia*, 546: 161-167.
 16. Li, X., Manman, C. and Anderson, B. C. 2009. Design and performance of a water quality treatment wetland in a public park in Shanghai, China. *Ecological Engineering*, 35: 18-24.
 17. Maosen, H. 1983. Freshwater plankton Illustration. Agriculture Publishing House, 85P.
 18. Molinero J. C., Ibanez F., Nival P., Buecher I. and Souissi S. 2005. North Atlantic climate and north-western Mediterranean plankton variability. *Limnology and Oceanography*, 50: 1213-1220.
 19. Nemati, M. Mirghaffary, N. Ebrahimi, E and Saffianian, A. 2008. Water quality assessment in an arid region using a water quality index. *Water Science & Technology*, 60 (9): 2319-2327.
 20. Nemati, M., Ebrahimi, E., Mirghafary, N. and Safianian, A. 2009. Biological assessment of the Zayandeh rud River, Iran, using benthic macroinvertebrate, *Limnologia*, 3: 1-6.
 21. Omori M. and Ikeda T. 1984. Methods in zooplankton ecology. John Wiley & Sons, New York. pp. 12-39.
 22. Ortega-Mayagoitia E., Rojo C. and Rodrigo M. A. 2003. Controlling factors of phytoplankton assemblages in wetlands: an experimental approach. *Hydrobiologia*, 502: 177-186.
 23. Parsons, T. R., Maita, Y. and Lalli, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis, Pergamon Press. 757 P.
 24. Parinet, B., Lhote, A. and Legube, B. 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. *Ecological Modeling* 178: 295-311.
 25. Pontin, R.M., 1978. A key to the freshwater plankton semi plankton rotifer of the British Isle Titus Wilson and Son.Ltd. 178P.
 26. Raghukumar S. and Anil A.C. 2003. Marine biodiversity and ecosystem functioning: Aperspective. *Current science*, 84 (7): 884-892.
 27. Ramsar Convention Secretariat 2006. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
 28. SCDHEC (South Carolina Department of Health and Environmental Control), 2001. Water classification and standards (Regulation 61-68) and classified waters (Regulation 61-68) for the state of South Carolina. Office of Environmental Quality Control, Columbia, S.C. 73P.
 29. Sea (1991-1999) with possible influence of the ENSO scale climatic variability. *Progress in Oceanography*, 57: 317-339.
 30. Southwood, T. R. E. and Henderson, P. A. 2000. *Ecological Methods*, Third Edition. Blackwell Science, 575 P.
 31. Tiner, R.W., 1999. *Vegetation Sampling and Analysis for Wetlands, Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping* Boca Raton: CRC Press LLC. 248 P.
 32. USEPA, 2000. EPA Manual, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. 625/R-99/010, September 2000.
 33. Wang, B. X. and Yong, L. F. 2001. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates, *Journal of Nanjing Agricultural University*, 24 (4): 107-111.
 34. Williams, L.G., 1966. Dominant planktonic Rotifers of major water ways of the united states, *Limnology and Oceanography*. pp 83-91.
 35. Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis* (4th ed.), Prentice Hal, Upper Saddle River, NJ, 662 p.

Seasonal Trophy Assessment in Choghakhor Wetland Based on Zooplankton Communities

Fathi P.¹, Ebrahimi E.², Omidvar Farhadian², Jvad motamedi¹, Alireza Esmaeili¹

Division of Fisheries, Natural Resources Dept., Isfahan University of Technology, Isfahan, I.R. of Iran

Abstract

In this study, the status of trophy of Choghakhor wetland was investigated using zooplanktons. Sampling was performed in 4 seasons and 10 stations since April 2010 to March 2011. Spacing between stations adjacent was considered 1km to each other. Zooplankton sampling was done horizontally (2m) using closing net with an aperture size of 55 microns at depth of 30 cm. Results showed that the most abundant family of zooplankton communities are rotifers (9 families and 16 genera), Branchiopod (3 families and 5 genera) and copepods (1family and 3 genera). Rotifer was the most abundant taxon in all seasons. Abundant of *keratella sp.* in spring, *Monostyla sp.* in summer and autumn and *Polyarthra sp.* in winter were significantly more than the other species ($P<0.05$). And also Shannon and Simpson diversity indices in autumn, were significantly higher in comparison with other seasons ($P<0.05$). The highest level of chlorophyll a in summer and fall were 20.92 and 22.63 mg per cubic meter respectively. The annual average of that in the wetlands was determined 75.18 mg per cubic meter, showing that the trophy of wetland was high. In addition, evaluation of trophy indices based on phosphate, nitrate and transparency parameters, demonstrated that trophic state of wetland was in eutrophic condition. Increases in Abundant of *Polyathra*, *Brachionus*, *Monostyla*, *Keratella* geniuses in this condition can be a sign of eutrophication happening in this wetland.

Key words: Zooplankton, Biodiversity, Trophy, Choghakhor wetland.