نشریه پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی

Journal homepage: http://jair.gonbad.ac.ir

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری
دانشگاه گنبد کاووس

استفاده از شاخص‌های ساپروبی و هیلسنهوف در ارزیابی کیفیت آب پایین‌دست رودخانه تجن به‌منظور رهاسازی بچه ماهیان

مهدی نادری جلودار*[1]، نیما پورنگ[2]، محمدعلی افرایی بندپی[3]، عبدالحمید آذری[3]، رحیمه رحمتی [3]، متین شکوری[3]

[1] استادیار پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران

[2] مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی ، ساری، ایران

[3] پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی ، ساری، ایران

نوع مقاله:
پژوهشی اصیل

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۰۲/۰۶/۳۰
پذیرش: ۰۲/۰۹/۰۶

نویسنده مسئول مکاتبه:
مهدی نادری جلودار، استادیار پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران.

ایمیل: Naderi_j@yahoo.com

چکیده

هدف از این مطالعه، شناسایی جوامع زئوپلانکتونی، ماکروبنتوزی و تعیین کیفیت آب با استفاده از شاخص‌های ساپروبی و هیلسنهوف در پایین‌دست رودخانه تجن با هدف بررسی محل رهاسازی بچه ماهیان می‌باشد. در این تحقیق در مسیر رودخانه تجن از پایین‌دست پل تجن تا مصب رودخانه، تعداد ۷ ایستگاه انتخاب شده و نمونه‌برداری از اردیبهشت تا مهر ماه ۱۴۰۱ به صورت ماهانه صورت گرفت. در نمونه‌برداری از زئوپلانکتون، ۱۰۰ لیتر آب توسط تور مخروطی پلانکتون فیلتر شد. نمونه‌برداری از ماکروبنتوز توسط دستگاه گراب (۲۲۵ سانتی‌متر مربع) و نمونه‌بردار سوربر (۱۶۰۰ سانتی‌متر مربع) با سه تکرار در هر ایستگاه انجام گردید. در مجموع ۲۵ گونه زئوپلانکتون طی نمونه‌برداری یک ساله در ایستگاه‌های مختلف از گروه‌های هولوپلانکتون و زئوبنتوزها شناسایی شدند. طی این بررسی تعداد ۸ خانواده شامل Chironomidae، Simuliidae، Baetidae، Hydropsychidae، Gammaridae، Lumbriculidae، Spionidae و Erpobdellidae شناسایی شدند. نتایج نشان داد که تمامی ایستگاه‌ها به‌طور متوسط در طبقه کیفی β-mesosaprobity با آب نسبتاً آلوده قرار دارند. براساس شاخص زیستی هیلسنهوف درجه آلودگی آلی و کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف از طبقه کیفی عالی (بدون آلودگی) در ایستگاه‌های ۶ و ۷ (در فاصله ۱ کیلومتری خط ساحلی و مصب) تا طبقه متوسط با آلودگی در حد نسبتاً قابل توجه در ایستگاه ۱ و ۲ (بعد از پل تجن و ۱۵ کیلومتر پایین‌تر از پل تجن) قرار گرفتند. با توجه به نتایج حاصل می‌توان گفت که این شاخص‌ها برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه تجن مناسب بوده و برای ایستگاه‌های ۶ و ۷ باید از شاخص‌های سازگارتری استفاده گردد. ایستگاه ۴ در فاصله ۷ کیلومتری ساحل دریا (سوته) با آلودگی اندک از بهترین شرایط کیفیت آب برخوردار بود، بدین ترتیب به‌نظر می‌رسد بهترین محل رهاسازی بچه ماهیان به‌لحاظ شرایط کیفی آب در سوته می‌باشد. با توجه به نزدیکی فاصله کیفی آب در منطقه مورد مطالعه، برای تعیین محل دقیق رهاسازی بچه‌ماهیان باید پارامترهای زیستگاهی را مورد توجه قرار داد.

واژه‌های کلیدی:
رودخانه تجن ، زئوپلانکتون، ماکروبنتوز، ساپروبی، هیلسنهوف

۱ | مقدمه

در کشورهای در حال توسعه، رودخانه‌ها و نهرها در معرض آلودگی منابع مختلف انسانی و طبیعی قرار دارند (Mustapha *et al*., 2013; Oketola *et al*., 2013). ماهیان برای بقاء و تولید مثل نیاز به زیستگاه سالم دارند و در طول زندگی از زیستگاه‌های مختلفی مانند سیستم‌های تالابی، اکوسیستم‌های ساحلی، مصب‌ها و خلیج‌ها استفاده می‌نماید (Wootton, 1998). اکوسیستم دریای خزر تحت تأثیر عوامل مختلف ازجمله آلودگی‌ها، صید بی‌رویه، ورود گونه‌های غیربومی، تخریب زیستگاه بویژه رودخانه‌ها، رهاسازی بچه ماهیان حاصل از تکثیر مصنوعی برخی از گونه‌ها دائما دستخوش تغییراست. حدود ۸۰ درصد از ماهیان اقتصادی حوضه جنوبی دریای‌خزر از جمله ماهی سفید دریای‌خزر، ماهیان دریایی رودکوچ (Anadromous) بوده و تعداد قابل توجه‌ای از آنها در معرض خطر انقراض قرار گرفتند (Coad, 1995; Abdoli and Naderi Jolodar, 2008) . در سال‌های اخیر تولید مثل طبیعی ماهیان دریایی رودکوچ به حداقل میزان (حدود صفر) رسیده است و شیلات ایران تلاش‌های زیادی در زمینه احیای نسل این گونه‌ها از طریق تکثیر مصنوعی و رهاسازی انجام داده است، به‌طوری که درحال

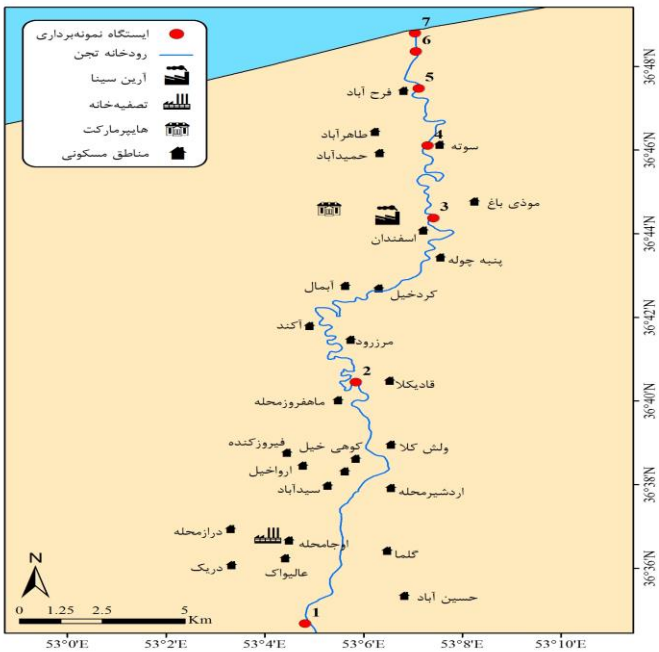
© ۱۴۰۲ | دانشگاه گنبدکاووس

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

حاضر ذخایر آنها در حوضه جنوبی دریای‌خزر غالباً به تکثیر مصنوعی بستگی دارد. رودخانه تجن یکی از مهمترین رودخانه‌های حوضه جنوبی دریای‌خزر در استان مازندران است، علاوه بر نقش اساسی در تأمین آب زراعی بخش عمده‌ای از اراضی کشاورزی، جنبه اکولوژیکی آن نیز در ارتباط با مهاجرت، زادآوری، تخم‌ریزی، تغذیه طبیعی و همچنین رهاسازی لارو ماهیان سفید، کپور و قره برون در این رودخانه دارای ارزش فوق‌العاده است. به‌طوری که از سالیان گذشته تاکنون حدود یک سوم بچه ماهیان تولیدی در استان مازندران در محل‌های خاصی از این رودخانه رهاسازی می‌گردد. علیرغم اهمیت رودخانه تجن از نظر زیست‌محیطی و اقتصادی، متأسفانه این رودخانه تحت تأثیر فاضلاب و پساب‌های محیط مجاور خود قرار دارد که ممکن است خسارات جبران ناپذیری بر روی آبزیان بخصوص ماهیان رهاسازی شده از تکثیر مصنوعی و مهاجر وارد کند. لذا در طول زمان محل‌های رها کرد بچه‌ماهیان در این رودخانه با تغییراتی همراه بوده که برخی از این محل‌ها را برای رهاکرد نامساعد کرده است. سنجش پارامترهای زیستی می‌تواند در انتخاب محل‌های مورد نظر برای رهاکرد بچه ماهیان حاصل از تکثیر مصنوعی موثر واقع شود. از این رو وضعیت کنونی این مناطق ضروری است که مورد ارزیابی مجدد قرار گرفته و به‌گزینی‌های لازم صورت پذیرد. زئوپلانکتون‌ها و ماکروبنتوزها از پایه‌های تولید در محیط‌های رودخانه‌ای می‌باشند. ماکروبنتوزها درحقیقت مصرف‌کنندگان اولیه و یا ثانویه می‌باشند که بسیاری از آنان هم از محتوای پلانکتونی و هم از مواد آلی رسوبات بستر تغذیه می‌کنند و در عین حال خود مورد تغذیه بسیاری از طعمه خواران (ماهیان) قرار می‌گیرند. بنتوزها علاوه بر نقش معدنی کردن مواد غیر قابل دسترس که به بستر رسوب می‌کنند و در اختیار نهادن آنها برای تولیدکنندگان اولیه ،خود با تغذیه از مواد بی‌ارزش چون دیتریت‌ها و مواد آلی بستر ، آنها را به پروتئین و مواد غذایی قابل انتقال به چرخه بالاتر زنجیره غذایی تبدیل می‌کنند (Aazami *et al.*, 2015). در واقع بنتوزها به‌همراه زئو-پلانکتون‌ها موجودات جانوری سطح‌زی حلقه اصلی در روند تولید می‌باشند و در مطالعاتی که به منظور تعیین توان تولید آبگیرها انجام می‌گیرد، مطالعه و بررسی این دو گروه از آبزیان بسیار مهم و اساسی می‌باشد. برای عملیاتی کردن این هدف، نمونه‌برداری از ماکرو-بنتوزها و زئوپلانکتون‌ها در زمان‌های رهاسازی بچه ماهیان فوق به‌صورت ماهانه و و در سایر زمان‌ها به‌صورت فصلی به مدت یک سال در ۷ ایستگاه انجام پذیرفت.

۲ | مواد و روش‌ها

در این مطالعه با تعیین ۷ ایستگاه که موقعیت و مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل و جدول۱ آورده شده است (Mustapha *et al.*, 2013). ایستگاه مطالعاتی شامل ۱) پل تجن ساری ۲) ماه‌فروز محله ۳) اسفندان ۴) سوته ۵) سد لاستیکی ۶) خروجی سد لاستیکی و ۷) مصب رودخانه درنظر گرفته شد.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در پایین‌دست رودخانه تجن (۱۴۰۱)

جدول ۱- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در پایین‌دست رودخانه تجن (۱۴۰۱)

مختصات جغرافیایی	ایستگاه						
	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
طول جغرافیایی	۵۳° ۰۴' ۴۷"	۵۳° ۰۵' ۴۷"	۵۳° ۰۷' ۱۹"	۵۳° ۰۷' ۱۱"	۵۳° ۰۶' ۵۹"	۵۳° ۰۶' ۵۵"	۵۳° ۰۶' ۵۴"
عرض جغرافیایی	۳۶° ۳۴' ۳۸"	۳۶° ۴۰' ۲۵"	۳۶° ۴۴' ۲۱"	۳۶° ۴۶' ۰۵"	۳۶° ۴۷' ۲۷"	۳۶° ۴۸' ۲۰"	۳۶° ۴۸' ۴۶"

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

در نمونه‌برداری زئوپلانکتونی ۱۰۰ لیتر آب توسط تور مخروطی پلانکتون با چشمه ۵۰ میکرون از ۷ ایستگاه منتخب فیلتر شد. نمونه‌ها در ظرف شیشه‌ای با فرمالین ۴ درصد تثبیت شدند (Wetzel and linkens, 1991). نمونه‌های زئوپلانکتونی جهت بررسی کیفی و کمی به آزمایشگاه پلانکتون منتقل شدند. نمونه‌ها توسط پیپت استمپل با حجم ۰/۵ سانتی‌متر مکعب روی لام شمارش Bogarov و در زیر میکروسکوپ وارونه (Invert) قرار گرفت و نمونه‌هایی که در سطح محفظه پراکنده شدند مورد بررسی قرار گرفتند (Postel *et al.*, 2000). شناسایی زئوپلانکتون‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر انجام شد (Boltovskov, 2000; Kuticova, 1970; Manolova, 1964). جهت محاسبه وزن زئوپلانکتون‌ها هم از وزن استاندارد زئوپلانکتون‌ها بهره گرفته شد (Petipa, 1957). برای محاسبه شاخص آلودگی آلی ساپروبی (Saproby Index) در این مطالعه از فرمول‌های معتبر زیر استفاده شده است (Zahradkova, 2008)، برای طبقه بندی کیفی آب از جدول ۲ استفاده گردید.

- فرمول شاخص آلودگی ساپروبی:

$$S = \Sigma (s.h) / \Sigma (h)$$

S = ارزش ساپروبیک انفرادی هر گونه، h = فراوانی ظهور هر گونه.

جدول ۲- طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم ساپروبی (Zahradkova, 2008)

درجه آلودگی	طبقه کیفی آب	Saproby Index
آب خیلی تمیز	xenosaprobity	۰/۰۰- ۰/۵۰
آب تمیز	oligosaprobity	۰/۵۱- ۱/۵۰
آب نسبتاً آلوده	β-mesosaprobity	۱/۵۱- ۲/۵۰
آب با آلودگی زیاد	α-mesosaprobity	۲/۵۱- ۳/۵۰
آب با آلودگی خیلی زیاد	polysaprobity	۳/۵۱- ۴/۵۰

نمونه‌برداری از کفزیان در ایستگاه‌های رسوبی-لجنی توسط دستگاه گراب ۲۲۵ سانتی‌متر مربع و با سه تکرار در هر ایستگاه انجام گردید. در ایستگاه‌های دارای بستر سنگلاخی و قلوه سنگی از نمونه‌بردار سوربر ۱۶۰۰ سانتی‌متر مربع مجهز به تور ۵۰۰ میکرون استفاده شد. نمونه‌ها پس از شستشو وتثبیت با فرمالین ۴درصد به آزمایشگاه پژوهشکده اکولوژی دریای خزر-ساری منتقل و در آزمایشگاه جداسازی و شناسایی شده و زی‌توده آنها با ترازوی ۰/۰۰۰۱ گرم اندازه‌گیری شد. شناسایی نمونه‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Tachet *et al.*, 2000; Taylor and Baily, 1997) انجام گردید. برای تعیین کیفیت آب از شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (HFBI) استفاده گردید. در این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی طبقه بندی شده و میزان شاخص با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (جدول ۳).

$$HFBI = \frac{\sum[(TVi)ni]}{N}$$

TVi= ارزش تحمل آلودگی در آن گروه، ni= تعداد افراد هر گروه و N= تعداد کل افراد می‌باشد.

جدول ۳- طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم هلسینهوف (Hilsenhoff, 1988)

درجه آلودگی	کیفیت آب	HFBI
بدون آلودگی	عالی	۰- ۳/۷۵
آلودگی بسیار ناچیز	بسیار خوب	۳/۷۶- ۴/۲۵
مقداری آلودگی	خوب	۴/۲۶- ۵
آلودگی در حد نسبتاً قابل توجه	متوسط	۵/۰۱- ۵/۷۵
آلودگی قابل توجه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶- ۶/۵
آلودگی خیلی زیاد	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰

در تجزیه و تحلیل اطلاعات از نرم افزار آماری Systat و با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه (one way ANOVA) بعد از نرمال‌سازی اطلاعات با روش کولموگروف- اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح ۵ درصد استفاده شده و ترسیم نمودارها با نرم افزار Excel انجام شد (Conover, 1980).

۳ | نتایج

در مجموع ۲۵ گونه زئوپلانکتون طی نمونه برداری یک ساله در ایستگاه‌های مختلف از گروه هولوپلانکتون و ۶ گروه زئوبنتوز شناسایی شدند (جدول ۴). در این بررسی از گروه Copepoda گونه‌های *Copepod nauplii*، *Cyclops* sp. و *Diaptomus* sp. و از گروه Cladocera دو گونه *Bosmina* sp. و *Daphnia* sp. حضور داشتند و گونه‌های *Copepod nauplii* و *Cyclops* sp. در تمام دوره های نمونه‌برداری مشاهده شدند(جدول ۳).

۱۶ گونه Rotifera شناسایی شدند که گونه‌های *Asplanchna priodonta*، *Bdelloid rotifer*، *Euclanis dilatata* و *Lecane luna* در همه دوره‌های نمونه برداری حضور داشتند (جدول ۱). گروه زئوبنتوز شناسایی شده شامل *Balanus nauplii*، *Chironomus* sp.، *Balanus cypris* ، Nematoda، Insecta و Fish larvae بودند (جدول ۴).

نتایج نشان داد که تراکم و زی‌توده کل هولو زئو پلانکتون‌ها بین ایستگاه‌ها دارای تغییرات بود (جدول ۵)، بدین ترتیب که حداکثر تراکم و زی‌توده به ترتیب ۴۳۶۶/۷ عدد در مترمکعب و ۲۷/۶ میلی‌گرم در مترمکعب متعلق به ایستگاه ۵ در خرداد ماه بود. در ضمن در خرداد ماه در ایستگاه ۵ فقط دو گروه Rotifera و Copepoda حضورداشتند که مقدار تراکم کل بیشتر تحت تاثیر گروه Rotifera و مقدار زی‌توده بیشترتحت تأثیر Copepoda قرار داشت (جداول ۶ و ۷)

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

جدول ۴- حضور و عدم حضور گونه‌های زئوپلانکتون در پایین‌دست رودخانه تجن (۱۴۰۱)

زئوپلانکتون	فروردین	اردیبهشت	خرداد	مرداد	مهر
Protozoa					
Centropyxis sp.					*
Epistylis sp.		*	*		
Paramecium sp.	*				
Tintinopsis sp.	*	*	*		*
Rotifera					
Asplanchna priodonta	*	*	*	*	*
Bdelloid rotifer	*	*	*	*	*
Brachionus calciflurus			*	*	*
Brachionus urceolaris	*	*	*	*	
sp. *Collotheca*					*
Euclanis dilatata	*	*	*	*	*
Filina sp.	*		*		
Gastropus sp.			*		*
Keratella sp.	*		*		
Keratella quadrata			*	*	*
Keratella cochlearis				*	*
Keratella tropica					*
Lecane luna	*	*	*	*	*
Polyarthra sp.	*	*	*		*
Rhinoglena sp.					*
Syncheata sp.	*	*			*
Cladocera					
Bosmina sp.		*	*	*	
Daphnia sp.				*	*
Copepoda					
Cyclops sp.	*	*	*	*	*
Copepod nauplii	*	*	*	*	*
Diaptomus sp.					*
Zoobenthoz					
Balanus nauplii			*		*
Chironomus sp.	*	*	*	*	*
Balanus cypris				*	
Fish larvae	*				
Insecta	*	*			*
Nematod	*	*	*	*	*

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

جدول ۵- تغییرات تراکم (عدد در متر مکعب) و زی‌توده کل (میلی‌گرم در متر مکعب) زئوپلانکتون در دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف (۱۴۰۱)

دوره / ایستگاه	فروردین		اردیبهشت		خرداد		مرداد		مهر	
	تراکم	زیتوده	تراکم	زیتوده	تراکم	زیتوده	تراکم	زیتوده	تراکم	زیتوده
۱	۹۸۳/۳	۱/۲	۶۸۳/۳	۳/۷	۴۶۸۳/۳	۳۵/۶	۱۴۱۶/۷	۸/۹	۳۱۶/۷	۳/۴
۲	۱۱۰۰/۰	۱/۸	۶۸۳/۳	۱/۹	۱۴۱۶/۷	۸/۲	۱۰۶۶/۷	۴/۶	۷۰۰/۰	۲/۲
۳	۹۰۰/۰	۲/۰	۶۱۶/۷	۲/۶	۱۶۰۰/۰	۴/۷	۴۴۹/۷	۳/۵	۴۱۶/۷	۰/۵
۴	۲۴۱۶/۷	۵/۳	۵۰۰/۰	۲/۰	۲۳۳۳/۳	۹/۴	۸۱۶/۷	۱/۶	۲۸۳۳/۳	۷/۸
۵	۱۳۵۰/۰	۹/۹	۳۰۶۶/۷	۱۵/۷	۴۳۶۶/۷	۲۷/۶	۱۲۶۶/۷	۵/۲	۵۰۰/۰	۲/۳
۶	۲۲۵۰/۰	۱۳/۶	۸۱۶/۷	۲/۷	۱۹۰۰/۰	۱۱/۲	۴۳۱۶/۷	۱۸/۴	۲۵۵۰/۰	۹/۳
۷	۱۴۱۶/۷	۴/۷	۱۹۳۳/۳	۸/۰	۳۱۰۰/۰	۱۵/۵	۲۳۰۰/۰	۱۵/۴	۳۸۵۰/۰	۷/۹

جدول ۶- تغییرات درصد تراکم گروه‌های زئوپلانکتون‌ها در دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف (۱۴۰۱)

دوره / ایستگاه	فروردین				اردیبهشت				خرداد				مرداد				مهر			
	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera
۱	۰	۶/۹	۱/۸	۹۱/۳	۹/۸	۳۶/۶	۲/۴	۵۱/۲	۱/۸	۸۶/۵	۰	۱۱/۷	۲/۴	۷۵/۲	۰	۲۲/۴	۵/۳	۵۲/۵	۲۱/۱	۲۱/۱
۲	۰	۰	۴/۶	۹۵/۴	۰	۲/۴	۲۹/۳	۶۸/۳	۲/۴	۱۷/۶	۹/۴	۷۰/۶	۰	۴۰/۶	۰	۵۹/۴	۰	۴/۸	۰	۹۵/۲
۳	۰	۱/۸	۱۶/۷	۸۱/۵	۰	۱۰/۸	۵/۴	۸۳/۸	۰	۰	۵/۲	۹۴/۸	۰	۴۴/۵	۰	۵۵/۵	۰	۸/۰	۲۸/۰	۶۴/۰
۴	۰	۰/۷	۳/۴	۹۵/۹	۰	۱۶/۷	۰	۸۳/۳	۴/۳	۳۷/۹	۰/۷	۵۷/۱	۰	۱۴/۳	۰	۸۵/۷	۰	۹/۴	۰	۹۰/۶
۵	۰	۲/۵	۰	۹۷/۵	۱/۶	۳۵/۹	۳/۳	۵۹/۲	۰	۳۱/۷	۰	۶۸/۳	۰	۳۰/۳	۰	۶۹/۷	۰	۲۰/۰	۱۶/۷	۶۳/۳
۶	۰	۰/۷	۰/۷	۹۸/۶	۰	۲۸/۶	۰	۷۱/۴	۰	۵۲/۶	۰	۴۷/۴	۲/۷	۱۲	۰	۸۵/۳	۰	۸/۵	۰	۹۱/۵
۷	۰	۳۵/۲	۲/۴	۶۲/۴	۰/۹	۵۹/۵	۳/۴	۳۶/۲		۵۹/۷	۰	۴۰/۳	۲/۹	۶۸/۱	۰	۲۹/۰	۰	۱۰/۴	۱/۳	۸۸/۳

جدول ۷- تغییرات درصد زی‌توده گروه‌های زئوپلانکتون‌ها در دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف (۱۴۰۱)

دوره / ایستگاه	فروردین				اردیبهشت				خرداد				مرداد				مهر			
	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Protozoa	Rotifera
۱	۰	۱۷/۴	۰/۱	۸۲/۴	۲۵/۳	۴۳/۴	۰/۱	۳۱/۳	۳/۳	۹۳/۹	۰	۲/۸	۵/۳	۸۴/۰	۰	۱۰/۷	۹/۸	۷۸/۳	۰/۲	۱۱/۷
۲	۰	۰	۰/۳	۹۹/۷	۰	۱۷/۴	۱/۰	۸۱/۶	۵/۷	۱۹/۵	۰/۲	۷۴/۶	۰	۶۴/۹	۰	۳۵/۱	۰	۴/۵	۰	۹۵/۵
۳	۰	۲/۵	۰/۷	۹۶/۸	۰	۵۲/۰	۰/۱	۴۷/۹	۰	۰	۰/۲	۹۹/۸	۰	۴۹/۵	۰	۵۰/۵	۰	۱۹/۰	۱/۰	۸۰/۱
۴	۰	۱/۰	۰/۷	۹۸/۳	۰	۸۳/۳	۰	۱۶/۷	۱۵/۰	۷۶/۸	۰/۰۲	۸/۲	۰	۵۶/۶	۰	۴۳/۴	۰	۲۸/۵	۰	۷۱/۵
۵	۰	۱/۰	۰	۹۹/۰	۴/۴	۸۷/۶	۰/۱	۷/۹	۰	۶۴/۳	۰	۳۵/۷	۰	۸۸/۳	۰	۱۱/۷	۰	۸۷/۶	۰/۴	۱۲/۰
۶	۰	۰/۴	۰/۰۱	۹۹/۶	۰	۶۸/۱	۰	۳۱/۹	۰	۴۹/۵	۰	۵۰/۵	۱۲/۷	۳۳/۲	۰	۵۴/۱	۰	۲۲/۲	۰	۷۷/۸
۷	۰	۴۴/۰	۰/۱	۵۵/۹	۲/۹	۷۴/۶	۰/۱	۲۲/۴	۰	۹۲/۵	۰	۷/۵	۶/۱	۸۳/۸	۰	۱۰/۱	۰	۴۱/۴	۰/۰۱	۵۸/۶

نتایج نشان داد که میانگین شاخص ساپروبی در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ ،۴، ۵، ۶ و ۷ به‌ترتیب ۱/۷۱±۰/۱۸، ۱/۶۹±۰/۱۹، ۱/۷۴±۰/۱۴، ۱/۵۸±۰/۳۱، ۱/۵۲±۰/۳۰، ۱/۷۳±۰/۳۰ و ۱/۶۳±۰/۱۹محاسبه گردید، بدین‌ترتیب تمامی ایستگاه‌ها به‌طور متوسط در طبقه کیفی β-mesosaprobity با آب نسبتاً آلوده قرار دارند. براین اساس کیفیت آب در طول دوره‌های مختلف مطالعه در ایستگاه‌های تعیین شده در دو طبقه کیفی oligosaprobity با آب تمیز و β-mesosaprobity با آب نسبتاً آلوده قرار داشتند (جدول ۸). ایستگاه‌های با طبقه کیفی oligosaprobity شامل ۴ و ۵ در فروردین ماه، ۱، ۴، ۵ و ۶ در اردیبهشت ماه و ایستگاه‌های ۴ و ۷ در مهرماه بودند، بدین‌ترتیب سایر دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف در طبقه کیفی β-mesosaprobity با آب نسبتاً آلوده قرار داشتند (جدول ۸). نتایج بررسی صورت گرفته

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

نشان داد که شاخص ساپروبی در بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نبودند (p>۰/۰۵). در مجموع طی این بررسی تعداد ۸ خانواده ماکروبنتوزی شامل Chironomidae، Simuliidae، Baetidae، Hydropsychidae، Gammaridae، Lumbriculidae، Spionidae و Erpobdellidae شناسایی شدند (جدول ۹). بررسی پراکنش خانواده‌های مختلف ماکروبنتوز در ایستگاه‌های مختلف نشان داد که Lumbriculidae بیشترین حضور را در ایستگاه‌های مختلف داشت، به‌طوری که در تمام ایستگاه‌ها دیده شده است (جدول ۸).

میانگین تعداد خانواده Lumbriculidae در ایستگاه ۵ به تعداد ۵/۱±۱۰/۹ عدد در واحد نمونه‌برداری آن، تمامی خانواده‌های ماکروبنتوزها به غیر از خانواده Lumbriculidae در ایستگاه ۲ از حداکثر میانگین تعداد برخوردار بودند(جدول ۱۰). نتایج نشان داد که در بین خانواده‌ها، بیشترین تراکم به تعداد/۱۶±۲۵/۳ عدد متعلق به خانواده Chironomidae بود (جدول ۱۰). نتایج نشان داد که میانگین شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶ و ۷ به‌ترتیب ۵/۳۷±۱/۶۳، ۵/۶۷±۰/۲۱، ۵/۴۸±۰/۵۲، ۴/۱۱±۲/۵۹، ۵/۶۶±۰/۴۱، ۰/۰۵±۰/۱۸ و ۲/۲۰±۲/۸۱ محاسبه گردید.

براساس شاخص زیستی هیلسنهوف درجه آلودگی آلی و کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف از طبقه کیفی عالی (بدون آلودگی) در ایستگاه‌های ۶ و ۷ تا طبقه متوسط با آلودگی در حد نسبتاً قابل توجه در ایستگاه ۱ و ۲ قرار گرفتند (شکل ۲). اگرچه کیفیت آب تمامی ایستگاه‌های مورد مطالعه با استفاده شاخص فوق طبقه‌بندی شدند ولی بدلیل عدم حضور بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های فوق نتایج کیفی آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های ۶ و ۷ از دقت لازم برخوردار نیست. بنابراین نتایج این مطالعه در ایستگاه‌های ۱ تا ۵ نشان داد که تقریباً تمامی ایستگاه‌ها در طبقه کیفی متوسط با آلودگی در حد نسبتاً قابل توجه قرار داشتند (شکل ۲) و اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها در میزان آلودگی به مواد آلی وجود نداشت (p>۰/۰۵).

جدول ۸- تغییرات شاخص زیستی ساپروبی در دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف (۱۴۰۱)

دوره‌ها / ایستگاه‌ها	فروردین	اردیبهشت	خرداد	مرداد	مهر
۱	۱/۶۶	۱/۶۴	۱/۴۶	۱/۹۱	۱/۸۷
۲	۱/۵۳	۲/۰۰	۱/۶۴	۱/۷۱	۱/۵۶
۳	۱/۶۷	۱/۹۵	۱/۸۰	۱/۶۶	۱/۶۱
۴	۱/۴۸	۲/۰۴	۱/۲۳	۱/۷۰	۱/۴۳
۵	۱/۴۸	۱/۹۹	۱/۴۰	۱/۵۶	۱/۱۹
۶	۱/۵۱	۱/۹۱	۱/۴۳	۲/۱۵	۱/۶۶
۷	۱/۵۴	۱/۵۴	۱/۶۵	۱/۵۵	۱/۴۷

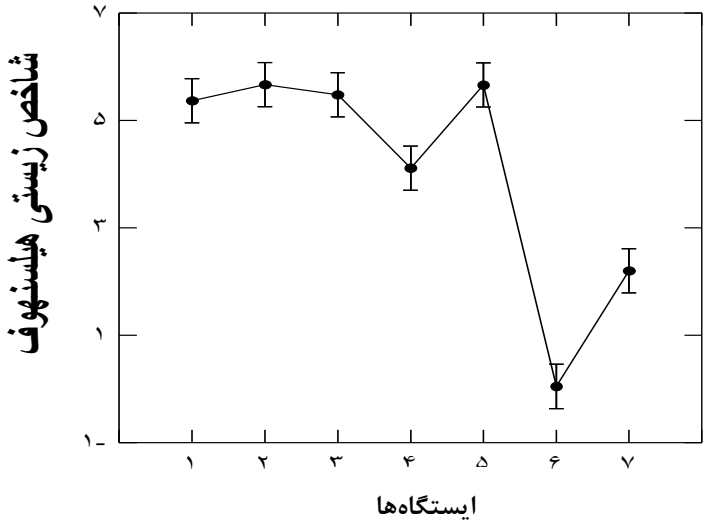
جدول ۹- وضعیت حضور (+) و عدم حضور (-) ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های پایین دست رودخانه تجن (۱۴۰۱)

راسته	خانواده	ایستگاه ۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
DIPTERA	Chironomidae	+	+	+	+	+	-	-
	Simuliidae	-	+	+	-	-	-	-
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	-	+	+	-	-	-	-
EPHEMEROPTERA	Baetidae	+	+	+	-	-	-	-
LUMBRICULIDA	Lumbriculidae	+	+	+	+	+	+	+
ARHYNCHOBDELLIDA	Erpobdelidae	+	+	-	-	-	-	-
AMPHIPODA	Gammaridae	-	-	-	-	-	-	+
SPIONIDA	Spionidae	-	-	-	-	-	+	+

جدول ۱۰- میانگین تراکم ±خطای معیار(عدد در واحد نمونه برداری) خانواده‌های ماکروبنتوز در ایستگاه‌ها(۱۴۰۱)

ایستگاه‌ها / خانواده موجودات	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
Chironomidae	۵/۹±۸/۰	۲۵/۳±۱۶/۲	۱۱/۸±۲۱/۱	۴/۸±۸/۱	۲/۹±۲/۷	۰	۰
Simulidae	۰	۰/۸±۱/۹	۰/۰۷±۰/۳	۰	۰	۰	۰
Hydropsychidae	۰	۱/۶±۲/۹	۰/۲±۰/۴	۰	۰	۰	۰
Baetidae	۱/۱±۱/۹	۸/۹±۱۰/۰	۱/۳±۲/۹	۰	۰	۰	۰
Lumbriculidae	۲/۵±۲/۰	۳/۵±۳/۹	۲/۷±۲/۹	۵/۱±۱۰/۹	۱/۱±۱/۴	۰/۰۷±۰/۳	۰/۵±۱/۲
Erpobdellidae	۰/۱±۰/۴	۰/۹±۱/۶	۰	۰	۰	۰	۰
Gammaridae	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱/۷±۴/۳
Spionidae	۰	۰	۰	۰	۰	۵/۴±۹/۱	۰/۲±۰/۸

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]



شکل ۲- تغییرات شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) در ایستگاه‌های مختلف (۱۴۰۱)

۴ | بحث و نتیجه‌گیری

در اکوسیستم‌های آبی تحلیل‌های اکولوژیک معمولاً براساس حضور گونه‌های مختلف می‌باشد که نشان دهنده پاسخ آن‌ها به عوامل محیطی است (Kuczyńska-Kippen, 2018). زئوپلانکتون‌ها به‌عنوان تولید کننده ثانویه در اکوسیستم‌های آبی می‌توانند به‌طور مؤثر به تغییرات محیطی پاسخ دهند (Azevedo *et al.*, 2015). نتایج مطالعه نشان داد که میزان تراکم و زی‌توده زئوپلانکتون‌ها تحت تأثیر دو گروه Rotifera و Copepoda قرار داشت. در مطالعات متعدد نشان داده شدندکه زوپلانکتون رودخانه‌ای به‌وسیله Rotifera و Copepoda، تحت تأثیر پارامترهای زیستگاهی و شرایط کیفی آب در بسیاری از آب‌های شیرین غالب می‌شوند (Sprules, 1975; Smakulska, 2004)، بدین‌ترتیب نتایج پژوهش حاضر با مطالعات اشاره شده مطابقت دارد. درجه حرارت، شوری و pH روی ترکیب و تراکم جمعیت زوپلانکتون تاثیر دارند (Edmondson, 1965; Egborge, 1994). نتایج نشان داد که جمعیت هولوپلانکتون در دوره رهاسازی بچه‌ماهیان در بخش مصبی به‌شدت تحت تأثیر Rotifera و Coppepoda قرار داشت. حضور برخی گونه‌ها در بخش ساحلی در دوره‌های رهاسازی بچه‌ماهیان نظیر *Vorticella* sp.، *Acartia* sp. و *Halicyclops* sp. به‌دلیل شرایط زیستگاه نظیر عمق زیاد و جریان کم آب، نوع بستر، پوشش گیاهی و شرایط کیفی آب بود، نتایج مطالعه حاضر با نتایج یک مطالعه (Gliwicz and Lampert, 2008) همخوانی دارد. در این مطالعه حضور خانواده‌ی Bdelloidae از گروه Rotifera در تمامی ایستگاه‌ها چشمگیر نبود، آن‌ها به‌دلیل حساسیت خاص خود می‌توانند به‌عنوان یک شاخص اکولوژیک جهت ارزیابی زیست‌محیطی کیفیت آب مورد استفاده قرار گیرند. Bdelloidae معمولاً ارگانیسم‌هایی مرتبط با ماکروفیت‌ها می‌باشند و به‌طور انتخابی توده‌های نی را برمی‌گزینند (Garcia *et al.*, 2017). در این مطالعه گروه Copepoda تراکم و زی‌توده بالایی را نشان داد، این گروه در ایجاد شرایطی برای پالایش، جهت پیشگیری از تجمع مواد آلی و کاهش شاخص ساپروبی و بهبود کیفیت آب، زمینه لازم برای بهبود شرایط کیفی را خواهد داشت (Cavan *et al.*, 2017).

گروه Cladocera جمعیت قابل توجهی را در ایستگاه‌های منتخب در این مطالعه نشان نداده است، این گروه در برخی از ایستگاه‌ها و دوره‌های کمتری دیده شد. همان‌گونه که در این مطالعه دیده شده است، گونه‌های زئوپلانکتونی مقاوم، رشد جمعیتی بالاتری را نشان داده‌اند و موجب کاهش ظهور و تکثیر گونه‌های متنوع دیگر که حساسیت بیشتری دارند گشتند (Cavan *et al.*, 2017).

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که گروه Protozoa در غالب ایستگاه‌ها یا حضور نداشتند و یا حضور کمی داشتند. گروه Protozoa شناسایی شده شامل گونه‌های *Epistylis* sp.، *Paramecium* sp.، *Centropyxis* sp.، *Tintinopsis* sp. و *Vorticella* sp. بودند که بیشترین تراکم و زی‌توده متعلق به گونه *Tintinopsis* sp. بود. فرم زندگی *Epistylis* sp. به‌صورت چسبیده و نوع تغذیه آن باکتری‌خواری است و از لحاظ درجه ساپروبیتی (سیستم شاخص آلودگی های آلی) در اکثر محیط‌های آبی نشان‌دهنده شرایط آلفامزوساپروبیک یا منطقه‌ای با آلودگی زیاد می‌باشد. همچنین این ارگانیسم اغلب منشعب شده و کلنی تشکیل می‌دهد (Papadimitriou *et al.*, 2010). گونه *Vorticella* sp. نیز مژه‌دار و دارای فرم زندگی چسبیده بوده، نوع تغذیه آن هم باکتری‌خواری است و درجه ساپروبیتی آن آلفا-مزوساپروبیک و بتامزوساپروبیک می‌باشد (Li *et al.*, 2017). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که گونه *Vorticella* sp. فقط در ایستگاه ۷ (منطقه مصبی) در زمان رهاسازی بچه‌ماهیان به مقدار اندک حضور داشت. بدین‌ترتیب نتایج مطالعه حاضر با مطالعات بالا مطابقت دارد و وضعیت کیفی آب در تمامی ایستگاه‌ها (به استثنای ایستگاه ۷) در شرایط بهتری از طبقه آلفامزوساپروبیک بود. شاخص ساپروبی به‌عنوان شاخص نشان دهنده کیفیت آب، وضعیت آلودگی به مواد آلی و مواد سمی آب‌های شیرین و شور می‌باشد که محاسبه این شاخص بر مبنای

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

زئوپلانکتون‌ها در این مطالعه شرایط آلودگی مشابهی را برای ایستگاه‌های مختلف نشان داد که بدین‌ترتیب تمامی ایستگاه‌ها به‌طور متوسط در طبقه کیفی β-mesosaprobity با آب نسبتاً آلوده قرار دارند. شرایط β-mesosaprobity در منطقه مورد مطالعه، گواه خودپالایی و تجزیه ترکیبات آلی است، چراکه در این کلاسه ساپروبی ترکیبات آلی از مرحله تجزیه به اسیدهای آمینه عبور نموده‌اند که با ادامه آن غلظت اکسیژن محلول تا زمانی که اکسیداسیون کامل شود ، افزایش می‌یابد و شرایط را به سمت الیگوساپروبیک خواهد برد (El-serehy *et al.*, 2014). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که اگرچه خانواده Chironomidae به لحاظ پراکنش رتبه دوم را داشت ولی از بیشترین درصد فراوانی نسبی (۳۸/۹ درصد) برخوردار بود. بیشترین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی متعلق به ایستگاه ۲ بود، به‌طوری مقدار فراوانی آن با تمامی ایستگاه‌ها از اختلاف معنی‌داری برخوردار بود ($p<۰/۰۵$). در مرحله بعدی ایستگاه ۳ قرار داشت، ولی اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها در میزان فراوانی داشت ($p>۰/۰۵$). با توجه به غالبیت حشرات‌آبزی در رودخانه‌ها و بیشترین حضور خانواده‌های حشرات‌آبزی در ایستگاه ۲ به‌دلیل مطلوب‌تر بودن تنوع زیستگاهی نظیر جنس بستر، عمق و سرعت آب (Lenat, 1993; Loch *et al.*, 1999) با نتایج مطالعات اشاره شده مطابقت دارد. در مطالعات متعددی از شاخص زیستی HFBI برای طبقه‌بندی آلودگی آلی آب استفاده نمودند (Lenat, 1993; Entrekin *et al.*, 1993; Lydy *et al.*, 2000; Voelker and Rann, 2000). اگرچه کیفیت آب تمامی ایستگاه‌های مورد مطالعه با استفاده شاخص فوق طبقه‌بندی شدند ولی بدلیل عدم حضور بزرگ بی‌مهرگان کفزی آب شیرین در ایستگاه‌های فوق نتایج کیفی آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های ۶ و ۷ از دقت لازم برخوردار نیست. نتایج این مطالعه در ایستگاه‌های ۱ تا ۵ نشان داد که تقریبا تمامی ایستگاه‌ها در طبقه کیفی متوسط با آلودگی در حد نسبتاً قابل توجه قرار داشتند و اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها در میزان آلودگی به مواد آلی وجود نداشت ($p>۰/۰۵$). حضور و تراکم و تنوع محتویات زئوپلانکتونی معده و روده لارو ماهی سفید منطبق بر نتایج (Arimoro, 2006) گزارش شد. تغذیه بچه ماهی سفید در مراحل اولیه رشد از Cyclops، Copepoda، Diatoma، Cladocera، Rotifera می‌باشد (El-Serehy *et al.*, 2014). در مطالعه حاضر ۱۶ گونه از روتیفرا شناسایی شد که گونه *Brachionus* sp. تراکم بالایی داشته است. تحقیقات زیادی انجام شده که *Brachionus calyciflorus* مورد تغذیه ماهی و لارو آنها قرار می‌گیرند، از آنجایی‌که در دسترس بودن غذا سبب می‌شود تا ماهی برای تطابق با محیط انرژی کمتری مصرف کرده و باقی انرژی در بدن ذخیره شده و باعث رشد بدن می‌شود. بنابراین تنوع گونه‌ای زئوپلانکتونی و میزان فراوانی آن در زیستگاه علاوه بر میزان رشد ماهیان، بر تنوع زیستی و ساختار جمعیتی ماهیان نیز تأثیر قابل توجه‌ای دارند (Awais *et al.*, 1992; Arimoro, 2006; Aoyama *et al.*, 2015). نتایج شاخص‌های زیستی نشان داد که شرایط کیفی آب از ایستگاه ۱ تا ۵ با اندک تغییراتی مشابه بوده، ایستگاه ۴ (سوته) شرایط کیفی مناسب‌تری داشته و از این نظر بهترین محل رهاسازی بچه‌ماهیان می‌باشد. بدین‌ترتیب برای تعیین محل دقیق رهاسازی بچه‌ماهیان باید پارامترهای زیستگاهی نظیر پوشش گیاهی، نوع بستر، عمق و سرعت آب، شرایط غذایی مورد توجه قرار گیرد. به‌عنوان مثال ماهی سفید در دوره مهاجرت‌های تولیدمثلی، سعی می‌کند تا آب‌های کم عمق و زلال با بستر قلوه سنگی را برای تخم‌ریزی انتخاب می‌کند و این مکان‌ها مناسب‌ترین نواحی برای رهاسازی لارو و بچه‌ماهیان سفید می‌باشد.

۵ | تشکر و قدردانی

از همکاری و زحمت همه همکاران محترم در اجرای طرح در پژهشکده اکولوژی دریای خزر، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور و شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران تشکر می‌نماییم.

پست الکترونیک نویسندگان

مهدی نادری جلودار: Naderi_j@yahoo.com
نیما پورنگ: n_pourang@yahoo.com
محمدعلی افرایی بندپی: mafraei1965@gmail.com
عبدالحمید آذری: ahazaritakami@yahoo.com
رحیمه رحمتی: rahmati764@gmail.com
متین شکوری: matin.shakoori@yahoo.com

REFERENCES

Abdoli A., Naderi Jolodar M. 2008. Biodiversity of fishes in the Southern Caspian Basin. Aquatic Science Publishing. 242 p.

Aoyama Y., Moriya N., Tanaka Sh., Taniguchi T., Hosokawa H., Maegawa Sh. 2015. A Novel Method for Rearing Zebrafish by Using Freshwater Rotifers (*Brachionus calyciflorus*). Zebrafish, 12(4): 288-295.

Arimoro F.O. 2006. Culture of the freshwater rotifer, *Brachionus calyciflorus*, and its application in fish larviculture technology. African Journal of Biotechnology, 5:536-54.

Awais A., Kestemon P., Micha J.C. 1992. Nutritional suitability of the rotifer, Brachionus calyciflorus for rearing freshwater fish larvae. Journal of Applied Ichthyology, 8: 263-270.

Azevedo D.J.S., Barbosa J.E.L., Gomes W.I.A., Porto D.E., Marques J.C., Moiozzi J. 2015. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses, Ecological Indicators, pp: 135-149.

Boltovskoy D. 2000. South Atlantic zooplankton, Netherlands, Backhuys publisher, 89p.

Cavan E.L., Henson S.A., Belcher A., Sanders R. 2017. Role of zooplankton in determining the efficiency of the biological carbon pump. Biogeosciences, 14(1): 177-186.

Coad B.W. 1995. The fresh water fishes of Iran. The academy of science of the Czech Republic Brno, 64 p.

Conover W.J. 1980. Practical nonparametric statistics, 2nd edition. Wiley. New York. 219p.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

Edmondson W.T. 1959. Fresh-water biology, John Wiley & Sons, Inc. Washington.1248 p.

Egborge A.B.M. 1994. Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. Hydrobiologia, 272: 95-104.

El-Serehy H., Bahgat M.M., Al-Rasheid K., Al-misned F., Murtoza G., Shafik H. 2014. Cilioprotists as biological indicators for estimating the efficiency of using gravel bed hydroponics system in domestic wastewater treatment, Saudi Journal of Biological Sciences, http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.11.003.

Entrekin S., Golladay S., Ruhlman M., Hedman C. 1999. Unique steephead stream segments in Southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. The University of Georgia, Athens., Georgia. 4p.

Gliwicz Z.M., Lampert W. 1990. Food thresholds in Daphnia species in the absence and presence of blue–green filaments Ecology, 71: 691-702.

Hilssenhoff W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution, with a family level biotic index. Journal of N. Am. Benthology Socity, 7 (1):65-68.

Kuszynska- Kippen N. 2018. The use of bdelloids in reference to rotifer biocoenotic indices as an indicator of the ecological state of small field water bodies: the effect of macrophytes, shading and trophic state of water, Ecological Indicators, 89: 576-583.

Kuticova L.A. 1970. Rotatoria. Moscow, Leningrad, P: 744. (In Russian).

Lenat D. 1993. A biotic index for southeastern United Sataes, Derivation and list of tolerance values with criteria for assessing water quality ratings. JNABS, 12: 179-290.

Li Y.D., Chen Y., Wang L., Yao L., Pan X., Jong-Lee D. 2017. Pollution tolerant protozoa in polluted wetland, Bioresource Technology, doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.051.

Loch D.D., West J.L., Perlmutter D.G. 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. Aquaculture, 147: 37-55.

Lydy M.J., Crawford C.G., Frey J.W. 2000. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic–invertebrate community structure and stream quality. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39: 469-479.

Manolova E.Q. 1964. Cladocera. Moscow, Leningrad, 326p. (In Russian).

Mustapha A., Aris A.Z., Juahir H., Ramli M.F., Kura N.U. 2013. River water quality assessment using environmentric techniques: case study of Jakra River Basin. Environmental science and pollution research international, 20(8):5630-5644.

Oketola A.A., Adekolurejo S.M., Osibanjo O. 2013. Water quality assessment of River Ogun using multivariate statistical techniques. Journal of Environmental Protection, 4:466-479.

Papadimitriou C.A., Papatheodoulou A., Takavakoglou V., Zdragas A., Samaras P., Sakellaropoulos G.P., Lazaridou M., Zalidis G. 2010. Investigation of protozoa as indicators of wastewater efficiency in constructed wetlands, Desalination, 250: 378-382.

Petipa T.S. 1957. About average weight of main forms of the zooplankton in the Black Sea. Proceedings of the USSR AS Sevastopol Biological Station, 9: 39-57 (in Russian).

Postel L., FoCk H., Hagen W. 2000. Biomass and abundance. In RP Harris, PH Wieb, J Lenz, HR Skjoldal, M Huntley, eds. ICES zooplankton methodology manual. London: Academic Press, 83-174.

Smakulska J., Górniak A. 2004. Morphological variation in Daphnia cucculata Sars with progressive eutrophication of a polymictic lowland reservoir. Hydrobiologia, 526: 119–127.

Sprules W.G. 1975, Zooplankton in acid-stressed lakes. J. Fish. Res. Bd. Can., 32(3): 390-395.

Tachet H., Richoux P., Oumaud M., Usseglio_Polatera P. 2000. Invertebres d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions, Paris. 275 p.

Taylor B.R., Baily R.C. 1997. Technical evaluations on methods for benthic invertebrate data analysis and interpretation. Canada Center for Mineral and Energy Technology. 555 Booth Street, Ottawa, Ontario, 93 p.

Voelker D.C., Renn D.E. 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana. USGS Science for a Changing World. 55 p.

Wetzel R.G., Likens G.E. 2000. Collection, Enumeration, and Biomass of Zooplankton. In: Limnological Analyses. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4_11.

Wootton R.J. 1998. Ecology of teleost Fish. Chapman and Hall, First edition, 404p.

Zahradkova T.S. 2008. Saprobic SystemEncyclopedia of Ecology. Amsterdam: Elsevier B.V. 3141-3143.

نحوه استناد به این مقاله:

نادری جلودار م.، پورنگ ن.، افرایی بندپی م.ع.، آذری ع.، رحمتی ر.، شکوری م. استفاده از شاخص‌های ساپروبی و هیلسنهوف در ارزیابی کیفیت آب پایین‌دست رودخانه تجن به‌منظور رهاسازی بچه ماهیان. نشریه پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی دانشگاه گنبدکاووس. ۱۴۰۲، ۳۲-۲۳ :(۳)۱۱ .

Naderi Jolodar M., Pourang N., afraei banpei M.A., Azari A., Rahmati R., Shakoori M. The use of Saprobi and Hilsenhof indicators in assessment the water quality downstream of Tajan River in order to release fish fry. Journal of Applied Ichthyological Research, University of Gonbad Kavous. 2023, 11(3): 23-32.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]

The use of Saprobi and Hilsenhof indicators in assessment the water quality downstream of Tajan River in order to release fish fry

Naderi Jolodar M[1*]., Pourang N[2]., Afraei Banpei M.A[3]., Azari A[3]., Rahmati R[3]., Shakoori M[3].

[1] Assistant Prof., of Caspian Aquatic Ecology Research Institute, Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Sari, Iran.

[2] Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Tehran, Iran.

[3] Caspian Aquatic Ecology Research Institute, Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Sari, Iran.

Type:

Original Research Paper

Paper History:

Received: 21-09-2023
Accepted: 27-11- 2023

Corresponding author:

Naderi Jolodar M. Assistant Prof., of Caspian Aquatic Ecology Research Institute, Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Sari, Iran.

Email: Naderi_j@yahoo.com

Abstract

The purpose of this study is to identify the Zooplankton and Macrobenthic communities and to determine the water quality using the Saproby and Hilsenhoff indices in the downstream of Tajan River with the aim of investigating the place of release fish fry. In this research, 7 stations were selected along the Tajan River from the downstream of Tajan Bridge to the mouth of the river and sampling was done monthly from May to October 2022. In Zooplankton sampling, 100 liters of water were filtered by a plankton cone net. Sampling of Macrobenthoz was done by Grab device (225 cm^2) and Sorber sampler (1600 cm^2) with 3 repetitions in each station. A total of 25 Zooplankton species were identified during one-year sampling in different stations from Holoplankton and Zoobenthoz groups. During this survey, 8 families including Chironomidae, Simuliidae, Baetidae, Hydropsychidae, Gammaridae, Lumbriculidae, Spionidae and Erpobdellidae were identified. The results showed that all the stations are on average in the β-mesosaprobity quality class with relatively polluted water. Based on Hilsenhoff biological index, the degree of organic pollution and water quality in different stations range from the high quality class (no pollution) in stations 6 and 7 (at a distance of 1 km from the coastline and the estuary) to the medium class with relatively significant pollution in station 1 and 2 (after Tajan Bridge and 15 km below Tajan Bridge). According to the results, it can be said that these indicators are suitable for evaluating the water quality of Tajan River and more suitable indicators should be used for stations 6 and 7. Station 4 at a distance of 7 km from the sea coast (Soteh) had the best water quality conditions with little pollution, thus it seems that the best place to release fish fry in terms of water quality conditions is in Soteh. Due to the proximity of the water quality distance in the study area, habitat parameters should be taken into account to determine the exact location of the release of fish fry.

Keywords: Tajan River, Zooplankton, Macrobenthoz, Saproby, Hilsenhoff.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2024-05-06]