



اثر پساب آبی‌پروری بر تنوع زیستی درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه دوهزار تنکابن

جواد مسگران کریمی^{۱*}، قباد آذری تاکامی^۲، حسین خارا^۳ و روح ا... عباسپور^۱

۱- باشگاه پژوهشگران جوان، دانشگاه آزاد اسلامی، گروه شیلات، واحد لاهیجان، لاهیجان، ایران

۲- دانشگاه تهران، دانشکده دامپزشکی، تهران، ایران

۳- دانشگاه آزاد اسلامی، واحد لاهیجان، گروه شیلات، لاهیجان، ایران

مسئول مکاتبات: Javadkarimi1984@yahoo.com

چکیده

در پژوهش حاضر تنوع زیستی درشت بی‌مهرگان (ماکروبتوزها) با استفاده از شاخص‌های زیستی در رودخانه دوهزار تنکابن در سال ۱۳۹۰-۱۳۸۹ در هفت ایستگاه و طی دوازده نوبت نمونه‌برداری با سوربر سطح ۰/۱ متر مربع در سه تکرار صورت گرفت. نمونه‌های جمع‌آوری شده توسط فرمالین ۴٪ تثبیت و در آزمایشگاه جداسازی و شمارش گردید. در بررسی کفزیان، ۶۰ خانواده متعلق به ۱۸ راسته و هفت رده شناسایی شد. همزمان با نمونه‌برداری از فون بنتیک برخی از فاکتورهای فیزیکی شیمیایی نظیر دمای آب و هوا، pH، DO (اکسیژن محلول)، BOD (خواست اکسیژن بیوشیمیایی) در ایستگاه‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج تغییرات معنی‌داری را روی دما، BOD₅، pH، نشان داد ($p < 0/05$) ولی تغییرات در اکسیژن محلول در طول مدت بررسی معنی‌دار نبود ($p > 0/05$). داده‌های بنتیک بصورت سنج‌های ساختار جمعیتی شامل غنای EPT، نسبت فراوانی EPT به خانواده Chironomidae و شاخص تنوع شانون محاسبه گردید. آنالیز واریانس یک طرفه گروه‌های کفزی در بین ماه‌ها و ایستگاه‌ها مورد بررسی قرار گرفت، نتایج آزمون آنالیز واریانس در بین ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان داد ($P < 0/05$). بطور کلی از ایستگاه شماره ۱ تا ایستگاه شماره ۷ از مقدار عددی این شاخص‌ها کاسته شد که نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب در طول رودخانه بوده است. بر اساس شاخص EPT بالاترین میانگین به ایستگاه ۳ با میانگین امتیاز ۷۰/۶۶ و پایین‌ترین امتیاز در ایستگاه ۷ با امتیاز ۲۲/۰۱ مشخص شد. بالاترین میزان شاخص EPT/Ch در ایستگاه ۱ با امتیاز ۱/۱۱ و پایین‌ترین امتیاز در ایستگاه ۷ با ۰/۳۱ تعیین شد. شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌ها، از بالا به پایین روند نزولی را نشان داد. بطوری که بیشترین مقدار آن در ایستگاه ۲ با میانگین امتیاز ۲/۲۷ و پایین‌ترین امتیاز در ایستگاه ۷ با امتیاز ۱/۷ مشخص شد. بطور کلی نتایج حاصله نشان از عدم آلودگی در نواحی بالادست رودخانه دوهزار تنکابن و آلودگی متوسط رودخانه در نواحی پایین دست در ماه‌های مختلف را داشت.

کلمات کلیدی: رودخانه دوهزار تنکابن، ماکروبتوز، شاخص‌های زیستی، پساب آبی‌پروری، کیفیت آب

مقدمه

[۱۹]. در این بین حشرات با بیش از ۵۰۰۰۰۰۰ گونه‌ی آبی، که حداقل مرحله‌ای از زندگی خود را در آب می‌گذرانند، فراوان‌ترین گروه‌ها هستند [۲۱]. بی‌مهرگان بعلت قرار گرفتن در نزدیکی قاعده‌ی هرم انرژی و زنجیره‌های غذایی، نقش مهمی در فرایند انتقال انرژی و تأمین غذای سایر بی-مهرگان و حتی مهره‌داران دارند، بعضی آرایه‌های بی‌مهرگان از نظر اقتصادی و اکولوژیک اهمیت دارند [۲۲]. چون

بی‌مهرگان آبی در اکثر نقاط دنیا شناسایی شده‌اند، اما در آسیا، از جمله ایران، مطالعات گسترده در این زمینه انجام نگرفته است. بی‌مهرگان بزرگ شامل حشرات آبی، عنکبوت‌های آبی، سخت‌پوستان و انواعی از نرم‌تنان و کرم‌ها می‌باشند و ممکن است درون رسوبات یا بر روی آنها زندگی کنند. طول بدن این جانوران بیشتر از ۰/۵ میلی-متر است، و از این جهت از سایر بی‌مهرگان متمایز می‌شوند



اظهار نظر نموده است [۲۷]. اولین تحقیق از بی‌مهرگان ابزی ایران، در طول سواحل جنوبی دریای خزر، در سال ۱۹۷۳ میلادی (۱۳۵۱ شمسی) توسط Vladimir Sekya انجام شد [۱۳]. بر طبق محاسبه‌ی این محقق میانگین توده زنده‌ی کفزیان در تمام سواحل جنوبی دریای خزر حدود ۱۸/۲۴ گرم در متر مربع بوده است. در سال ۱۳۶۷ مرکز تحقیقات شیلات گیلان که بیشتر بر دهانه سفید رود متمرکز بود، مقدار متوسط توده‌ی زنده کفزیان ۳۰/۶۱ گرم در متر مربع ثبت کرد [۱۳]. ابراهیم نژاد در سال ۱۳۷۸ شاخصهای بیولوژیک رودخانه زاینده رود را معرفی و بی‌مهرگان بزرگ این رودخانه در سطح خانواده مورد شناسائی قرار داد. نتایج حاصل از آن شناسائی ۲۴ خانواده از بی‌مهرگان بزرگ می‌باشد. در تحقیق دیگری بی‌مهرگان بزرگ رودخانه زاینده رود مطالعه و در سطح گونه شناسائی شدند [۱]. حاصل آن شناسایی در این تحقیق ۲۶ گونه از بی‌مهرگان بزرگ بوده است. حفار و همکاران در سال ۱۳۸۷ به بررسی کفزیان رودخانه کر در استان فارس پرداخت. در بررسی فون کفزیان رودخانه ۳۲ گروه از موجودات بنتیک شناسایی شدند. داده‌های بنتیک بصورت سنجه‌های ساختار جمعیتی شامل غنای EPT، غنای شیرونومیده، غنای کل، نسبت فراوانی EPT به خانواده Chironomidae خلاصه شد. در ضمن شاخص تنوع شانون و شاخص زیستی در سطح خانواده هیلسنهوف محاسبه گردید. به طوری که نتایج حاصله نشان از عدم آلودگی در نواحی بالادست سد درودزن و آلودگی اندک تا شدید رودخانه کر در نواحی زیر سد در فصول مختلف داشت [۴]. همچنین در مطالعه‌ای مشابه، تر کیب گونه‌ای بی‌مهرگان کفزی و شرایط محیطی در نهر کوکامبر توسط Bass در سال ۱۹۹۵، مورد مطالعه واقع شده بدین صورت که نمونه‌های آب و بی‌مهرگان کفزی از ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست نهر مزبور بطور فصلی جمع‌آوری شده و با توجه به عوامل محیطی و ساختار جمعیتی بی‌مهرگان بخصوص شاخص تنوع، نهر مزبور را

پراکنش بی‌مهرگان بزرگ با عمق‌های متفاوت آب، میزان اکسیژن محلول، مواد آلی و دماهای مختلف ارتباط دارد، از آرایه‌های مختلف بی‌مهرگان به عنوان شاخص آلودگی انواع مختلف آب‌های جاری و راکد استفاده می‌شود [۷ و ۱۲]. اثرات زیست محیطی مزارع پرورش ماهی بسیار متنوع بوده و شامل تغییر در رژیم‌های هیدرولوژیک، معرفی گونه‌های غیر بومی به محیط‌های وحشی و آلودگی منابع آبی می‌باشد [۲۴]. آلودگی منابع آبی از طریق پساب تخلیه شده مزارع پرورش ماهی مهم‌ترین نگرانی امروزه دنیا به شمار می‌رود [۱۱]. در سیستم‌های ابزی پروری به روش جریان دائم (flow-through) پساب‌ها به همراه غلظت‌های بالای مواد غذایی و مواد جامد وارد محیط زیست می‌شوند. برخی از پساب‌ها به دلیل بالا بودن مقادیر آلاینده‌ها در صورتی که به طرز صحیحی اصلاح نشوند می‌توانند موجب ایجاد تأثیرات مخرب جدی در محیط زیست گردند [۲۰ و ۲۷]. آلودگی‌های ایجاد شده توسط مزارع پرورشی از طریق فرآورده‌های متابولیکی ماهیان، مدفوع و غذای خورده نشده بوجود می‌آید [۱۶]. مقدار آلاینده‌ها بستگی به میزان ترکیب شیمیایی غذا و پایداری آن در آب دارد البته شیوه غذا دهی نیز بی‌تأثیر نیست. ترکیب و مقدار ماده غذایی ته نشین شده داخل آب در هر مزرعه می‌تواند خیلی گسترده باشد [۲۸]. مقالات و مطالعات بسیاری که اساساً فون ماکروبتوز رودخانه‌ها را مورد توجه قرار داده‌اند می‌توان به چندین مورد اشاره نمود: تحقیق در مورد پراکنش گونه‌ای از سخت پوستان کفزی بنام صدف گورخری *Dreissena Polymorpha* در سال ۱۹۹۱ توسط Strayer در نهرهای آمریکای شمالی بصورت طولانی مدت انجام شده در این پژوهش، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب و تراکم نمونه‌ها به همراه شرایط فیزیکی ایستگاه مورد بررسی قرار داده، که پراکنش و غنای گونه مزبور به همراه اثرات فصول و ایستگاه‌های نمونه برداری در نهرهای مختلف مورد تجزیه و تحلیل نهایی قرار گرفته و در رابطه با شرایط کیفی نهرها



در محدوده هر ایستگاه با توجه به جریان آب و نوع بستر نمونه بردار سوربر انتخاب شد. بعد از نمونه‌برداری محتویات را به داخل دبه‌های پلاستیکی که بر روی آنها محل، تاریخ و زمان نمونه برداری ثبت شده است تخلیه نموده و آنها را با فرمالین ۴٪ یا اتانول ۹۵٪ فیکس می‌نماییم و به آزمایشگاه منتقل شد [۲۴]. روش شناسایی ماکروبتوزها بدین صورت انجام شد که محتویات داخل دبه‌های پلاستیکی را به داخل الک ۵۰۰ میکرون تخلیه نموده و جهت زدودن بوی فرمالین با آب شست و شو داده شد. سپس برای جلوگیری از شناوری آنها بر روی سطح آب الک محتوی نمونه را به مدت ۵ الی ۱۵ دقیقه در داخل تشت آب باقی‌گذارده شد [۲۴]. سپس نمونه‌ها را به داخل پلیت‌های شیشه‌ای حاوی آب مقطر انتقال داده و با استفاده از لوپ و در زیر نور جداسازی صورت گرفت. سپس با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Maccafferty, 1991; Hugh & Clifford, 1981; Usinger, 1963) شناسایی تا حد خانواده انجام شد [۳]. جهت تخمین فراوانی نسبی کفزیان در ایستگاه‌های مطالعاتی، بررسی ترکیب و ساختار ماکروژئوتوزها و شاخص‌های زیستی و تنوع انتخابی، اقدام به شمارش خانواده‌های شناسایی شده کفزیان در ایستگاه‌های مطالعاتی شد.

متغیرهای فیزیکی شیمیایی مورد آزمایش در این مطالعه با توجه به هدف و امکانات، شامل دما با استفاده از ترمومتر استاندارد، pH با استفاده از دستگاه pH متر و پیرانسنج-های DO و BOD₅ با استفاده از روش وینکلر (تیتراسیون) بلافاصله بعد از اتمام نمونه‌برداری در آزمایشگاه صورت گرفت. در این بررسی دما توسط یک دماسنج با دامنه ۰-۵۰°C یا یک ترمومتر الکتریکی اندازه‌گیری شد. روش اندازه‌گیری BOD بدین صورت بود که ظرف مخصوص BOD از نمونه آب مورد آزمایش پر شد. درب ظروف را محکم بسته و نمونه‌ها در دمای ۲۰±۱ درجه سانتی‌گراد به مدت ۵ روز در محفظه کشت (انکوباتور) قرار داده شد.

مورد ارزیابی کیفی قرار داده و در نتیجه این نهر را محیطی مناسب که قابلیت حمایت از گروه‌های متنوعی از کفزیان دارد تشخیص داده است [۱۰]. از آنجا که بررسی بی‌مهرگان بزرگ بطور گسترده و جامع در ایران انجام نشده، در تحقیق حاضر سعی شده است بی‌مهرگان بزرگ رودخانه دوهزار تنکابن تا سطح خانواده معرفی گردد و همچنین برخی عوامل فیزیکی و شیمیایی مؤثر بر فراوانی پراکندگی آنها مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش کار

رودخانه دوهزار که از شاخه‌های مهم رودخانه چشمه کيله به حساب می‌آید و در شهرستان تنکابن واقع است. این شاخه با مختصات جغرافیایی ۳۲° ۵۰' شرقی و ۳۶° ۳۴' شمالی که از رشته کوه‌های البرز سرچشمه گرفته است. طول رودخانه ۴۰ کیلومتر بوده دارای بستری سنگلاخی و کوهستانی و پر پیچ و خم می‌باشد. حوضه آبریز آن ۲۸۰ km² وسعت دارد که کوهستانی و مرتفع بوده و بیشترین قسمت آن پوشیده از درختان جنگلیست. این رودخانه دارای آب دائمی است. این رودخانه دارای رژیم آبی بارانی و برفی می‌باشد. حداکثر میزان دبی متوسط در رودخانه دوهزار تنکابن ۷/۸ m³/s و حداقل دبی متوسط ۳ m³/s می‌باشد. تعیین ایستگاه‌ها در این مطالعه، پس از بازدید میدانی اولیه از رودخانه دو هزار تنکابن و کسب اطلاعاتی از قبیل انشعابات رودخانه و موقعیت ایستگاه‌های پرورش ماهی و تلفیق مشاهدات میدانی با عکس‌ها، نقشه‌های ماهواره‌ای و آخرین آمار و اطلاعات قابل استناد رسمی در دسترس صورت گرفت و اقدام به تعیین ۷ ایستگاه مطالعاتی بر روی رودخانه دو هزار تنکابن گردید. نمونه برداری در این بررسی به صورت ماهیانه در هفت ایستگاه در طول یکسال توسط نمونه بردار سوربر با سطح ۰٫۱ متر مربع در سه تکرار به صورت تصادفی از حاشیه و وسط رودخانه انجام گرفت [۹]. پس از تعیین منطقه مناسب



و تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان است (۸) طبق فرمول زیر محاسبه شده.

$$H'' = -\sum P_i \ln P_i$$

$H'' = H$ تنوع شانون- واینر، P_i = نسبت فراوانی گونه به فراوانی کل

Molvaer و همکاران (۱۹۹۷) ارتباط شاخص شانون با سطوح مختلف اکولوژیکی را در جدول ۲ تقسیم‌بندی کرده است.

تجزیه و تحلیل داده‌های بدست آمده با استفاده از نرم افزار آماری SPSS با ویرایش ۱۷ انجام شد. در این نرم افزار به منظور بررسی اختلاف معنی دار داده های شاخص های زیستی در بین ایستگاه‌ها از آنالیز واریانس یکطرفه استفاده شد. همچنین برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون Post Hoc دانکن (Duncan) در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد. محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم‌افزار EXCEL انجام شد [۴].

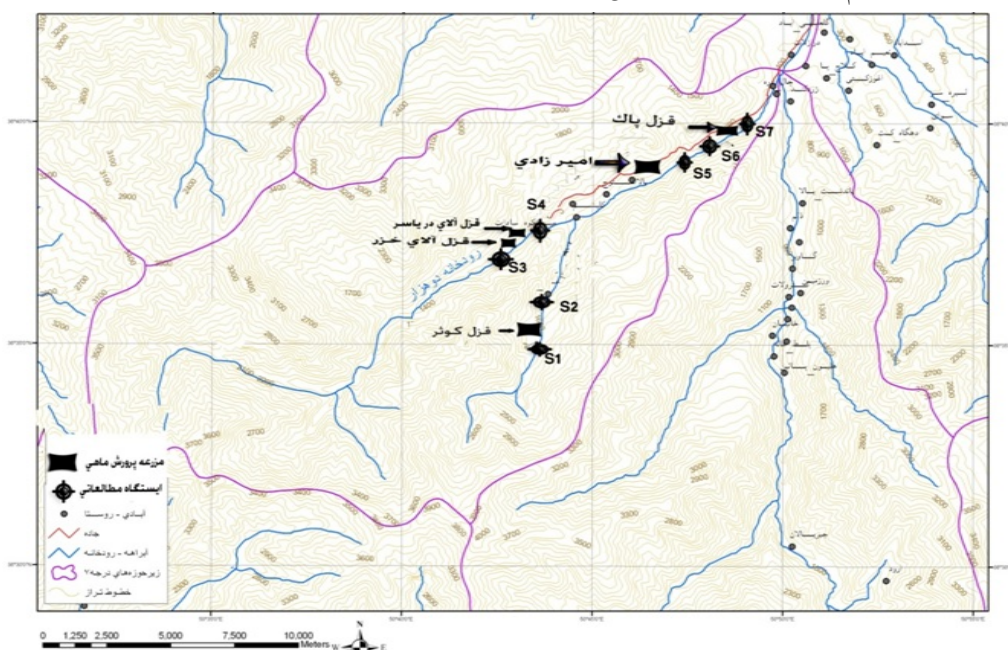
سپس اکسیژن محلول آن را بعد از ۵ روز اندازه گرفته و BOD₅ را محاسبه شد [۶].

در مطالعات بی‌مهرگان کفزی نهرها و مطابق پروتکل ارزیابی زیستی آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA) چندسنجه یا معیار جمعیتی به عنوان قابل اتکا ترین و متداول‌ترین معیار طبقه‌بندی بیولوژیک ایستگاه‌های مطالعاتی معرفی شده است [۳ و ۱۴].

درصد غنای EPT: یعنی درصد فراوانی کل گونه‌های شناسایی شده متعلق به راسته‌های Trichoptera، Plecoptera و Ephemeroptera بوده که راسته‌های حساس به آلودگی به شمار می‌روند.

نسب فراوانی EPT/CHIR: این نسبت عبارت است از نسبت فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته Trichoptera+ Plecoptera+Ephemeroptera به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae.

مشهورترین و متداول‌ترین شاخص تنوع، شاخص تنوع شانون - وینر (H'') می‌باشد که اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت (Richness) و فراوانی نسبی آنها (Evenness) با هم در محاسبه آن لحاظ می‌شود



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های مطالعاتی و مزارع پرورش ماهی در رودخانه دو هزار تنکابن



جدول ۱- موقعیت ایستگاه‌های مطالعاتی

شماره ایستگاه	ارتفاع از سطح دریا (متر)	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	فاصله از مزرعه بالادست (متر)
۱	۱۱۱۹	۰۴/۸ □ ۰۴۴ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۳۶ □ ۳۵/۲ □	-
۲	۱۰۳۱	۰۸/۰ □ ۰۴۴ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۳۶ □ ۴۴/۴ □	۵۰
۳	۸۴۲	۰۱/۷ □ ۰۴۴ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۳۷ □ ۴۲/۱ □	-
۴	۸۱۱	۱۰/۹ □ ۰۴۴ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۳۷ □ ۴۴ □	۷۰
۵	۵۱۲	۲۲/۶ □ ۰۴۸ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۳۹ □ ۳۹/۳ □	۱۰۰۰
۶	۴۶۶	۲۴/۵ □ ۰۴۹ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۴۰ □ ۱۲/۹ □	۲۰۰۰
۷	۴۴۵	۳۶/۴ □ ۰۴۹ □ ۰۵۰°	۳۶ □ ۴۰ □ ۲۵/۵ □	۱۰۰

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس مقادیر شاخص شانون

مقادیر قطعه / فرد	کیفیت آب
۴-۴/۵	وضعیت عالی
۳-۴	وضعیت خوب
۲-۳	وضعیت متوسط
۱-۲	وضعیت فقیر
۰-۱	وضعیت بد

نتایج

مشاهده شد. با توجه به بیانگر تبعیت تغییرات دمای آب به دمای هوا می‌باشد. البته در این تغییرات زمان و مکان نمونه برداری نیز تأثیرگذار است. روند تغییرات اکسیژن محلول (DO) در ایستگاه‌های مختلف مطالعاتی در سطح جزئی بوده و اختلاف معنی‌داری را نشان نداد. میانگین میزان اکسیژن محلول در هفت ایستگاه مطالعاتی نشان داد که بالاترین میانگین متعلق به ایستگاه ۱ با ۹/۹۳ میلی‌گرم بر لیتر و پایین‌ترین میانگین اکسیژن محلول مربوط به ایستگاه

بررسی متغیرهای فیزیکی‌وشیمیایی نشان داد، حداکثر دمای آب در ماه مرداد با ۱۶/۹۷ درجه سانتیگراد و حداقل دمای آب در فروردین ماه با ۷/۶۲ درجه سانتیگراد مشخص شد. آنالیز واریانس یکطرفه با سطح احتمال ۵ درصد در ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری را در بین هفت ایستگاه نشان نداد. بر اساس آنالیز واریانس یکطرفه دمای آب، اختلاف معنی‌داری با سطح احتمال ۵ درصد بین ماه‌ها

۵ با میانگین ۹/۳۴ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین میزان اکسیژن محلول در ماه آذر با ۱۱/۰۲ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین میزان آن مربوط به ماه شهریور با ۸/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. آزمون تجزیه واریانس یکطرفه اکسیژن محلول با احتمال ۵ درصد در ماه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری را بین ماه‌ها نشان داد. نتایج اکسیژن مورد نیاز زیستی یا خواست اکسیژن بیوشیمیایی (BOD) نشان داد که بالاترین میزان BOD در دی ماه با ۲/۶۷ میلی‌گرم بر لیتر و پایین‌ترین میزان BOD به آبان ماه ۰/۸۶ میلی‌گرم در لیتر تعلق دارد. آزمون آنالیز واریانس یکطرفه BOD در ایستگاه‌های مطالعاتی تفاوت معنی‌داری را در سطح احتمال ۵ درصد نشان داد. ایستگاه ۱ کمترین میانگین BOD، را با ۰/۹۴ میلی‌گرم بر لیتر و ایستگاه ۷ بیشترین میانگین BOD را با ۲/۷۳ میلی‌گرم بر لیتر به خود اختصاص داد. بالاترین مربوط به ایستگاه ۲ با $pH=8/30$ و کمترین مربوط به ایستگاه ۷ با $pH=8/05$ مشاهده شد. بطور کلی تغییرات pH در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دو هزار تنکابن با توجه به آزمون آنالیز واریانس یکطرفه با سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری در بین ایستگاه‌ها با یکدیگر نشان داد. آزمون دانکن در ایستگاه‌ها بیانگر تفاوت معنی‌دار بین ایستگاه ۷ و ۴ با سایر ایستگاه‌ها می‌باشد. آزمون آنالیز واریانس یکطرفه با سطح احتمال ۵ درصد در بین ماه‌ها نیز تفاوت معنی‌داری را با یکدیگر نشان داد. بیشترین pH در دی ماه با $pH=8/46$ و کمترین $pH=8/05$ در آذر ماه می‌باشد. دبی آب در ایستگاه‌های ۴، ۵، ۶ و ۷ دارای بیشترین میزان دبی در طول سال در رودخانه دوهزار تنکابن بوده‌اند. بررسی دبی ماهانه در رودخانه دوهزار تنکابن نشان دهنده حداکثر میزان دبی این رودخانه در اردیبهشت با ۴/۷۶ مترمکعب بر ثانیه می‌باشد. نتایج آزمون آنالیز واریانس یکطرفه دبی سالانه در بین ایستگاه‌ها بیانگر اختلاف معنی‌دار دبی در سطح احتمال ۵ درصد در ایستگاه‌های مطالعاتی می‌باشد. دبی رودخانه از ماه آذر محاسبه

گردید. در برخی ایستگاه‌ها و ماه‌ها نیز به دلیل برخی عوامل جوی، طغیان شدید آب رودخانه و حفظ ایمنی امکان محاسبه دبی با روش جسم شناور وجود نداشت. بطور کلی در طی این مطالعه ۶۰ خانواده از ماکروژئوتنوتوزها که متعلق به ۱۸ راسته شناسایی شد. در میان کفزیان شناسایی شده، لارو حشرات آبی بیشترین تنوع را به خود اختصاص می‌دهند.

بررسی شاخص ساختار جمعیت EPT: بر اساس شاخص EPT بالاترین میانگین به ایستگاه ۳ با میانگین امتیاز ۷۰/۶۶ و پایین‌ترین امتیاز در ایستگاه ۷ با امتیاز ۲۳/۰۸ می‌باشد. آزمون آنالیز واریانس یکطرفه این شاخص بیان‌کننده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌ها در سطح احتمال ۵ درصد ($p<0.05$) می‌باشد. بررسی شاخص EPT در بین ماه‌های سال نشان داد که بالاترین امتیاز متعلق به خرداد ماه با امتیاز ۵۸/۹۶ و پایین‌ترین امتیاز در بهمن ماه با امتیاز ۳۰/۸۱ می‌باشد. در بین ماه‌ها آزمون آنالیز واریانس یکطرفه این شاخص بیان‌کننده اختلاف معنی‌داری را در سطح احتمال ۵ درصد نشان نداد. آزمون دانکن این شاخص نشان داد در ایستگاه‌های مطالعاتی، ایستگاه‌های ۳ و ۱ به عنوان ایستگاه‌های همگن در یک طبقه قرار گرفته و با سایر ایستگاه‌ها که در طبقه‌ای جداگانه قرار گرفته اختلاف معنی‌داری دارد.

بر اساس شاخص EPT/Ch بالاترین میانگین به ایستگاه ۱ با میانگین امتیاز ۱۹/۶۲ و پایین‌ترین امتیاز در ایستگاه ۷ با امتیاز ۱/۱۷ می‌باشد. آزمون آنالیز واریانس یکطرفه این شاخص بیان‌کننده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌ها در سطح احتمال ۵ درصد ($p<0.05$) می‌باشد. بررسی شاخص EPT/C در بین ماه‌های سال نشان داد که بالاترین امتیاز متعلق به اردیبهشت ماه با امتیاز ۱۳/۴۹ و پایین‌ترین امتیاز در شهریور ماه با امتیاز ۱/۹۱ می‌باشد. در بین ماه‌ها آزمون آنالیز واریانس یکطرفه این شاخص بیان‌کننده اختلاف معنی‌داری را در سطح احتمال ۵ درصد



بر اساس شاخص تنوع شانون وینر، بالا ترین میزان تنوع با ۲/۲۷ در ایستگاه ۲ مشاهده شد و کمترین میزان تنوع در ایستگاه ۷ با ۱/۷۷ می‌باشد. آزمون آنالیز واریانس یک طرفه نشانگر اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها بوده است. اختلاف معنی داری بین ماهای سال مشاهده نشد.

($p > 0.05$) نشان نداد. آزمون دانکن این شاخص نشان داد در ایستگاه‌های مطالعاتی، ایستگاه‌ها ۳ و ۱ به عنوان ایستگاه-های همگن در یک طبقه قرار گرفته و ایستگاه ۳ با ایستگاه ۴ همپوشانی دارد و با سایر ایستگاه‌ها که در طبقه‌ای جداگانه قرار گرفته اختلاف معنی داری دارد.

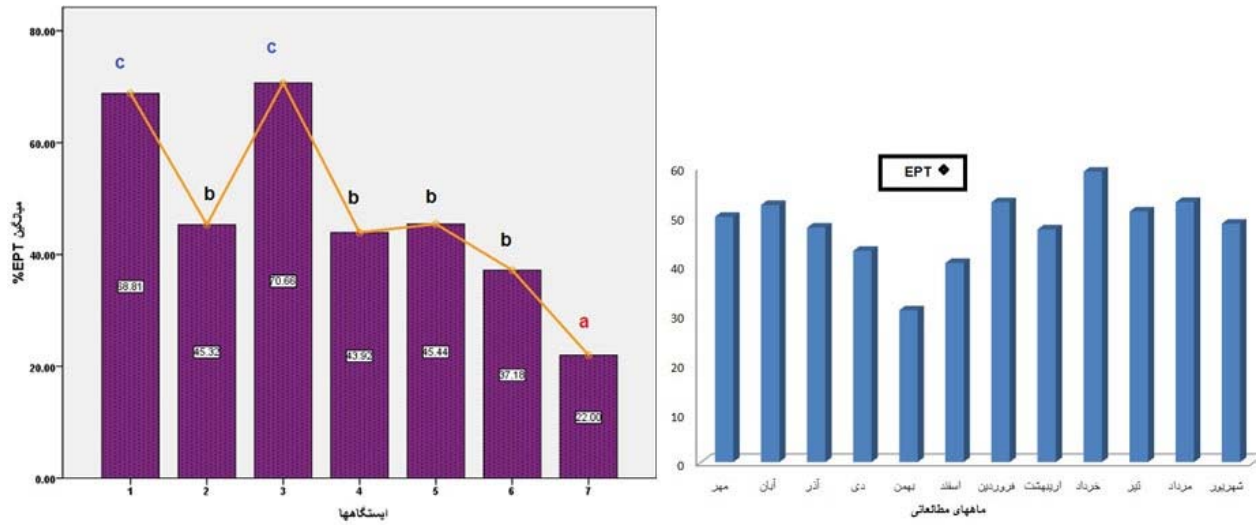
جدول ۳- میانگین پارامترهای فیزیکی شیمیایی در هفت ایستگاه

ایستگاه‌ها پارامترها	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
دمای هوا	۱۳/۵۲±۸/۸۸	۱۳/۶۸±۸/۵۲	۱۵/۱۸±۸/۵۷	۱۵/۰۸±۷/۹۵	۱۶/۹۱±۹/۲۳	۱۶/۸۵±۷/۹۵	۱۷/۰۱±۷/۷۰
دمای آب	۸/۴۸±۱/۴۴	۸/۸۴±۱/۴۲	۱۰/۲۶±۱/۳۵	۱۰/۳۸±۱/۳۵	۱۱/۹۹±۱/۴۰	۱۱/۹۷±۱/۳۶	۱۲/۳۶±۱/۳۳
اکسیژن محلول mg/L	۹/۹۳±۰/۷۲	۹/۶۴±۰/۸۷	۹/۷۷±۰/۷۴	۹/۴۷±۰/۹۸	۹/۳۴±۰/۹۸	۹/۵۷±۱/۱	۹/۴۰±۱/۰۹
خواست اکسیژن بیوشیمیایی mg/L(BOD)	۰/۹۴±۰/۷۷	۱/۳۶±۰/۹۴	۱/۰۵±۰/۶۶	۱/۶۳±۰/۸	۱/۹±۰/۸۹	۲/۱۷±۰/۹۲	۲/۷۲±۱/۲۸
pH	۸/۲۸±۰/۱۷	۸/۳۰±۰/۱۵	۸/۲۴±۰/۱۴	۸/۱۵±۰/۱۴	۸/۲۵±۰/۱۰	۸/۲۴±۰/۱۴	۸/۰۶±۰/۱۳

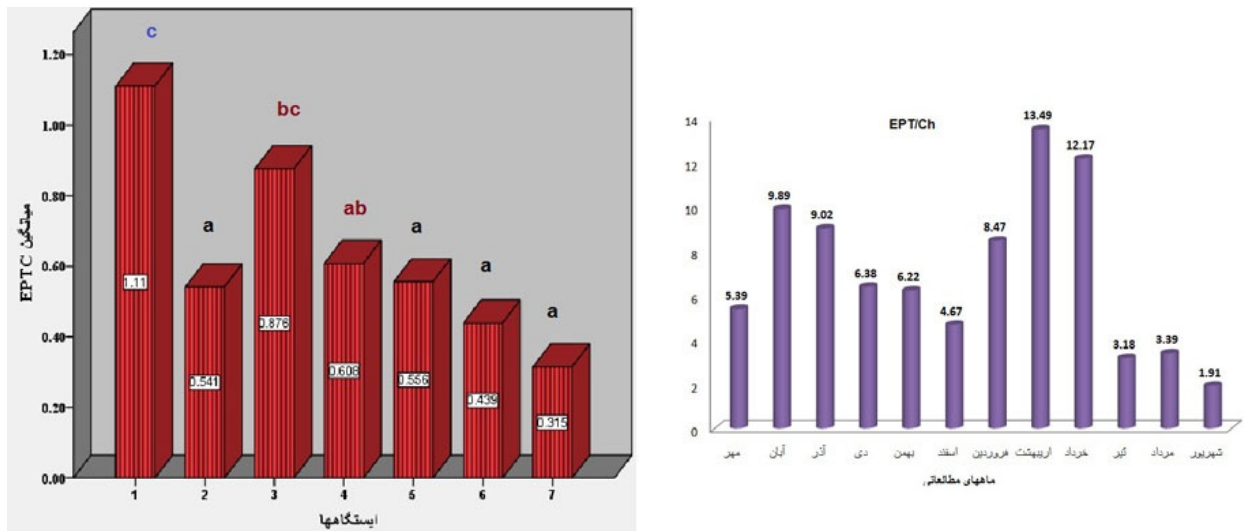


جدول ۴- خانواده‌های بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دوهزار تنکابن

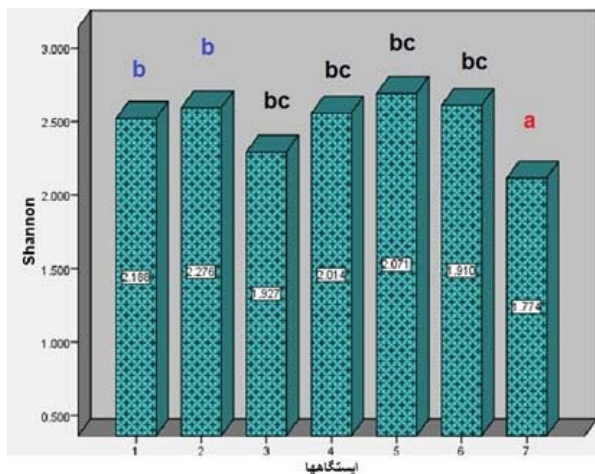
راسته	خانواده	عادات غذایی	راسته	خانواده	عادات غذایی	
Diptera	Chironomidae	جمع کند/ شکارچی خرد کننده/ فیلتر کننده/ خراشنده	Trichoptera	Hydropsychidae	فیلتر کننده	
	Tipulidae	جمع کننده / شکارچی		Hydroptilidae	خراشنده / خرد کننده / جمع کننده	
	Athericidae	شکارچی		Rhyacophilidae	شکارچی	
	Simuliidae	فیلتر کننده		Polycentropodidae	فیلتر کننده / شکارچی	
	Belphariceridae	خراشنده		Sericostomatidae		
	Ceratopogoniidae	شکارچی		Limnephilidae	خراشنده / جمع کننده	
	Dolichopodidae	شکارچی		Brachycenteridae	خرد کننده / فیلتر کننده	
	Tabaniidae	جمع کننده / شکارچی		Glossosomatidae	scraper(خراشنده)	
	Empididae	شکارچی		Lepidostomatidae	خرد کننده	
	Dixidae	فیلتر کننده		Goeridae	scraper(خراشنده)	
	Psychodidae	جمع کننده		Leptoceridae	جمع کننده / شکارچی	
	Stratiomyidae	فیلتر کننده		Coeloptera	Elmidae	خراشنده / جمع کننده
	Sciomyzidae				Hydrophilidae	شکارچی / جمع کننده
	Thaumaleidae				Dyticidae	شکارچی
Plecoptera	Choloroperlidae	شکارچی / جمع کننده	Hemiptera	Mesovellidae		
	Perlidae	شکارچی		Herbidae		
	Perlodidae	شکارچی	Megaloptera	Sialidae	شکارچی	
	Nemouridae	شکارچی		?		
	Leucteridae	خرد کننده		Lepidoptera	Pyralidae	خرد کننده / خراشنده خرد کننده
Ephemeroptera	Heptageniidae	خراشنده	Pisauridae			
	Baetidae	جمع کننده و خراشنده	?			
	Ephemerllidae	جمع کننده و خراشنده	Amphipoda	Gammaridae	جمع کننده	
	Caenidae	جمع کننده		Asellidae	جمع کننده	
	Oligoneuridae			?	جمع کننده	
Oligochaeta	Lumbriculidae		Basommatophora (Gastropoda)	Physidae	جمع کننده	
	Lumbricidae			Lymnaeidae	جمع کننده	
	Naidida		Planorbidae	scraper(خراشنده)		
	Haplotoxidae		Mesogastropoda (Gastropoda)	Valvatidae	scraper(خراشنده)	
	Tubificidae			Hydrobiidae	scraper(خراشنده)	
Nematomorpha	?	Bivalvia (Plecypoda)	Sphaeriidae	scraper(خراشنده)		
Tricladida	Planaridae	Acariformes	Hygrobatidae	شکارچی		
Collembola	جمع کننده		Hydraenidae			



شکل ۲- میانگین سالانه شاخص ساختار جمعیت EPT در هفت ایستگاه و ماه‌های مطالعه‌ای



شکل ۳- میانگین سالانه شاخص ساختار جمعیت EPT/C در هفت ایستگاه و ماه‌های مطالعه‌ای



شکل ۴- امتیاز شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌ها و ماه‌های مطالعاتی



بحث

چندان محسوس نمی باشد. ایستگاه ۱ و ۲ در شاخه دریا سر و همچنین ایستگاه ۳ و ۴ در شاخه نوشا که قبل و بعد از مزارع پرورش ماهی قرار دارند و نیز دارای اختلاف ارتفاع چندانی نسبت به یکدیگر نمی باشند، تفاوت دمایی از $9/02^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۱ به $9/65^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۲ تغییر می یابد و همینطور دما با $11/55^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۳ به $11/65^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۴ افزایش می یابد. ثانی در سال ۱۳۷۶ نیز به این نتیجه دست یافت (۴). روند تغییرات اکسیژن محلول در رودخانه دوهزار از تغییرات ماهانه و متعاقباً تغییر در دمای آب تبعیت می کند. البته میزان اکسیژن محلول سالانه در هر هفت ایستگاه در سطح بالایی بوده است و از تغییرات معنی داری در بین ایستگاه‌ها برخوردار نمی باشد. البته این امر را می توان به دبی بالای آب رودخانه و سنگلاخی بودن آن که سبب انحلال اکسیژن، اتمسفر در آب می گردد نسبت داد. میزان اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) بعنوان شاخص-ترین فاکتور در تشخیص مواد آلی قابل تجزیه در آب است. نتایج حاصل از BOD نشان دهنده تغییرات معنی دار این پیرانسنجه در ایستگاه‌های مطالعاتی می باشد، به طوری که با

نتایج نشان داد که ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (مخصوصاً پرورش ماهی‌هایی که تناژ و فعالیت بیشتری دارد) تنوع بتوزها و گونه‌های حساس به آلودگی (Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera) کاهش و فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی مخصوصاً راسته Diptera افزایش یافته است که نشان دهنده کاهش کیفیت آب در این ایستگاه‌ها می باشد. در بررسی حاضر بزرگ بی-مهرگان کفزی مقاوم به آلودگی آلی (Simuliidae, Chironomidae) در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از مزارع نسبت به قبل آنها درصد فراوانی بیشتری را نشان دادند. دامنه میانگین سالانه دمای آب رودخانه دو هزار تنکابن در ایستگاه‌های مطالعاتی از $9/02^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۱ تا $13/62^{\circ}\text{C}$ در ایستگاه ۷ می باشد. تغییرات دمای آب در ایستگاه‌های مطالعاتی از دمای هوا و ارتفاع ایستگاه پیروی می کند. البته می توان اینگونه استنباط نمود که دما در ایستگاه‌هایی که تحت تاثیر پساب استخرهای پرورش ماهی قرار دارند، به دلیل حضور ماهی در استخرها و واکنش‌های گرمازا در اثر تجزیه مواد آلی رو به افزایش است، ولی این تفاوت دمایی



میزان ۲/۷۳ میلی گرم در لیتر در ایستگاه ۷ به بالاترین میزان خود می‌رسد که تحت تأثیر پساب مزرعه پرورش ماهی قزل‌پاک و مزارع بالادست می‌باشد که می‌توان از تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی بر BOD آب رودخانه دوهزار تنکابن اطمینان حاصل کرد. BOD در آبی پروری بازتاب‌کننده مقدار ذرات ریز و مواد آلی محلول که از غذای خورده نشده و فعالیت‌های حیاتی ماهی نظیر تنفس و مدفوع مشتق شده است می‌باشد. بنابراین این با میزان تولید مواد جامد معلق و محلول ارتباط دارد. تولید ذرات جامد عمده تحت تأثیر راندمان تغذیه و مدیریت استخرهای پرورش ماهی نظیر تمیز کردن تنک‌ها و استخرها (شاندر کشی) می‌باشد [۲۹]. نادری جلودار در مطالعات خود بر روی رودخانه هراز اختلاف معنی‌داری را در فاکتور BOD5 در قبل و بعد از پساب مزارع پرورش ماهی مشاهده نکرد ولی در ایستگاه‌های بعد از هر مزرعه نسبت به ایستگاه قبل آن افزایش بسیار اندکی مشاهده کرد [۶]. در بررسی شاخص ساختار جمعیت EPT که یکی از شاخص‌های معتبر برای بررسی روند تغییرات و فشارهای وارده می‌باشد و براساس گروه‌های حساس به آلودگی طرح ریزی شده است. نتایج نشان داد که در بررسی حاضر تغییرات ساختار جمعیت EPT در بین ایستگاه‌ها معنی‌دار بوده ($p < 0.05$)، بطوری که در ایستگاه ۷ در کل دوره مطالعه با تمامی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته است که بیانگر تأثیر فعالیت پرورش ماهی در این ایستگاه بوده است و در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی ساختار جمعیت EPT کاهش پیدا کرده است که نشانگر افت کیفیت آب می‌باشد. تغییرات شاخص ساختار جمعیت EPT / CHIR در رودخانه دوهزار تنکابن نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی نسبت به ایستگاه‌های قبل پرورش ماهی کاهش یافته است که بیانگر کاهش کیفیت آب می‌باشد. محققین متعددی با استفاده از ساختار جمعیت EPT توانستند اثرات پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی را بر اکوسیستم رودخانه مشخص نمایند و نشان دادند که ساختار جمعیت EPT بین ایستگاه‌های بالادست و پایین دست مزارع پرورش ماهی اختلاف معنی‌داری داشته است ($p > 0.05$). نتایج مطالعه صورت گرفته در رودخانه چافرود توسط قانع ساسانی سرایی در ۱۳۸۳، نیز مشابه نتایج مطالعات بالا بوده است. بررسی شاخص ساختار جمعیت EPT / CHIR در رودخانه هراز که توسط نادری جلودار انجام شد، نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی کاهش یافته. نتایج مطالعات در رودخانه دوهزار تنکابن با نتایج رودخانه چافرود و مطالعه انجام شده در رودخانه کارولین [۱۷] و مطالعات Barbour و همکاران در سال ۱۹۹۹ مطابقت دارد [۹]. Doughty and McPhail (1995) در مطالعه پساب ۱۸ مزرعه پرورش ماهی آزاد در اسکاتلند افزایش تعداد راسته‌های Chironomidae و Oligochaeta را بدون حذف برخی از گروه‌های کفزیان گزارش نمود که که در مطالعه حاضر نیز با افزایش Chironomidae در ایستگاه‌هایی که متأثر از پساب مزارع پرورش ماهی می‌باشند و همچنین افزایش گروه مقاوم به آلودگی Naididae و Tubificidae در ایستگاه‌های پایین دست بخصوص ایستگاه‌های ۶ و ۷ مشهود می‌باشد [۱۶]. قانع ساسانی سرایی در سال ۱۳۸۳ نشان داد که حشرات آبی، موجودات غالب فون کفزیان رودخانه را تشکیل داده و در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و برعکس گروه‌های مقاوم افزایش یافت. همچنین در مطالعه فوق مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا در این رودخانه سبب کاهش گروه‌های حساس (EPT) و افزایش گروه‌های مقاوم شامل Diptera (Simullidae و Chironomidae) گردید [۶]. نتایج مطالعه Loch (1999). نشان داد، جنس‌های مختلف گروه‌های حساس به آلودگی (EPT) حساسیت متفاوتی در برابر آلودگی آلی آب ناشی از پساب مزارع پرورش ماهی در رودخانه کارولینای شمالی برخوردار بودند. به عنوان مثال

میزان ۲/۷۳ میلی گرم در لیتر در ایستگاه ۷ به بالاترین میزان خود می‌رسد که تحت تأثیر پساب مزرعه پرورش ماهی قزل‌پاک و مزارع بالادست می‌باشد که می‌توان از تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی بر BOD آب رودخانه دوهزار تنکابن اطمینان حاصل کرد. BOD در آبی پروری بازتاب‌کننده مقدار ذرات ریز و مواد آلی محلول که از غذای خورده نشده و فعالیت‌های حیاتی ماهی نظیر تنفس و مدفوع مشتق شده است می‌باشد. بنابراین این با میزان تولید مواد جامد معلق و محلول ارتباط دارد. تولید ذرات جامد عمده تحت تأثیر راندمان تغذیه و مدیریت استخرهای پرورش ماهی نظیر تمیز کردن تنک‌ها و استخرها (شاندر کشی) می‌باشد [۲۹]. نادری جلودار در مطالعات خود بر روی رودخانه هراز اختلاف معنی‌داری را در فاکتور BOD5 در قبل و بعد از پساب مزارع پرورش ماهی مشاهده نکرد ولی در ایستگاه‌های بعد از هر مزرعه نسبت به ایستگاه قبل آن افزایش بسیار اندکی مشاهده کرد [۶]. در بررسی شاخص ساختار جمعیت EPT که یکی از شاخص‌های معتبر برای بررسی روند تغییرات و فشارهای وارده می‌باشد و براساس گروه‌های حساس به آلودگی طرح ریزی شده است. نتایج نشان داد که در بررسی حاضر تغییرات ساختار جمعیت EPT در بین ایستگاه‌ها معنی‌دار بوده ($p < 0.05$)، بطوری که در ایستگاه ۷ در کل دوره مطالعه با تمامی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته است که بیانگر تأثیر فعالیت پرورش ماهی در این ایستگاه بوده است و در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی ساختار جمعیت EPT کاهش پیدا کرده است که نشانگر افت کیفیت آب می‌باشد. تغییرات شاخص ساختار جمعیت EPT / CHIR در رودخانه دوهزار تنکابن نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی نسبت به ایستگاه‌های قبل پرورش ماهی کاهش یافته است که بیانگر کاهش کیفیت آب می‌باشد. محققین متعددی با استفاده از ساختار جمعیت EPT توانستند اثرات پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها و



Puig شاخص شانون در ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان نداده است ($P > 0.05$) [6].

منابع

1. ابراهیم نژاد، م. ۱۳۷۹. مطالعه شاخص‌های بیولوژیک رودخانه زاینده رود. مجله پژوهشی دانشگاه اصفهان جلد 14، شماره 2، 85-94.
2. ابراهیم نژاد، م. ۱۳۸۲. شناسایی بی مهرگان ک فزی رودخانه زاینده رود. مجله پژوهشی دانشگاه اصفهان جلد 17، شماره 1، 61-72.
3. احمدی، م. و نفسی، م. ۱۳۸۵. شناسایی موجودات شاخص بی مهره آب‌های جاری انتشارات خبیر، ص ۲۴
4. ثانی، ح.ع. ۱۳۷۶. بررسی آلودگی های حاصل از مزارع تولید ماهی قزل‌آلا روی بوم سازگان رودخانه دو هزار تنکابن و نقش خود پالائی آن، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران - کرج.
5. حفار، م. ۱۳۸۷. ارزیابی زیستی رودخانه کر (استان فارس) در فصول مختلف با استفاده از ساختار جمعیتی ماکروبتوز. مجله پژوهشی شیلات. جلد 35، شماره 2، 85-94.
6. نادری جلودار، م؛ اسماعیلی ساری، ع؛ احمدی، م؛ سیف آبادی، ج؛ عبدلی، ا. ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی. سال چهارم. شماره دوم. زمستان ۱۳۸۵. ۱۸ص
7. Armitage, P. D. (1976), A quantitative study of the invertebrate fauna of the River Tees below Cow Green Reservoir. *Freshwater Biology*, 6: 229-240.
8. Armitage, P. D., Cranston, P. S. and Pinder, L. C. V. (1995), *The Chironomidae, the biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London, 286
9. Barbour, M.T., Plafkin, J.L., Bardley, B.P., Graves, C.G. and Wisseman, R.W., (1998), Evaluation of EPTs rapid bioassessment metrics: Metic redundancy and variability among reference stream sites. *Environ Toxicol.Chem.* 2: 437-449.
10. Bass, D. (1995), Species composition of aquatic macrobenthic and environmental

در بین راسته Ephemeroptera، جنس‌های *Epeorus* و *Rhithrogena* نسبت به جنس *Baetis* از حساسیت بیشتری نسبت به مواد آلی برخوردار بودند همچنین بر اساس یافته‌های این مطالعه در بین راسته Trichoptera، جنس *Glossosoma* نسبت به جنس *Hydropsyche* دارای حساسیت بیشتری بودند [۱۷]. شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دوهزار تنکابن تفاوت معنی‌داری را نشان داد. بالاترین تنوع مربوط به ایستگاه ۲ با میانگین ۲/۲۷ می‌باشد که البته این ایستگاه واقع در پایین دست مزرعه پرورش ماهی هلوکله قزل می‌باشد که تنوع آن حتی نسبت به ایستگاه بالادست آن (ایستگاه ۱) بیشتر است. که این امر بیان کننده حجم کم آلاینده‌های حاصل از مزرعه پرورش ماهی هلوکله می‌باشد چرا که تنوع می‌تواند در نتیجه مقدار کم آلودگی، بدلیل غنای غذایی افزایش یابد [۲۹]. ایستگاه ۷ با میانگین سالانه ۱/۷۷ نیز کمترین تنوع را دارا می‌باشد [۳۱]. با محاسبه این شاخص بر روی رودخانه ترسنجیکا در سرستان برای ارزیابی اثر پساب مزرعه پرورش ماهی ریبوتک به نتایج مشابه در برخی از ایستگاه‌ها دست یافت. نظریه Lydy و همکارانش که مطالعات خود را در سال ۲۰۰۰ بر روی رودخانه وایت ریور در ایندایاناپلیس به پایان رساندند آن است که شاخص‌های تنوع به نسبت دیگر شاخص‌ها دارای کمترین فایده در بررسی‌های کیفی می‌باشند و هیچگاه به تنهایی قادر به تعیین کیفیت آب نیستند [۱۸]. در بررسی‌های نادری جلودار در رودخانه هراز نتایج شاخص شانون نشان داد که تمامی ایستگاه‌ها در منطقه نسبتاً آلوده قرار دارند. همچنین در مطالعات Fries & Bowles در سال ۲۰۰۲ نتایج نشان داد شاخص شانون در ایستگاه‌های بالادست مزرعه بیشتر از ایستگاه‌های پایین دست بوده است. همچنین نتایج مطالعات Julio در سال ۱۹۹۱ و Kirkagaç در سال ۲۰۰۴ با نتایج بررسی موجود مطابقت دارند ولی در مطالعات Ortize و



- "U-Name-It". Lakeline. N. Am. lake Manage. SOC. 16-57,17-62.
22. Needham, J. G. and Needham, P. R. (1962), A guide to the study of freshwater biology. Holden-day, San Francisco, 108.
23. Ortize J. D., Puig M. A.(2007), Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrate in a mediterranean stream, river Res. Applic. 23:155-170
24. Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K., et al. (1989), Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish, Washington, DC, EPA 440/4-89/001.
25. Read, P.A., Fernandes, T.F. and Miller, K.L., (2001). The derivation of scientific guidelines for best environmental practice for the monitoring and regulation of marine aquaculture in Europe. *J. Appl. Ichthyol.*, 17: 146-152.
26. Sandin, L. (2003), Benthic macro invertebrates in Swedish Streams: Community Structure, Taxon Richness Environmental Relations. *Ecography* 26(3):263-280.
27. Schulz, C., Gelbrecht, J. and Rennert, B. (2003), Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 207-217
28. Strayer, D.L. (1991), Projected distribution of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* in North America. *can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1389-95.
29. Teodorowicz, M., Gawrońska, H., Lossow, K., Łopata, M. (2006), Impact of Trout farms on water quality in the MARÓZKA river (Mazurian Lakeland, Poland), *Archives of Polish Fisheries*, 14(2): 243-255
30. Zivic, I., Markovic, Z., Filipovic-Rojka, Z., Zivic, M. (2009), Influence of a trout farm on water quality and macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). *Int. Rev. Hydrobiol.* 94: 673-687.
- conditions in cucumber Creek. *Proc. Okla. Sci.* 75: 39- 44(1995).
11. Boyd, C.E., (2003), Guidelines for aquaculture effluent management at farm-level. *Aquaculture*, 226:101-112.
12. Chessman, B. C. (1995), Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index *Australian Journal of Ecology*, 122-129.
13. Department of Environment (2001), Costal profiles I. R. Iran. Available: <http://www.caspianenvironment.org/itcamp/iran/2/htm>.
14. EPA. (2006), Queensland water Quality Guidelines (2006). Environmental Protection Agency (Queensland), Brisbane, Australia, Marc.
15. Forenshell, G., (2001). Setting basin design. Western Regional Aquaculture Center, WRAC-106. USA: 6pp.
16. Kajimura M., Croke S. J., Glover C. N., Wood C. M., (2004), Dogmats and controversies in the handling of nitrogenous wastes: The effect of feeding fasting on the excretion of ammonia, urea and other nitrogenous waste products in rainbow trout, *J Exp Biol*, 207:1993-2002
17. Loch, D.D., West, J.L., & Perlmutter, D.G., (1999), The effect of trout farm effluent on taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147:37-55
18. Lydy, M. G., Crawford, C.G., Frey, J.W., (2000), A Comparison of Selected Diversity, Similarity, and Biotic Indices for Detecting Changes in Benthic-
19. McCofferty, W. P. (1981), *Aquatic entomology*. Jones and Bartlett Publishers, Boston, 448.
20. Miller, D. and Semmens, K., (2002), *Waste Management in Aquaculture*. West Virginia University Extension Service Publication No. AQ02-1. USA, 8 pp.
21. Narf, R. (1997), Midges, bugs, whirligigs and others: The distribution of insects in Lake