فصلنامه علمی ـ پژوهشی
دورهٔ ۳، شمارهٔ ٤، زمستان ۱۳۹۳، صفحه ٤۳- ۵۵

ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، تنوع شانن– وینر و شاخص‌های محیطی در رودخانه تجن

میلاد شکری ساروی[1*]، محمدرضا احمدی[2]، حسین رحمانی[3]، احسان کامرانی[4]

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد، دانشکده شیلات، دانشگاه هرمزگان، هرمزگان
۲- استاد، گروه بهداشت و بیماری ها، دانشکده دامپزشکی، دانشگاه تهران، تهران
۳- استادیار، گروه شیلات، دانشکده علوم دامی و شیلات، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری
٤- دانشیار، گروه زیست شناسی دریا، دانشکده شیلات، دانشگاه هرمزگان، هرمزگان

تاریخ دریافت: ۹۳/۲/۱ تاریخ پذیرش:۹۳/۱۱/۱

* نویسنده مسئول مقاله: miladshokri85@yahoo.com

چکیده

کیفیت آب رودخانه تجن در استان مازندران براساس جوامع بی‌مهرگان کف‌زی و شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی با نمونه‌برداری ماهانه از ٦ ایستگاه در ۸۰ طول کیلومتر از این رودخانه از از مهر ۱۳۹۰ تا شهریور ۱۳۹۱ (یک سال) بررسی شد. نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کف‌زی با دستگاه سوربر با ابعاد ۳۰/۵×۳۰/۵ سانتی‌متر و با چشمه تور ٦۰ میکرون با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی شناسایی شده در این مطالعه به ۳۱ خانواده، ۱۲ راسته و ۵ رده تعلق داشتند که کمترین و بیشترین فراوانی در کل ایستگاه‌های مورد مطالعه به‌ترتیب مربوط به خانواده Psychodidae و Chironomidae بود. بر اساس نتایج شاخص زیستی هیلسنهوف (Hilsenhoff Family Biotic Index)، ایستگاه‌های مطالعاتی در ٤ طبقه کیفی عالی، خوب، مناسب و نسبتاً ضعیف قرار گرفتند که به‌ترتیب ایستگاه ۱ و ۵ کمترین و بیشترین مقدار شاخص زیستی هیلسنهوف را نشان دادند. همچنین بیشترین مقدار شاخص تنوع شانن- وینر در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار در ایستگاه ۲ مشاهده شد. بررسی شاخصه‌های فیزیکی و شیمیایی بیانگر کاهش اکسیژن محلول در ایستگاه‌های ۲ و ۵ و افزایش TDS در ایستگاه ۲ و نیتریت و آمونیوم در ایستگاه ۳ بود. نتایج همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و متغیرهای فیزیکوشیمیایی ارتباط معناداری را بین DO، TDS، EC، PO4 و سرعت جریان با شاخص‌های HBFI و تنوع شانن نشان داد. این تحقیق نشان داد که به‌طور کلی

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

آلودگی‌های وارد شده به ایستگاه‌های ۲ و ۵ کیفیت آب این ایستگاه‌ها در رودخانه تجن را کاهش داده است.

کلید واژگان: بی‌مهرگان کف‌زی، پساب، شاخص هیلسنهوف، شاخص تنوع، رودخانه تجن

مقدمه

شهرنشینی، فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی با همه مزایایی که در افزایش تولید داشته است، همواره با آثار مخرب خود از طریق ایجاد آلاینده‌ها و پساب‌ها، سلامت اکوسیستم‌ها به‌ویژه آب‌های سطحی را به خطر می‌اندازند (Karr, 1998). آلودگی آب رودخانه‌ها را در حقیقت می‌توان شاخص آلودگی محیط زیست در اثر فعالیت‌های انسانی به‌شمار آورد، زیرا رودخانه‌ها تنها منابع آبی هستند که مسیر طولانی را از میان شهرها، روستاها و مناطق صنعتی و کشاورزی طی می‌کنند (Sharma and Chowdhary, 2011). از این‌رو سه نوع آلودگی شامل آلایندهای صنعتی ناشی از کارخانجات و صنایع، آلودگی کشاورزی حاصل از سموم کشاورزی مورد استفاده در مزارع کشاورزی و آلودگی شهری شامل فاضلاب‌های خانگی و شهری وجود دارند که وارد رودخانه‌ها می‌شوند (Qane, 2004). برای تعیین کیفیت آب‌ها از شاخص‌های متعددی بر اساس ارزیابی شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی استفاده می‌شود که به‌دلیل محدودیت اطلاعات به‌دست آمده از لحاظ زمان و مکان، اکولوژیست‌های آب جاری برای تعیین کیفیت محیطی نهرها و رودخانه‌ها از موجودات آبزی به‌عنوان شاخص کیفی آب استفاده می‌کنند و عکس‌العمل‌های آنها را نسبت به شرایط محیطی در نظر می‌گیرند (Kenny et al., 2009). اکولوژیست‌ها روش‌ها و شاخص‌های ارزیابی بیولوژیکی سریع (Rapid Bioassesment) و درجه ارزیابی کیفیت بیولوژیکی در سیستم‌های مختلف نظیر RIVPACS را ارائه کردند (Makhdoom, 2005). شاخص Ausrivas فون بزرگ بی‌مهرگان را در صورت نبود فشارهای زیست محیطی پیش‌بینی می‌کند (Wright et. al, 1984)، شاخص Signal که سطح متوسط – درجه حضور بی‌مهرگان را نشان می‌دهد و براساس قدرت تحمل یا عدم تحمل موجود به آلودگی استوار است، ولی به دلیل امکان وجود گونه‌هایی در خانواده حساس که از قدرت تحمل بالایی برخوردارند، محدود است (Chessman, 1995) تعداد خانواده‌های مشاهده شده و تهیه کلیدی از خانواده‌ها که در مناطق مختلف مشاهده می‌شوند که این روش‌ها برای شرایط منطقه‌ای خاص قابل استفاده می‌باشد. استفاده از بیواندیکاتورها نیز می‌تواند در ارزیابی و پایش بیولوژیکی آب استفاده شوند، ولی انتخاب موجود شاخص مشکل خواهد بود (Rahbari et al., 2006). در واقع تنها راه عملی و به‌صرفه اقتصادی برای تعیین سلامت اکولوژیکی آب‌ها و تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کاهش کیفیت آب‌ها، ارزیابی و پایش بیولوژیکی است (Lenat, 1993). زیرا می‌تواند در تمام زمان‌ها از سلامتی آب ارزیابی جامع ارائه دهد (Romachandra et al., 2005).

بی‌مهرگان کف‌زی به‌عنوان یکی از مؤثرترین گروه‌ها برای ارزیابی زیستی بوده و امروزه از اساسی‌ترین اجزای بیولوژیک نهرها هستند که به کمک و با استفاده از ترکیب جمعیت آنها و تکیه بر گروه‌های شاخص، می‌توان شرایط کیفی نهرها را مشخص کرد (Reynoldson, 1992). استفاده از بی‌مهرگان کف‌زی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که در فشار آلودگی هستند، تنوع کمتری دارند و گونه‌های مقاوم به آلودگی غالب‌اند. جانداران مذکور از نظر مقاومت در برابر شدت آلودگی و کاهش

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

اکسیژن با یکدیگر متفاوت‌اند و در خصوص بعضی از گونه‌ها این تفاوت فاحش‌تر است، به‌طوری که برخی از گونه‌ها در آب‌هایی کاملاً تمیز و عاری از هرگونه آلودگی و بعضی در آب‌هایی با آلودگی زیاد قادر به ادامه حیات هستند (Aura et al., 2010, Cooper et al., 1991) که در هر حالت میزان تنوع گونه‌ای در این مناطق پایین است. بی‌مهرگان کف‌زی اغلب به‌دلایل‌زیر به‌عنوان شاخص بیولوژیکی مناسب انتخاب می‌شوند (Rahbari et al., 2006):

– حرکت آن‌ها در مقایسه با ماهیان محدود است و از اثرهای آلاینده‌ها کمتر از ماهیان دوری می‌کنند؛

– چرخه زندگی آنها (نسبت به جلبک‌ها و باکتری‌ها) طولانی‌تر است که بیشتر تحت تأثیر کیفیت آب قرارمی‌گیرند؛

– دامنه وسیعی از قدرت تحمل نسبت به آلاینده در میان گونه‌های دیگر دارند؛

– نسبت به موجودات عالی‌تر، با استفاده از راهکارهای مختلف، تغذیه و انرژی را تغییر می‌دهند؛

– بعضی از بی‌مهرگان کف‌زی در زیستگاه‌های صدمه دیده یا مسموم نیز پیدا می‌شوند بر خلاف ماهیان که از محل‌های مورد نظر دور می‌شوند.

– با استفاده از روش‌های نمونه‌برداری و آنالیز به‌آسانی جمع‌آوری می‌شوند.

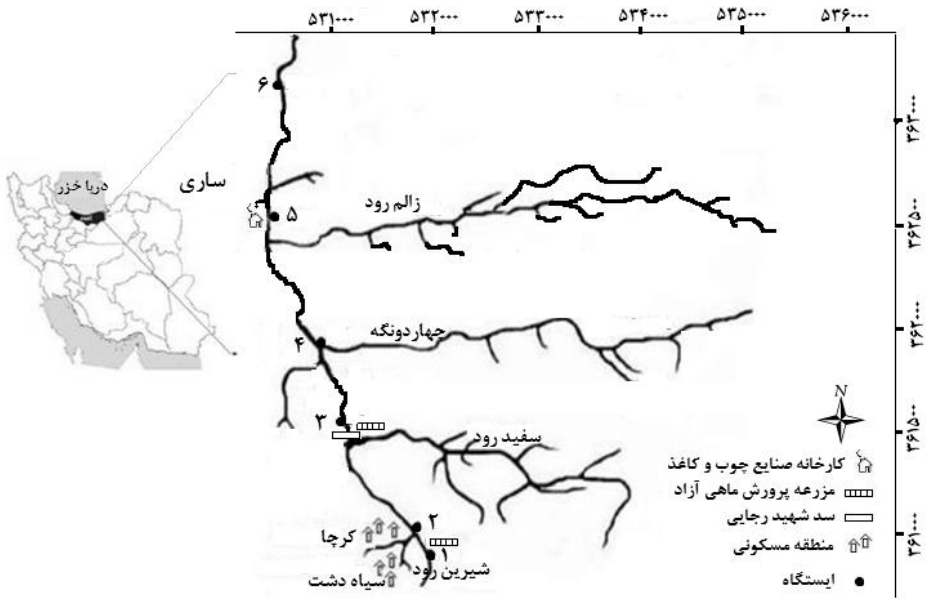
هدف بنیادی مطالعه حاضر، تعیین کیفیت رودخانه تجن در ایستگاه‌های مطالعاتی با استفاده از بی‌مهرگان کف‌زی براساس شاخص‌های زیستی و شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی است. اما نتایج این تحقیق می‌تواند در ارائه برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی رودخانه برای بهره‌برداری از آب رودخانه و تصمیم‌گیری مطلوب به مدیران کمک کند.

مواد و روش‌ها

تجن یکی از رودخانه‌های دائمی و مهم حوضهٔ آبریز دریای خزر است که میانگین آب ورودی سالیانه آن به دریای خزر در حدود ۱۹/٤ متر مکعب در ثانیه گزارش شده است (Saeedi et al., 2006). این رودخانه از دامنه کوه‌های علی‌خانی، داراب کوه و سرکوه از ناحیه کوهستانی هزارجریب در دامنه‌های شمالی رشته کوه‌های البرز سرچشمه می‌گیرد. طول رودخانه در حدود ۱٤۰ کیلومتر بوده و دارای حوضه آبریزی به مساحت ٤۱٤۷ کیلومتر مربع است (Farajzadeh and Fallah, 2009). ایستگاه‌های نمونه‌برداری با توجه به امکان دسترسی در تمام طول سال، شاخص بودن برای منطقه وسیعی از رودخانه و با توجه به شناخت کامل از منطقه و عوارض موجود در مسیر رودخانه در نظر گرفته شد و به روش تحلیل خوشه‌ای براساس روش Wards بررسی گردید (شکل ۱) نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی با نمونه‌بردار سوربر به ابعاد ۳۰/۵×۳۰/۵ سانتی‌متر با چشمه تور ٦۰ میکرون به‌صورت ماهیانه در طی یک سال (از مهر ۱۳۹۰ لغایت شهریور ۱۳۹۱) انجام شد. در هر ایستگاه از سه نقطه رودخانه، در کناره‌ها و وسط نمونه‌برداری و محتویات درون کیسه سوربر پس از شستشو در ظروف پلاستیکی ریخته و با محلول فرمالین ٤ درصد تثبیت شدند. در آزمایشگاه، نمونه‌های جمع‌آوری شده پس از جداسازی به کمک لوپ آزمایشگاهی و کلیدهای شناسایی معتبر تا پایین‌ترین رده ممکن، شناسایی شدند (Hynse, 1977; Elliott et al., 1988; Milligan, 1997; Pescador et al., 2004).

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]



شکل ۱ نقشه موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در رودخانه تجن استان مازندران

در این بررسی شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده برای هر یک از ایستگاه‌های مطالعاتی محاسبه و تغییرات فصلی آن بررسی شد. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در هفت طبقه قرار گرفتند و از فرمول ذیل استفاده شد (Hilsenhoff, 1988):

$$HFBI = \frac{\sum(x_i t_i)}{n} \qquad (۱)$$

x_i تعداد افراد در هر گروه، t_i ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه و n تعداد کل افراد است.

از مشهورترین و متداول‌ترین شاخص‌های تنوع، شانن – وینر (H′) است که در محاسبه آن اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت (Richness) و فراوانی نسبی آنها لحاظ می‌شود و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت کف‌زیان است (Shannon and Wiener, 1949):

$$H=-\Sigma Pi \times LnPi \qquad (۲)$$

طبق فرمول H′ شاخص تنوع شانن و Pi فراوانی نسبی گونه i است.

متغیرهای کیفی اندازه‌گیری شده آب شامل دمای آب، دبی، pH، TDS، EC، NH_4، NO_2، NO_3، PO_4 و DO است. pH، دما، TDS و DO به‌صورت میدانی با کیت HACH انجام شد و بقیه شاخص‌ها در ظروف ۱ لیتری در شرایط مناسب یعنی در نور کم و دمای پایین آب در کمترین زمان به آزمایشگاه آب منطقه‌ای استان مازندران منتقل گردید. تمام شاخص‌های فیزیکوشیمیایی دقیق در محل‌های صید بی‌مهرگان کف‌زی اندازه‌گیری و یا نمونه آب برداشته شد و به روش APHA (2005) تعیین شد.

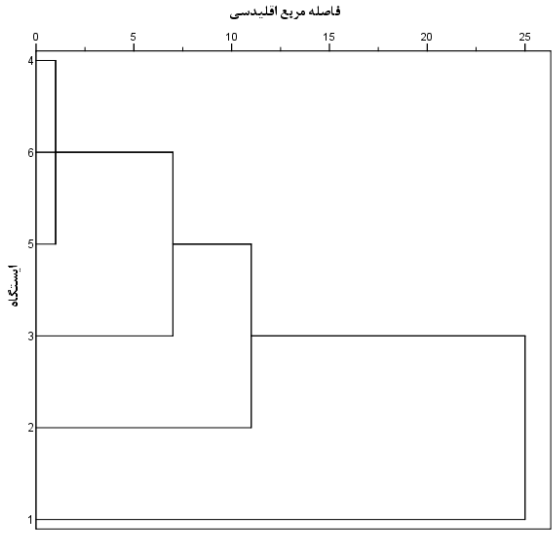
برای تجزیه و تحلیل داده‌ها، ابتدا با روش کولموگروف- اسمیرنوف داده‌ها طبیعی شده، در صورت طبیعی بودن داده‌ها برای تجزیه و تحلیل از آنالیز واریانس یک طرفه (One way ANOVA) و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن (Duncan) و در صورت طبیعی نبودن داده‌ها از آزمون‌های ناپارامتری مانند کروسکال- والیس و تست U (Mann-Whitney) در سطح ۵ درصد استفاده شد. همچنین همبستگی بین شاخص‌های کیفی و زیستی آب با استفاده از همبستگی پیرسون به کمک نرم افزار آماری SPSS مدل ۱۶ انجام گردید.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

نتایج

بررسی شاخص‌های مختلف زیستی و غیرزیستی در ماه‌های مختلف از یک فصل مشخص تفاوت معناداری را نشان نداد (p> ۰/۰۵) و بر این اساس، نتایج به‌دست آمده در فصول مختلف مقایسه شد. بررسی شاخص‌های مختلف فیزیکوشیمیایی آب در ٦ ایستگاه براساس تجزیه و تحلیل خوشه‌ای نشان داد ایستگاه اول که در بالادست رودخانه و در منطقه جنگلی قرار دارد، به‌طور کامل از دیگر ایستگاه‌هایی که تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار دارند، جدا شده است و ایستگاه‌های ٤، ٥ و ٦ که در پایین دست رودخانه و بعد از سد شهید رجایی قرار دارند، تفاوت چندانی باهم ندارند (شکل ۲).



شکل ۲ نمودار خوشه‌ای ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در رودخانه تجن براساس شاخص‌های محیطی

میانگین دبی آب در ایستگاه ٦ در فصول مختلف سال بیشتر از دیگر ایستگاه‌ها بود و ایستگاه‌های ٤ و ٥ نسبت به ایستگاه‌های ۱ و ۲ افزایش معناداری داشته است (۰/۰۵ ≥p) (شکل۳). همچنین در فصول پاییز و زمستان دبی آب نسبت به دیگر فصول سال در ایستگاه ۳، از میزان کمتری برخوردار است و میزان آن در فصل بهار نسبت به دیگر فصول افزایش داشته است (شکل۳). میانگین دامنه تغییرات pH در مدت بررسی بین حداقل آن در ایستگاه ۱ در فصل تابستان (۷/٦) و حداکثرآن در ایستگاه ۳ در فصل زمستان (۸/۳) ثبت شد (شکل ۳). نتایج حاصل از شاخص TDS نشان داد میزان آن در ایستگاه ۲ نسبت به ایستگاه ۱ افزایش معناداری داشته است (۰/۰۵ ≥p) (شکل ۳).

مقدار آمونیوم (NH_4)، نیتریت (NO_2) در ایستگاه ۳ افزایش معناداری را نسبت به دیگر ایستگاه‌ها نشان داده است (۰/۰۵ ≥p) (شکل ۳).

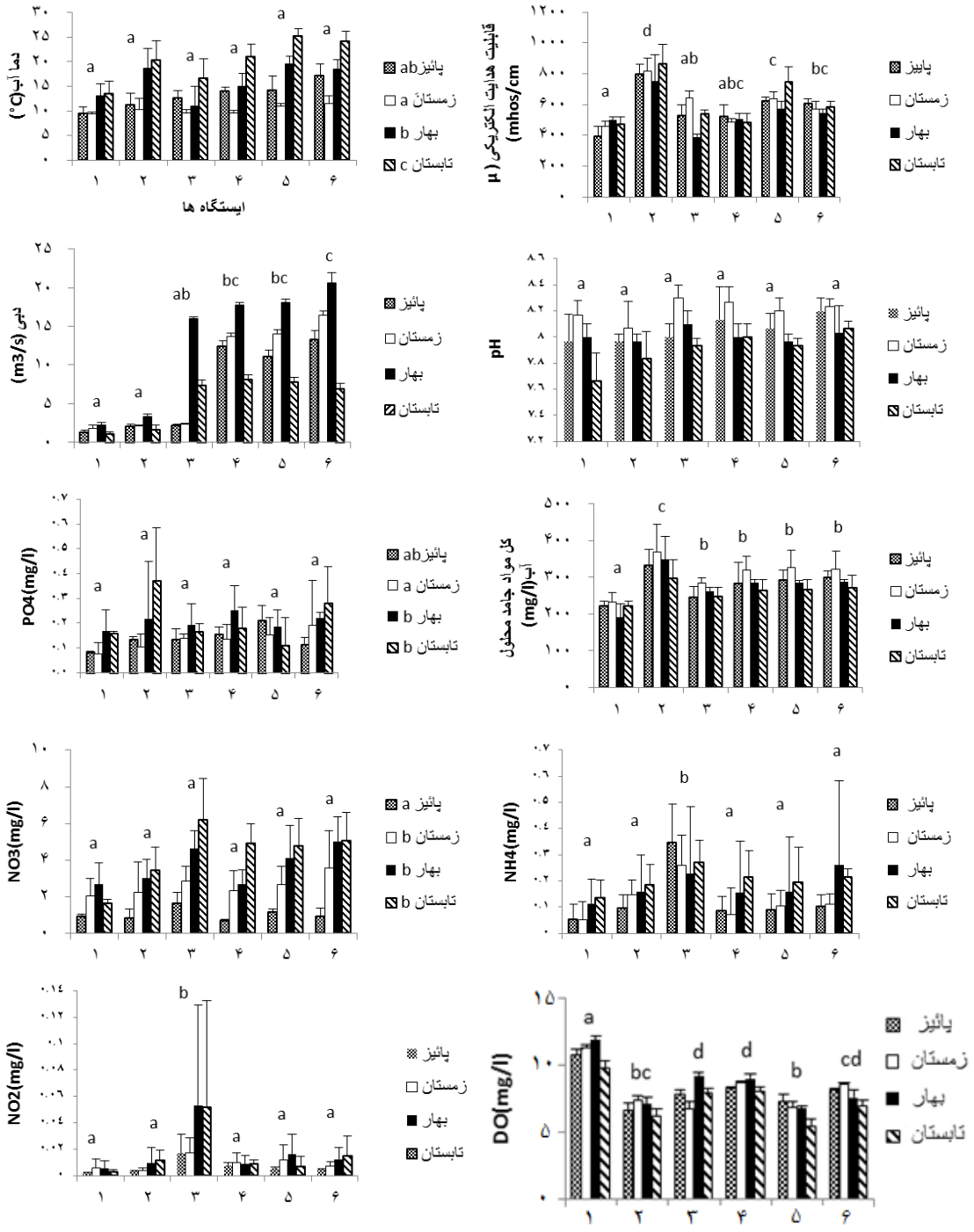
شاخص NO_3 در ایستگاه ۳ با دیگر ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معناداری نشان داد (۰/۰۵ ≥p) و بین ٦/۱-۰/٦ mg/l به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۱ و ۳ متغیر است (شکل ۳).

حداکثر مقدار فسفات طی مدت بررسی در ایستگاه ۲ در فصل تابستان ۰/۳۷mg/l، و حداقل آن ۰/۰۷ mg/l در ایستگاه ۱ و در فصل زمستان در نوسان بوده است و اختلاف معناداری بین ایستگاه‌های مورد مطالعه مشاهده نشد (۰/۰۵ ≥p) (شکل ۳).

غلظت اکسیژن محلول (DO) در این مطالعه بین (mg/l)۱۱/۹-۵/۵ متغیر بود و در ایستگاه‌های ۲ و ۵ تفاوت معناداری داشت (۰/۰۵ ≥p) و نسبت به دیگر ایستگاه‌ها به‌ویژه در ماه‌های گرم سال کاهش قابل توجهی داشته است (شکل ۳).

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]



شکل ۳ (Mean±SD) تغییرات شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی آب در ٦ ایستگاه مطالعاتی در رودخانه تجن (۱۳۹۰-۱۳۹۱). حروف کوچک نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار در بین ایستگاه‌های مطالعاتی است.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

در مدت یک سال نمونه‌برداری از ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه تجن، ۳٤۰۰۰ نمونه کف‌زی جداسازی و شناسایی شدند که به ۵ رده، ۱۲ راسته و ۳۱ خانواده تعلق دارند. در ایستگاه‌های ۱ و ٤ راسته Ephemeroptera به‌ترتیب با ۳۲ و ٤٦ درصد نسبت به دیگر جوامع بی‌مهرگان کف‌زی غالب بود. در ایستگاه ۳ راسته‌های Ephemeroptera و Diptera به یک میزان با ۳۷ درصد غالب بود و در ایستگاه‌های ۲، ۵ و ٦ راسته Diptera به‌ترتیب با ۵۹، ٤۵ و ٤٤ درصد غالب بودند. به‌طور کلی خانواده‌های Chironomidae و Psychodidae از راسته Diptera به‌ترتیب بیشترین و کمترین فراوانی را در بین دیگر خانواده‌های بی‌مهرگان آبزی در این مطالعه داشتند.

جدول ۲ سیستماتیک بی‌مهرگان کف‌زی شناسایی شده در رودخانه تجن استان مازندران (Hilsenhoff, 1988; Bode et al., 1991; Mandaville, 2002).

Phylum	Class	Order	Family	Tolerance score
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemeriidae	4
			Baetidae	4
			Caenidae	7
			Ecdyonuridae	4
			Heptageniidae	4
			Oligoneuriidae	2
		Plecoptera	Nemouridae	2
			Leuctridae	0
		Trichoptera	Hydropsychidae	4
			Rhyacophilidae	0
			Sericostomatidae	3
			Hydroptilidae	4
		Diptera	Chironomidae	8
			Simuliidae	6
			Tipulidae	3
			Blephariceridae	0
			Psychodidae	10
			Tabanidae	6
			Pediciidae	4
		Coleoptera	Elmidae	4
			Dryopidae	5
	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	4
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	8
		Prosobranchiata	Valvatidae	8
		Pulmonata	Planorbidae	7
Annelida	Oligochaeta	Clitellata	Haplotaxidae	5
			Tubificidae	10
			Lumbricidae	6
			Lumbriculidae	5
		Hirudinea	Erpobdellidae	10
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	1

در این مطالعه نیز ایستگاه‌های مطالعاتی بر اساس شاخص HFBI در چهار طبقه کیفی عالی، خوب، مناسب و نسبتاً ضعیف قرار گرفتند (Lenat, 1993; Volker et al., 2000) (جدول ۳).

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

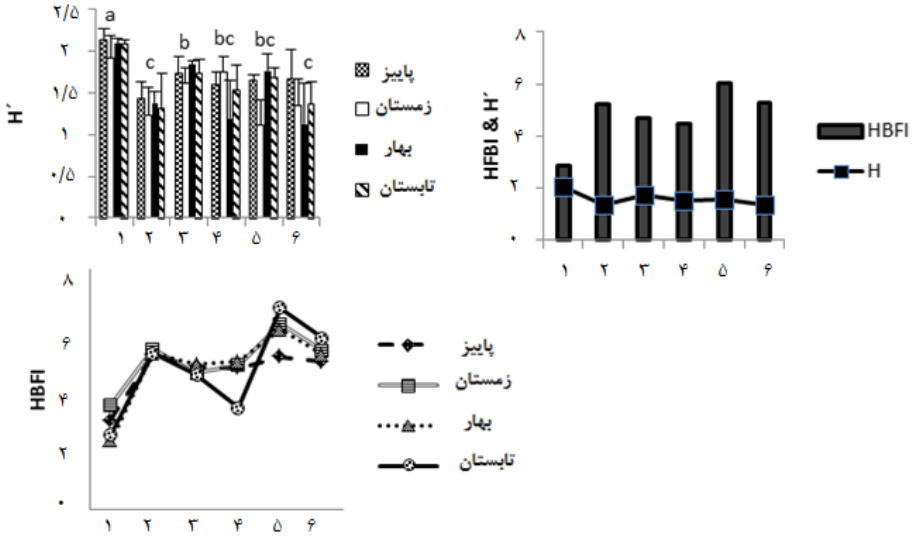
[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

جدول ۳ شاخص زیستی هیلسنهوف بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های مطالعاتی در فصول مختلف رودخانه تجن استان مازندران (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

فصول	ایستگاه‌های نمونه‌برداری					
نمونه‌برداری	۱	۲	۳	٤	٥	٦
پاییز	۳/۰۳	٥/۱۹	٤/۷۷	٤/۷۲	٥/۱	٤/۹٥
زمستان	۳/٥	٥/۳٥	٤/٥۹	٤/۸۲	٦/۲۱	٥/۳۱
بهار	۲/۳۲	٥/۲۳	٤/۸٥	٤/۹٦	٥/۹۹	٥/۱۷
تابستان	۲/٥۱	٥/۲۳	٤/٥۳	۳/٤۳	٦/۷۲	٥/۷٥
متوسط سال	۲/۸٤ [a]	٥/۲٥ [b]	٤/۸٦ [b]	٤/٤۸ [b]	٦/۰۱ [c]	٥/۳۰ [bc]
کیفیت آب	عالی	نسبتاً خوب	خوب	خوب	نسبتاً بد	نسبتاً خوب

- حروف کوچک نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار در بین ایستگاه‌های مورد مطالعه است.

به‌طور متوسط در مدت یک سال بررسی در ایستگاه‌های مورد مطالعه، ایستگاه ۱ کمترین مقدار (۲/۸٤) و از نظر کیفی در طبقه عالی قرار دارد و با دیگر ایستگاه‌ها دارای اختلاف معناداری بوده است ($p\leq$ ۰/۰٥). ایستگاه ٥ به‌عنوان آلوده‌ترین ایستگاه از بیشترین میزان در بین تمام ایستگاه‌ها برخوردار بود که با دیگر ایستگاه‌ها اختلاف معناداری را نشان می‌داد (به‌جز ایستگاه ٦) ($p\leq$ ۰/۰٥). در مجموع در فصل زمستان مقدار این شاخص در ایستگاه‌های مطالعاتی (جز ایستگاه ٤)، نسبت به فصل پاییز افزایش یافته است که می‌تواند نشانگر توسعه انواع گونه‌های مقاوم (Chironomidae و Simulidae) در این فصل باشد (شکل ٤). در بررسی حاضر، متوسط دامنه تغییرات مقدار شاخص Shannon (H´) در ایستگاه ۱ با ۲/۰٦ بیشترین میزان و ایستگاه‌های ۲ و ٦ به‌ترتیب با ۱/۳٤ و ۱/۳۸ کمترین میزان شاخص شانن را نشان دادند (شکل ٤). روند تغییرات میانگین سالیانه شاخص تنوع و شاخص زیستی در ایستگاه‌های مطالعاتی نشان داد که با افزایش تنوع میزان شاخص زیستی کاهش می‌یابد (شکل ٤).



شکل ٤ (Mean±SE) شاخص‌های جوامع بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های مطالعاتی در فصول مختلف در رودخانه تجن استان مازندران (۱۳۹۱-۱۳۹۰). حروف کوچک نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار در بین ایستگاه‌های مورد مطالعه است.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

نتایج همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و متغیرهای فیزیکوشیمیایی ارتباط معناداری را بین DO، TDS، EC، PO4 و سرعت جریان شاخص HBFI نشان داد (جدول ٤). براساس جدول ٤، شاخص شانون همبستگی مثبتی با DO و EC و همبستگی منفی با TDS دارد. نتایج رگرسیون چند متغیره بر اساس روش گام به گام (Stepwise) نشان داد که از بین پارامترشاخص‌های محیطی فقط دما و جریان آب با شاخص شانون به‌طور معناداری رابطه رگرسیونی دارند ($p\leq$ ۰/۰۵).

جدول ٤ همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی

شاخص ها	pH	EC(µmohs.cm^{-1})	TDS(mg.l^{-1})	NO_3(mg.l^{-1})	NO_2(mg.l^{-1})	NH_4(mg.l^{-1})	PO_4(mg.l^{-1})	DO(mg.l^{-1})	Water flow(m^3.s^{-1})
HFBI	۰/۰۹	۰/٦٤**	۰/٦٦**	۰/۳	۰/۱۹	۰/۱۳	۰/٤٦*	-۰/٦٤**	۰/٤۹**
H	-۰/۱۷	۰/٦**	-۰/۷**	-۰/۲۱	-۰/۱٦	-۰/۲	-۰/۲۹	۰/۵ **	-۰/۳

*معنادار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۵ ؛ **معنادار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۱

بحث

میزان دبی آب در ایستگاه‌های مطالعاتی نشان داد ایستگاه‌های ٤ و ۵ نسبت به ایستگاه‌های ۱ و ۲ افزایش معناداری داشته است و علت آن اضافه شدن شاخه فرعی چهاردونگه به رودخانه تجن است. همچنین دبی آب در ایستگاه ۳ به‌دلیل نیمه بسته بودن دریچه سد برای حفظ ذخیره آب در فصول پاییز و زمستان، نوسان کمی داشته و میزان آن نسبت به دیگر فصول سال کاهش داشته است. این درحالی است که محققان گزارش نمودند در رودخانه تجن کاهش دبی و بسته بودن دریچه سد در ایستگاه ۳ در فصل تابستان روی می‌دهد (Sharifinia et al., 2012). در مجموع در مدت انجام مطالعه میزان دبی در فصل بهار نسبت به دیگر فصول افزایش داشته که یکی از دلایل آن قرار داشتن رودخانه تجن در منطقه کوهستانی است که با ذوب برف و یخ میزان آب فراوانی وارد رودخانه می‌شود.

میزان TDS در ایستگاه ۲ نسبت به ایستگاه اول افزایش معناداری داشته است که یکی از علل آن می‌تواند ورود پساب‌های حاصل از کارگاه پرورش ماهی، مزارع کشاورزی و مناطق مسکونی سیاه دشت و کرچا باشد. برخی محققان گزارش کردند که ورود پساب مزارع پرورشی تأثیر چندانی بر میزان TDS نداشته است (Noroozrajabi et al., 2013)، ولی برخی دیگر در مطالعات خود مشاهده نمودند که پساب‌های مناطق مسکونی باعث افزایش معناداری در میزان پارامتر TDS می‌شود (Ahlawat and Kumar 2009).

برخلاف نتایج حاصل از مطالعات که با ورود پساب مزارع پرورش ماهی، یون‌های آمونیوم و نیترات افزایش معناداری نشان نداده‌اند (Soofiani et al., 2012)، در این مطالعه میزان آمونیوم و نیتریت در ایستگاه ۳ نسبت به دیگر ایستگاه‌های مطالعاتی افزایش معناداری داشته است که می‌تواند به دلیل ورود پساب مزرعه پرورش قزل‌آلا به‌ویژه در فصول پاییز و زمستان، که دبی در این ایستگاه در حد پایینی قرار دارد، باشد. محققان پساب مزارع پرورشی را علت افزایش آمونیوم گزارش کردند (Bergo et al., 2001) و همچنین علت افزایش در میزان یون‌های آمونیوم و نیتریت را پساب مزارع پرورشی دانستند (Carr

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

and Goulder, 1990) که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد. مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا یکی از منابع آلاینده در رودخانه تجن است که باعث ایجاد تغییرات فاحشی در شاخص‌های کیفی آب بوده است (Imanpoor Namin et al., 2013).

محدوده طبیعی برای فسفات در آب‌های سطحی ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر (EPA, 1996) است که به‌جز ایستگاه ۱ در فصول زمستان و پاییز در دیگر ایستگاه‌ها در همه زمان‌ها بیشتر است. این امر نشان می‌دهد که این شاخص در وضعیت مطلوبی قرار ندارد و علت آن می‌تواند استفاده از کودهای فسفره در مزارع کشاورزی اطراف رودخانه باشد. مطالعات نشان می‌دهد یکی از دلایل افزایش فسفات معدنی در رودخانه‌ها، ورود و زهکشی مواد فسفره نظیر کودهای فسفردار به رودخانه است (Heal et al., 2004).

میزان اکسیژن محلول نوسانات قابل توجهی در ایستگاه‌ها و فصول مختلف دارد که یکی از علل مهم کاهش آن در ایستگاه‌های ۲ و ۵ می‌تواند ورود آلودگی‌ها و تنش‌های زیست محیطی (ایستگاه ۲: پساب مزارع قزل‌آلا، مناطق مسکونی و در ایستگاه ۵: پساب حاصل از فعالیت کارخانه چوب و کاغذ و آلودگی حرارتی آن) باشد. نتایج مشابهی در مطالعات محققان گزارش گردید (Kendra, 1991). در طول مدت مطالعه، مقدار شاخص HFBI در دو مقطع زمانی نسبت به ایستگاه قبل افزایش ناگهانی داشته است. یکی از دلایل افزایش در ایستگاه ۲ بعد از کارگاه پرورش ماهی، را می‌توان پیوستن شاخه رودخانه کرچا در مسیر خود با پساب مزارع کشاورزی و فاضلاب مناطق روستایی سیاهدشت و کرچا دانست که با نتایج محققان (Soofiani et al., 2012) مطابقت داشت. همچنین علت افزایش ناگهانی در ایستگاه ۵ می‌تواند ناشی از ورود پساب صنایع چوب و کاغذ باشد. شریفی‌نیا و همکاران (۱۳۹۱) در مطالعه خود در رودخانه تجن یکی از علل کاهش کیفیت آب در این ایستگاه را ورود پساب کارخانه صنایع چوب و کاغذ دانستند.

نتایج حاصل از بررسی شاخص تنوع شانن- وینر نشان داد از میزان تنوع بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های ۲ و ۵ کاسته شده است که یکی از علل آن در ایستگاه ۲ را می‌توان ورود پساب‌های کشاورزی، استخر پرورش ماهی و ورود فاضلاب مناطق روستایی کرچا و سیاه دشت در آن منطقه دانست. ورود پساب مزارع پرورش ماهی در رودخانه زاینده رود یکی از دلایل کاهش میزان تنوع بی‌مهرگان کف‌زی گزارش شده است (Varnosfaderany ey al., 2010). بعد از مزارع پرورش ماهی، یکی از علل کاهش تنوع و افزایش بر تعداد گونه‌های مقاوم در ایستگاه‌ها پساب این مزارع است (Yokoyama 2007). مطالعات دیگر نیز نتایج مشابهی را نشان می‌دهد (Aura et al., 2010).

علت کاهش تنوع در ایستگاه ۵ ورود پساب کارخانه صنایع چوب و کاغذ بود که باعث حذف گروهی از بی‌مهرگان کف‌زی و به‌دنبال آن افزایش فراوانی گونه‌های مقاوم شد. علت کاهش تنوع در ایستگاه ٦ ورود پساب‌های مزارع کشاورزی و همچنین قرارگیری این ایستگاه در حومه شهر ساری و ورود آلاینده‌های شهری- خانگی به رودخانه بود. کاهش افراد حساس به آلودگی (EPT) و کاهش تنوع به علت ورود پساب مزارع کشاورزی به رودخانه از سوی Song و همکاران (2008) گزارش شد.

نتایج حاصل از همبستگی بین شاخص‌های فیزیکوشیمیایی بیانگر آن است که همبستگی مثبت PO_4، TDS، Water flow و EC و ارتباط منفی DO با شاخص HFBI، آلودگی‌های فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده جوامع بی‌مهرگان کف‌زی را تحت تأثیر قرار می‌دهند.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

شـاخص شـانن (H´) همبسـتگی مثبتـی بـا DO و EC و همبستگی منفی بـا TDS داشـته اسـت؛ یعنـی افـزایش در میزان TDS و کاهش غلظت DO و EC سبب کاهش تنـوع بی‌مهرگان کف‌زی مـی‌شـود. مطالعـهٔ رودخانـه زاینـده‌رود نشـان داد کـه شـاخص‌هـای زیسـتی (Shannon-Wiener diversity, Simpson's diversity) همبسـتگی مثبتـی بـا DO% و ارتبـاط منفـی بـا میـزان TDS داشـته اسـت (Varnosfaderany et al., 2010).

نتایج حاصـل از ایـن مطالعـه نشـان داد در ایسـتگاه ۲ به‌همراه کاهش اکسـیژن محلـول، افـزایش در غلظـت PO_4 به‌ویژه در تابستان و افزایش در TDS از میزان تنوع گونه‌ای کاسته شد و موجب کاهش گروه‌های حساس به آلـودگی و افزایش در میزان شاخص HFBI گردید که وضعیت کیفـی نامناسب این ایستگاه را نشان می‌دهد. ورود پساب صـنعتی کارخانه چـوب و کاغـذ بـه‌همـراه آلـودگی‌هـای حرارتـی (افزایش دما) موجب کاهش غلظت اکسـیژن در ایسـتگاه ۵ شد و نتایج حاصل از شاخص‌های تنوع و HFBI نشان داد که این ایستگاه در وضعیت کیفی نامناسب قرار دارد.

منابع

Ahlawat, K., and Kumar, A. 2009. Analysis of industrial effluents and its comparison with other effluents from residential and commercial areas in solan H.P. *International Journal of Theoretical & Applied Sciences*,1**:** 42-46.

APHA, AWWA and WEF. 2005. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 21st ed. 317, American Public Health Association Washington D.C.

Aura, C. M., Raburu, P. O. and Hermann, j., 2010. Macroinvertebrates' community structure in Rivers Kipkaren and Sosiani, River Nzoia basin, Kenya. Journal of Ecology and The Natural Enviroment, 3(2), 39-46 pp.

Bergero, D., G. Forneris, G. B. Palmegiano, I. Zoccarato, L. Gasco, and Sicuro, B. 2001. A description of ammonia content of output waters from trout farms in relation to stocking density and Flow rates. *Ecological Engineering*,. 17:451-455.

Bode, R. W., Novak, M. A. and Abele, L. E. 1991. Quality assurance workplan for biological stream monitoring in New York State. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York. 92p.

Carr, o. J., and Goulder R. 1990. Fish-farm effluents in rivers. Effects on inorganic nutrients, algea and the macrophyte *Ranuculus penicillatus*. *Water Research*,. 24:639-647.

Chessman, B. C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family- level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*,. 20: 122-129.

Cooper, CH. M. and Knight, S. S. 1991. Water quality cycles in two hill land streams subject to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississipi, USA(1985-1987). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24:1654-1663.

Elliott, J. M., U. H. Humpesch, and Macan T. T. 1988. Larvea of the British Ephemeroptera: a key with ecological notes. Freshwater Biological Association Scientific Publication 49.152p.

EPA. 1996. Quality Criteria for waters , Washington D.C., 256p.

Farajzadeh, M. and Fallah, M., 2009. Assessing the effect of land use changes on floods with using remote sensing in Tajan river, *Geographical Research*, 64: 89–104. (Translate in Persian)

Heal, K. V., Smith., Younger, P. L., McHaffie. H. and Batty, L. C. 2004. Removing phosphorus from sewage effluent and agricultural runoff using recovered ochre. Phosphorus in Environmental Technology: Principles and Applications. . IWA Publishing , London,643p.

Hilsenhoff, W. L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1):65-68.

Hynes, H. B. 1977. A key to the adults and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera). Freshwater Association Scientific Publication 17, 92p.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

Qane, A. Identifying macroinvertebrates population structure of Chaf-roud river in Guilan province regarding some water qualitative factors (within Urmal malal village Boundary). Msc.: Teaching training university, 2004. . 98. (Translate in Persian)

Rahbari, **K**., **Bagher Nabavi, S. M., Moebed, P. 2006.** Study of different methods of biological assessment and biodiversity for water resources quality calculating diversity indices of karoun River's bed from Molasani to Darekhovein, *7th International River Engineering Conference, Ahwaze. Iran*.

Reynoldson, T. B., 1992. An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using bentic invertebrates. *Journal of aquatic ecosystem health*, I: 295-308.

Romachandra, T.V., Ahalya, N., and Murthy, C. R., 2005. Aquatic ecosystems conservation, restoration and management capital publishing Company, 61p.

Saeedi, M., A. R. Karbasi, G H. R. Bidhendi, & N. Mehrdadi, 2006. Human activities Influencing heavy metals Accumulation in Tajan river water in Mazandaran province, *Ecology journal*, 40: 41–50. (in Persian)

Shannon, C. E. and Wiener, W. 1949 .The Mathematical Theory of Communication Urban.University of Illinois Press, Urbana, USA, 132p.

Sharifinia, M., Imanpour, N. J. and Bozorgi, M. A. 2012. Ecological assessment of the Tajan river using feeding groups of benthic macroinvertebrates and biotic indices. *Applied Ecology*, 1: 80-95. (in Persian)

Sharifinia, M., Namin, J. I. and Bozorgi Makrani, A. 2012. Benthic macroinvertebrate distribution in Tajan river using canonical correspondence analysis. *Caspian Journal of Environmental Sciences*,10:181–194.

Sharma, K. K. and Chowdhary, S. 2011. Macroinvertebrates assemblages as biological indicators of pollution in a Central Himalayan River, Tawi (J&K).*International Journal of Biodiversity and Conservation*. 3(5): 167-174.

Song, M.Y., Leprieur, F., Thomas, A., Lek-Ang , S., Chon, T. S. and Lek, S. 2008. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblage in

Karr, J. R. 1998, Rivers as Sentile: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management, final report for USEPA, 28p.

Kendra, W. 1991. Quqlity of salmonid hatchery effluent during a summer low flow season. *Transactions of the American Fishery Society*, 120:43-51.

Kenny, M. A., Sutton-Grier, A. E., Smith, R. F. and Gresens, S. E. 2009. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The e intersection of science and policy. *Journal of Terrestrial Arthropod* ,2: 99-128 .

Lenat, D., 1993. A biotic index for southeastern United Sataes, Derivation and list of tolerance values with criteria for assessing water quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*,. 12: 179-290.

Makhdoom, M. 2005. The ecological economics of biodiversity: Methods and applications. Tehran University Press, 188p.

Mandaville, S. M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters-taxa tolerance values, metrics, and protocols, 128p.

Milligan, M. R. 1997. Identification manual for the aquatic Oligochaeta of Florida. Florida Department of Environmental Protection, Division of Water Facilities, Tallahassee, 187p.

Namin, J. I., Sharifinia, M. and Bozorgi Makrani, A. 2013. Assessment of fish farm effluents on macroinvertebrates based on biological indices in Tajan River (north Iran). *Caspian Journal of Environmental Sciences*,.11: 29–39.

Nemati Varnosfaderany, M. Ebrahimi, E. Mirghaffary, N. and Safyanian, A. 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud, Iran, using benthic macroinvertebrates. *Limnologica*,. 40: 226-232.

Noroozrajabi, A., Ghorbani, R. and Nabavi, E. 2013. The impact of Rainbow Trout farm effluents on water physicochemical properties of daryasar stream. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 5 : 342-346.

Pescador, M. L., Rasmussen, A. K. and Harris, S. C., 2004. Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida, Department of Environmental Protection, Florida.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]

running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

Yokoyama, H., Nishimura, A. and Inoue, M. 2007. Macrobenthos as biological indicators to assess the influence of aquacultures on Japanese coastal enviromental. *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activites*, 6 :407-423.

Garronne river catchment (SW France). *Aquatic Ecology*, 43: 999–1009.

Soofiani, N. M., R. Hatami, M. R. Hemami, and E. Ebrahimi. 2012. Effects of Trout farm effluent on water quality and the macrobenthic invertebrate community of the Zayandeh-Roud river, Iran. *North American of Aquaculture*, 74:132-141.

Wright, J. F., Moss, D., Armitage, P. D. and Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2025-02-26]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1393.3.4.8.5]