

## کاربرد شاخص‌های زیستی – جمعیتی در ارزیابی اکولوژیکی رودخانه شاهرود با استفاده از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی

- عباس محمودی فرد\*: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، صندوق پستی: ۱۱۴۴
- جاوید ایمانپورنمین: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، صندوق پستی: ۱۱۴۴
- حمید علاف‌نویریان: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، صندوق پستی: ۱۱۴۴
- کامیاب غلامی دشتکی: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، صندوق پستی: ۱۱۴۴

تاریخ پذیرش: اسفند ۱۳۹۳

تاریخ دریافت: آذر ۱۳۹۳

### چکیده

مطالعه حاضر به منظور ارزیابی وضعیت سلامت کیفیت آب رودخانه شاهرود در استان قزوین انجام شد. نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی با استفاده از نمونه‌بردار سوربر (مساحت ۰/۱۶ مترمربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون) در تناوب ۴۵ روزه از مهر ۱۳۹۱ تا شهریور ۱۳۹۲ در ۹ ایستگاه با ۳ تکرار و در طول ۹۵ کیلومتر از این رودخانه انجام شد. نمونه‌های جمع شده توسط فرمالین ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل، جداسازی، شناسایی و شمارش گردیدند. سنج‌های ساختار جمعیت شامل فراوانی کل، غنای EPT، درصد EPT، نسبت EPT به CHIR محاسبه شدند. مقادیر تنوع گونه‌ای، غنای گونه‌ای و یکنواختی با استفاده از شاخص‌های شانن - وینر، مارگالف و پایلو محاسبه شدند. حداقل و حداکثر میانگین فراوانی کفزیان به ترتیب در فصول تابستان و بهار مشاهده شدند. کم‌ترین و بیش‌ترین میزان شاخص‌های شانن (۰/۹۳ و ۲/۲۴)، مارگالف (۰/۳۳ و ۱/۶۴) به ترتیب در فصول تابستان و بهار و در ایستگاه‌های ۱ و دو ایستگاه آخر (۸ و ۹) به دست آمد. کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر شاخص زیستی هیلسینهف HFBI (۳/۲۹ و ۶/۳۷) در ایستگاه‌ها اول و ایستگاه آخر در فصول زمستان و تابستان محاسبه گردید. این بررسی نشان داد با استفاده از شاخص‌های زیستی و جمعیتی می‌توان ارزیابی مناسبی از وضعیت سلامت اکوسیستم آب‌های جاری به عمل آورد.

**کلمات کلیدی:** ارزیابی اکولوژیکی، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، رودخانه شاهرود، شاخص‌زیستی و جمعیتی



## مقدمه

خوبی برخوردار نیستند (Girgin, 2010). شناخت کمی و کیفی منابع آبی از ارکان مهم و اساسی توسعه پایدار می‌باشد. مطالعه رودخانه، جویبارها، چشمه‌ها بسیار مهم بوده و نه تنها در تشخیص سلامت این اکوسیستم‌ها موثر است بلکه نشان‌دهنده فشارهای وارده از محیط اطراف نیز می‌باشد. مطالعه زیستگاه‌های آبی و شناسایی آلودگی رودخانه‌ها و چشمه‌ها و... تنها با روش‌های رایج سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب کافی نیست. به همین دلیل ارزیابی و پایش زیستی با استفاده از جانوران و به خصوص بی‌مهرگان بزرگ کفزی تصویر بهتری از محیط آبی ارائه داده و روش علمی تایید شده و با هزینه اندک در جهت تعیین سلامت اکولوژیک منابع آبی به‌شمار رفته و توان توصیف و ارزیابی بیش‌تر و بهتر در ارزیابی اثرات فعالیت‌های انسانی در تخریب اکوسیستم‌های آبی را دارند. تحقیق روی بی‌مهرگان بزرگ کفزی امکان درک بهتری از فرآیندهای اکولوژیکی رودخانه را فراهم می‌کند. از طرف دیگر شناخت رابطه متقابل جانوران آبی و متغیرهای محیطی اکوسیستم رودخانه می‌تواند آگاهی لازم برای مدیریت اکولوژیک رودخانه را فراهم کند (Karr, 1999). مطالعه حاضر با هدف ارزیابی اکولوژیک رودخانه شاهرود و با استفاده از شاخص‌های زیستی و جمعیتی و ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی انجام شد.

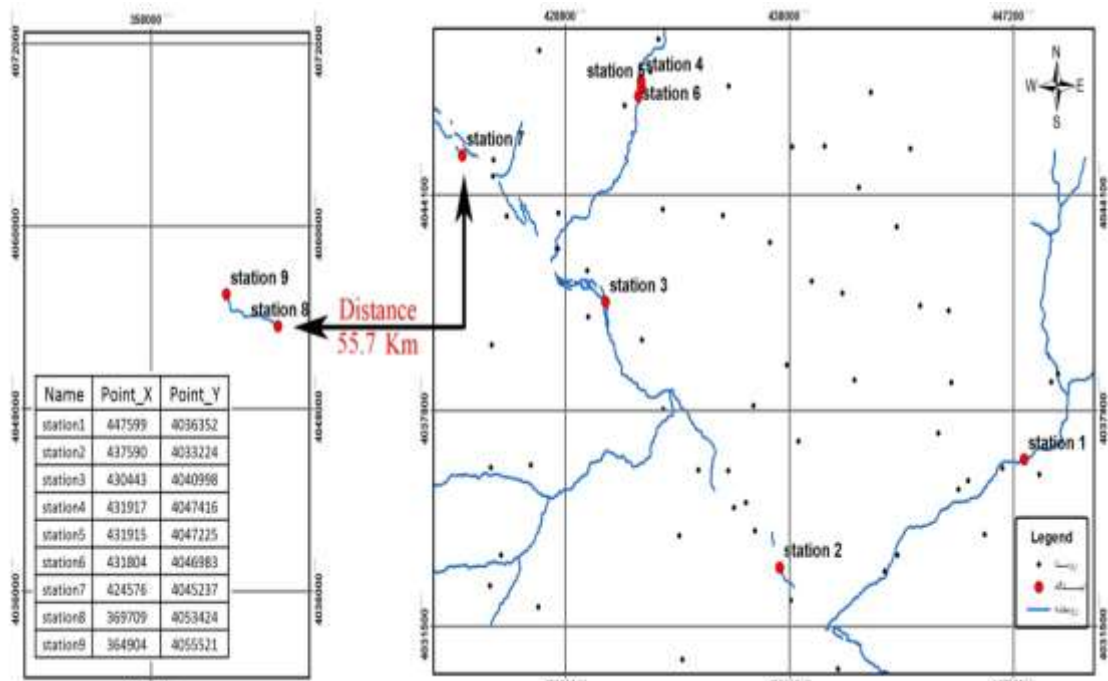
## مواد و روش‌ها

حوزه آبریز رودخانه شاهرود در قسمت جنوب و جنوب‌غربی کوه‌های البرز و شمال و شمال‌شرقی دشت قزوین با مشخصات طول جغرافیایی ۳۰-۴۹ الی ۱۰-۵۹ و عرض جغرافیایی ۷-۳۶ الی ۴۵-۳۶ قرار دارد که فاصله بین حد شرقی و غربی آن حدود ۱۶۰ کیلومتر و عرض آن قریب به ۲۵ کیلومتر است. شاهرود از کوه‌های طالقان، علم کوه، تخت سلیمان و رشته ارتفاعات البرز مرکزی سرچشمه گرفته و از نظر خصوصیات آب و هوایی، رژیم بارندگی، نظام هیدرولوژیک و سایر مشخصه‌های هیدرولوژیک در زمره رودخانه‌های کوهستانی قرار دارد.

رودخانه شاهرود مهم‌ترین و پر آب‌ترین رودخانه استان قزوین است. رودخانه‌های الموت رود و طالقان رود در محل روستای شیرکوه به هم پیوسته و تشکیل رودخانه شاهرود را می‌دهند. در ادامه مسیر تا محل اتصال آن به رودخانه قزل اوزن در محل سد منجیل حدود ۳۵ شاخه فرعی نیز به آن اضافه می‌گردد.

به‌منظور تعیین کیفیت منابع آبی شاخص‌های متعددی بر اساس ارزیابی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرند. لیکن به‌دلیل محدود بودن اطلاعات به‌دست آمده (از نظر زمانی و مکانی)، و با توجه به این که این اندازه‌گیری‌ها تنها اطلاعاتی را مربوط به زمان نمونه‌برداری به‌دست می‌دهند امروزه موجودات آبی به‌عنوان شاخص کیفی به‌کار گرفته می‌شوند (Ramachandra و همکاران، ۲۰۰۵). تنوع موضوع مهمی در پویایی جمعیت‌ها و تغییرات آن بوده و محاسبه شاخص تنوع بی‌مهرگان بزرگ کفزی از ویژگی‌های مهم ساختار اکوسیستم‌های آبی برای ارزیابی سلامت زیستی آن‌ها می‌باشد (Barbour و Resh، ۱۹۹۵). تنوع و تراکم بی‌مهرگان کفزی علاوه بر این که به موقعیت جغرافیایی محل و توپوگرافی منطقه بستگی دارد متناسب با شرایط فیزیکی و شیمیایی آب و تغییرات فصلی تغییر می‌کند (PORKA، ۲۰۰۶؛ Karr، ۱۹۹۹). ارزیابی زیستی با استفاده از بی‌مهرگان بزرگ کفزی در رودخانه دو هزار تنکابن استان مازندران به مدت یک‌سال در ۷ ایستگاه بر پایه مقایسه شاخص‌های زیستی HFBI، BMWP و شاخص‌های فراوانی، درصد EPT نسبت CHIR و درصد کم‌تاران و شاخص‌های تنوع شانن، غنای کل، غنای EPT صورت گرفت. آنالیز خوشه‌ای سطوح آلودگی برای شاخص‌های فوق مورد استفاده قرار گرفت که در آن شاخص‌های زیستی HFBI، BMWP، EPT/CHIR، EPT% و Oligocheata % در یک گروه قرار گرفته دارای همبستگی بودند. (موسوی و همکاران، ۱۳۹۰).

در بررسی دیگری کیفیت آب رودخانه وایت امریکا با استفاده از ۱۲۴ تاکزون بی‌مهرگان کفزی با استفاده از غنای EPT و شاخص زیستی هیلسنهوف ارزیابی شد. مشاهده شد که گروه‌های EPT بیش‌تر از سایر گروه‌های کفزی به غلظت پایین اکسیژن محلول و غلظت بالای فلزات یا ترکیبات آلی طبیعی حساسیت نشان دادند و کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف نیز براساس رتبه‌بندی ۷ طبقه‌ای هیلسنهوف در وضعیت خیلی خوب تا خیلی بد قرار گرفت (Washington، ۲۰۰۳). بررسی دیگری نیز با استفاده از بی‌مهرگان کفزی در رودخانه Kesap کشور ترکیه در ۶ ایستگاه در تابستان ۲۰۰۷ صورت گرفت. گروه EPT فون غالب بی‌مهرگان بزرگ کفزی در این رودخانه بودند. هم‌چنین مطالعه دیگری که براساس شاخص زیستی بلژیکی انجام شد نشان داد ایستگاه‌های موجود در مجاورت مراکز صنعتی رودخانه از کیفیت



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه منطقه مطالعاتی (رودخانه شاهرود - قزوین)

$R = \frac{S-1}{Ln N}$   $H = Pi Ln(Pi)$   
 Pi فراوانی نسبی افراد تاکزون i در نمونه مورد نظر، H' مقدار شاخص شانون، S تعداد تاکزون در نمونه مورد، S تعداد تاکزون موجود در هر واحد نمونه‌گیری و N تعداد نمونه مشاهده شده در هر بار نمونه‌برداری می‌باشد.

برای محاسبه غنای EPT، تعداد جنس راسه‌های Plecoptera، Trichoptera و Ephemeroptera در هر واحد نمونه‌گیری مورد استفاده قرار گرفت. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسه نیز برآورد شد (Loch و همکاران، ۱۹۹۹؛ Resh و Barbour، ۱۹۹۵). برای محاسبه درصد EPT فراوانی مجموع افراد متعلق به راسه‌های EPT به فراوانی کل افراد به دست آمد (Karr و Kerans، ۱۹۹۴؛ Ludwig و Reynolds، ۱۹۸۸). برای محاسبه شاخص EPT/CHIR فراوانی مجموع افراد متعلق به راسه‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae به دست آمد (Bowles و Fries، ۲۰۰۲؛ Loch و همکاران، ۱۹۹۹؛ Kerans و Karr، ۱۹۹۴؛ Ludwig و Reynolds، ۱۹۸۸). شاخص زیستی هیلسنهوف از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی است که در سال ۱۹۹۸ اصلاح گردیده و تحمل به آلودگی آلی در موجودات رودخانه را بیان می‌نماید. بر این اساس برای هر خانواده دامنه متفاوتی بین ۰ تا ۱۰ در نظر گرفته می‌شود هر چقدر در یک آبگیر آلودگی آلی بیشتر و موجود مقاوم‌تر باشد، مقدار این

جهت انجام بررسی تعداد ۹ ایستگاه نمونه‌برداری شد نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی با استفاده از نمونه‌بردار سوربر (مساحت ۰/۱۶ مترمربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون) در تناوب ۴۵ روزه از مهر ۱۳۹۱ تا شهریور ۱۳۹۲ در ۹ ایستگاه با ۳ تکرار و در طول ۹۵ کیلومتر از این رودخانه انجام شد. در هر ایستگاه از ۳ نقطه رودخانه، در کناره‌ها و وسط در طول ۱۰۰ متر در مدت یک‌سال (۴۵ روز یک‌بار) نمونه‌برداری صورت گرفت. نمونه‌های جمع‌آوری شده با فرمالین ۴ درصد فیکس گردید و جهت شناسایی (تا پایین‌ترین رده ممکن خانواده و جنس) با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Sporka و همکاران، ۲۰۰۶؛ Lenat، ۱۹۹۳؛ Mellanby، ۱۹۶۳) و شمارش به آزمایشگاه بیولوژی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان انتقال داده شدند. موجودات شناسایی شده در الکل اتیلیک ۸۰-۷۰ درصد جهت تهیه عکس و اسلاید نگه‌داری شدند.

شاخص‌های جمعیتی شامل، شاخص‌های تشابه پایلو (J)، شاخص مارگالف (R)، شاخص تنوع شانون-وینر (H) و شاخص تنوع سیمپسون (D) براساس جنس و بر اساس روابط زیر به دست آمدند (StepHens و Farris، ۲۰۰۴؛ Barbour و همکاران، ۱۹۹۸؛ Ludwig و Reynolds، ۱۹۸۸):

$$D = 1 - \frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)} \quad J = \frac{H}{Ln S}$$



آماري SPSS و با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA One way) بعد از نرمال‌سازی داده‌ها به روش کولموگروف اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح ۵ درصد ( $p \leq 0.05$ ) استفاده و محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم‌افزاری EXCEL انجام شد.

## نتایج

نمونه‌های جمع‌آوری شده در آزمایشگاه جداسازی، شناسایی و شمارش شدند. لارو حشرات آبی بیشترین فراوانی را به خود اختصاص دادند. فراوانی کفزیان در ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری را نشان داد ( $p \leq 0.05$ ). در مقایسه فصل‌ها اختلاف معنی‌داری بین فصل پاییز و زمستان مشاهده نشد اما فصول دیگر اختلاف معنی‌داری با یکدیگر داشتند ( $p \leq 0.05$ ).

شاخص نیز بیش‌تر خواهد بود (Bode و همکاران، ۱۹۹۱؛ Hilsenhoff، ۱۹۸۸). جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از رایج‌ترین شاخص زیستی (شاخص HFBI) استفاده شد. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می‌گیرند و برای محاسبه این شاخص از رابطه زیر استفاده می‌شود:

$$HFBI = \frac{\sum(X_i T_i)}{n}$$

$X_i$  تعداد افراد در هر گروه،  $T_i$  مقدار عددی تحمل آلودگی در آن گروه،  $n$  تعداد کل افراد آن تاکزون می‌باشد.

این شاخص در سطوح مختلف گونه، جنس و خانواده کاربرد دارد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸). شاخص زیستی BMWP/ASPT در هر ایستگاه به صورت فصلی در سطح خانواده محاسبه شد:

$$BMWP/ASPT = \frac{\sum B(n)}{N}$$

در این فرمول  $B$  امتیاز  $BMWP$  در سطح خانواده،  $n$  فراوانی هر خانواده،  $N$  تعداد کل افراد خانواده در هر ایستگاه می‌باشد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های به دست آمده با نرم‌افزار

جدول ۱: فراوانی کل (تعداد در ۱ مترمربع) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹
فصل									
بهار	۱۴۰۰	۴۲۰	۲۸۰	۱۴۸۰	۱۰۲۰	۱۰۲۰	۳۴۰	۳۴۰	۳۸۰
تابستان	۹۰۰	۹۸۰	۴۴۰	۴۶۰	۴۰۰	۹۶۰	۲۲۰	۴۰۰	۳۲۰
پاییز	۷۴۰	۷۲۰	۶۵۰	۶۰۰	۷۰۰	۶۰۰	۵۶۰	۳۶۲	۳۵۰
زمستان	۹۹۰	۱۰۷۰	۲۸۰	۸۴۰	۱۲۳۰	۸۶۰	۴۱۰	۲۷۰	۳۴۰

معنی‌داری مشاهده شد ( $p \leq 0.05$ ). بیشترین و کمترین میانگین درصد EPT به ترتیب در فصول زمستان (۷۹/۲۲٪) و تابستان (۵۱/۷٪) مشاهده و بین فصول مختلف نیز اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ( $p \leq 0.05$ ).

در بررسی ترکیب ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه شاهرود گروه EPT نسبت به خانواده شیرونومیده غالبیت داشتند (میانگین سالیانه نسبت EPT/CHIR ۱۶/۴۵). بیشترین و کمترین تنوع بی‌مهرگان بزرگ کفزی به ترتیب در ایستگاه ۴ در فصل بهار (۱۳ جنس) و ایستگاه‌های ۸ و ۹ در تابستان (۳ جنس) مشاهده شد. ایستگاه ۴ با میانگین ۱۰ جنس و ایستگاه‌های ۸ و ۹ با میانگین ۴ جنس در طول سال دارای بیشترین و کمترین میزان تنوع در بین تمامی ایستگاه بودند. در مقایسه میانگین فصلی نیز فصول بهار (۷/۶ جنس)، زمستان (۷/۱ جنس)، پاییز (۶/۵ جنس) و تابستان (۵/۳ جنس) به ترتیب بیشترین و کمترین میانگین تنوع جنس‌های بی‌مهرگان آبی را دارا بودند.

حداقل فراوانی بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه ۷ در فصل تابستان (۲۲۰ در ۱ مترمربع) و حداکثر آن هم در ایستگاه ۴ و در فصل بهار (۱۴۸۰ در ۱ مترمربع) مشاهده و شناسایی شد. فصول بهار و تابستان به ترتیب بیشترین (۶۶۸۰) و کمترین (۵۰۶۰) فراوانی، و ایستگاه‌های ۱ و ۸ نیز به ترتیب بیشترین (۴۰۳۰) و کمترین (۱۳۷۲) فراوانی کفزیان را در طول یک سال بررسی داشتند. بیشترین و کمترین غنای EPT به ترتیب در ایستگاه‌های ۱ (۲۸۸۰ در ۱ مترمربع) و ۹ (۷۰۰ در ۱ مترمربع) مشاهده شد. بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ( $p \leq 0.05$ ).

هم‌چنین غنای EPT در فصول چهارگانه نیز دارای اختلاف معنی‌داری بود و ترتیب غنای EPT در فصول مختلف به صورت زمستان، بهار، پاییز و تابستان مشاهده شد ( $p \leq 0.05$ ). بیشترین و کمترین میانگین درصد EPT به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ (۸۴/۷۵٪) و ۹ (۵۴/۲۵٪) مشاهده شد و بین ایستگاه‌ها نیز تفاوت

جدول ۲: سیستماتیک بی‌مهرگان بزرگ کفزی (تا پایین ترین رده سیستماتیک شناسایی شده)

جنس	خانواده	راسته	رده	شاخه
<i>Phagocata</i> sp.	Planariidae Nadidae	Tricladidae Tubificidae	Turellaria Oligocheta	Platyhelminthe Annelidae
<i>Valvata</i> sp.	Valvata	Prosobranchiata	Gastropoda	Mollusca
<i>Baetis</i> sp.	Baetidae	Ephemeroptera	Insecta	Athropoda
<i>Ectyonurus</i> sp.	Ectyonuridae			
<i>Serratella</i> sp.	Heptagenidae			
<i>Ameletus</i> sp.	Ephemerelidae			
<i>Ameletus</i> sp.	Siphonuridae			
<i>Hydropsiche</i> sp.	Hydropsychidae	Trichoptera		
<i>Rhyacophila</i> sp.	Rhyacophilidae			
<i>Glossoma</i> sp.	Glossomatidae			
<i>Polycentropus</i> sp.	Polycentropodidae			
<i>Helicopsiche</i> sp.	Helicopsychidae			
<i>Dicosmecus</i> sp.	Limnephilidae			
<i>Nectopsyche</i> sp.	Leptoceridae			
<i>Hesperoperla</i> sp.	Perlidae	Pelecoptera		
<i>Acroneuria</i> sp.				
<i>Allocaphia</i> sp.	Capanidae			
<i>Tipula</i> sp.	Tipulidae	Diptera		
<i>Prionocera</i> sp.				
<i>Tabanus</i> sp.	Tabanidae			
<i>Chrysops</i> sp.				
<i>Simulium</i> sp.	Simulidae			
<i>Diamesine</i> sp.	Chironomidae			
<i>Orthocladina</i> sp.				
<i>Bezz</i> sp.	Ceratopogonidae			
<i>Pericoma</i> sp.	Psychodidae			
<i>Thaumlea</i> sp.	Thaumaleidae			
<i>Pteromicra</i> sp.	Sciomyzidae Antomydae			
<i>Bibiocephala</i> sp.	Belephariceridae Muscidae			
<i>Ophiogomphus</i> sp.	Gomphidae	Odanata		
<i>Argia</i> sp.	Cenagrionidae			
<i>Gammarus</i> sp.	Gammaridae	Amphipoda	Crustacea	Athropoda

ایستگاه ۴ که در مناطق بکر و بالادست رودخانه قرار داشت با ایستگاه‌های ۳، ۸ و ۹ که در مناطق پایینی رودخانه قرار داشتند دارای اختلاف معنی‌داری بود ( $p \leq 0/05$ ). شاخص مارگالف در بین فصول مختلف، اختلاف معنی‌داری نشان نداد فصول بهار، زمستان، پاییز و تابستان به ترتیب بیشترین میزان شاخص مارگالف را در طول سال نشان دادند.

بیشترین و کمترین میزان شاخص مارگالف به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ (۱/۶۴) در فصل بهار و ایستگاه ۸ (۰/۳۳) در فصل تابستان محاسبه شد. ایستگاه‌های ۴ و ۸ نیز به ترتیب بیشترین و کمترین میزان شاخص مارگالف را به خود اختصاص دادند. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه (one way ANOVA) نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار این شاخص بین ایستگاه‌ها بود ( $p \leq 0/05$ ). در عین حال ایستگاه ۱، ۲، ۵، ۶ و ۷ با هیچ‌کدام از ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان ندادند.



جدول ۳: میانگین تعداد در مترمربع بی‌مهرگان بزرگ کفزی شناسایی شده در منطقه مورد مطالعه (۹۲-۱۳۹۱)

کفزیان ایستگاه‌ها	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹
<i>Phagocata</i> sp.	۳۰±۳۰	.	.	۳۰±۳۰	.	.	.	.	.
Nadidae	.	.	.	.	.	.	.	۱۰±۱۰	۶۰±۳۸
Valvata sp.	.	.	.	۵±۵	.	.	.	.	.
Baetis sp.	.	۲۰±۲۰	۱۵±۱۵	۳۷±۳۷	.	۶۵±۵۲	۱۳۶±۳۸	۵۲±۳۰	.
Ectyonurus sp.	.	.	.	.	.	.	.	۵±۵	.
Cinygmula sp.	۱۰±۲۰	۱۷/۵±۱۷	۵±۵	۷۲/۵±۲۴	۵۰±۵۰	۶۵±۴۷	۲۰±۲۰	۸۰±۲۷	.
Serratella sp.	۵۰±۵۰	.	.	۴۲/۵±۳۶	۳۰±۳۰	۳۰±۳۰	۷/۵±۷/۵	.	.
Ameletus sp.	.	.	.	.	۲۰±۲۰	۲۵±۲۰	.	.	.
Hydropsyche sp.	۲۴۵±۵۴	۳۱۵±۴۹	۲۱۷±۷۹	۱۶۲±۶/۲	۳۶۰±۱۶۵	۲۶۵±۷۰	۱۲۷±۲۲	۴۵±۲۸	۶۷/۵±۳۹
Rhyacophila sp.	۵۷±۲۰	۱۲/۵±۴/۷	۳۴/۵±۱۴	۴۰±۲۴	۳۰±۱۰	۴۵±۱۷	۲۵±۱۲	۱۹±۱۹	۱۰±۴
Polycentropus sp.	.	.	.	۵±۵	.	.	.	.	.
Glossoma sp.	۱۰±۱۰	۶/۵±۶/۵	.	۳۵±۴/۲	۲۰±۲۰	۲۰±۲۰	.	.	.
Helicopsyche sp.	.	.	.	.	.	.	۲۵±۲۵	.	.
Dicosmeces sp.	۱۵±۱۵	.	.	۲۰±۲۰	۱۵±۱۵	۱۵±۱۵	.	.	.
Nectopsyche sp.	۱۵±۱۵	.	.	۱۵±۱۵	.	.	.	.	.
Hesperoperla sp.	۴۵±۳۳	۲۵±۱۵	.	۶۷/۵±۴۰	۳۰±۱۹	۷۰±۴۰	.	.	.
Allocaphia sp.	۱۱۵±۶۵	۲۱±۱۴	۲/۵±۲/۵	۶۲/۵±۲۸	۶۷/۵±۶/۳	۲۷/۵±۶	.	.	.
Tipula sp.	.	۱۰±۱۰	۲۲/۵±۱۳	.	۵±۵	۵±۵	۷/۵±۷/۵	.	.
Prionocera sp.	۵±۵	.	.	.	.	.	.	.	.
Tabanus sp.	۲۰±۱۴	۲۵±۲۵	.	۰±۰	۵±۵	۵±۵	.	۲۵±۲۵	.
Chrysops sp.	۵±۵	۴۵±۴۵	.	.	۱۰±۱۰	.	۷/۵±۷/۵	.	.
Simulium sp.	۱۳۲±۱۲۲	۱۲۲±۷۱	۳۰±۱۷	.	۷۲/۵±۳۰	۱۶۰±۱۳۳	.	.	۴۰±۳۰
Diamesine sp.	.	۴۵±۴۵	۳۶±۳۶	۳۰±۲۳	.	.	۳۷±۳۷	.	۲۷/۵±۲۴
Orthocladina sp.	.	.	.	۵±۵	۷/۵±۷/۵	۵±۵	۲۰±۲۰	۱۵±۱۵	۴۵±۲۶
Bezzi sp.	.	.	.	.	.	.	۵±۵	۵±۵	.
Pericoma sp.	۴۰±۴۰	۱۱۲±۷۱	.	.	۳۰±۲۰	.	.	۵±۵	۲۰±۱۴
Thaumela sp.	.	.	۷/۵±۷/۵	۱۵±۱۵	۱۰±۱۰	.	۵±۵	.	.
Pteromicra sp.	.	.	.	۱۰±۱۰	۷/۵±۷/۵	۷/۵±۷/۵	.	.	.
Bibiocephala sp.	۱۰±۱۰	۱۰±۱۰	۱۵±۱۵	۱۵±۹/۹	.	۵±۵	.	.	.
Acroneuria sp.	۸۰±۳۹	۱۰±۱۰	۱۰±۱۰	۳۰±۱۰	۳۷±۳۰	۷۰±۳۱	۱۵±۱۵	.	.
Ophiogomphus sp.	.	.	.	.	.	.	.	۷/۵±۷/۵	.
Argia sp.	.	.	.	۵±۵	.	.	۵±۵	.	۲۰±۲۰
Gammarus sp.	۴۰±۴۰	.	۱۰±۱۰	۱۳۲±۱۰۹	۱۵±۹	۱۰±۱۰	.	.	.

جدول ۴: غنای EPT (تعداد در ۱ مترمربع) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	فصل	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	۷/۲۱±۰/۲۳	۶/۷۳±۳۷	۴/۳۲±۲۱	۵/۰۹±۰/۱۹	
۲	۴/۲۹±۰/۳۷	۴/۳۴±۰/۲۶	۲/۱۸±۰/۳۱	۵/۲۶±۰/۴۱	
۳	۲/۳۰±۰/۳۲	۲/۱۷±۰/۱۶	۳/۴۲±۰/۳۶	۴/۱۹±۰/۵۳	
۴	۸/۱۶±۰/۲۳	۵/۴۷±۰/۳۶	۵/۲۸±۰/۲۹	۹/۷۸±۰/۶۱	
۵	۷/۴۹±۰/۲۴	۳/۳۷±۰/۳۲	۴/۲۶±۰/۲۳	۵/۳۳±۰/۱۱	
۶	۷/۲۶±۰/۳۱	۵/۴۵±۰/۲۱	۵/۳۳±۰/۲۰	۵/۸۴±۰/۴۲	
۷	۳/۱۶±۰/۳۳	۲/۶۲±۰/۲۷	۵/۴۳±۰/۳۴	۴/۰۸±۰/۴۲	
۸	۲/۵۹±۰/۲۳	۲/۱۴±۰/۰۶	۴/۳۲±۰/۱۹	۴/۴۲±۰/۳۶	
۹	۱/۲۳±۰/۱۱	.	۳/۰۹±۰/۳۲	۳/۶۲±۰/۲۹	

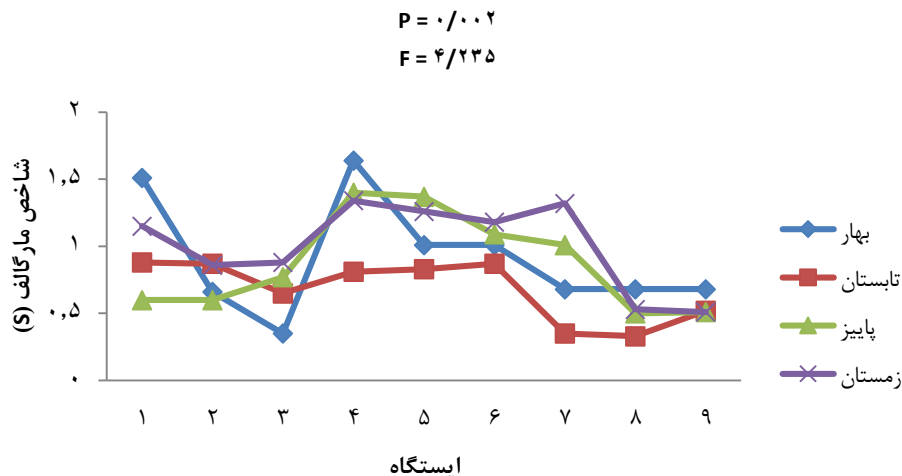


جدول ۵: درصد EPT (تعداد در ۱ مترمربع) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	فصل	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱		۶۴/۲۸±۳/۲	۴۴/۴۴±۳/۲	۹۸/۳±۵/۹	۹۰/۹۰±۵/۷
۲		۶۴/۲۸±۳/۸	۴۲/۸۵±۲/۴	۴۸/۲۵±۳/۷	۶۶/۳۴±۲/۹
۳		۴۵/۲۶±۳/۲	۷۵/۲۶±۴/۳	۷۶/۹۲±۴/۱	۶۴/۲۶±۳/۴
۴		۸۶/۶۳±۷/۹	۹۵/۶۵±۸/۷	۸۱/۵۲±۸/۹	۹۷/۵±۱۱/۲
۵		۸۴/۲۳±۷/۹	۵۵±۴/۳	۷۷/۲۱±۷/۶	۸۷/۲۱±۴/۶
۶		۸۴/۸۵±۷/۶	۴۵/۲۳±۳/۲	۸۸/۲۳±۳/۲	۹۰/۹±۱۲/۱
۷		۵۵±۴/۳	۸۸/۵۷±۶/۴	۹۱/۲۳±۷/۵	۷۳/۷۶±۵/۶
۸		۸۶/۹۱±۳/۸	۷۵/۲۳±۲/۷	۱۰۰±۱۲/۱	۸۸/۷۲±۵/۷
۹		۶۴/۲۹±۴/۸	.	۸۲/۳۷±۸/۴	۹۱/۷۷±۷/۵

جدول ۶: نسبت EPT/CHIR (تعداد در ۱ مترمربع) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	فصل	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱		-	-	-	-
۲		-	-	-	۳/۹۴±۰/۲۷
۳		۰/۹۵±۰/۰۳	-	-	-
۴		۱۲/۸±۰/۳۴	-	۲۴/۵±۳/۲	۷۸±۱۱/۸
۵		-	-	۱۸±۵/۴	-
۶		-	-	۲۶/۵±۵/۶	-
۷		۱/۱۳±۰/۱۲	۹±۲/۱	-	-
۸		۴/۳۳±۰/۲۶	-	-	-
۹		۱/۸±۰/۰۸	-	-	-



شکل ۲: شاخص غنای گونه‌های مارگالف بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

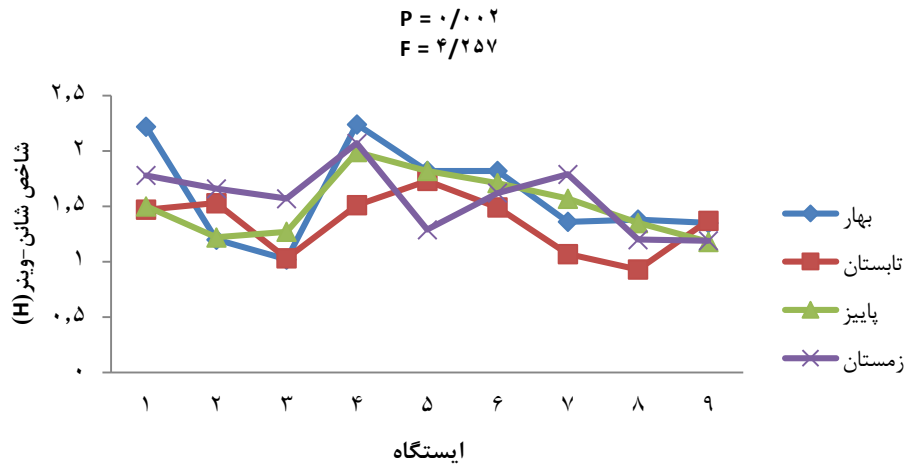
فصل تابستان محاسبه شد. ایستگاه‌های ۴ و ۸ به ترتیب بیشترین و کمترین میزان میانگین سالانه شاخص تنوع شانن-وینر را به

بیشترین و کمترین میزان شاخص تنوع شانن-وینر به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ (۲/۲۴) در فصل بهار و ایستگاه ۸ (۰/۹۳) در

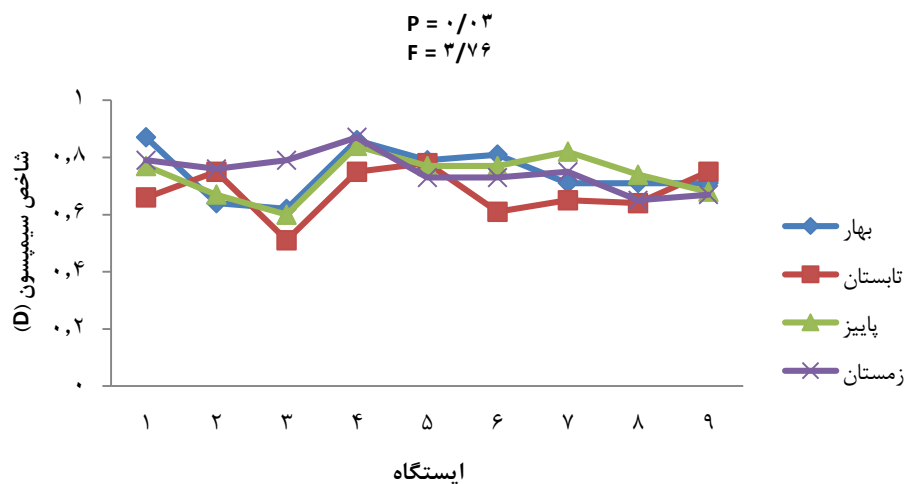


نحوی که در ایستگاه‌های دور از فعالیت‌های انسانی (۱ و ۴ و ۶) بیش‌ترین و در ایستگاه‌های تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی (۳ و ۷ و ۸ و ۹) کم‌ترین مقادیر را نشان داد.

خود اختصاص دادند. نتایج حاصل از (ANOVA) شاخص تنوع شانن-وینر بین ایستگاه‌های مختلف نیز کاملاً مشابه و موافق نتایج شاخص مارگالف بود. شاخص تنوع سیمپسون نیز نتایجی نسبتاً مشابه با شاخص‌های شانن-وینر و مارگالف نشان داد به



شکل ۳: شاخص تنوع شانن-وینر بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

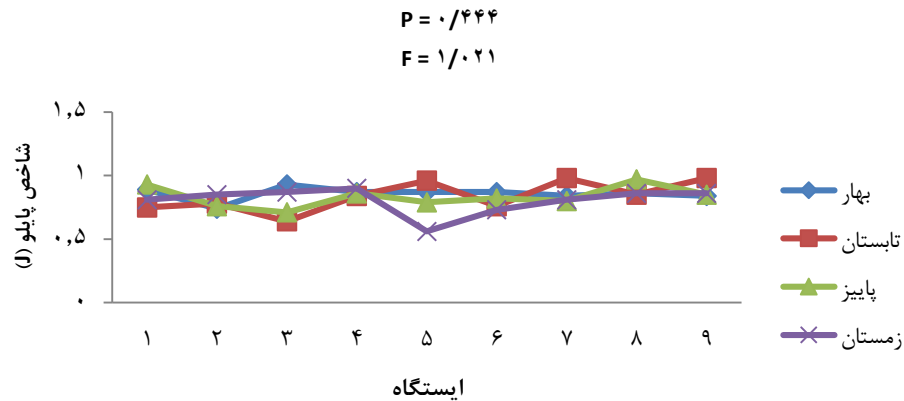


شکل ۴: شاخص تنوع سیمپسون بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

در ایستگاه ۱ در فصل زمستان (۳/۲۹) محاسبه شد. ایستگاه ۴ کم‌ترین (HFBI) (۳/۵۲) و ایستگاه ۹ (۵/۸۴) بیش‌ترین میانگین را نشان دادند. آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) نشان داد. میزان این شاخص در بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌داری بود ( $p \leq 0/05$ ).

نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) شاخص پیلو اختلاف معنی‌داری در بین ایستگاه‌ها و نیز فصول مختلف سال نشان نداد. فصول زمستان و بهار به‌ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین نوسانات را در شاخص پیلو نشان دادند. بیش‌ترین و کم‌ترین میزان شاخص زیستی هیلسینهوف (HFBI) به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۹ در فصل تابستان (۶/۳۷) و



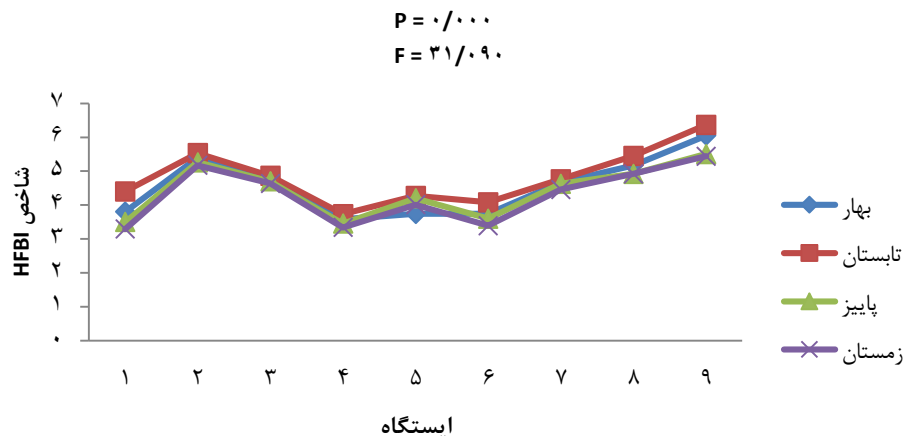


شکل ۵: شاخص تنوع سیمپسون بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

دادند ( $p \leq 0/05$ ). براساس آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) این شاخص بین فصول مختلف، اختلاف معنی‌داری نشان نداد و فصول زمستان (۴/۲۹)، پاییز (۴/۴۱)، بهار (۴/۵۴) و تابستان (۴/۸۲) به ترتیب کم‌ترین میزان شاخص (HFBI) داشتند. براساس نتایج حاصل از بررسی شاخص (HFBI) کیفیت آب ایستگاه‌های ۴، ۱، ۶ در طبقه عالی، ایستگاه ۵، در طبقه خیلی خوب، ایستگاه‌های ۳ و ۷ در طبقه خوب، ۲ و ۸ در طبقه مناسب و ایستگاه ۹ در طبقه نسبتاً ضعیف قرار گرفتند.

ایستگاه ۱، ۴ و ۶ (ایستگاه‌های بالادست) با ایستگاه‌های ۲، ۳، ۷ (ایستگاه‌های قسمت میانی)، ۸ و ۹ (ایستگاه‌های پایین دست) اختلاف معنی‌داری داشت ( $p \leq 0/05$ ). ایستگاه ۲ با تمامی ایستگاه‌ها به استثنای ایستگاه‌های ۸ و ۹ دارای اختلاف معنی‌دار بود ( $p \leq 0/05$ ). ایستگاه ۳ با ایستگاه‌های ۲ و ۹ و ایستگاه ۵ (ایستگاه بالادست) با ایستگاه‌های ۲، ۸ و ۹ و ایستگاه ۷ با ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴، ۶ و ۹ دارای اختلاف معنی‌داری بودند ( $p \leq 0/05$ ).

ایستگاه ۸ با ایستگاه‌های ۱، ۴، ۵، ۶، ۹ و ایستگاه ۹ نیز به استثنای ایستگاه ۲ با سایر ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌دار نشان



شکل ۶: شاخص زیستی HFBI بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

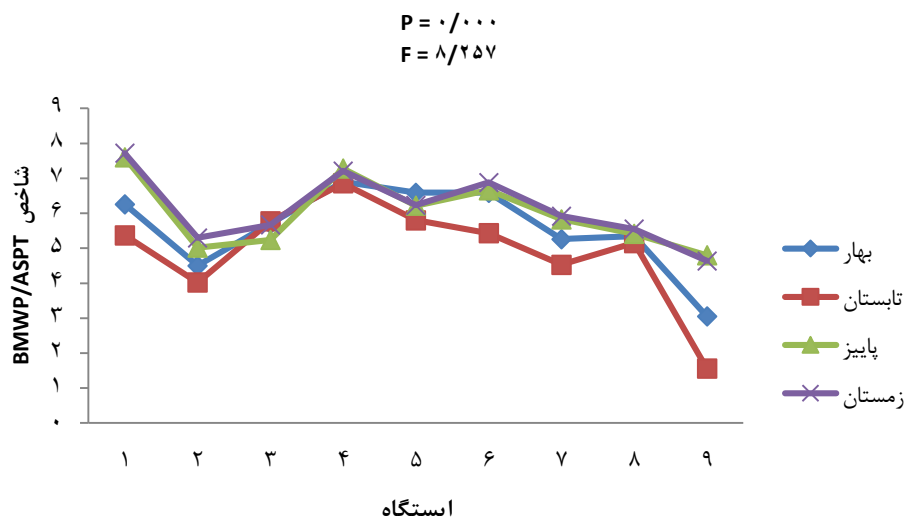
ایستگاه ۹ (۳/۵۱) کم‌ترین میزان میانگین شاخص زیستی BMWP/ASPT را در طول سال به خود اختصاص دادند. آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) نشان داد که میزان این شاخص

کم‌ترین و بیش‌ترین میزان شاخص زیستی BMWP/ASPT به ترتیب در ایستگاه‌های ۹ (۱/۵۶) و ۱ (۶/۷۲) و در فصول تابستان و زمستان محاسبه شد. ایستگاه ۴ (۷/۰۳) بیش‌ترین و



زیستی BMWP/ASPT مشاهده نشد. براساس نتایج حاصل از شاخص زیستی BMWP/ASPT کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱، ۴، ۵ و ۶ تمیز، ایستگاه‌های ۳، ۷ و ۸ نسبتاً تمیز، ایستگاه ۲ با آلودگی متوسط و ایستگاه ۹ با آلودگی شدید قرار گرفتند.

در بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری بود ( $p \leq 0/05$ ). ایستگاه ۴ با ایستگاه‌های ۲، ۳، ۸ و ۹ و ایستگاه ۹ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ دارای اختلاف معنی‌داری بودند ( $p \leq 0/05$ ). اما بین فصول مختلف سال اختلاف معنی‌داری در میزان شاخص



شکل ۷: شاخص زیستی BMWP/ASPT بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱).

## بحث

تراکم کفزیان می‌گردد که به صورت مستقیم یا غیرمستقیم از این مواد مغذی یا پوشش گیاهی تغذیه می‌کنند (بزرگی‌ماکرانی، ۱۳۹۰). آلودگی‌های محیطی با افزایش مواد آلی و گاه با کاهش اکسیژن محلول در آب می‌تواند در افزایش اجتماعات ارگانیسم‌های مقاوم در برابر آلودگی نقش داشته باشند (Pen, ۱۹۹۹). در فصل تابستان با گرم شدن هوا و کاهش دبی آب شاخص‌های غنا و درصد EPT در ایستگاه‌ها کاهش محسوسی را نشان دادند که در منابع متعدد به آن اشاره شده است (Farris و StepHens, ۲۰۰۴؛ Fries و Bowles, ۲۰۰۲؛ Lydy و همکاران، ۲۰۰۰؛ Voelker و Renn, ۲۰۰۰). بیش‌ترین و کم‌ترین درصد و غنای EPT به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ و ۹ و در فصول زمستان و تابستان مشاهده شد. بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری مشاهده شد.

نتایج مطالعه انجام شده بر رودخانه لویس در لهستان در سال ۲۰۰۷ نشان داد فراوانی لارو گروه‌های EPT در فصل تابستان نسبت به فصول دیگر روند کاهشی داشته است (Królak و Korycińska, ۲۰۰۸). مطالعات دیگر نشان می‌دهند که لارو گروه‌های EPT نسبت به سایر گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی حساسیت بیش‌تری نسبت به آلودگی و غلظت ترکیباتی نظیر فسفات‌ها، نیترات‌ها، سولفات‌ها، سولفیدها و نیز ترکیبات آلی آب دارند لذا در فصول کم باران مانند تابستان و با کاهش

نتایج به دست آمده نشان داد که تراکم و تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های پایین دست و احتمالاً با آلودگی بالاتر نسبت به ایستگاه‌های بالادست و فاقد آلودگی، با شدت بیش‌تری تحت تأثیر قرار گرفته و هر دو پارامتر روند نزولی نشان می‌دهند. در فصل بهار به علت رشد مناسب جلبکی و دبی مناسب آب که موضوع مطالعه دیگری بود بالاترین میزان تنوع و تراکم در طول سال مشاهده شد و در فصل تابستان کم‌ترین فراوانی فون کفزیان مشاهده شد. به نظر می‌رسد با کاهش بارندگی و به دنبال آن کاهش دبی آب شرایط زیستی گروه‌های EPT که بیش‌ترین درصد جمعیت کفزیان را به خود اختصاص داده بودند نامساعدتر شده و تراکم آن‌ها کاهش یافته است. مطالعه انجام شده بر فون کفزیان دریای خزر نشان داد که فراوانی بیوماس بی‌مهرگان در فصول بهار و تابستان به مراتب بیش‌تر از فصول پاییز و زمستان بود در این فصول فعالیت‌های حیاتی از قبیل تغذیه و تولیدمثل افزایش یافته، بنابراین فراوانی و پراکنش آن‌ها نیز زیاد خواهد شد (زحمتکش، ۱۳۷۲). ورود پساب حاصل از فعالیت کارگاه پرورش ماهی به رودخانه باعث افزایش مواد آلی معلق و مواد مغذی در آب شده و منجر به افزایش پوشش گیاهی و بالارفتن

آلودگی و تنش‌های محیطی توان زیست در چنین شرایطی را پیدا می‌کنند (Malvaer و همکاران، ۱۹۹۷). ایستگاه ۴ در قسمت بالادست قرار داشت با ایستگاه ۳ که تحت تأثیر پساب کشاورزی بود، و دو ایستگاه آخر (۸ و ۹) که تحت تأثیر فاضلاب صنعتی و شهری قرار داشتند دارای اختلاف معنی‌داری در شاخص تنوع شانن-وینر بودند ( $p \leq 0.05$ ).

در بررسی که روی رودخانه سان مارکوس در تگزاس انجام شد مقدار شاخص شانن-وینر در بالادست رودخانه بیش‌تر از پایین‌دست آن محاسبه شد (Bowles و Fries، ۲۰۰۲).

ایستگاه‌های ۱ و ۴ با توجه به مناسب بودن کیفیت آب و عدم حضور منابع آلوده‌کننده انسانی انتظار می‌رفت از تنوع بالایی برخوردار باشند، اما مشاهده شد که تنوع گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی چندان بالا نبود که یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار این کاهش تنوع، سرعت جریان و دبی بالای رودخانه در این دو ایستگاه بود. در این شرایط کفزیانی که سازگاری بالایی جهت بقا در شرایط جریان تند آب را ندارند کنده و شسته می‌شوند، این ویژگی با نتایج بررسی‌های انجام شده بر رودخانه لار در سال ۱۳۹۰ و رودخانه‌های حویق، شفارود و گرگان‌رود و رودخانه لوندویل آستارا مشابهت داشت (صلواتیان، ۱۳۹۰).

هم‌چنین نتیجه به‌دست‌آمده در این بررسی با نتایج مطالعات جرجانی و همکاران (۱۳۸۵) که روی فون کفزیان رودخانه مادرسو پارک گلستان و هم‌چنین پذیرا و همکاران (۱۳۸۷) در رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر انجام دادند مشابهت دارد. با افزایش سرعت آب موجودات کفزی توانایی تحمل و زیستن را در آن شرایط از دست می‌دهند که نتیجه آن کاهش تراکم و تنوع می‌باشد (Mason، ۱۹۹۱). در رودخانه کسلیمان مازندران نیز از آن‌جایی که در فصل بهار درجه حرارت آب برای رشد گیاهان آبی و جلبک‌ها بسیار مناسب بود (Ramachandra و همکاران، ۲۰۰۵). بیش‌ترین تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در این فصل مشاهده شد. در بررسی حاضر نیز بیش‌ترین تنوع ( $H=1/6$ ) و تراکم (تعداد ۳۳۴۰ در مترمربع) در فصل بهار مشاهده شد.

پراکنش جمعیت بی‌مهرگان کفزی عواملی چون تغییرات فصلی درجه حرارت پارامترهای شیمیایی و فیزیکی، نوع و ثبات بستر، فرسایش نواحی کناره‌ها، تراکم پوشش گیاهی در اطراف رودخانه‌ها، نوع زیستگاه و نواحی با سرعت جریان آب زیاد و نواحی با سرعت جریان آب کم و وجود ریز زیستگاه‌های فراوان در بستر رودخانه دخالت دارد (Tachet و همکاران، ۲۰۰۰). رابطه بین تنوع و پایداری اکوسیستم ارتباط ساده و مستقیمی نیست به‌عنوان مثال شاخص شانن به آلودگی فلزات سنگین حساس

دبی آب و بالا رفتن غلظت آلاینده‌ها و ترکیبات آلی آب فراوانی گروه‌های حساس به آلودگی از جمله EPT کاهش می‌یابد (Thiebautg و همکاران، ۲۰۰۶؛ Hering و همکاران، ۲۰۰۴). در این مطالعه گروه‌های EPT بیش‌ترین درصد فراوانی جمعیت کل کفزیان را دارا بودند که خود گواهی بر سلامت رودخانه و کیفیت مناسب آب رودخانه شاهرود است. در فصول کم باران چون تابستان که غلظت ترکیبات آلی و غیرآلی آب فزونی می‌یابد اثرات مخربی بر جمعیت گروه‌های EPT داشته و کاهش فراوانی در جمعیت گروه‌های EPT مشاهده شد که با مطالعات محققین دیگر مطابقت دارد (Korycińska و Królak، ۲۰۰۸). ایستگاه ۱ که در مناطق بالادست و بکر قرار داشت شرایط مناسبی جهت زیست گروه‌های حساس به آلودگی مانند گروه‌های EPT فراهم آورده بود بیش‌ترین فراوانی فون کفزیان را دارا بود. در دو ایستگاه آخر (۸ و ۹) که در پایین‌دست رودخانه شاهرود قرار داشتند و فاضلاب شهری و صنعتی و غیره را دریافت می‌کردند شرایط زیستی برای گروه EPT در مقایسه با ایستگاه‌های (۱، ۴ و ۶) نامناسب بود لذا در این دو ایستگاه کاهش فراوانی در جمعیت کفزیان به‌ویژه گروه EPT مشاهده شد. بررسی ترکیب ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه شاهرود حاکی از غالبیت EPT نسبت به خانواده شیرونومیده بود.

محاسبه شاخص تنوع بی‌مهرگان کفزی یکی از ویژگی‌های مهم ساختاری اکوسیستم آگاهی از سلامت بیولوژیک آن می‌باشد (Reynoldson، ۱۹۹۲). شاخص شانن مقادیر بین ۵-۱ را به‌خود اختصاص می‌دهد هرچقدر مقدار عددی شاخص پایین باشد نشان‌دهنده آلودگی بالاتر می‌باشد. این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها را لحاظ کرده و تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان را به‌دست می‌دهد (Hering و همکاران، ۲۰۰۴). اگر شاخص تنوع شانن بالاتر از ۳ باشد وضعیت آب تمیز و اگر بین ۳-۱ باشد کمی آلوده و اگر کم‌تر از ۱ باشد شدیداً آلوده می‌باشد (Mason، ۱۹۹۱). در بررسی حاضر بیش‌ترین مقدار  $H$  در ایستگاه ۴  $2/24$  و کم‌ترین آن در ایستگاه ۸،  $0/93$  محاسبه گردید، بنابراین مقادیر این شاخص همواره بیش‌تر از ۱ (بین  $2/64-1$ ) بود و تنها در ایستگاه ۸ در فصل تابستان مقدار آن به کم‌تر از ۱ رسید، لذا براساس طبقه‌بندی فوق تمامی ایستگاه‌ها در طبقه تمیز یا با آلودگی کم قرار دارند. باید توجه داشت که این شاخص به تنهایی ارزیابی دقیقی از کیفیت آب ارائه نمی‌دهد. زیرا ممکن است تنوع در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیش‌تر از مکان غیرآلوده باشد به نحوی که طیف گسترده‌ای از ارگانیسم‌های مقاوم در برابر



ایستگاه‌های ۸ و ۹ آلوده‌ترین ایستگاه‌ها بودند و با سه ایستگاه (۱، ۴ و ۶) (دارای کیفیت آب مطلوب) اختلاف معنی‌دار داشتند ( $p \leq 0.05$ ). ایستگاه (۱، ۴ و ۶) را می‌توان به‌عنوان ایستگاه شاهد معرفی کرد چون در منطقه کوهستانی و بکر واقع شده بودند که فاقد فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی در تمام فصول سال بود و با ایستگاه‌های ۲، ۳، ۷، ۸ و ۹ که همگی تحت تأثیر پساب‌های کشاورزی یا فاضلاب شهری و صنعتی قرار داشتند دارای اختلاف معنی‌داری بودند ( $p \leq 0.05$ ). ایستگاه‌های ۸ و ۹ نیز بیش‌ترین مقدار شاخص HFBI را داشتند.

شاخص هیلسینهوف (HFBI) ایستگاه ۵ اختلاف معنی‌داری با ایستگاه‌های بکر (۱، ۴ و ۶) نشان نداد ( $p \geq 0.05$ ) و در طبقه خیلی خوب قرار گرفت در حالی که پساب خروجی مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلا را نیز دریافت می‌کرد. به‌نظر می‌رسد که با توجه به دبی و سرعت جریان زیاد آب رود شاهرود در ایستگاه ۵ (منطقه کوهستانی) و نیز ظرفیت تولیدی پایین این مزرعه پرورشی، توان خودپالایی آب در این ایستگاه بیش‌تر از توان تخریبی پساب خروجی استخر ماهی بوده است و لذا آثار مخربی در ایستگاه ۵ نداشت. در مطالعه‌ای که بر روی رودخانه تجن انجام شد مشاهده شد که پساب‌های مزارع پرورش ماهی در قسمت بالادست سد تجن بر روی DO بی‌تأثیر نبوده و سطح پایین اکسیژن محلول در ایستگاه ۲ (بعد از استخر) نسبت به ایستگاه ۱ (قبل از استخر) به‌علت پساب زیاد مزارع و دبی کم رود تجن می‌باشد (بزرگی ماکرانی، ۱۳۹۰).

در بررسی دیگری رودخانه چافرود با استفاده از شاخص HFBI به طبقات خوب تا خیلی خوب طبقه‌بندی شد. در این مطالعه ایستگاهی که در فاصله ۲ کیلومتری پایین‌دست خروجی پساب قرار داشت از وضعیت کیفی مناسب‌تری برخوردار بود (قانع ساسان‌سرای، ۱۳۸۳). رودخانه لاسم که یکی از سرشاخه‌های رودخانه هراز می‌باشد با استفاده از شاخص هلسینهوف در طبقه کیفی خیلی خوب قرار گرفت (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶). رودخانه وایت ایندیانا (White Indiana) و سرشاخه‌های آن طی مطالعه‌ای با استفاده از شاخص HFBI در طبقه کیفی خیلی خوب تا خیلی بد قرار گرفتند (Washington، ۲۰۰۳).

باید توجه داشت که هرگاه تغییرات معنی‌داری در جمعیت کفزیان رخ دهد باید انتظار تغییر در بیش از یک سنجه داشت. متفاوت بودن گونه‌ها و میزان حضور آن‌ها در نقاط مختلف رودخانه می‌تواند با عوامل متعددی چون خصوصیات زیست‌شناسی گروه‌های مختلف زیستی، ساختار بستر (Lindsaard، ۱۹۷۲) و اندازه ذرات (Gryzbkowska، ۱۹۸۹)، فراوانی مواد

نیست. زیرا این عناصر جمعیت همه گونه‌ها را به‌طور برابر کاهش می‌دهند (Šporka، ۲۰۰۶). در این بررسی نیز نتیجه مشابهی به‌دست آمد. هرچه آلودگی بالاتر رود تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی بایست کاهش یافته و تراکم گروه‌های مقاوم افزایش یابد. با توجه به این شاخص آلوده‌ترین ایستگاه تحقیقاتی (۸ و ۹) باید بیش‌ترین فراوانی گروه‌های مقاوم را در بین ایستگاه‌های دیگر داشته باشند که بدین شکل نبود و مهم‌ترین عامل این کاهش وجود پساب صنایع چرم‌سازی و فاضلاب شهری و صنعتی در این دو ایستگاه مطالعاتی می‌باشد.

یکی از عوامل مهم دیگر که بررسی تنوع و تراکم گونه‌ای کفزیان مؤثر است، نوع بستر می‌باشد (ایزدپناهی، ۱۳۷۳). در نواحی بالادست رودخانه بستر سنگلاخی ولی در نواحی پایین دست تلفیقی از سنگی، شنی و ماسه ای بود.

پذیرا و همکاران (۱۳۸۷) در رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر مشاهده کردند که با فاصله گرفتن از ایستگاه شاهد (اول) همان‌طور که از قطر ذرات جنس بستر کاسته می‌شود تنوع گونه‌ای هم کاهش آن می‌یابد.

غنای تاکزونی مارگالف نیز در کل دوره بررسی و در فصول سال تقریباً دارای روند تغییراتی مشابه با تنوع بود. ایستگاه‌های با آلودگی کم‌تر (۴) اختلاف معنی‌داری با ایستگاه‌های آلوده‌تر (۳، ۸ و ۹) داشتند ( $p \leq 0.05$ ). شاخص یکنواختی بین ۱-۰ متغیر بوده و هنگامی که توزیع و فراوانی تمام افراد از گونه‌های مختلف در نمونه مشابه‌تر باشد این شاخص به‌مقدار بیشینه نزدیک می‌شود و در غیر این صورت مقدار عددی شاخص به سمت صفر تمایل پیدا می‌کند. نتایج به‌دست آمده نشان داد افراد گروه‌ها در ایستگاه‌های با آلودگی بیش‌تر شباهت بیش‌تری داشتند.

بررسی رودخانه‌هایی که فاقد آلودگی بوده و یا اکوسیستم نسبتاً دست‌نخورده‌ای دارند می‌تواند کمک شایانی به درک علت واقعی این موضوع بنماید، هرچند امروزه یافتن هم‌چنین مناطقی آسان نیست (Mason، ۱۹۹۱).

مطالعات متعددی از شاخص زیستی HFBI برای طبقه‌بندی آلودگی آب استفاده نمودند (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰؛ Voelker و Renn، ۲۰۰۰؛ Entekin، ۱۹۹۹؛ Lenat، ۱۹۹۳). در تحقیق حاضر ایستگاه‌ها براساس شاخص HFBI در پنج طبقه کیفی عالی، خیلی خوب، خوب، متوسط و نسبتاً ضعیف قرار گرفتند. ایستگاه‌های ۱ و ۴ ایستگاه‌های با کیفیت آب عالی و ایستگاه ۵ با کیفیت آب خیلی خوب ایستگاه‌های ۳ و ۷ خوب، ۲ و ۸ مناسب و ایستگاه ۹ نسبتاً ضعیف طبقه‌بندی شدند.

۳. **زحمتکش، ع.**، ۱۳۷۲. بررسی خانواده گاماریده دریای خزر. مجله علمی شیلات ایران. سال ۲، شماره ۴، صفحات ۷۷ تا ۸۶.
۴. **صلواتیان، م.**، ۱۳۹۰. بررسی ماکروبنوتوزهای رودخانه منتهی به دریاچه سد لار. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. سال ۵، جلد ۱، صفحات ۱۳ تا ۱۸.
۵. **قانع ساسان سرایی، ا.**، ۱۳۸۳. شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنوتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمال ملال). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ صفحه.
۶. **قانع ساسان سرایی، ا.**، ۱۳۸۷. طبقه‌بندی کیفی سواحل جنوبی دریای خزر در استان گیلان (حویق، شفارود، گرگان رود) با استفاده از ترکیب جمعیت ماکروبنوتوزها. نخستین همایش ملی منابع شیلاتی دریای خزر. دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۶۲ صفحه.
۷. **کمالی، م. و اسماعیلی، ع.**، ۱۳۸۸. ارزیابی زیستی رودخانه لاسم شهر آمل با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. سال ۳، شماره ۲، صفحات ۵۶ تا ۶۷.
۸. **موسوی، س.؛ کمالی، ا.؛ عزیزاده‌ثابت، ح. ر. و سلطانی، م.**، ۱۳۹۰. ارزیابی زیستی رودخانه دو هزار تنکابن با استفاده از روش مقایسه‌ای شاخص‌های بیولوژیک بر اساس فون بی‌مهرگان بزرگ کفزی. کنفرانس ملی علوم شیلات و آبریزان. سال ۲، صفحات ۵۸۴ تا ۵۹۲.
۹. **Barbour, M.T.; plafkin, J.L.; Bardley, B.P.; Graves, C.G. and Wisseman, R.W., 1998.** Evaluation of EPT rapid bioassessment metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environ Toxic. Chem.* Vol. ۲, pp: ۴۳۷-۴۴۹.
۱۰. **Bode, R.W.; Novak, M.A. and Adele, H., 1991.** Methods for rapid biological assessment of streams. NYS Department of Environmental Conservation. Albany. NY. ۵۷ P.
۱۱. **Brundin, I., 1957.** The relation of O<sub>2</sub> microstarification of mud surface to the ecology of profundalbottom fauna. *Rep. Inst Freshwater Res.* Vol. ۳۲, pp: ۸-۱۲.
۱۲. **Dodds, W.K. and Whiles, M.R., 2004.** Quality and quantity of suspended particles in rivers: continent-scale ۳۷. *Patterns in the United States.* Environmental Management, ۳۳: ۳۵۵-۳۶۷ *Hydrobiologia*, Vol. ۱۷۹, pp: ۲۴۵-۲۴۹. *Hyttoplankton in Lake Esrom.Oikos (Supp 1)* Vol. ۱۴, pp: ۱-۱۴۸.
۱۳. **Entrekin, S.; Gollady, S.; Ruhlman, M. and Hedman, C., 1999.** Unique steepHead stream segments in Southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. The University of Georgia, Athens., Georgia. ۴ P.
۱۴. **Fries, L.T. and Bowles, D.E., 2002.** Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery. Sanmarcos. TEXAS. USA. ۱۲۸ p.

غذایی و مقدار مواد آلی (Johnson, ۱۹۸۷)، نقش تغذیه‌ای ماهیان از موجودات کفزی (Paine, ۱۹۶۶)، خصوصیات شیمیایی و فیزیکی حاکم بر محیط زیست از جمله میزان اکسیژن محلول (Brundin, ۱۹۵۷)، درجه حرارت (Lindsaard, ۱۹۷۲) و ... ارتباط داشته باشد.

براساس نتایج حاصل از شاخص زیستی BMWP/ASPT کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱، ۴، ۵ و ۶ تمیز، ایستگاه‌های ۳، ۷ و ۸ مشکوک به آلودگی، ایستگاه ۲ احتمال آلودگی متوسط و ایستگاه ۹ با آلودگی شدید تشخیص داده شد که این طبقه‌بندی با طبقه‌بندی شاخص زیستی هیلسینهوف (HFBI) روند نسبتاً مشابهی داشت.

همان‌گونه که قبلاً اشاره شد یک شاخص به تنهایی نمی‌تواند وضعیت سلامت اکوسیستم آبی را بیان کند لذا در ارزیابی زیستی منابع آبی از چندین شاخص زیستی و جمعیتی استفاده می‌شود (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). در این بررسی نیز از چندین شاخص زیستی و جمعیتی استفاده شد که نتایج این شاخص‌ها تا حد زیادی مشابه و موافق یکدیگر بود.

با توجه به مقادیر شاخص‌های زیستی و جمعیتی می‌توان چنین استنباط کرد که توان خود پالایی بالا، دبی و سرعت جریان بالای رودخانه شاهرود علی‌رغم عوامل و عوارض تهدیدکننده (پساب کشاورزی، فاضلاب شهری و صنعتی) مانع از برهم خوردن زیاد کیفیت آب این رودخانه شده است. از این رو پر واضح است که عوامل محیطی از جمله پساب‌های کشاورزی، مزارع پرورش ماهی، فاضلاب شهری و صنعتی و معادن وضعیت سلامت منابع آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. امید است که با ارزیابی اکولوژیک اکوسیستم‌های آبی به کمک ساختار جمعیت کفزیان بتوان به روند توصیفی مناسبی از وضعیت سلامت و توان خود پالایی منابع آبی پی برد و براساس توان خود پالایی اکوسیستم‌های آبی تصمیمات کلان در جهت مدیریت بهتر و کاربردی‌تر اتخاذ نمود.

## منابع

۱. **ایزدپناهی، غ.**، ۱۳۷۳. گزارش نهایی پروژه بررسی لیمنولوژیک رودخانه شاپور و دالکی، مرکز تحقیقات شیلات استان بوشهر. صفحات ۱۲ تا ۴۵.
۲. **بزرگی‌ماکرانی، ا.**، ۱۳۹۰. پایش کیفیت آب رودخانه تجن مازندران با استفاده از بی‌مهرگان بزرگ کفزی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه گیلان. ۹۴ صفحه.



۳۰. **Mason, C.F.**, ۱۹۹۱. Biology of fresh water pollution. Wiley, Newyork. ۳۵۱ P.
۳۱. **Mellanby, H.**, ۱۹۶۳, Animal life in freshwater, Methuen & Co Ltd. London UK. Vol. ۳۰۸, pp: ۵۵-۶۹.
۳۲. **Paine, R.T.**, ۱۹۶۶. Food web complexity and species diversity. Am. Nat. Vol. ۱۰۰, pp: ۶۵-۷۵.
۳۳. **Pennak, R.W.**, ۱۹۵۳. Freshwater invertebrates of United States. The Ronald Press Company. ۷۶۹ P.
۳۴. **Pen, L.J.**, ۱۹۹۹. Managing our Rivers. Water and Rivers Commission. Perth. pp: ۸-۱۲.
۳۵. **Quinn, J.M. and Hickey, C.W.**, ۱۹۹۰. Characterization and classification of benthic invertebra communities in ۸۸ New Zealand rivers in relation to environment factors. New Zealand J. marine & fresh water Res. Vol. ۲۴, pp: ۳۸۷-۴۰۹.
۳۶. **Ramachandra, T.V.; Ahalya, N. and Murthy, C.R.**, ۲۰۰۵. Aquatic ecosystems Conservation, restoration and Management capital publishing Co. New Delhi. ۲۵۷ p.
۳۷. **Resh, W.H. and Barbour, M.T.**, ۱۹۹۵. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Aust. J.Ecol. Vol. ۲۰, pp: ۱۰۱-۱۳۵.
۳۸. **Resonberg, D.M.**, ۲۰۰۴. Taxa tolerance values. Bull. Entomol. Soc. Can. Vol. ۳۰, pp: ۱۴۴-۱۵۲.
۳۹. **Reynoldson, T.B.**, ۱۹۹۲. An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates. Journal of aquatic ecosystem health. Vol. ۱, pp: ۲۹۵-۳۰۸.
۴۰. **Šporka, F.; Vlekh, E.; Bulankowa, E. and Krnoi, J.**, ۲۰۰۶. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. Hydrobiologia. Vol. ۱۸۸, pp: ۵۴۳-۵۶۶.
۴۱. **Stephens, W.W. and Farris, J.L.**, ۲۰۰۴. Instream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture. Vol. ۱۱۲, pp: ۱۴۹-۱۶۲.
۴۲. **Tachet, H.; Richoux, H.; Richoux, P.; Oumaud, M. and Usseglio- Polatera, p.**, ۲۰۰۰. Invertebrates d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions Paris ISBN ۲-۲۷۱-۰۵۷۴۵۰.
۴۳. **Taylor, B.R. and Baily, R.C.**, ۱۹۹۷. Technical evaluations on methods for benthic invertebrates data analysis and interpretation. Canada Center for Mineral and Energy Technology. ۵۵۵ Booth Street. Ottawa Ontario, KIAOGI.
۴۴. **Thiebaut, T. and Guerold, F.M.**, ۲۰۰۶. Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: application to the upper river Moselle (France). Hydrobiologia. Vol. ۵۷۰, pp: ۱۵۹-۱۷۱.
۴۵. **Voelker, D.C. and Renn, D.E.**, ۲۰۰۰. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indiannapolis, Indiana. USGS Science for a Changing World. ۵۵ P.
۴۶. **Washington, H.G.**, ۲۰۰۳. Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water research. Vol. ۱۸, pp: ۶۵۳-۶۹۴.
۱۵. **Girgin, S.**, ۲۰۱۰. Evaluation of the benthic macroinvertebrate distribution in a stream environment during summer using biotic index. Gazi University, Ankara, Turkey. Vol. ۷, No. ۱, pp: ۱۱-۱۶.
۱۶. **Gryzbkowska, M.**, ۱۹۸۹. Production estimates of the dominant of taxa chironomidae (Diptera) in the modified, River widawka and the natural River Grabia, Center Poland. ۲۱۳ p.
۱۷. **Hering, D.; Moog, O.; Sandin, L. and Piet, F.M.V.**, ۲۰۰۴. Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia. Vol. ۵۱۶, pp: ۱-۲۰.
۱۸. **Hilsenhoff, W.L.**, ۱۹۸۸. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. Vol. ۷, pp: ۶۵-۶۸.
۱۹. **Johnson, P.M.**, ۱۹۸۷. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. ۱۴۸ p.
۲۰. **Karr, J.R.**, ۱۹۹۹. Defining and measuring river health. Fresh water Biology. Vol. ۴۱, pp: ۲۲۱-۲۳۴.
۲۱. **Kerans, G.L. and Karr, J.R.**, ۱۹۹۴. A benthic index of biotic integrity of rivers of Tennessee Valley. Journal of Applied Ecology. Vol. ۴, pp: ۷۶۸-۷۸۵.
۲۲. **Królak, M. and Korycińska, T.**, ۲۰۰۸. Taxonomic Composition of Macroinvertebrates in the Liwiec River and its Tributaries (Central and Eastern Poland) on the Basis of Chosen Physical and Chemical Parameters of Water and Season. Polish J. of Environ. Stud. Vol. ۱۷, No. ۱, pp: ۳۹-۵۰.
۲۳. **Lenat, D.**, ۱۹۹۳. A biotic index for southeastern United States, Derivation and list of values with criteria for assessing water quality ratings. JNABS. Vol. ۱۲, pp: ۱۷۹-۲۹۰.
۲۴. **Leverson, T.M. and Jessen, J.**, ۱۹۷۷. Life cycle, drift and production of *Gammarus plux* L. (Amphipoda) in a Danish spring. Freshwater Biology. Vol. ۷, No. ۳, pp: ۲۸۷-۲۹۶.
۲۵. **Lindesaard, P.**, ۱۹۷۲. Standings crop of zoobenthos of the alluvial floodplains. Case study on the upper Rhine. Verh. Internat. Verein. Limnol. Vol. ۲۴, pp: ۱۸۱۷-۱۸۲۲
۲۶. **Loch, D.D.; West, J.L. and Perlmutter, D.G.**, ۱۹۹۹. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. Aquaculture. Vol. ۱۴۷, pp: ۳۷-۵۵.
۲۷. **Ludwig, J. and Reynolds, J.F.**, ۱۹۸۸. Statistical ecology: a primer on methods and computing. A Niley-Interscience Publication, America. ۱۹۸ p.
۲۸. **Lydy, M.J.; Crawford, C.G. and Frey, J.W.**, ۲۰۰۰. A comparison of selected diversity, similiary and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. Arch. Environ. Contom. Taxical. Vol. ۳۹, pp: ۴۶۹-۴۷۹.
۲۹. **Malvaer, J.; Knutzen, J.; Magnusson, J.; Rygg, B.; Skei, J. and Sorensen, P.**, ۱۹۹۷. Classification of Environmental Quality in Fjords and Coastal Waters. SFT guidelines. Oslo. Vol. ۳, ۲۶۰ p.

