ارزیابی کیفی آب رودخانه قلعه‌رودخان با استفاده از تراکم ماکروبنتوزها و شاخص زیستی هیلسنهوف

- **فرشته حاجی‌آقایی‌قاضی‌محله**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران
- **جاوید ایمانپورنمین***: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران
- **مسعود ستاری**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران
  گروه علوم دریایی، پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

تاریخ دریافت: فروردین ۱۳۹۸ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۹۸

چکیده

شاخص‌های زیستی یکی از روش‌های ارزیابی کیفیت آب است. پاسخ ماکروبنتوزها به آلودگی آلی برای طبقه‌بندی کیفی آب، قابل اطمینان‌تر و حساسیت این موجودات به آلودگی‌های زیست‌محیطی متفاوت است. هدف از این مطالعه ارزیابی سلامت و میزان آلودگی آلی رودخانه قلعه رودخان با استفاده از تراکم ماکروبنتوزها، شاخص زیستی هیلسنهوف و تنوع شانون–وینر بود. نمونه‌برداری از اردیبهشت تا آذرماه ۱۳۹۶ انجام گرفت. تعداد ۵ ایستگاه انتخاب و با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با چشمه ۳۰۰ میکرون و مساحت ۹۰۰ سانتی‌مترمربع در ۳ تکرار نمونه‌برداری از ماکروبنتوزها صورت گرفت. نمونه‌ها در اتانول ۹۶٪ فیکس و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. تعداد ۵۱۳٤ نمونه از موجودات کفزی شناسایی شد که شامل ۳۵ جنس از ۳۰ خانواده، ۱۰راسته، ٤ رده و ۳ شاخه بودند. بیش‌ترین فراوانی کفزیان مربوط به لارو حشرات آبزی بود و ترتیب فراوانی آن‌ها Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera و Plecoptera بودند. بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار شاخص شانون (۲/۲۸ و ۰/٤۲) به‌ترتیب در ایستگاه ٤ در اردیبهشت ماه و ایستگاه ۳ در شهریور ماه بود. براساس شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI)، کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱ (بالادست)، ایستگاه ۳ (قبل از استخر پرورش ماهی)، ایستگاه ٤ (بلافاصله بعد از استخر پرورش ماهی قزل‌آلا) و ایستگاه ۵ (در پایین‌دست) در وضعیت کیفی «خوب» و ایستگاه ۲ (در مجاورت مرکز توریستی) در وضعیت «مناسب» بود. بررسی ماهانه از این شاخص، کم‌ترین و بیش‌ترین میزان به‌ترتیب در اردیبهشت «عالی» و آبان «مناسب» ارزیابی شد.

کلمات کلیدی: Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera ,HFBI

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: javidiman@gmail.com

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

مقدمه

محیط‌های آب‌شیرین از نظر ویژگی‌های کیفی تنوع زیادی دارند و سازگاری‌های گسترده‌ای بین این محیط‌ها و موجودات زنده در آن‌ها مشاهده می‌شود(Bronmark و Hansson، ۲۰۰۵). موجودات آبزی نسبت به تغییرات فیزیکی و شیمیایی آب نشان می‌دهند (Pillay، ۲۰۰۷) در نتیجه هر نوع تغییری در کیفیت زیستگاه و فاکتورهای حیاتی آن باعث بروز پاسخ‌های رفتاری، فیزیولوژیکی، فراوانی، حضور و یا عدم حضور در آن‌ها می‌شود (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱). امروزه در پایش زیستی محیط‌های آبی از گونه‌ها یا جوامع شاخص استفاده می‌شود (Stefanidis، ۲۰۱۶). پایش زیستی مزیت‌های زیادی نسبت به‌روش‌های شیمیایی دارد که ازجمله آن‌ها می‌توان به هزینه کم‌تر، دقت و سرعت بیش‌تر در ارزیابی کیفیت اکوسیستم‌های آبی ساکن و جاری اشاره کرد. بررسی حضور، تنوع و فراوانی گونه‌های ماهی، حشرات آبزی، جلبک‌ها و گیاهان آبزی اطلاعات دقیقی را در مورد سلامت یا آلودگی یک رودخانه، نهر، دریاچه، تالاب یا مصب به‌دست می‌دهد و به همین علت برخی از این موجودات به‌عنوان اندیکاتورهای بیولوژیک یا شاخص‌های زیستی شناخته می‌شوند (Pillay، ۲۰۰۷). ماکروبنتوزها جانوران بی‌مهره‌ای هستند که با چشم غیرمسلح دیده شده و حداقل بخشی از زندگی خود را در محیط آبی سپری می‌کنند (Prouty و همکاران، ۲۰۱۶). این موجودات اغلب ساکن رسوبات هستند و اثرات ناشی از آلودگی‌های محیطی را به‌صورت تغییر در تنوع یا فراوانی خود منعکس کرده و در پایش‌های زیستی به‌کار برده می‌شوند (Stefanidis و همکاران، ۲۰۱۶؛ Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱). مطالعه و بررسی ساختار جوامع ماکروبنتوز در اکوسیستم‌های آبی جایگاه خاصی در مطالعات اکولوژیک موجودات آبزی به‌خود اختصاص داده است (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱). از آن‌جاکه در اکوسیستم‌های آب جاری، جریان آب در هر لحظه باعث تغییر پارامترهای فیزیکوشیمیایی می‌شود، لذا ارزیابی جویبارها و رودخانه با استفاده از موجودات کفزی بستر نسبت به ارزیابی‌های که منحصراً بر پایه اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی است مناسب‌تر هستند(Romachandra و همکاران، ۲۰۰۵). بی‌مهرگان کفزی از اساسی‌ترین اجزای بیولوژیک رودخانه‌ها و نهرها هستند که با استفاده از ترکیب جمعیت آن‌ها و حضور یا عدم حضور گروه‌های شاخص، شرایط کیفی نهرها را مشخص می‌کنند (Stefanidis و همکاران، ۲۰۱۶؛ Romachandra و همکاران، ۲۰۰۵) زیرا بررسی خصوصیات فون کفزی، نه تنها ارزیابی مستقیمی از شرایط کیفی محیط آبی را فراهم می‌کند، بلکه می‌تواند انعکاس‌دهنده آشفتگی‌ها و فعالیت‌های انسانی و طبیعی حوزه اطراف در طول زمان هم باشد (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱). رودخانه‌ها و نهرهایی که تحت فشار آلودگی هستند، تنوع جانوری کم‌تری دارند و گونه‌های مقاوم غالبیت دارند (Serra و همکاران، ۲۰۱۶؛ Boehme و همکاران، ۲۰۱۶؛ Stefanidis و همکاران، ۲۰۱۶؛ Cao و همکاران، ۲۰۱۶). تعدادی از افراد متعلق به راسته یک‌روزه‌ها(Ephemeroptera) نسبت به آلودگی حساسیت زیادی از خود بروز داده و از این‌رو به‌عنوان موجودات شاخص یا بیواندیکاتور محسوب می‌شوند (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱). هم‌چنین گونه‌های متعلق به راسته بهاره‌ها (Plecoptera) نیز بیواندیکاتور کیفی آب محسوب شده و شاخص آب‌های تمیز هستند. این دو گروه همراه با افراد راسته بال‌موی‌داران (Trichoptera) نه تنها شاخص زیستی هستند بلکه غذای مناسبی برای سایر موجودات به‌ویژه ماهیان به‌حساب می‌آیند (Bettinetti و همکاران، ۲۰۱۲؛ Serra و همکاران، ۲۰۱۶؛ Boehme و همکاران، ۲۰۱۶). برخی دیگر از خانواده‌های حشرات آبزی به شاخص‌های آلودگی محیط آبی شناخته شده‌اند که ازجمله آن‌ها می‌توان به خانواده Chironomidae اشاره کرد که قادرند در زیستگاه‌های با اکسیژن محلول کم و یا بدون اکسیژن نیز برای مدت کوتاهی زندگی کنند (Serra و همکاران، ۲۰۱۶). این ویژگی‌های باعث شده که شاخص‌های متعددی براساس استفاده از ماکروبنتوزها طراحی شده و در ارزیابی زیستگاه‌های آبی مورد استفاده قرار گیرند. شاخص EPT بر گروه‌های حساس تاکید داشته و الگوی مناسبی از روند تغییرات و استرس‌های وارده بر اکوسیستم را ارائه می‌دهد. (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱). این نمایه از راسته‌های Ephemeroptera، Plecoptera و Trichoptera به استخراج می‌شود. نسبت EPT/chir نیز یکی دیگر از شاخص‌های ارزیابی کیفی محیط‌های آبی هست (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱؛ Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). در دو دهه اخیر تعداد زیادی از رودخانه‌ها و منابع آبی ایران مورد بررسی قرار گرفته است که می‌توان به رودخانه‌های چشمه کیله تنکابن (عباسپور و همکاران، ۱۳۹۲)، قزل اوزن (نوان مقصودی، ۱۳۹۱)، محمدآباد گلستان (فرهنگی و تیموری‌یانسری، ۱۳۹۱)، گرگانرود (شاپوری و همکاران، ۱۳۸۹)، حله رود (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۹)، چافرود گیلان (قانع‌ساسان‌سرایی، ۱۳۸۳) و رودخانه‌های حوزه تالاب انزلی (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۸۷) اشاره کرد. ارزیابی زیستی آلودگی آلی در رودخانه‌ها با استفاده از شاخص زیستی و روش‌های چندمنظوره توسط Abbaspour و همکاران (۲۰۱۳) و Zeybek و همکاران (۲۰۱۴) یکی دیگر از این نوع بررسی‌ها می‌باشد که برای طبقه‌بندی رودخانه‌ها و شدت آلودگی آن‌ها با استفاده از شاخص زیستی رتبه‌بندی گروه (HBI) مخفف Hilsenhoff Biotic Index به اجرا درآمد. این بررسی‌ها براساس اجتماعات "ماکروبنتوز" یا درشت بی‌مهرگان آبزی انجام شده است. ارزیابی زیستی کیفیت آب رودخانه‌های اروپا توسط Murphy و همکاران (۲۰۱۴) انجام شد و در این بررسی، اجتماعات

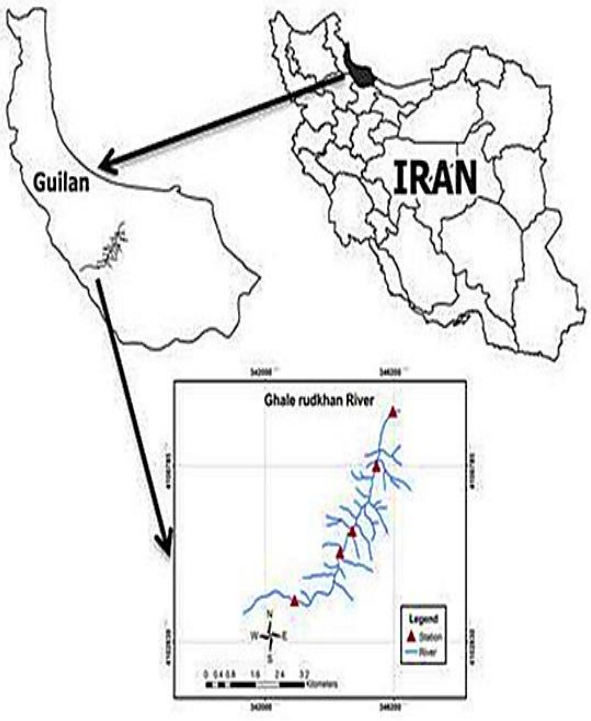
(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

ماکروبنتوزها به‌طور فصلی مورد مطالعه قرار گرفت و نشان داد که تغییرات عوامل فیزیکی و شیمیایی، موجب تغییر در اجتماعات کفزیان می‌شود. ساختار جمعیت، غنای گونه‌ای و روابط آن‌ها با عوامل محیطی در نهرهای سوئد توسط Sandin (۲۰۰۳) و Stefanidis و همکاران (۲۰۱۶) بررسی شد نتایج هر دو بررسی مستقل نشان داد که متغییرهای کیفی مانند پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، نوع بستر و متغییرهای محلی مانند ارتفاع از سطح دریا، طول و عرض جغرافیایی نیز، برای توصیف تغییر در ساختار جمعیت و غنای گونه‌ای بی‌مهرگان کفزی مهم می‌باشد. شاخص هیلسنهوف (Hilsenhoff (HBI Biotic Index از شاخص‌های مهم در ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آب جاری هست. این روش بسیار کم هزینه بوده و ارزیابی سریع و دقیقی از وضعیت بدنه آبی به‌دست می‌دهد. سلیمی‌بنی (۱۳۹۰)، رودخانه گاوه رود استان کردستان را با استفاده از این شاخص بررسی کرد. میانگین شاخص زیستی ۵/۷۵ بیانگر کیفیت متوسط آب رودخانه گاوه رود می‌باشد. میررسولی و همکاران (۱۳۹۰) رودخانه زرین گل در استان گلستان را ارزیابی کرده و مشاهده کردند که در پایین‌دست مزارع پرورش ماهی، درصدفراوانی گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و گروه‌های مقاوم به آلودگی افزایش یافتند. Jay و همکاران (۲۰۱۰) روی رودخانه تستا در هیمالیا تنوع گونه‌ای ماکروبنتوزها در مناطق تحت تاثیر آلودگی به‌شدت کاهش یافت بود.

اهداف مطالعه حاضر، مقایسه تنوع و تراکم ماکرو بنتوزها بین فصول سرد و گرم، بررسی تاثیر منابع آلاینده بر جوامع ماکروبنتوزها و تعیین کیفیت آب رودخانه قلعه‌رودخان با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف و تنوع شانون-وینر بود. نظر به این‌که رودخانه قلعه‌رودخان از جنگل‌های نسبتاً بکر و مجموعه‌های توریستی و تجمعات انسانی و پرورش ماهی عبور می‌کند تصمیم گرفته شد وضعیت سلامت این رودخانه با استفاده از شاخص قدرتمند هیلسنهوف ارزیابی شود.

مواد و روش‌ها

قلعه‌رودخان در ارتفاعی بین ۶۶۵ تا ۷۱۵ متر از سطح دریا واقع شده است. حوزه آبریز این ردخانه حدود ۴۵۴/۲ کیلومترمربع می‌باشد که بین طول‌های جغرافیایی '۰۳-°۴۹ تا '۲۵-°۴۹ درجه شرقی و عرض‌های جغرافیایی '۰۰-°۳۷ تا '۲۴-°۳۷ شمالی واقع شده و از نظر تقسیمات کشوری در استان گیلان و شهرستان‌های فومن و صومعه‌سرا قراردارد. این حوزه از شمال و شمال‌غرب به حوزهٔ آبریز ماسوله‌رودخان، از جنوب و شرق به حوزهٔ آبریز پسیخان، از شرق به تالاب انزلی و از غرب به پایاب حوزهٔ قزل اوزن ختم می‌شود. (اداره آب منطقه‌ای استان گیلان، ۱۳۹۶). با درنظر گرفتن ویژگی‌هایی نظیر فعالیت‌های انسانی، کشاورزی و با توجه به دستورالعمل RBPs، تعداد ۵ ایستگاه نمونه برداری (دو ایستگاه در بالادست، دو ایستگاه در میان‌دست و یک ایستگاه در پایین‌دست رودخانه) با درنظر گرفتن سهولت قابلیت دسترسی و هم‌چنین وجود فعالیت‌های انسانی با پتانسیل ورود آلاینده‌های آلی و نیز مزرعه پرورش ماهی انتخاب شدند. ایستگاه ۱ در منطقه بالادست رودخانه و دور از مناطق مسکونی و در مناطق جنگلی تعیین شد و دارای اکوسیستم نسبتاً بکر و دست‌نخورده بود. ایستگاه ۲ در بالادست و در کنار مجموعه توریستی قلعه‌رودخان قرار داشت و بار آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی به آن وارد می‌شد. ایستگاه‌های ۳ و ۴ در قسمت میانی رودخانه و قبل و بعد از مرکز پرورش ماهی قزل‌آلا انتخاب شدند که آلودگی ناشی از فاضلاب‌های انسانی و حیوانی به آن وارد می‌شد. ایستگاه ۵ در منطقه پایین‌دست رودخانه قرار داشت که از مناطق مسکونی دور بوده و به‌منظور بررسی خودپالایی سیستم رودخانه تعیین شد. کل طول نمونه‌برداری‌های انجام‌شده در رودخانه قلعه‌رودخان حدود ۱۵ کیلومتر می‌باشد به‌طوری‌که بین ایستگاه ۱ تا ۲ حداکثر ۱/۵ کیلومتر، ایستگاه ۲ تا ۳ حدود ۲ کیلومتر، ایستگاه ۳ تا ۴ حدود ۵۰۰ متر که این دو ایستگاه بلافاصله قبل و بعد از مرکز پرورش ماهی قرار گرفتند و ایستگاه ۵ حدود ۱۰ کیلومتر بعد از ایستگاه ۴ انتخاب شد. موقعیت محدودهٔ مطالعاتی و مختصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جدول ۱ و شکل ۱ ارائه شده است.



شکل۱: موقعیت محدودهٔ مطالعاتی در کشور ایران و استان گیلان

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

جدول ۱: موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در طول رودخانه قلعه‌رودخان

شماره ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
۱	۳۷° ۰۴′ ۴۳۰. ″	۴۹° ۱۴′ ۹۶۵. ″
۲	۳۷° ۰۴′ ۴۳۴. ″	۴۹° ۱۴′ ۹۶۴. ″
۳	۳۷° ۰۵′ ۱۹۴. ″	۴۹° ۱۵′ ۵۵۵. ″
۴	۳۷° ۰۵′ ۲۰۳ ″	۴۹° ۱۵′ ۵۵۳. ″
۵	۳۷° ۰۶′ ۳۶۰. ″	۴۹° ۱۶′ ۳۳۳. ″

روش بررسی: در نمونه‌برداری از بی‌مهرگان بزرگ کفزی، از نمونه‌بردار سوربر به مساحت ۹۰۰ سانتی‌مترمربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون استفاده شد. در هر ایستگاه از ۳ نقطه رودخانه، در کناره‌ها و وسط، در مسیری به طول ۱۰۰ متر به‌مدت سه فصل نمونه‌برداری شد. نمونه‌ها با اتانول ۹۶٪ فیکس و جهت شناسایی به آزمایشگاه انتقال داده و با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر شناسایی شدند شدند(Pennak، ۱۹۵۳؛Quigley، ۱۹۸۶؛Loch و همکاران، ۱۹۹۹). در این بررسی از شاخص زیستی هیلسنهوف Hilsenhoff Family (Biotic Index)، در سطح خانواده استفاده شد که آب‌ها را از نظر آلودگی به مواد آلی در هفت طبقه قرار می‌دهد (جدول ۲) امتیاز صفر نشان‌دهنده حساسیت بالا و امتیاز ۱۰ نشان‌دهنده مقاومت بالا به آلودگی می‌باشد. این شاخص از رابطه ۱ محاسبه می‌شود. در این رابطه TVi = امتیاز هر خانواده، Ni= تعداد موجودات در هر خانواده و N = تعداد کل موجودات در هر ایستگاه می‌باشد (Hilsenhoff، ۱۹۷۷). رابطه ۱:

$$HFBI= \Sigma [(TV_i) (n_i)] / N$$

جدول ۲: کیفیت آب نهرها و رودخانه‌ها با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (Hilsenhoff، ۱۹۸۸)

درجه آلودگی (آلی)	کیفیت آب	شاخص زیستی در سطح خانواده
آلودگی آلی وجود ندارد	عالی	۰ – ۳/۷۵
امکان آلودگی آلی بسیار اندک	خیلی خوب	۳/۷۶ – ۴/۲۵
احتمال مقدار آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶ – ۵/۰
آلودگی آلی نسبتاً قابل ملاحظه	مناسب	۵/۰۱ – ۵/۷۵
آلودگی آلی قابل ملاحظه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶ – ۶/۵۰
آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱ – ۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶ – ۱۰

شاخص تنوع: برای محاسبه شاخص شانون-وینر(H´) اطلاعات به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت (Richness) و فراوانی نسبی آن‌ها لحاظ می‌شودو در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت موجودات هست (Shannon و Wiener، ۱۹۴۹) و از رابطه زیر به‌دست می‌آید. H´ شاخص تنوع شانون و Pi فراوانی نسبی گونه i است.

رابطه ۲:

$$H=-\Sigma Pi \times LnPi$$

جدول ۳: تقسیم‌بندی طبقات کیفی آب در رابطه با شاخص شانون (Welch، ۱۹۹۲)

شاخص شانون	وضعیت
H<۱	منطقه با آلودگی بالا
۱<H<۳	منطقه با آلودگی متوسط
H> ۳	منطقه فاقد آلودگی

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با نرم‌افزار SPSS-۲۲ با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA One way) بعد از نرمال‌سازی داده‌هابه‌روش کولموگروف-اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح ۵ درصد (P≤۰/۰۵) استفاده شد. ترسیم شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج

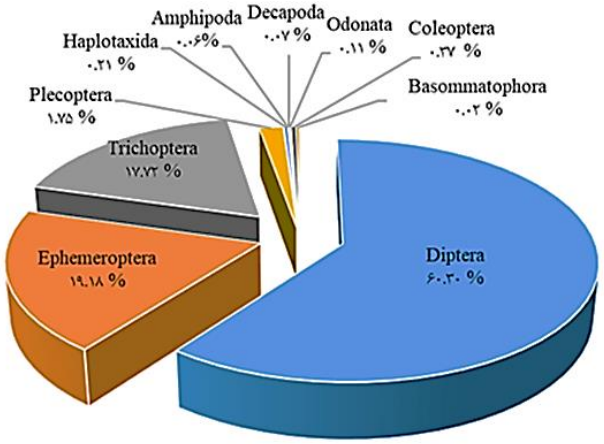
در این مطالعه تعداد ۵۱۳۴ نمونه از ماکروبنتوزها متعلق به ۳۵ جنس، ۳۰ خانواده، ۱۰ راسته، ۴ رده و ۳ شاخه جداسازی، شمارش و شناسایی شدند. لارو حشرات آبزی بیش‌ترین جمعیت غالب را تشکیل داد. بیش‌ترین فراوانی در ایستگاه پنج و در فصل پاییز کم‌ترین فراوانی در ایستگاه ۳ در فصل بهار مشاهده شد (جدول ۴ و شکل ۲). راسته‌های شناسایی شده به‌ترتیب درصد فراوانی، شامل دوبالان (Diptera) (۶۰/۳۰ درصد)، یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera) (۱۹/۱۸ درصد)، بال‌موی‌داران (Trichoptera) (۱۷/۷۲درصد) و بهاره‌ها (Plecoptera) (۱/۷۵ درصد) بودند. سایر گروه‌های کفزی فراوانی ناچیزی (۱/۰۱ درصد) داشتند (شکل ۲). بیش‌ترین تنوع گروه‌های شناسایی شده به‌ترتیب مربوط به یک‌روزه‌ها (۱۱جنس از ۷ خانواده)، دوبالان (۹ جنس از ۸ خانواده)، بال‌موی‌داران (۵ جنس از ۵ خانواده) و بهاره‌ها (۲ جنس از ۲ خانواده) بود (جدول ۵). راسته دوبالان بیش‌ترین فراوانی را با ۹ جنس از ۸ داشت. بالاترین فراوانی مربوط به جنس *Simulium* sp. و سپس *Chironomus* sp. بود. هر دو جنس در تمامی همه ایستگاه‌ها مشاهده شدند. جنس‌های *Dicranota* sp. و*Atherix* sp. به‌ترتیب فقط در ایستگاه‌های ۱ و ۴ و جنس‌های *Hexatoma* sp. و*Tipula* sp. در ایستگاه‌های ۲ و ۵ شناسایی شدند. دومین راسته از نظر فراوانی، یک‌روزه‌ها بودند که ۱۱جنس متعلق به ۷ خانواده از آن شناسایی شدند. بالاترین فراوانی مربوط به جنس *Baetis* sp. و پس‌از آن *Rhitrogena* sp. بود.جنس‌های *Isonychia* sp. *Tricorythodes* sp. فقط در ایستگاه ۴ شناسایی شدند هم‌چنین جنس *Ecdyonurus* sp. تنها در ایستگاه ۵ شناسایی شد. از راسته بال‌موی‌داران ۵ جنس شناسایی شدند که جنس *Hydropsychae* sp. بیش‌ترین فراوانی را داشت و*Lepidostoma* sp. نیز در رتبه بعدی قرار

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

گرفت. جنس *Lepidostoma* sp. در ایستگاه‌های ۴ و ۵ و جنس *Limnephilus* sp. فقط در ایستگاه ۱ مشاهده شد. بهاره‌ها چهارمین راسته از نظر فراوانی شامل ۲ خانواده و ۲ جنس بودند. جنس *Isoperla* sp. بیش‌ترین فراوانی را داشت و در همه ایستگاه‌ها مشاهده شد. جنس *Chloroperla* sp. فقط در ایستگاه ۱ مشاهده شد. آنالیز واریانس یک‌طرفه (One way ANOVA) تفاوت معنی‌دار در فراوانی راسته Trichoptera در ایستگاه‌های ۲ و ۵ نشان داد ($p\leq ۰/۰۵$). مقایسه راسته‌ها و فصل‌ها اختلاف معنی‌داری بین اعضای راسته Diptera در هر سه فصل بهار، تابستان و پاییز را نشان داد ($p\leq ۰/۰۵$). به‌دلیل شرایط سخت آب و هوایی امکان نمونه‌برداری در فصل زمستان وجود نداشت. بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در رودخانه قلعه‌رودخان و مقاومت آن‌ها نسبت به آلودگی بر حسب شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) در جدول ۵ آورده شده است. بیش‌ترین و کم‌ترین میزان این شاخص به‌ترتیب در ایستگاه ۱ در آبان ماه (۵/۸۶) و در ایستگاه ۴ در اردیبهشت ماه (۳/۰۵) به‌دست آمد. ایستگاه ۲ بیش‌ترین (۵/۰۳) و ایستگاه ۱ کم‌ترین (۴/۵۵) مقدار میانگین این شاخص را داشتند. بر اساس شاخص HFBI، آب رودخانه در دو طبقه کیفی خوب و مناسب طبقه‌بندی شدند. ایستگاه‌های ۱، ۳، ۴و ۵ خوب و ایستگاه ۲ در طبقه مناسب قرار گرفتند.

جدول ۴: فراوانی بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه قلعه‌رودخان(۱۳۹۶)

فصل‌های نمونه برداری	ایستگاه‌های نمونه‌برداری					
	۱	۲	۳	۴	۵	جمع
بهار	۱۲۴	۱۴۱	۹۰	۲۷۳	۲۱۴	۸۴۲
تابستان	۲۲۳	۲۳۲	۲۰۴	۲۸۱	۵۵۱	۱۴۹۱
پاییز	۶۱۱	۵۱۵	۵۴۵	۴۰۸	۷۲۲	۲۸۰۱
جمع	۹۵۸	۸۸۸	۸۳۹	۹۶۲	۱۴۸۷	



شکل ۲: درصد فراوانی راسته بی‌مهرگان کفزی رودخانه قلعه‌رودخان سال ۱۳۹۶

جدول ۵: مقاومت به آلودگی کفزیان بر حسب شاخص زیستی هیلسنهوف

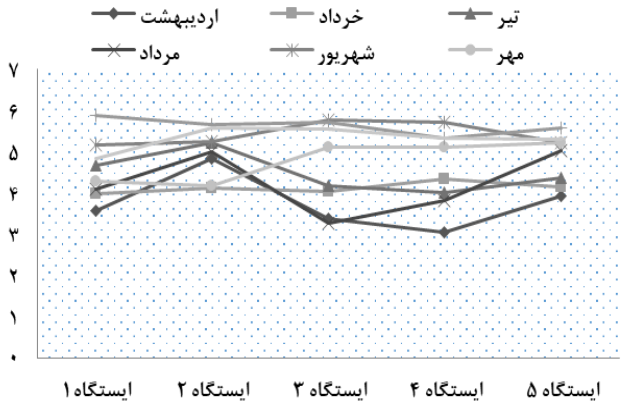
ردیف	شاخه	رده	راسته	خانواده	امتیاز هیلسنهوف
۱	Annelidae	Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	۱۰
۲	Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	۶
۳	Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	۴
۴			Decapoda	Potamidae	۶
۵		Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	۴
۶				Heptageniidae	۴
۷				Ephemerelidae	۱
۸				Isonychiidae	۲
۹				Oligoneuriidae	۲
۱۰				Tricorythidae	۴
۱۱				Caenidae	۷
۱۲			Trichoptera	Hydropsychidae	۴
۱۳				Philopotamidae	۳
۱۴				Rhyacophilidae	۰
۱۵				Lepidostomatidae	۱
۱۶				Limnephilidae	۴
۱۷			Plecoptera	Perlodidae	۲
۱۸				Chloroperlidae	۱
۱۹			Diptera	Tipulidae	۳
۲۰				Pediciidae	۴
۲۱				Blephariceridae	۰
۲۲				Simuliidae	۶
۲۳				Chironomidae	۶
۲۴				Tabanidae	۶
۲۵				Dixidae	۱
۲۶				Athericidae	۲
۲۷			Odonata	Gomphidae	۱
۲۸				Cordulegastridae	۳
۲۹				Coenagrionidae	۹
۳۰			Coleoptera	Dytiscidae	۴

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

جدول ۶: شاخص هیلسنهوف بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه قلعه‌رودخان

ماه‌های نمونه‌برداری	ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۱	۲	۳	۴	۵	میانگین کل
اردیبهشت	۳/۵۵	۴/۸۴	۳/۳۸	۳/۰۵	۳/۹۱	۳/۷۴±۰/۶۱
خرداد	۳/۹۷	۴/۱۲	۴/۰۴	۴/۳۲	۴/۱۳	۴/۱۱±۰/۱۳
تیر	۴/۶۷	۵/۲۰	۴/۱۸	۴/۰۰	۴/۳۶	۴/۴۸±۰/۴۷
مرداد	۴/۰۹	۵/۰۰	۳/۲۵	۳/۸۱	۵/۰۱	۴/۳۲±۰/۸۹
شهریور	۵/۱۵	۵/۲۴	۵/۷۷	۵/۷۰	۵/۲۰	۵/۴۱±۰/۲۹
مهر	۴/۲۷	۴/۱۸	۵/۰۹	۵/۱۱	۵/۲۰	۴/۷۷±۰/۵۰
آبان	۵/۸۶	۵/۶۴	۵/۷۰	۵/۳۳	۵/۵۷	۵/۶۲±۰/۱۹
آذر	۴/۸۴	۵/۵۷	۵/۵۵	۵/۳۱	۵/۲۹	۵/۳۱±۰/۲۹
میانگین کل	۴/۵۵±۰/۷۳	۵/۰۳±۰/۵۹	۴/۶۲±۱/۰۳	۴/۵۷±۰/۹۲	۴/۸۳±۰/۶۱	

شاخص تنوع شانون- وینر: نتایج شاخص شانون-وینر که در جدول ۷ و شکل ۳ ارائه شده است. بیش‌ترین و کم‌ترین میزان شاخص تنوع شانون- وینر به‌ترتیب در ایستگاه ۴ (۲/۲۸) در اردیبهشت ماه و ایستگاه ۳ (۰/۴۲) در شهریورماه محاسبه شد. هم‌چنین ایستگاه‌های ۱ و ۳ به‌ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین میزان میانگین شاخص تنوع شانون- وینر را در طول سه فصل به خود اختصاص دادند.



شکل ۳: نمودار شاخص زیستی بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری قلعه‌رودخان

جدول ۷: شاخص شانون وینر بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه قلعه‌رودخان

ماه	ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۱	۲	۳	۴	۵	میانگین کل
اردیبهشت	۱/۷۸	۱/۴۴	۱/۴۵	۲/۲۸	۱/۵۴	۱/۶۹±۰/۳۵
خرداد	۱/۳۸	۱/۵۸	۰/۷۸	۱/۲۸	۰/۷۸	۱/۱۶±۰/۳۶
تیر	۱/۸۹	۰/۷۲	۱/۳۸	۰/۵۸	۱/۵۵	۱/۲۲±۰/۵۵
مرداد	۲/۰۱	۱/۱۰	۱/۱۰	۱/۱۰	۱/۳۰	۱/۳۲±۰/۳۹
شهریور	۱/۲۷	۱/۱۶	۰/۴۲	۰/۶۸	۱/۲۲	۰/۹۵±۰/۳۷
مهر	۱/۱۱	۱/۲۶	۱/۰۴	۱/۱۱	۰/۹۵	۱/۰۹±۰/۱۱
آبان	۰/۵۹	۰/۸۴	۰/۷۵	۱/۶۰	۱/۲۴	۱/۰۰±۰/۴۱
آذر	۱/۵۴	۱/۰۲	۰/۹۰	۱/۲۱	۱/۰۷	۱/۱۴±۰/۲۴
میانگین کل	۱/۴۴±۰/۴۶	۱/۱۴±۰/۲۸	۰/۹۷±۰/۳۴	۱/۲۳±۰/۵۳	۱/۲۰±۰/۲۶	

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

بحث

زیستگاه‌های آبی و ارگانیزم‌های ساکن در آن تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی، جنگل تراشی، ساخت و ساز و انواع آلودگی قرار می‌گیرند. بی‌مهرگان کفزی از اجزای زیستی مهم اکوسیستم‌های آبی هستند (Dudgeon، ۲۰۰۸) این ارگانیزم‌ها بخش مهمی از زندگی خود را در آب به‌سر برده و تحت تاثیر عوامل استرس‌زای محیطی به ویژه اثرات تجمعی آلودگی‌ها قرار می‌گیرند(Morse و همکاران، ۲۰۰۷؛ Al-Shami و همکاران، ۲۰۱۰؛ Veroli و همکاران، ۲۰۱۰). در چند دهه اخیر روش‌های سریع ارزیابی و مونیتورینگ زیستی کیفیت آب‌ها در بسیاری از کشورها به‌کار برده می‌شود(Clews و Ormerod، ۲۰۰۹؛ Camargo و همکاران، ۲۰۰۴؛ Padisak و همکاران، ۲۰۰۶). بی‌مهرگان کفزی بخش جدایی ناپذیر از شبکه غذایی زیستگاه‌های آبی هستند و نقش عمده‌ای در ارتباطات پویای تغذیه‌ای این اکوسیستم‌ها دارند (Fierro و همکاران، ۲۰۱۵) لذا با استفاده از آن‌ها به‌عنوان شاخص‌های اکولوژیک می‌توان اثرات عوامل متعدد بر روی سلامت جویبار را تعیین کرد. استفاده از بی‌مهرگان آبزی نسبت به سایر ارگانیزم‌ها در ارزیابی زیستی مزیت‌هایی دارد. حساسیت آن‌ها به آلودگی، دوره زندگی نسبتاً طولانی، دامنه حرکتی محدود و سهولت جمع‌آوری و شناسایی ازجمله این امتیازها هستند(Balderas و همکاران، ۲۰۱۶؛ B.Z. Pan و همکاران، ۲۰۱۵).هم‌چنین دامنه حرکتی محدوده داشته و اثرات آشفتگی‌های شیمیایی و فیزیکی مزمن را نشان می‌دهند (Mangadze و همکاران، ۲۰۱۶). از بین لارو حشرات جنس‌های متعلق به راسته یک‌روزه‌ها Ephemeroptera بیش‌ترین تنوع گونه‌ای (۱۱ جنس) را نشان دادند. جنس Baetis دارای بیش‌ترین فراوانی بوده و در تمامی ایستگاه‌ها و نمونه‌برداری‌ها دیده شد. جنس Caenis از جنس‌های مقاوم (شاخص مقاومت ۷) به آلودگی از راسته زودمیران‌ها هست ولی در ایستگاه ۴ مشاهده نشد. جنس .sp *Epeorus* در تمامی ایستگاه‌ها مشاهده شد این جنس نیاز اکسیژنی بسیار بالایی دارد و در بخش‌های متلاطم رودخانه و جویبار در لابلای سنگ‌ها مشاهده می‌شود. بعد از این راسته حساس به آلودگی راسته دوبالان Diptera قرار داشتند. برخی از اعضای این راسته شاخص‌های آلودگی محیط‌های آبی هستند. خانواده Chironomidae با فراوانی نسبتاً بالایی در ایستگاه ۴ مشاهده شد. این ایستگاه زه‌آب پروش ماهی را دریافت کرده و محیط مناسبی برای خانواده دو بالان فراهم می‌کند. رسوبات دانه‌ریز و مواد آلی در این ایستگاه بسیار بالاتر از ایستگاه‌های دیگر بود که شرایط را برای اعضای خانواده Chironimidae مناسب می‌کند. براساس شاخص شانون-وینر ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه قلعه‌رودخان در سه گروه از نظر آلودگی قرار گرفتند که عبارت بودند از ایستگاه‌های تمیز، مشکوک به آلودگی و ایستگاه با آلودگی متوسط. هم‌چنین شاخص‌های زیستی بین فصل‌های خشک و فصل‌های با بارندگی زیاد نیز تفاوت معنی‌داری نشان ندادند اگرچه جوامع بی‌مهرگان کفزی معمولاً تغییراتی را به‌صورت فصلی نشان می‌دهند (Huryn و همکاران، ۲۰۰۷).

در نمونه‌برداری‌های انجام شده از ماکروبنتوزها غالبیت با رده حشرات بود. از کرم‌های کم‌تار، نرم‌تنان و سخت‌پوستان نیز نماینده‌های معدودی در این نمونه‌برداری‌ها مشاهده شد. این وضعیت در اکثر رودخانه‌ها و جویبارهای کوهستانی مشاهده می‌شود. در داخل کشور نیز شریفی‌نیا و همکاران (۱۳۹۱) و Sharifania و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی رودخانه تجن در استان مازندران و در خارج کشور (Ming، ۲۰۱۸؛ Pillay، ۲۰۰۴؛ Loch و همکاران، ۱۹۹۹) الگوی مشابهی از فراوانی و تنوع زیستی بی‌مهرگان کفزی را در جویبارهای مورد مطالعه خود مشاهده کرده و نتایج مشابهی را به‌دست آوردند. در مقایسه ایستگاه‌ها جنس .*Simulium* sp بالاترین درصد فراوانی را در تمامی ایستگاه‌ها(از ۴۲٪ تا ۶۳٪)داشت.این جنس به‌صورت کلنی‌های بزرگ، سیاه و چسبیده به سطح زیرین سنگ‌های بستر مشاهده می‌شوند. جنس .*Hydropsyhae* sp با فراوانی(۱۱٪ تا ۲۳٪) در آب‌های تمیز تا نسبتاً تمیز دیده می‌شود، جنس .*Baetis* sp با فراوانی ۴٪ تا ۱۵٪ مشاهده شد. اعضای خانواده Isoperlidae و Perlodidae نیز در نمونه برداری‌ها مشاهده شدند این دو خانواده به آلودگی و کاهش اکسیژن بسیار حساس هستند. وجود این خانواده‌ها نشان می‌دهد که اکسیژن محلول رودخانه در حد مطلوب بوده و آلودگی نیز در حدی است که هنوز جنس‌های بسیار حساس قادر به زندگی هستند. در هیچ‌کدام از نمونه‌برداری‌ها جنس‌های متعلق به این دو خانواده در ایستگاه ۴ مشاهده نشدند. پساب مزارع پرورش ماهی یکی از عوامل مؤثر در تغییر ساختار و ترکیب جمعیت کفزیان می‌باشد که می‌تواند منجر به افزایش گروه‌های مقاوم و کاهش گروه‌های حساس شود (Gowen و همکاران، ۱۹۹۱) در بررسی حاضر نیز در این ایستگاه گونه‌های بسیار حساس مشاهده نشدند. اگرچه میزان اکسیژن هنوز بالا بوده ولی احتمالاً به‌دلیل افزایش بار آلودگی و مواد معلق شرایط برای حضور این جنس مناسب نبوده است. برخی از گونه‌ها نسبت به تغییرات زیست‌محیطی بی‌تفاوت هستند، مثل Chironomidae در تمام فصول سال مشاهده می‌شوند (Patric، ۱۹۷۵).

دامنه تغییرات شاخص شانون-وینر بین ۵-۱ می‌باشد. هر چقدر این مقدار عددی پایین باشد نشان‌دهنده آلودگی بالاتر است. اگر شاخص تنوع شانون بالاتر از ۳ باشد آب تمیز و اگر بین ۱-۳ باشد کمی آلوده و اگر کم‌تر از ۱ باشد شدیداً آلوده است (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). دربررسی حاضر دامنه تغییرات مقدار H' در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از ۰/۴۲ در ایستگاه ۳ تا ۲/۲۸ در ایستگاه ۴ متغیر بود.

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

بر این اساس تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در طبقه تمیز یا با آلودگی‌اندک قرار گرفتند. البته 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 ولی در اثر آلودگی زیاد نوع موجودات تغییر پیدا کرده باشند (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). آنالیز آماری و مقایسه ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری در مقدار این شاخص در ایستگاه‌ها و ماه‌های نمونه‌برداری نشان نداد. اگرچه ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۱ و ۲ مقادیر بالاتری در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها نشان دادند ولی این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار نبود. به نظر می‌رسد تمامی طول رودخانه قلعه‌رودخان تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی بوده و آشفتگی‌هایی در آن ایجاد شده است اما این آشفتگی‌ها هنوز به حدی نرسیده که رودخانه در طبقه‌بندی آلودگی شدید قرار گیرد. در بررسی ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده براساس شاخص هیلسنهوف در چهار طبقه کیفی خیلی خوب، خوب، متوسط و نسبتاً خوب قرار گرفتند. اما هنگامی‌که میانگین این شاخص در کل دوره نمونه‌برداری تعیین شد ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در دو طبقه خوب و مناسب قرار گرفتند. بین ایستگاه‌ها از نظر شاخص HFBI اختلاف معنی‌داری وجود نداشت اما ماه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری را نشان دادند که ممکن است به‌دلیل تغییرات فصلی در جمعیت بی‌مهرگان در طول دوره مطالعه بوده باشد (Hilsenhoff، ۱۹۷۷؛ Sharifinia و همکاران، ۲۰۱۷). با در نظر گرفتن این شاخص ایستگاه‌های مختلف در طبقه‌ای قرار گرفتند که نشان‌دهنده مقادیر اندک آلودگی آلی می‌باشد. ایستگاه ۱ بهترین شرایط را داشته (میانگین شاخص HFBI معادل ۰/۷۳±۴/۵۵) و بدترین ایستگاه هم ایستگاه ۲ بود که مقدار عددی شاخص HFBI معادل ۰/۵۹±۵/۰۳ بود.

در این بررسی که به‌مدت سه فصل انجام شد از ایستگاه‌های تقریباً دست نخورده و بکر تا ایستگاه‌های تحت تاثیر آلودگی‌های پرورش ماهی و مجموعه‌های توریستی نمونه‌برداری شد و در حقیقت تصویر کلی از طول رودخانه به‌دست آمد. تنوع گونه‌ای نسبتاً مطلوب بود. از ماکروبنتوزها به‌ترتیب فراوانی Ephemeroptera, Diptera Trichoptera و Plecoptera غالب بودند. وجود جنس‌های متعلق به راسته Plecoptera به‌ویژه در ایستگاه ۱ نشان از سلامت و تمیزی رودخانه در بالادست داشت. به‌تدریج به سمت پایین‌دست وضعیت تحلیل رفت لیکن هنوز هم نمونه‌های متعلق به راسته یک‌روزه‌ها در تمامی ایستگاه‌ها حضور داشتند. به‌نظر می‌رسد علی‌رغم ورود آلاینده‌های روستایی و نیز پرورش ماهی که البته با تمام ظرفیت فعالیت نمی‌کرد رودخانه قدرت خودپالایی خود را حفظ کرده و تقریباً در تمامی مسیر کیفیت آب قابل قبول هست. برای اطمینان از این موضوع از شاخص HFBI استفاده شد و آب رودخانه قلعه‌رودخان با توجه به این شاخص در دو طبقه کیفی خوب و مناسب قرار گرفت. کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱، ۳، ۴، ۵ «خوب» و ایستگاه ۲ «مناسب» بود.

منابع

۱. **اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۱.** آلاینده‌ها، بهداشت استاندارد در محیط زیست. انتشارات نقش مهر. ۳۹۹ صفحه.

۲. **سلیمی‌بنی، ل.؛ کبودوندپور، ش.؛ کمانگیر، ب. و نیک‌منش، س.، ۱۳۹۰.** طبقه‌بندی کیفی رودخانه گاوه رود به‌روش Hilsenhoff با استفاده از ساختار جوامع ماکروبنتوزی. پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.

۳. **شاپوری، م.؛ ذوالریاستین، ن. و آذرباد، ه.، ۱۳۸۹.** ارزیابی سریع کیفیت آب رودخانه گرگانرود بر پایه شاخص‌های زیستی. فصلنامه علوم و فنون منابع طبیعی. سال ۵، شماره ۳، صفحات ۱۱۵ تا ۱۲۹.

۴. **طباطبایی، ط.؛ امیری، ف.؛ پذیرا، ا. و ممبینی، ش.، ۱۳۹۲.** مطالعه ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک رودخانه حله. مجله بیولوژی دریا. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۳۷ تا ۴۶.

۵. **عباسپور، ر.؛ حسن‌زاده، ح.؛ علیزاده‌ثابت، ح.ر.؛ هدایتی فرد، م. و مسگران‌کریمی، ج.، ۱۳۹۲.** بررسی کیفی آب رودخانه چشمه کیله با استفاده از جامع درشت بی‌مهرگان کفزی و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب. نشریه توسعه آبزی‌پروری. سال ۷، شماره ۴، صفحات ۴۳ تا ۵۶.

۶. **فرهنگی، م. و تیموری‌یانسری، م.، ۱۳۹۱.** شناسایی بزرگ بی‌مهرگان (بنتوز) رودخانه محمدآباد (استان گلستان). محیط زیست جانوری. سال ۴، شماره ۲، صفحات ۵۱ تا ۵۶.

۷. **قانع‌ساسان‌سرایی، ا.، ۱۳۸۳.** شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمال ملال). پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ صفحه.

۸. **کرمی، م.؛ میردار، ج. و نیکویان، م.، ۱۳۸۳.** بررسی فراوانی میوبنتوزها و ارتباط آن‌ها با وضعیت رسوبات بستر در خورهای شمالی استان بوشهر. مجله علمی شیلات ایران. دوره ۱۳، شماره ۲، صفحات ۱۵۱ تا ۱۶۲.

۹. **میررسولی، ا.؛ قربانی، ر. و عباسی، ف.، ۱۳۹۰.** ارزیابی زیستی رودخانه زرین‌گل (استان گلستان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزها. نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۴، شماره ۴، صفحات ۳۵۷ تا ۳۶۹.

۱۰. **میرزاجانی، ع.؛ قانع‌ساسان‌سرایی، ا. و خداپرست‌شریفی، ح.، ۱۳۸۷.** ارزیابی کیفی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی براساس جوامع کفزیان. مجله محیط شناسی. دوره ۳۴، شماره ۴۵، صفحات ۳۱ تا ۳۸.

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

۱۱. **نوان‌مقصودی، م.، ۱۳۹۱**. بررسی کفزیان رودخانه قزل اوزن استان زنجان. مجله علمی شیلات ایران. دوره ۲۱، شماره ۴، صفحات ۱۲۵ تا ۱۳۸.

۱۲. **Abbaspour, R.; Hedayatifard, M.; Alizadeh Sabet, H.R.; Hassanzadeh, H. and Mesgaran Karimi, J., 2013.** Bioassessment of macrobenthic fauna of the Cheshmeh Kileh River, Northern Iran. Am.-Eurasian J. Agriculture and Environmental Science. Vol. 13, No. 6, pp: 747-7٥٣.

۱۳. **Al-Shami S.A.; CheSalmah MdRawi, A.; Abdul Hamid, S.; Aziza, S. and Mohd nor, S., 2011.** Influence of agricultural, industrial, andanthropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates inJuru RiverBasin, Penang, Malaysia a, b Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol. 74, pp: 1195-1202.

۱۴. **Balderas, E.C.S.; Grac, C.; Equille, L.B. and Hernandez, M.A.A., 2016**. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. Ecol. Indic. Vol. 61, pp: 558-567.

۱۵. **Boehme, E.A.; Zipper, C.E.; Schoenholtz, S.H.; Soucek, D.J. and Timpano, A.J., 2016**. Temporal dynamics of benthic macroinvertebrate communities and their response to elevated specific conductance in Appalachian coalfield headwater streams. Ecological Indicators. Vol. 64, pp: 171-180.

۱۶. **Bronmark, Ch. and Hansson, L.A., 2005**. The Biology of Lakes and ponds. Oxford university press. 338 p.

۱۷. **Camargo, J.A.; Alonso, A. and Puente, M.D.L., 2004.** Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. Environ. Monit. Assess. Vol. 96, pp: 233-249.

۱۸. **Cao, Y.; Wang, B.; Zhang, J.; Wang, L.; Pand, Y.; Wang, Q.; Jianf, D. and Dengf, G., 2016.** Lake Macroinvertebrate assemblages and relationship with natural environment and tourism stress in Jiuzhaigou Natural Reserve. China. Ecological Indicators. Vol. 62, pp: 182-1٩٠.

۱۹. **Clews, E. and Ormerod, S.J., 2009.** Improving bio diagnostic monitoring using simple combinations of standard biotic indices. River Res. Appl. Vol. 25, pp: 348-361.

۲۰. **Dos Santos, D.A.; Molineri, C.; Reynaga, M.C. and Basualdo, C., 2011.** Which index is the best to assess stream health? Ecological Indicator. Vol. 11, No. 2, pp: 582-589.

۲۱. **Dudgeon, D., 2008**. Tropical Streams Ecology. Elsevier, USA. 343 p.

۲۲. **Elliot, J.M., 1971.** Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates. Scientific Publication, Freshwater Biology Association, UK.

۲۳. **Gowen, R.J., 1991.** Aquaculture and the environment. In: Aquaculture and the environment, De Pauw, N. and Joyce, J., (eds). Eur. Acuacult. Soc. Spec. Publ. Vol. 16, pp: 23-4٨.

۲۴. **Hilsenhoff, W. L., 1977.** Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin No. 100, Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.

۲۵. **Hilsenhoff, W.L., 1988**. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. Vol. 7, pp: 65-68.

۲۶. **Jay, P.; Maharaj, B. and Pandit, K., 2010**. A macro-invertebrate based new biotic index to monitor river water quality. Current Science. Vol. 99, No. 2, 25 p.

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

۲۸. **Lydy, M.J.; Crawford, C.G. and Frey, J.W., 2000.** A comparison of selected diversity, similary and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. Arch. Environ. Contom. Taxical. Vol. 39, pp: 469-479. Macroinvertebrates, Trac Trends in Analytical Chemistry. Vol. 36, pp: 92-102.

۲۹. **Mangadze, T.; Bere, T. and Mwedzi, T., 2016.** Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: a comparison of diatoms, macro invertebrates and fish. Ecol. Indic. Vol. 63, pp: 128-143.

۳۰. **Ming, C.; Chiu, T.; Yu, C. and Mei, H.K., 2018.** Seasonal patterns of stream macroinvertebrate communities inresponse to anthropogenic stressors in monsoonal Taiwan Journal of Asia-Pacific Entomology. Vol. 21, No. 1, pp: 423-429.

۳۱. **Morse, J.C.; Bae, Y.J.; Munkhjargal, G.; Sangpra Dub, N.; Tanida, K.; Vshivkova, T.S.; Wang, B.; Yang, L. and Yule, C.M., 2007.** Freshwater biomonitoring with macro invertebrates inEastAsia. Front. Ecol. Environ.Vol. 5, pp: 33-42.

۳۲. **Murphy, J.F.; Winterbottom, J.H.; Orton, S.; Simpson, G.L.; Shilland, E.M. and Hildrew, A.G., 2014.** Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: A 20-year time series. Ecological Indicators. Vol. 37, pp: 330-3٤٠.

۳۳. **Padisak, J.; Borics, G.; Grigorszky, I. and Soroczki Pinter, E., 2006.** Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia. Vol. 553, pp: 1-14.

۳۴. **Pan, B.Z.; Wang, Z.Y.; Li, Z.W.; Lu, Y.J.; Yang, W.J. and Li, Y.P., 2015.** Macroinvertebrate assemblages in relation to environments in the West River, with implications for management of rivers affected by channel regulation projects. Quat. Int. Vol. 384, pp: 180-185.

۳۵. **Patric, K.R. and Reimer, C.W., 1975.** The diatoms of the United States. Exclusive of Alaska and Hawaii. 688 p.

۳۶. **Pennak, R.W., 1953**. Freshwater invertebrates of United States. The Ronald Press Company. 769 p.

۳۷. **Pillay, T.V.R., 2004**. Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Ltd.

۳۸. **Pillay, T.V.R., 2007**. Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books. Blackwell publishing. Ltd. 196 p.

۳۹. **Prouty, N.G.; Campbell, P.L.; Mienis, F.; Duineveld, G.; Demopoulos, A.W.J. Ross, S.W. and Brooke, S., 2016.** Impact of Deepwater Horizon spill on food supply to deep sea benthos communities. Estuarine Coastal and Shelf Science. Vol. 169, pp: 248-264.

۴۰. **Quigley, M., 1986**. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold. 83 p.

۴۱. **Romachandra, T.V.; Ahalya, N. and Murthy, C.R., 2005**. Aquatic ecosystems conservation, restoration and management. Capital Publishing Company. New Delhi. pp: 27-50.

۴۲. **Sandin, L., 2003**. Benthic macroinvertebrates in Swedish Stream: Community Structure. Taxon Richness and Series, Ecological Indicators (Threats to upland waters). Vol. 37, pp: 330-340.

۴۳. **Serra, Sóni R.Q.; Cobo, F.; Graça, MAC.; Doléded, S. and Feio, M.J., 2016**. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. Ecological Indicators. Vol. 61, pp: 282-292.

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

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

۴۵. **Sharifinia, M.; Mahmoudifard, A.; Namin, J.I.; Ramezanpour, Z. and Yap, C.K., 2016**. Pollution evaluation in the Shahrood River: do physico-chemical and macroinvertebrate based indices indicated same responses to anthropogenic activities Chemosphere. Vol. 159, pp: 584-594.

۴۶. **Stefanidis, K.; Panagopoulos, Y. and Mimikou, M., 2016.** Impact assessment of agricultural driven stressors on their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. Hydrobiologia. Vol. 564, pp: 171-۱۸۱.

۴۷. **Veroli, A.D.; Selvaggi, R.; Pellegrino, R.M. and Goretti, E., 2010.** Sediment toxicity and deformities of chironomid larvae in Lake Piediluco. Chemosphere. Vol. 79, pp: 33-39.

۴۸. **Welch, E.B., 1992**. Ecological effect and waste water. 2nd ed. Capman & Hall. 425 p.

۴۹. **Zeybek, M.; Kalyoncu, H.; Karakas, B. and Özgul, S., 2014**. The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey). Turkish Journal of Zoology. Vol. 38, pp: 603-613.

(DOI): 10.22034/aej.2020.120159

Evaluation of water quality in Ghaleh Rudkhan River using macroinvertebrate density and Hilsenhoff Biotic Index

- **Fereshteh Hajiaghaei Ghaazi Mahalleh:** Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Iran
- **Javid Imanpour Namin*:** Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Iran
- **Masoud Sattari:** Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Iran
  Department of Marine Science, Caspian Sea Basin Research Center, University of Guilan, Rasht, Iran

Received: April 2019 Accepted: July 2019

Key words: HFBI, Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera

Abstract

Bio-indicators is a method for assessing water quality. The responses of benthic macroinvertebrates to pollution are more reliable. These organisms vary in their sensitivity to environmental pollution. The objectives of the present study were evaluation of health status and pollution of the Ghale Rudkhan River using macro benthos richness, Hilsenhoff biotic index and Shannon- Wiener diversity index. Five sampling sites were selected. Samples were taken from May to November 2017. A Surber sampler (area 900 cm^2, 300µ pore size) was used for sampling with three replicates in each site. Samples were preserved in ethanol 96% and transported to the laboratory. Total of 5134 specimens of macroinvertebrates belonging to 35 genera, 30 families, 10 orders, 4 classes and 3 phyla were identified. Aquatic insect larvae dominated the samples. The highest abundance belonged to Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera and Plecoptera in a descending order. The highest and lowest Shannon diversity index (2.28 and 0.42) were observed in May (site 4) and September (site 3) respectively. Based on Hilsenhoff (HFBI) index the water quality at sampling site 1 (upstream), site 3 (before trout fish farm), site 4 (immediately after fish farm) and site 5 (downstream) was "Good" and at sampling sites 2 (in vicinity of the tourist complex) was "Fair". Based on monthly assessments of these indexes the water quality state in May and October were Excellent and Fair respectively.

* Corresponding Author's email: javidiman@gmail.com