ارزیابی کیفیت آب رودخانه دهبار با استفاده از شاخص‌های زیستی

- **حسن ملوندی***: گروه محیط زیست، دانشکده جغرافیا و علوم محیطی، دانشگاه حکیم سبزواری
- **ریحانه مغنی‌زاده**: گروه محیط زیست، دانشکده جغرافیا و علوم محیطی، دانشگاه حکیم سبزواری
- **اصغر عبدلی**: گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیتم ها، پژوشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی

تاریخ دریافت: اسفند ۱۳۹۵ تاریخ پذیرش: خرداد ۱۳۹۶

چکیده

شاخص‌های زیستی می‌توانند به‌عنوان یکی از روش‌های مفید و کارآمد برای ارزیابی کیفیت آب به‌کار گرفته شوند. در بیش‌تر مطالعات پایش زیستی، بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌دلیل تغییر در تراکم و تنوع خود در اثر فشارهای زیست‌محیطی و انسانی مورد توجه قرار گرفته‌اند. در این راستا، هدف از انجام پژوهش حاضر، تعیین درجه آلودگی رودخانه دهبار (خراسان رضوی) با استفاده از شاخص‌های HFBI، BMWP، ASPT، EPT/CHIR بود. نمونه‌برداری طی یک فصل از مهرماه تا اواخر آذر ۱۳۹۵ در شش ایستگاه انجام شد. در مجموع ۷۳٦ عدد ماکروبنتوز متعلق به ۷ راسته و ١٦ خانواده شناسایی شدند که بیش‌ترین فراوانی مربوط به خانواده Baetidae با ۳۵ درصد بود. نتایج حاصل از شاخص‌های زیستی نشان داد که ایستگاه‌های شماره ۱، ۲ و ۳ را در طبقه متوسط تا بد و ایستگاه‌های ٤، ٥ و ٦ در طبقه متوسط تا خوب طبقه‌بندی قرار می‌گیرند. هم‌چنین نتایج نشان داد که ایستگاه‌های پایین‌دست تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی بوده، درحالی‌که ایستگاه‌های با کیفیت در بالادست رودخانه قرار داشته و تحت اختلالات کم‌تر انسانی بودند. به‌طورکلی تحقیق نشان داد که شاخص‌های زیستی می‌تواند ابزار مناسبی برای بررسی و پایش وضعیت کیفیت آب رودخانه دهبار باشند.

کلمات کلیدی: رودخانه دهبار، شاخص زیستی، کیفیت آب، HFBI، BMWP، ASPT

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: hmalvandi@gmail.com

مقدمه

یکی از ارکان اساسی توسعه پایدار و مدیریت صحیح در زمینه‌های مختلف نظیر محیط‌زیست، شیلات و کشاورزی بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع است (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۸). با توجه به این‌که رودخانه‌ها به‌عنوان یکی از منابع اساسی تأمین آب به‌شمار می‌روند لذا پایش کیفیت این منابع با توجه به افزایش جمعیت و توسعه شهری و روستایی جزء وظایف مهم در حیطه محیط‌زیست است (صمدی و همکاران، ۱۳۸۸). بررسی نهرها و رودخانه‌ها نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم‌ها مهم هستند بلکه می‌توانند نشانگر فشارهای احتمالی وارده از محیط اطراف باشند (Sandin، ۲۰۰۳). آب‌های سطحی بیش از منابع آبی دیگر در معرض آلودگی قرار دارند زیرا به‌دلیل بارندگی شدید، ذرات مختلف گیاهی، حیوانی، صنعتی و سمی که توسط آب حمل می‌شود، وارد این منابع آبی شده و آن‌ها را آلوده می‌سازند (مفتاح‌هلقی و گلعلی‌پور، ۱۳۸۶). برای مشخص کردن آب آلوده و غیرآلوده روش‌های گوناگونی وجود دارد. یک روش اندازه‌گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی مانند DO، pH، BOD، COD و غیره است (جعفری و همکاران، ۱۳۹۰). راه دیگر که در چند دهه اخیر بر کارایی آن تأکید شده‌است، ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد (Lental، ۱۹۹۳). ارزیابی زیستی روش کم‌هزینه‌ای است و به وسایل آزمایشگاهی کمی نیاز دارد و نسبت به ارزیابی فیزیکوشیمیایی نتایج معقول و قابل قبول‌تری ارائه می‌دهد (اعظمی، ۱۳۹۴).

بزرگ بی‌مهرگان کفزی از طریق تغییر در تنوع یا تراکم خود، اثرات ناشی از آلودگی‌های محیطی را نشان می‌دهند، به‌همین دلیل، در سال‌های اخیر در مطالعات پایش زیستی بیش‌تر مورد توجه قرار گرفته‌اند (Wlodarska و Weslawsh، ۲۰۰۱). این ارگانیزم‌ها مقاومت متفاوتی نسبت به آلودگی‌ها از خود نشان می‌دهند و قادر هستند اثرات زیست‌محیطی پنهان را منعکس کنند. به این دلیل بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان بهترین نشانگر تغییرات کیفی و سلامت منابع آبی تلقی می‌شوند (احمدی و نفیسی، ۱۳۸۰). برای تعیین کیفیت آب با استفاده از شاخص‌های زیستی روش‌های مختلفی وجود دارد که اساس کار در همه این روش‌ها حساسیت گونه‌های مختلف نسبت به تغییرات کیفیت آب می‌باشد (Galbrand و همکاران، ۲۰۰۷). سیستم امتیازی کارگروه پایش بیولوژیک (BMWP یا Biological monitoring working party) متداول‌ترین شاخص زیستی است که در سال ۱۹۷۸ توسط کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان پیشنهاد شده است (Pescador، ۱۹۹۵). در شاخص زیستی BMWP موجودات تا سطح خانواده شناسایی می‌شوندو به‌هر خانواده براساس میزان مقاومت به آلودگی یک نمره تعلق می‌گیرد (به هر خانواده یک امتیاز ۱ تا ۱۰ اختصاص داده می‌شود) و در نهایت با جمع نمره‌های به‌دست آمده کیفیت آب را می‌توان طبقه‌بندی کرد (Wally و Hawkes، ۱۹۹۶). سیستم مفهوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (ASPT یا Average score per taxa) شاخص درخور اعتمادتری در ارزیابی کیفیت آب نسبت به مجموع امتیاز BMWP محسوب می‌شود (Esmaeili Sari، ۲۰۰۲). زیرا شاخص ASPT برخلاف شاخص BMWP مستقل از عواملی هم‌چون تغییر فصل و تغییر در تنوع بوده و می‌تواند کیفیت آب را بهتر اندازه‌گیری کند (Mccafferty و Provonsha، ۱۹۸۱). شاخص دیگر، شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) می‌باشد که به‌دلیل هزینه کم و برآورد آسان نسبت به شاخص‌های دیگر زیستی مناسب‌تر بوده و ارزیابی سریع‌تری راانجام می‌دهد (Hilsenhoff، ۱۹۷۷). روش شاخص زیستی هیلسنهوف براساس شناسایی بی‌مهرگان کفزی در حد خانواده و تعیین بردباری آن‌ها نسبت به آلودگی است. روش کار به این صورت است که به هر خانواده براساس مقاومت‌شان نسبت به آلودگی امتیازی بین ۱۰-۰ داده می‌شود (Hilsenhoff، ۱۹۸۸). هم‌چنین از دیگر شاخص‌هایی که به‌عنوان نماد موجودات حساس و مقاوم نسبت به تنش‌های محیطی مطرح هستند، شاخص EPT/CHIR می‌باشد (Ephemeroptera Plecoptera Tricoptera/ Chironomidae). این شاخص از نسبت فراوانی افراد متعلق به راسته‌های Ephemeroptera، Plecoptera، Tricoptera به کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae تعیین می‌شود (Fries و Bowles، ۲۰۰۲). با استفاده از تنوع و ساختار ماکروبنتوزها ارزیابی زیستی رودخانه کشکان‌رود صورت گرفت. تغییرات شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و EPT و شاخص‌های غنا و تنوع شانون وینر، سیمپسون و مارگالف از طریق آنالیز همبستگی با پارامترهای کیفی آب مورد بررسی قرار گرفته و مشخص گردید شاخص‌های تنوع زیستی همبستگی بیش‌تر با پارامترهای کیفی آب داشته است (حیدری و همکاران، ۱۳۹۱). ارزیابی زیستی رودخانه زاینده رود با استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و هیلسنهوف در قبل و بعد از دوره خشکسالی نشان داد که به‌علت وقوع خشکسالی‌های متوالی، کیفیت آب رودخانه زاینده رود در طبقه کیفی بد تا خیلی بد قرار دارد (پیرعلی‌زفره‌ئی و ابراهیمی، ۱۳۹۲). با کاربرد شاخص‌های زیستی در ارزیابی اکولوژیکی رودخانه شاهرود با استفاده از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی مشخص شد که حداقل و حداکثر میانگین فراوانی کفزیان به‌ترتیب در فصول تابستان و بهار مشاهده شدند. این بررسی نشان داد با استفاده از شاخص‌های زیستی و جمعیتی می‌توان ارزیابی مناسبی از وضعیت سلامت اکوسیستم آب‌های جاری به‌عمل آورد (محمودی‌فرد و همکاران، ۱۳۹۳). در رودخانه پیاتوا با استفاده از شاخص‌های EPT و BMWP و هم‌چنین با استفاده از شاخص‌های فیزیکوشیمیایی در دو ایستگاه بالادست

و پایین‌دست ارزیابی زیستی انجام شده است. مقادیر نشان‌دهنده کیفیت بهتر آب در ایستگاه بالادست نسبت به ایستگاه پایین‌دست است. به‌طورکلی کاهش کیفیت آب در هر دو ایستگاه به‌دست آمده است (Selvanayagam و Abril، ۲۰۱۵). در مطالعه‌ای دیگر رودخانه Bhadrecha در منطقه گجرات هند توسط فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص زیستی BMWP مورد ارزیابی زیستی قرار گرفت. در مجموع ۳۷خانواده شناسایی شدند. نتایج شاخص زیستی BMWPو فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آلودگی آب رودخانه را نشان داد (Bhadrecha و همکاران، ۲۰۱۶).

آلودگی آب رودخانه ها که علت آن افزایش غلظت آلاینده‌ها در نتیجه عوامل انسانی است را می‌توان به‌عنوان شاخص آلودگی محیط زیست به‌حساب آورد زیرا رودخانه‌ها تنها منابع آبی هستند که مسیر طولانی را از میان شهرها، روستاها و مناطق کشاورزی و صنعتی طی می‌کنند و بیش از هر منبع دیگری برای مصارف گوناگون استفاده می‌شوند و می‌توانند اثرات سوء گسترده‌ای بر محیط زیست داشته باشند(Rosenberg و Resh، ۱۹۹۳).بنابراین شناسایی وضعیت کیفیت آب رودخانه‌ها مسئله‌ای مهم و اساسی به‌نظر می‌رسد (مفتاح‌هلقی، ۱۳۹۰). رودخانه دهبار نقش به‌سزایی در حیات اجتماعی و اقتصادی ساکنین منطقه دارد و به‌علاوه به‌دلیل مصارف شرب، کشاورزی، آبزی‌پروری و تامین آب سد گلستان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. اما تخلیه و ورود آلاینده‌های مختلف به این اکوسیستم می‌تواند تهدید بالقوه‌ای برای انسان‌های ساکن در اطراف آن و موجودات آبزی وابسته به آن باشد. از آن‌جایی‌که تاکنون در مورد وضعیت سلامت این اکوسیستم تحقیقی انجام نشده است، در مطالعه حاضر به این مهم پرداخته شده است. هدف اصلی از این مطالعه تعیین کیفیت آب رودخانه دهبار با استفاده‌از جوامع بی‌مهره کفزی و شاخص‌های زیستی هیلسنوف، BMWP، ASPT، EPT/CHIR می‌باشد. لازم به ذکر است که این مطالعه، اولین تحقیق صورت گرفته‌بااین‌هدف در اکوسیستم رودخانه مذکور می‌باشد.

مواد و روش‌ها

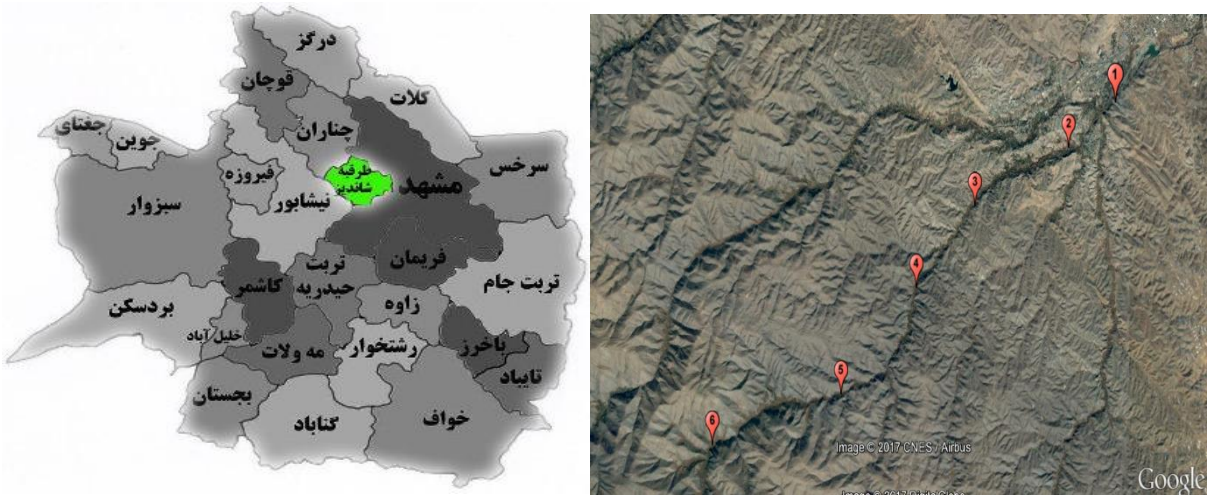
رودخانه دهبار در روستای دهبار (طرقبه شاندیز) روستایی از توابع بخش طرقبه شهرستان طرقبه شاندیز در استان خراسان رضوی واقع شده است. رودخانه دهبار با مشخصات طول جغرافیایی ۲۴-۵۹ و عرض جغرافیایی ۲۷-۱۸-۳۶ در حوزه آبریز قره قوم قرار گرفته و بعد از تغذیه دشت مشهد به بند گلستان می‌ریزد. با توجه به پیمایشی که در شهریور ۱۳۹۵ صورت گرفت، ۶ ایستگاه بر مبنای خصوصیات اکولوژیکی و فعالیت‌های انسانی انتخاب شدند (شکل ۱). نمونه‌برداری در اوایل پاییز و اواخر پاییز با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. بنابراین در زمانی که آب رودخانه تقریباً در کم‌ترین مقدار است (اویل پاییز) و به‌نظر بیش‌ترین استرس به موجودات آبزی وارد می‌شود و هم‌چنین بعد از وقوع بارش‌ها و بالا آمدن آب (در اواخر پاییز) به‌عبارتی بعد از برطرف شدن استرس‌های احتمالی، نمونه‌برداری انجام گرفت. علاوه بر نمونه‌برداری زیستی جهت بررسی ارتباط پارامترهای محیطی با نوسانات جوامع ماکروبنتوزها از برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نظیر: دما، pH، هدایت الکتریکی ((Electric Conduction (EC)، کل جامدات معلق ((Total Suspended Solid (TSS)، کل جامدات محلول ((Total Dissolved Solid (TDS)، و اکسیژن محلول ((DO) Dissolved Oxygen) که بر تنوع و تراکم جوامع بی‌مهره کفزی و کیفیت آب اثرگذار می‌باشند، نمونه‌برداری شد. با توجه به این‌که اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در پاسخ به تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب تغییر می‌کنند و فراوانی آن‌ها شدیداً به این فاکتورها بستگی دارد، لذا مهم‌ترین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی نیز در این مطالعه بررسی شده است. نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کفزی به وسیله نمونه‌بردار سوربر طبق راهنمای EPA، با سطح نمونه‌برداری ۱۲×۱۲ اینچ و تور با چشمه ۵۰۰ میکرون انجام پذیرفت و برداشت نمونه‌های بی‌مهره کفزی به‌دلیل سنگلاخی بودن رودخانه مزبور به روش سنگ‌شویی صورت گرفته و بی‌مهرگان کفزی رودخانه همراه با جریان آب‌وارد تور سوربر شدند و سپس محتویات تور پس از شستشوی اولیه با آب رودخانه به‌درون ظروف پلاستیکی منتقل شده و با فرمالین ۴ درصد تثبیت شدند. در آزمایشگاه نمونه‌های برداشت شده از بستر رودخانه، مجدداً به‌وسیله الک ۵۰۰ میکرون شستشو داده شده و سپس نمونه‌های آماده شده در زیر لوپ با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر مورد شناسایی قرار گرفتند (Tachet و همکاران، ۲۰۱۰).

شاخص‌های زیستی

شاخص هیلسنهوف(HFBI): شاخص مناسب در ارزیابی سریع محل اکوسیستم‌های آب‌های جاری، شاخص بیولوژیکی هیلسنهوف است. جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص هیلسنهوف استفاده شد. در این روش براساس بردباری خانواده‌ها نسبت به آلودگی امتیازی بین ۰ تا ۱۰ داده‌می‌شود. امتیاز ۰ بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و امتیاز ۱۰ مقاومت‌بالای خانواده را نسبت به آلودگی نشان می‌دهد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸). شاخص هیلسنهوف از طریق رابطه ۱ محاسبه می‌شود:

$$HFBI=\sum(TV_i)(n_i)/N$$

TV_i امتیاز هر خانواده، n_i تعداد موجودات در هر خانواده، N تعداد کل موجودات در هر ایستگاه می‌باشد. در نهایت با استفاده از جدول (جدول ۱)، طبقات کیفی در سیستم هیلسنهوف کیفیت آب مشخص می‌شود (Hilsenhoff، ۱۹۸۸).



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه منطقه مطالعاتی رودخانه دهبار

جدول۱: طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم هیلسنهوف

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

سیستم امتیازی کارگروه پایش بیولوژیک (BMWP): متداول‌ترین شاخص زیستی که اولین‌بار در مارس ۱۹۷۸ توسط کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان ارائه‌شد، شاخص BMWP است (Pescador و همکاران، ۲۰۰۴). این شاخص در سال‌های ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷ توسط Wally و Hawkes و در سال ۱۹۹۰ توسط ولز بازبینی شد (Wally و Hawkes، ۱۹۹۶). در این سیستم براساس مقاومت هر خانواده به آلودگی آلی امتیازدهی صورت می‌گیرد. خانواده‌هایی که کم‌ترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند، بیش‌ترین امتیاز را به‌خود اختصاص می‌دهند. در نهایت نمره‌های خانواده‌ها باهم جمع شده و امتیاز BMWP آن ایستگاه به‌دست می‌آید. شاخص BMWP طبق رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$BMWP= \sum N.B$$

N تعداد خانواده‌هایی که در هر ایستگاه حضور دارند و B امتیاز شاخص BMWP می‌باشد (Hawkes، ۱۹۹۸). جدول ۲ طبقه‌بندی کیفی آب را براساس شاخص BMWP نشان می‌دهد.

شاخص میانگین به‌ازای هر تاکسون (ASPT): شاخص ASPT برخلاف شاخص BMWP که با تغییر فصل و افزایش تنوع و اندازه نمونه تغییر می‌کند، به‌میزان زیادی مستقل از این عوامل بوده و کیفیت آب را بهتر اندازه‌گیری می‌کند (Mccafferty و Provonsha، ۱۹۸۱). این شاخص طبق رابطه ۳ محاسبه و مطابق جدول زیر امتیاز داده می‌شود (جدول ۳):

$$ASPT=\sum B.n, N$$

B امتیاز BMWP در سطح خانواده، n تعداد افراد خانواده و N تعداد افراد کل خانواده در ایستگاه می‌باشد.

جدول ۲: طبقه‌بندی کیفی آب براساس امتیاز کلی شاخص BMWP (Mandaville، ۲۰۰۲)

توضیح	طبقه کیفی	امتیازکلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	۰-۱۰
آلودگی یا تحت تاثیر قرار گرفته	بد	۱۱-۴۰
به‌صورت متوسط تحت تاثیر قرار گرفته	متوسط	۴۱-۷۰
تمیز ولی کمی تحت تاثیر قرار گرفته	خوب	۷۱-۱۰۰
غیرآلوده،تحت تاثیر قرار نگرفته	خیلی خوب	۱۰۰<

جدول ۳: طبقه‌بندی کیفیت آب براساس مقادیر شاخص ASPT (Mccafferty و همکاران، ۱۹۸۱)

کیفیت آب	مقادیر ASPT
عدم وجود آلودگی آب	>۶
احتمال وجود آلودگی آلی جزیی	۵-۶
آلودگی آلی متوسط	۴-۵
آلودگی آلی شدید	<۴

شاخص EPT: برای شاخص EPT تعداد افراد راسته‌های Ephemeroptera، Plecoptera و Tricoptera در هر ایستگاه مورد استفاده قرار می‌گیرد. هم‌چنین برای شاخص EPT/CHIR افراد متعلق به سه راسته فوق در شاخص EPT به تعداد کل افراد Chironomidae به دست می‌آید. در شاخص EPT/CHIR با افزایش کیفیت تعداد آن‌ها

زیاد می‌شود (Mandaville، ۲۰۰۲). جدول ۴ طبقه‌بندی کیفیت آب را براساس این شاخص نشان می‌دهد.

جدول۴: طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص EPT

مقدار شاخص EPT	<۲	۲-۶	۶-۱۰	>۱۰
کیفیت آب	آلوده	تمیز	خوب	خیلی خوب

تجزیه و تحلیل آماری داده‌های به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار SPSS و با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One way ANOVA) بعد از نرمال‌سازی داده‌ها به‌روش کولموگروف اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی و برای مقایسه فراوانی دوره نمونه‌برداری از آزمون تی‌استیودنت در سطح ۵درصداستفاده و محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم‌افزاری اکسل انجام شد.

نتایج

در این بررسی نتایج حاصل نشان داد که در مجموع ۶ ایستگاه مورد مطالعه، ۷۳۶ عدد بی‌مهره کفزی در طول فصل پاییز (اوایل و اواسط ماه) شناسایی شدند که متعلق به ۱۶ خانواده و ۷ راسته بودند. که خانواده‌های Baetidae(۵۹/۳۵درصد)و Hydropsychidae (۴۸/۲۹ درصد) گونه‌های غالب در این بررسی را شامل می‌شدند. فراوانی ماکروبنتوزها در مجموع بین دو دوره نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار رانشان نداد($p>۰/۰۵$). بیش‌ترین میانگین فراوانی در هر دوره نمونه‌گیری به‌ترتیب در ایستگاه‌های شماره ۶ و ۴ و کم‌ترین میانگین فراوانی در ایستگاه‌های شماره ۱ و۲ مشاهده شد (جدول ۵). در مطالعه حاضر بیش‌ترین فراوانی بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه ۶ (سرچشمه) در هر دو دوره نمونه‌برداری مشاهد شد. هم‌چنین ۴خانواده از راسته Diptera، ۲ خانواده از راسته Plecoptera، ۳ خانواده از راسته Oligocheta، یک خانواده از راسته Gastropoda و یک خانواده از راسته Coleoptera شناسایی شدند.

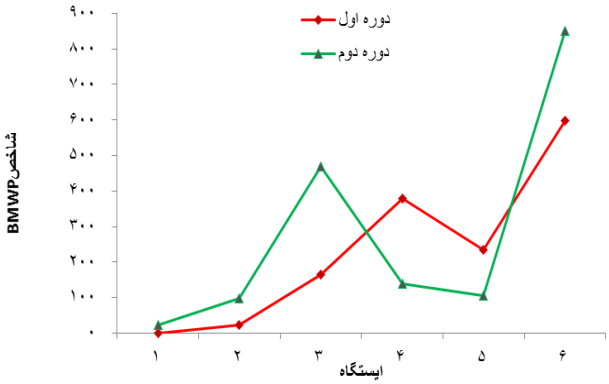
در برخی از مطالعات مشابه به‌منظور سنجش کیفیت آب، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری می‌شود، زیرا این امر علاوه بر مورد بیان شده، سبب کشف رابطه احتمالی این فاکتورها با تغییرات تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی و نتیجه‌گیری موثق‌تر خواهد شد.

جدول۵: بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده و فراوانی آن‌ها در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دهبار

راسته Order	خانواده Family	ایستگاه‌ها						درصد فراوانی
		۱	۲	۳	۴	۵	۶	
Diptera	Tipulidae	-	-	۸	-	۲	۱	۱/۴۹
	Athericidae	-	-	-	-	-	۱	۰/۱۳
	Chironomidae	۱۰	-	۴	۱	-	-	۲/۰۳
	Tabanidae	-	-	-	۱	-	۵	۰/۸۱
	Psychodidae	-	-	۱	-	-	-	۰/۱۳
	Simuliidae	-	۱	-	۷	-	۶	۲/۰۳
Ephemeroptera	Baetidae	۱	۲۲	۱۵	۲۱	۱۰	۱۸۳	۳۴/۲۳
	Heptagenidae	-	-	-	-	-	۳۸	۵/۱۶
Plecoptera	Perlidae	-	-	۱۳	۲	۱۳	۳	۴/۰۷
Tricoptera	Hydropsychidae	-	۱	۷۳	۵۵	۲۵	۶۶	۲۹/۸۹
	Molaumidae	-	-	-	-	۱	-	۰/۱۳
Oligocheta	Lumbricidae	-	۱۱	۱۰	۷	۲۶	-	۷/۳۳
	Tubificidae	-	۱	۶	۷۰	۲	۱	۱۰/۸۶
	Enchytraeidae	-	۱	-	-	-	-	۰/۱۳
Gastropoda	Lymnaeidae	-	۳	۱	۶	-	-	۱/۳۵
Coleoptera	Cantharidae	-	-	-	۱	-	-	۰/۱۳

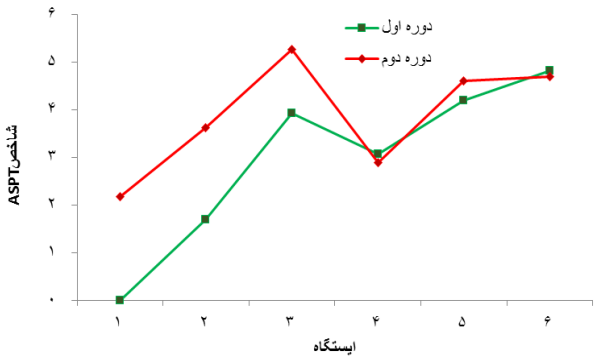
از این فاکتورها می‌توان به دما، pH، هدایت الکتریکی، کل جامدات معلق، کل جامدات محلول و اکسیژن اشاره کرد. دامنه تغییرات فاکتورهای مورد مطالعه بدین‌صورت به‌دست آمده است: محدوده دمایی در دوره اول از ۱۰ تا ۱۲ درجه سانتی‌گراد و در دوره دوم از ۶ تا ۹/۵ درجه سانتی‌گراد، دامنه تغییرات pH در دوره اول بین ۷ تا ۸/۲ و در دوره دوم بین ۷ تا ۷/۷، تغییرات DO در دوره اول و دوم ppm ۹/۵ تا

۱۱، دامنه تغییرات EC در دوره اول بین ۱۴۲/۷ تا ۳۰۵ میکروموس بر ثانیه و در دوره دوم از ۱۹۹/۸ تا ۱۱۲۰ میکروموس بر ثانیه، محدوده تغییرات TSS در دوره اول ۲۰ تا ۱۲۲۰ میلی‌گرم بر لیتر و در دوره دوم بین ۰ تا ۱۸۰ میلی‌گرم بر لیتر و دامنه تغییرات TDS در دوره اول بین ۶۰۰ تا ۱۲۲۰ میلی‌گرم بر لیتر و در دوره دوم بین ۸۰ تا ۷۶۰۶ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. بررسی روند تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، در ایستگاه‌های مورد بررسی نشان داد که میزان pH و دما در دوره دوم نمونه‌گیری (اواخر پاییز) نسبت به دوره اول (اوایل پاییز) کاهش یافته است و اکسیژن محلول روند افزایشی داشته است. میانگین بیش‌ترین هدایت الکتریکی در دوره اول در ایستگاه ۴ و در دوره دوم در ایستگاه ۲ مشاهده شد. میزان هدایت الکتریکی از ایستگاه‌های پایین‌دست (ایستگاه ۱) به سمت سرچشمه (ایستگاه ۶) کاهش یافته است. نتایج حاصل از شاخص‌های زیستی نیز مورد ارزیابی قرار گرفت که نتایج حاصل از محاسبه شاخص BMWP نشان داد که ایستگاه‌های شماره ۳، ۴، ۵ و ۶ دارای کیفیت عالی، ایستگاه شماره ۲ در وضعیت متوسط و ایستگاه ۱ در وضعیت بدی قرار دارد (شکل ۲).

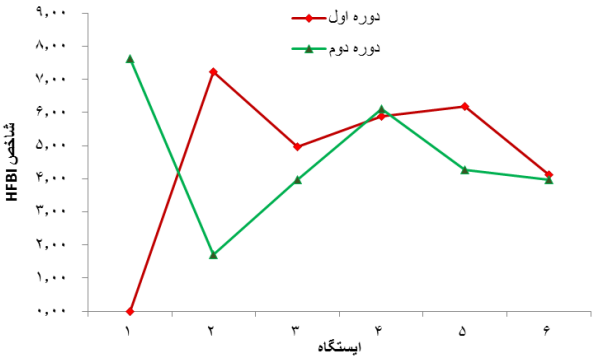


شکل ۲: شاخص زیستی BMWP بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دهبار

شکل ۲ روند تغییرات شاخص ASPT را نشان می‌دهد. با توجه به شکل بیش‌ترین میانگین شاخص ASPT در ایستگاه‌های ۵ و ۶ مشاهده می‌شود که نشان‌دهنده وضعیت خوب این ایستگاه‌ها است و طبق این شاخص آلوده‌ترین ایستگاه‌ها، ایستگاه ۱ و ۲ می‌باشد (شکل ۳). اوایل پاییز ۴/۷۳ به‌دست آمد و در اواخر پاییز به ۴/۶ کاهش پیدا کرد. بیش‌ترین میزان شاخص در اوایل پاییز را ایستگاه ۲ و در اواخر پاییز ایستگاه ۱ به‌خود اختصاص داده بودند و کم‌ترین میزان شاخص HFBI در اوایل پاییز در ایستگاه ۶ و در اواخر پاییز در ایستگاه ۲ مشاهده شد (شکل ۴). نتایج شاخص EPT/CHIR نشان داد که در هر دو دوره نمونه‌گیری ایستگاه شماره ۱ آلوده‌ترین ایستگاه است و با حرکت به سمت سرچشمه (ایستگاه ۶) مقدار این شاخص روندی افزایشی داشته است. بیش‌ترین نسبت این شاخص در ایستگاه ۶ و کم‌ترین آن در ایستگاه ۱ مشاهده شد.



شکل ۳: شاخص زیستی ASPT بی‌مهرگان بزرگ کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دهبار



شکل ۴: شاخص زیستی HFBI بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه دهبار

همبستگی بین شاخص‌ها با استفاده از آزمون پیرسون انجام شد و بین شاخص‌های BMWP، ASPT، EPT همبستگی مثبت به‌دست آمد،اما فقط بین شاخص‌های BMWP وEPT ارتباط مثبت ومعنی‌داری مشاهده شد (r=۰/۹۳ و p<۰/۰۱). درحالی‌که شاخص HFBI با سایر شاخص‌ها همبستگی منفی را نشان داد و این شاخص فقط با شاخص ASPT همبستگی معنی‌داری داشت (r=۰/۸۴و p<۰/۰۵). بین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان آبزی و پارامترهای کل جامدات محلول و دما ارتباط معنی‌داری در آبان ماه به‌دست آمد (p<۰/۰۵)، درحالی‌که در آذر ماه همبستگی معنی‌دار بین فراوانی موجودات با هیچ‌کدام از پارامترها مشاهده نشد (p >۰/۰۵). همبستگی بین شاخص‌های زیستی مورد مطالعه با فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی در دو دوره مطالعاتی نشان داد که فقط بین شاخص BMWP و ASPT با TSS و شاخص EPT/CHIR با TSS و pH همبستگی معنی‌داری در دوره اول وجود دارد (P<۰/۰۵). شاخص BMWP با TSS و شاخص EPT/CHIR با TSS، DO، pH و TDS همبستگی معنی‌داری در دوره دوم وجود دارد (P<۰/۰۵).

بحث

تنوع بالای بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های شماره ۶ و ۵ واقع در بالادست رودخانه مشاهده شد که این امر می‌تواند به‌دلیل بکر بودن منطقه و تاثیر اندک انسان در آن منطقه باشد. این ایستگاه‌ها، زیستگاه محافظت شده با پوشش گیاهی را فراهم کرده، که می‌تواند فراوانی بالا تاکسون در این ایستگاه‌ها نسبت به ایستگاه‌های دیگر پایین‌دست را توجیه کند. تحقیقات دیگر نیز نشان داده‌اند که جوامع گیاهی رودکناری (Riparian) با سطح گیاه بیش‌تر تمایل به حمایت از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی دارند (Shimba و Jonah، ۲۰۱۶). بسیاری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی وابسته به مواد و بقایای ته‌نشت شده گیاهان می‌باشند. به‌عبارتی دیگر ایستگاه‌هایی با جوامع گیاهی رود کناری نسبت به ایستگاه‌های با جوامع گیاهی تخریب شده، بستر زیست مناسب‌تری (برای نمونه در جنبه معدنی (شن، ماسه، سنگ فرش) و از جنبه مواد آلی (ریشه‌های درخت، برگ بستر، چوب، و غیره))رابرای استقراربزرگ بی‌مهرگان کفزی فراهم می‌کنند (Shimba وJonah، ۲۰۱۶). نتایج به‌دست آمده از مطالعه اعظمی و همکاران (۱۳۹۴)در رودخانه زارمرود استان مازندران نیز تاییدکننده این مطلب می‌باشد.

به‌طورکلی در این پژوهش Baetidae گونه غالب در شش ایستگاه ودرهردوره‌نمونه‌برداری‌بود. راسته‌های Ephemeroptera، Tricoptera و Plecoptera در مقابل آلودگی حساس‌اند و معمولاً نشانگر سلامت آب‌هامی‌باشند. خانواده Baetidae از راسته Ephemeroptera و خانواده Hydropsychidae از راسته Tricoptera در مطالعه حاضر به فراوانی یافت شدند که نشان‌دهنده وضعیت کیفی خوب رودخانه می‌باشد (Perkin، ۱۹۸۳).خانواده‌های Chironomidae و Simuliidae از راسته Diptera در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ افزایش قابل ملاحظه‌ای داشتند، از دلایل احتمالی این امر می‌توان به ورود فاضلاب روستایی و شهری و هم‌چنین سموم و آفت‌کش‌های استفاده شده در باغات کشاورزی به ایستگاه‌های ذکر شده، اشاره کرد. هم‌چنین افزایش فراوانی راسته Diptera می‌تواند در پاسخ به افزایش مواد مغذی باشد(Fore و همکاران، ۱۹۹۶). نتایج مشابهی نیز در مطالعه انجام شده توسط شکری و همکاران (۱۳۹۱) بر روی رودخانه تجن به‌دست آمده است. در بررسی انجام‌شده‌بر روی رودخانه کسیلان مازندران توسط جعفری و همکاران (۱۳۸۹)، نیز نتایجی همسو با نتایج این مطالعه گزارش شده است.

دما، یکی از مهم‌ترین عوامل زیست‌محیطی است که ارتباط نزدیکی با عرض جغرافیایی، ارتفاع و فصل دارد (Shimba وJonah ، ۲۰۱۶). درجه‌حرارت در دوره‌دوم در تمام ایستگاه‌ها نسبت به دوره اول کاهش یافته‌است که از دلایل آن سرد شدن هوا در دوره دوم نمونه‌برداری می‌باشد. از دلیل دیگر می‌توان به ارتفاع بیش‌تر و پوشش گیاهی بیش‌تر آب در آن‌جا اشاره کرد. زیرا پوشش گیاهی خوب رودکناری تابش خورشیدی رسیده به آب را محدود کرده و در نتیجه باعث ایجاد حداقل نوسانات درجه حرارت و کاهش دمای آب می‌شود. مقایسه میزان هدایت الکتریکی و کل جامدات محلول در اوایل و اواخر پاییز روند افزایشی را نشان می‌دهد. با توجه‌به این‌که هدایت الکتریکی رابطه مستقیمی با کل جامدات محلول دارد افزایش بارندگی باعث افزایش کل جامدات محلول و به تبع آن افزایش هدایت الکتریکی می‌شود. میزان pH در اواخر پاییز کاهش یافته که می‌تواند علت آن افزایش سطح دی اکسید کربن آب به‌علت افزایش بارندگی باشد. هم‌چنین مقادیر اکسیژن محلول در اواخر پاییز افزایش یافته است که علت آن افزایش بارندگی و افزایش سطح جریان آب می‌باشد.

بیش‌ترین میزان شاخص BMWP در ایستگاه ۶ و کم‌ترین مقدار آن در ایستگاه ۱ برآورد شده است. علت کاهش این شاخص در ایستگاه ۱ به‌علت حضور کفزیان مقاوم به آلودگی به‌خصوص خانواده Chironomidae می‌باشد و علت افزایش شاخص BMWP در ایستگاه ۶ به‌خاطر حضور گونه‌های حساس به آلودگی (EPT) می‌باشد. میانگین این شاخص بیش‌تر از ۱۰۰ و با توجه به جدول ۳ در طبقه کیفی خیلی خوب قرار دارد. شکری و همکاران (۱۳۹۱) کیفیت رودخانه تجن را با استفاده از شاخص BMWP بررسی کردند و نتایج مطالعه آن‌ها به این صورت بوده است که ایستگاه‌های ۵ و ۶ دارای کیفیت بد می‌باشند و دلیل این کاهش شاخص BMWP در ایستگاه‌های مزبور بیش‌تر بودن افراد راسته Diptera بوده است که با نتایج مطالعه حاضر شبیه و همسو است. در بررسی دیگر مسگران‌کریمی و همکاران(۱۳۹۱)در مطالعه‌ای بر روی رودخانه دوهزار تنکابن به نتایج مشابهی دست یافتند.

نتایج شاخص ASPT در مطالعه حاضر نشان داد که بیش‌ترین مقدار در ایستگاه ۵ و ۶ که نشان‌دهنده عدم وجود آلودگی و کم‌ترین مقدار این شاخص در ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۳ که نشان دهنده آلودگی شدید است، وجود دارد. به‌طورکلی امتیاز شاخص ASPT از بالادست به پایین‌دست کاهش پیدا می‌کند که دلیل آن را می‌توان افزایش آلودگی ناشی از استخرهای پرورش ماهی، فاضلاب‌های شهری و روستایی و پساب کشاورزی بیان کرد. در بررسی که فتحی و همکاران (۱۳۹۲) بر روی کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT انجام دادند، کیفیت آب تالاب را در طبقه آلودگی متوسط و شدید قرار دادند. شاخص‌های ASPT و BMWP دارای همبستگی مثبت در سطح ۰/۰۱ بودند و یکدیگر را تایید کردند. نتایج به‌طورکلی نشان دادند که شاخص‌های زیستی ASPT و BMWP توانند به‌منزله ابزاری مناسب برای بررسی وضعیت کیفی آب تالاب چغاخور استفاده شوند.

بیش‌ترین مقدار شاخص HFBI در ایستگاه‌های ۱و۲ مشاهده شد. براساس این شاخص، ایستگاه ۱ در طبقه آلودگی شدید، ایستگاه ۲ و ۳ در طبقه آلودگی خیلی زیاد و نسبتاً ضعیف، ایستگاه ۴ در طبقه متوسط و ایستگاه ۵ و ۶ در طبقه بسیار خوب تا عالی قرار گرفتند. به‌طورکلی در دوره دوم نمونه‌برداری وضعیت کیفی ایستگاه‌ها بهتر از دوره اول است که این می‌تواند به‌دلیل افزایش بارندگی باشد. در بررسی که دادگر و همکاران (۱۳۹۳) بر روی رودخانه شاهرود با استفاده از شاخص هیلسنهوف انجام دادند، به نتایج مشابهی با مطالعه حاضردست یافتند.میزان‌شاخص هیلسنهوف در ایستگاه‌های بالادست نسبت به ایستگاه‌های پایین‌دست کاهش یافته است. هم‌چنین کیفیت آب در ایستگاه‌هایی‌که در مسیر استخرهای پرورش‌ماهی قرارداشته‌اند، ضعیف تا بد برآورد شد. حسینی و همکاران (۱۳۸۸) رودخانه خنگ شهرستان سپیدان را با استفاده از شاخص زیستی HFBI مورد ارزیابی قرار داده و آن رودخانه را در طبقه کیفی بسیار خوب قرار دادند.

در مطالعه حاضر، درصد قابل ملاحظه‌ای از جمعیت بی‌مهره کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی را EPT تشکیل داده است. با توجه به این‌که افراد متعلق به این سه راسته عمدتاً از گروه‌های حساس به آلودگی محسوب می‌شوند، چنین نتیجه‌ای تاکیدی بر کیفیت مناسب آب رودخانه دهبار می‌باشد (Roch و Rosenberg، ۱۹۹۳؛Overton، ۲۰۰۱). درصد EPT در ایستگاه‌های پایین‌دست (۱، ۲، ۳ و ۴) نسبت به ایستگاه‌های بالادست (۵ و ۶) کاهش چشمگیری داشته است که این امر می‌تواند به‌علت قرار گرفتن این ایستگاه‌ها در مسیر استخرهای پرورش ماهی و فاضلاب‌های شهری و روستایی باشد. پساب حاصل از این فعالیت‌های می‌تواند یکی از عوامل موثر در تغییر ترکیب و ساختار جمعیت کفزیان باشد که منجر به افزایش گروه‌های مقاوم و کاهش گروه‌های حساس می‌گردد (Lenat، ۱۹۹۸). هم‌چنین استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها سبب افزایش میزان مواد مغذی ورودی به آب‌ها شده و این امر موجب کاهش اکسیژن محلول شده و در نهایت باعث کاهش فراوانی فون گونه‌ها می‌شود (Shimba وJonah ، ۲۰۱۶). هم‌چنین از دلایل احتمالی دیگر این است که ایستگاه‌های واقع در ارتفاعات بالاتر از ایستگاه‌های واقع در ارتفاعات پایین‌تر، متنوع‌تر بوده و کیفیت بهتری دارند. تحقیقات انجام شده توسط سایر محققین از قبیل Rezende و همکاران (۲۰۱۴) و Feio و همکاران (۲۰۱۵) نشان داده است که در ارتفاعات بالاتر غنای تاکسونومی و تراکم جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی افزایش می‌یابد. هرچند که، غالباً اثرات این‌چنینی با اختلالات انسانی، که اغلب به‌طور گسترده‌تری در ارتفاع پایین‌تر مشاهده می‌شود، مبهم و گنگ شده و به‌وضوح قابل مشاهده نمی‌باشد (Forio و همکاران، ۲۰۱۷).

برخلاف کاهش گروه‌های حساس به آلودگی در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ گروه های مقاوم به آلودگی مانند خانواده‌های Simuliidae و Tubificidae که نشان‌دهنده افزایش بار آلودگی هستند، افزایش قابل ملاحظه‌ای را نشان دادند. فراوانی بالای این گونه‌ها را می‌توان با آلودگی‌های حاصل از غنی‌سازی و رسوب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و آلودگی‌های ناشی از استخرهای پرورش ماهی نسبت داد. در مجموع می‌توان گفت که در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی(EPT) کاهش‌و برعکس‌گروه‌های مقاوم شامل Diptera افزایش می‌یابند. تغییراتی که در ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کفزی رخ می‌دهد در پاسخ به عوامل محیطی و تنش‌های محیطی بوده و در جهت حفظ تعادل اکولوژیکی می‌باشد (Fore و همکاران، ۱۹۹۶).

لازم به ذکر است از آن‌جایی‌که استفاده از یک شاخص به تنهایی نمی‌توانند نشان‌دهنده وضعیت سلامت یک اکوسیستم رودخانه‌ای باشد، لذا در این تحقیق از چندین شاخص زیستی معتبر برای این هدف استفاده شده است و نتایج شاخص‌های مورد بررسی نیز همگی باهم هم‌سو بوده و تاییدکننده نتایج یکدیگر بوده است. هم‌چنین در مجموع می‌توان چنین بیان کرد که کیفیت آب رودخانه دهبار در ایستگاه‌های ۴، ۵ و ۶ مناسب بوده و ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۳ در شرایط بدی قرارگرفته‌اند. کیفیت نامناسب ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه می‌تواند به‌دلیل فعالیت‌های مختلف انسانی از قبیل فعالیت‌های آبزی پروری (استخرهای پرورش ماهی) و فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از سموم، آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و ورود آن‌ها به اکوسیستم رودخانه‌ای) و سایر فعالیت‌های انسانی (از قبیل ورود آلاینده‌های از سکونت‌گاه‌های انسانی ازجمله فاضلاب‌ها و پساب‌ها) باشد. با توجه به نتایج به‌دست آمده، امید است که نسبت به کاهش آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های ذکر شده و به‌ویژه پساب فعالیت‌های کشاورزی تدبیری سازنده و موثر از طرف تصمیم‌گیران و مدیران مرتبط اندیشیده شود. هم‌چنین‌نتایج‌به‌طورکلی نشان‌دهنده این مطلب است که شاخص‌های زیستی می‌تواند ابزار مناسبی برای بررسی و پایش وضعیت کیفیت آب رودخانه دهبار باشد. در انتها لازم به ذکر است که نتایج به‌دست آمده، حاصل نمونه‌برداری در طول یک فصل می‌باشد، بنابراین برای نتیجه‌گیری مستدل‌تر و موثق‌تر بهتر است در مطالعات آینده دوره نمونه‌برداری طولانی‌تر مورد بررسی قرار گیرد.

منابع

۱. **احمدی، م. و نفیسی، م.، ۱۳۸۰.** شناسایی موجودات شاخص بی‌مهره آب‌های جاری. انتشارات خبیر. ۲۳۴ صفحه.

۲. **اعظمی، ج.، ۱۳۹۴.** امکان استفاده از ماهی‌ها و بزرگ بی‌مهرگان در ارزیابی صحیح رودخانه تجن و رابطه آن‌ها با پارامترهای زیستگاه. رساله دکتری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. ۸۰ صفحه.

۳. **پیرعلی‌زفره‌ئی، ا. و ابراهیمی‌درچه، ع.، ۱۳۹۲.** ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود متاثر از دوره خشکسالی با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و هلسینهوف. بهره‌برداری و پرورش آبزیان. دوره ۴، شماره ۴، صفحات ۷۱ تا ۸۵.

۴. **جعفری، ع.؛ کرمی، م.؛ عبدلی، ا.؛ اسماعیلی‌ساری، ع. و مرتضایی‌فریزهندی، ق.، ۱۳۸۹.** ساختار جمعیتی کفزیان رودخانه کسیلان- مازندران. مجله شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد نوشهر. سال ۵، شماره ۲، صفحات ۱۰۱ تا ۱۱۲.

۵. **حسینی، ع.؛ استوان، ه. و حسینی، ا.، ۱۳۹۱.** برآورد شاخص زیستی کیفیت آب رودخانه خنگ شهرستان سپیدان (استان فارس) با استفاده از فون حشرات آبزی. فصلنامه گیاه‌پزشکی. دوره ۴، صفحات ۲۹ تا ۳۶.

۶. **حیدری، ن.؛ یزدیان، ح.؛ زهرایی، ب. و جعفرزاده‌حقیقی‌فرد، ن.، ۱۳۹۱.** ارزیابی زیستی رودخانه کشکان‌رود براساس تنوع و ساختار جمعیتی ماکروبنتوزها. اولین همایش ملی حفاظت و برنامه‌ریزی محیط‌زیست. صفحات ۱ تا ۱۱.

۷. **دادگر، ش.؛ چهرزاد، ف. و رزمی، ک.، ۱۳۹۳.** بررسی اثرات کیفی استخرهای پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان بر رودخانه شاهرود با استفاده از شاخص ارزیابی سریع زیستی کفزیان Hilsenhoff. محیط زیست جانوری. سال ۶، شماره ۳، صفحات ۱۴۳ تا ۱۵۳.

۸. **شکری، م.؛ رحمانی، ح. و احمدی، ا.، ۱۳۹۱.** ارزیابی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص کیفی آب رودخانه تجن. مجله پژوهش‌های جانوری (مجله زیست شناسی ایران). دوره ۲۸، شماره ۱، صفحات ۵۲ تا ۶۱.

۹. **شکری، م.؛ احمدی، م.؛ رحمانی، ح. و کامرانی، ا.، ۱۳۹۱.** بررسی کیفیت رودخانه تجن ساری با استفاده از ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کفزی و شاخص BMWP . محیط‌زیست جانوری. سال ۶، شماره ۴، صفحات ۲۲۱ تا ۲۳۰.

۱۰. **صمدی، م.ط.؛ ساقی، م.ح.؛ رحمانی، ع.ر. و تراب‌زاده، ح.، ۱۳۸۸.** طبقه‌بندی کیفی آب رودخانه مرادبیگ روستا همدان با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی(GIS). ژورنال علمی همدان دانشگاه علوم طبی. سال ۶، شماره ۳، صفحات ۳۸ تا ۴۳.

۱۱. **طباطبایی،ط.؛ امیری، ف. و پذیرا، ع.، ۱۳۸۸.** پایش ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک به‌عنوان شاخص‌های آلایندگی در خورهای موسی و غنام. مجله شیلات. شماره ۴، صفحات ۳۹ تا ۴۱.

۱۲. **فتحی، پ.؛ ابراهیمی، ع.؛ میرغفاری، ن. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۹۲.** ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT . نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۶، شماره ۱، صفحات ۸۱ تا ۹۳.

۱۳. **مسگران‌کریمی، ج.؛ آذری‌تاکامی، ق.؛ خارا، ح. و عباسپور، ر.، ۱۳۹۱.** تعیین تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه دوهزار تنکابن با استفاده از شاخص‌های زیستی. مجله آبزیان و شیلات. سال ۳، شماره ۱۱، صفحات ۲۷ تا ۳۹.

۱۴. **محمودی‌فرد، ع.؛ ایمانپورنمین، ج.؛ علاف‌نویریان، ح. و غلامی دشتکی، ک.، ۱۳۹۳.** کاربرد شاخص‌های زیستی- جمعیتی در ارزیابی اکولوژیکی رودخانه شاهرود با استفاده از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی. محیط‌زیست جانوری. سال ۸، شماره ۳، صفحات ۱ تا ۱۴.

۱۵. **مفتاح‌هلقی، م.، ۱۳۹۰.** پهنه‌بندی کیفی آب با استفاده از شاخص‌های متفاوت کیفی(مطالعه موردی: رودخانه اترک). مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. دوره ۱۸، شماره۲، صفحات ۲۱۱ تا ۲۲۰.

۱۶. **مفتاح‌هلقی، م. و گلعلی‌پور، ا.، ۱۳۸۶.** طبقه‌بندی کیفی آب رودخانه اترک. گزارش فنی از اداره محیط‌زیست استان گلستان. ۱۷۷ صفحه.

۱۷. **Bhadrecha, M.H.; Khatri, N. and Tyagi, S., 2016.** Rapid integrated water quality evaluation of Mahisagar River using benthic macroinvertebrates. Journal of Environmental monitoring and ssessment. Vol. 188, pp: 1-8.

۱۸. **Esmaeil sari, A.,2002**. Pollutant, Hygiene and standard in Environmental. Naghshe Mehr Publisher. 674 p.

۱۹. **Feio, M.J.; Ferreira, W.R.; Macedo, D.R.; Eller, A.P.; Alves, C.B.M.; Franca, J.S. and Callisto, M., 2015**. Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. River research and applications. Vol. 31, pp: 70-84.

۲۰. **Fries, L.T. and Bowles, D.E., 2002.** Water quality and macro invertebrate community structure associated with a sportfish hatchery. Journal of North American journal of aquaculture. Vol. 64, No. 4, pp: 257-266.

۲۱. **Fore, L.S.; Karr, J.R. and Wisseman, R.W., 1996.** Assessing invertebrate responses to human activity: Evaluating alternative approaches. Vol. 15, No. 2, pp: 212-231.

۲۲. **Forio, M.A.E.; lock, K.; Radam, E.D.; Bande, M.; Asio, V. and Goethals, P.L.M., 2017**. Assessment and analysis of ecological quality, macroinvertebrate communities and diversity in rivers of a multifunctional tropical island. Ecological indicators. Vol. 77, pp: 228-238.

۲۳. **Hawkes, H.A., 1998.** Origin and development of the biological monitoring working party score system. Water Research. Vol. 32, pp: 964-968.

۲۴. **Tachet, H.; Richoux, P.; Bournaud, M. and Usseglio polatera, P., 2010**. invertébrés d'eau douce systématique biologie écologie. 588 p.

۲۵. **Hilsenhoff, W.L., 1988.** Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. Journal of the north american benthological society. Vol. 7, pp: 65-68.

۲۶. **Hilsenhoff, W.L., 1977.** Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Journal of Technical Bulletin Wisconsin Dept. Vol. 100, pp: 1-15.

۲۷. **Lental, 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. Vol. 12, pp: 279-290.

۲۸. **Lenat, D., 1998.** Water quality assessment of streams using qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. Journal of the north american benthological society. Vol. 7, pp: 222-223.

۲۹. **Mandaville, S.M., 2002.** Benthic macroinvertebrates in freshwater: taxa tolerance values, metrics, and protocols. Division of water New York state. Department of environmental conservation. 128 p.

۳۰. **Mccafferty, P. and Provonsha, A., 1983.** Aquatic entomology: the fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives. Jones & bartlett publishers. 450 p.

۳۱. **Nemati, M.; Ebrahimi, E.; Mirghaffary, N. and Safyanian, A., 2010.** Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macro invertebrates. Journal of limnologica-ecology and management of inland waters. Vol. 40, pp: 226-232.

۳۲. **Overton, J., 2001.** Standard Procedures for benthic macroinvertebrates biological assessment. North carolina department of environment and natural resources. 50 p.

۳۳. **Pescador, M.L.; Rasmussen, A.K. and Harris, S.C., 1995.** Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. Department of environmental protection, Tallahassee. Florida. 187 p.

۳۴. **Perkin, J.L., 1983.** Bioassay evaluation of diversity and community comparison indexes. Journal of the water pollution control federation. Vol. 55, pp: 522-530.

۳۵. **Rezende, R.S.; Santos, A.M.; Henke Oliveira, C. and Goncalves, J.F., 2014.** Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. Zoologia. Vol. 31, pp: 426-434.

۳۶. **Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., 1993.** Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates Dordrecht: Kluwer academic publishers. 46 p.

۳۷. **Rosenberg, D.M. and Roch, V.H., 1993.** Introduction to Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates chapman and hall, New York. pp: 1-9.

۳۸. **Sandin, L., 2003.** Benthic macroinvertebrates in Swedish stream: community structure, taxon richness, and environmental relations. Journal of ecography. Vol. 26, pp: 269-282.

۳۹. **Semenchenko, V.P. and Moroz, M.D., 2005.** Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a biospheric reserve. Journal of water resources. Vol. 32, pp: 200-203.

۴۰. **Selvanayagam, M. and Abril, R., 2015**. Water quality assessment of Pistua River using macroinvertebrates in puyo, pastaza, Ecuador. American journal of life sciernces. Vol. 3, pp: 167-184.

۴۱. **Shimba, M.J. and Jonah, F.E., 2016**. Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the mkondoa river, Tanzania, in an agricultural area. African journal of aquatic science. Vol. 4, pp: 453-461.

۴۲. **Wally, W.J. and Hawkes, H.A., ۱۹۹۶.** A computer- based reappraisal of the biological monitoring working party scores using data from the 1990 river quality survey of England and wales. Journal of water research. Vol. 30, pp: 2086-2094.

۴۳. **Wlosarska, M. and Weslawski, J.M., 2001.** Impact of climate warming on arctic benthic biodiversity: a case study of two artic glacial bays. Journal of climate research. Vol. 18, pp: 127-132.