مقاله کامل علمی- پژوهشی

بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد دهم، شماره سوم، پاییز ۱۴۰۰
۶۵-۸۰
http://japu.gau.ac.ir
DOI: 10.22069/japu.2021.19310.1596

ارزیابی سلامت نهرهای کبودوال، شیرآباد و زرین‌گل، استان گلستان با استفاده از شاخص‌های زیستی

مسعود ملائی[۱]، رحمان پاتیمار*[۲]، محمد قلی‌زاده[۳]، حسین مصطفوی[۴] و حجت‌اله جعفریان[۲]

[۱]دانشجوی دکتری گروه شیلات، دانشگاه گنبد کاووس، ایران،
[۲]دانشیار گروه شیلات، دانشگاه گنبد کاووس، ایران،
[۳]استادیار گروه شیلات، دانشگاه گنبد کاووس، ایران،
[۴]استادیار گروه علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۴/۲۲؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۶/۰۶

چکیده

تخریب اکوسیستم‌های رودخانه‌ای در اثر دخالت و فعالیت‌های انسان، باعث شده است که ارائه موثر و پایدار خدمات رودخانه‌ها (شامل آب شرب، تصفیه آب، انرژی، جذب مواد آلی، چرخه مواد غذایی، تفریح و زیستگاه گیاهان و جانوران) مختل گردد. برای مقابله با تأثیرات مخرب فعالیت‌های انسانی، ارزیابی و تعیین درجه سلامت رودخانه یکی از معیارهای اساسی مدنظر سازمان‌های مدیریت آب است. هدف از مطالعه حاضر، ارزیابی سلامت نهرهای کبودال و شیرآباد و رودخانه زرین‌گل در استان گلستان با استفاده از شاخص‌های زیستی جمعیت بی‌مهرگان کفزی است. در این پژوهش، بر اساس موانع موجود و امکان دسترسی به رودخانه ۵ ایستگاه در نهر کبودوال و ۳ ایستگاه در نهر شیرآباد و تعداد ۱۰ ایستگاه در نهر زرین‌گل تعیین گردید. نمونه‌برداری بزرگ بی‌مهرگان با استفاده از نمونه‌برداری سوربر در دوره‌ای فصلی در طول یکسال انجام شد. سپس شاخص‌های تنوع زیستی آلفا، بتا و چندمتغیره ارزیابی سلامت کیفیت آب بررسی گردید. نتایج این مطالعه نشان داد که پساب مزارع پرورش ماهی تأثیر قابل‌توجهی بر روی کیفیت آب رودخانه داشته به‌طوری‌که فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی کاهش یافته و باعث افزایش فراوانی خانواده‌های مقاوم شده است. نهرهای استان گلستان عموماً شرایط متوسط اکولوژیکی را تجربه کرده و به سمت شرایط ضعیف پیش می‌روند که با افزایش روند تخریب اکوسیستم‌های کنار نهر و نیز تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و آبزی‌پروری، به‌نظر می‌رسد این شرایط را در آینده پیش‌رو خواهیم داشت.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی سلامت، استان گلستان، شاخص زیستی، نهر زرین‌گل، نهر شیرآباد، نهر کبودوال

* مسئول مکاتبه: rpatimar@yahoo.com

مقدمه

رودخانه‌ها به حجم عظیمی از آب اطلاق می‌شود در حالی‌که نهرها حجم کمی از آب را شامل می‌شوند. از منظر عمق رودخانه‌ها عمق نسبتاً بیش‌تری نسبت به نهرها داشته و قادر به قدم زدن در آن‌ها نیستیم. رودخانه‌ها می‌توانند سیل ایجاد کنند، به‌ویژه در شهرهایی که در ساحل رودخانه‌ها واقع شده‌اند، اما نهرها کوتاه هستند و هرگز نمی‌توانند شهری را غرق کنند. رودخانه‌ها در انتها به اقیانوس‌ها یا دریاها یا دریاچه‌ها سرازیر می‌شوند، در طرف دیگر نهرها در حالی‌که به رودخانه‌ها می‌رسند، پایان می‌یابد. رودخانه‌ها نمی‌توانند از کنار هم عبور کنند در حالی‌که، نهرها می‌توانند به راحتی از یکدیگر عبور کنند.

نهرها و رودخانه‌ها با توجه به نیاز جمعیت‌های انسانی و توسعه کاربری‌های مختلف فشار زیادی را متحمل شده و از اکوسیستم‌های در معرض خطر در سطح جهان هستند. فعالیت‌های انسانی با تغییر هیدرولوژی، کیفیت آب، زیستگاه‌های درون و حاشیه نهر و زیستمندان آن، یکپارچگی اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی را تحت‌تأثیر قرار می‌دهند. بنابراین، فعالیت‌هایی مانند بازسازی یکپارچگی اکولوژیکی، ابزار اصلی برای کاهش و معکوس کردن اثرات سوء فعالیت انسان بر سیستم آبی خواهد بود. یکپارچگی زیستی به‌عنوان توانایی حمایت و حفظ یک جامعه متعادل، یکپارچه و سازگار از ارگانیسم‌ها با ترکیب گونه‌ای، تنوع و سازمان عملکردی قابل‌انطباق با زیستگاه طبیعی منطقه تعریف‌شده است. در نظریه یکپارچگی زیستی با استفاده از بررسی‌های میدانی تأثیرات انسانی بر پیکره آبی و فعالیت‌های بیولوژیک مشخص می‌گردد (کار و دادلی، ۱۹۸۱).

شناخت و ارزیابی کیفیت و کمیت منابع آب از عوامل اصلی در مدیریت منابع است که اساس کار آن به عنوان شناخت اکوسیستم آبی و مطالعه محیطی است (رابینسون و اوهلینگر، ۲۰۰۱). سلامت اکوسیستم‌های آبی منعکس‌کننده یکپارچگی شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی آب‌های سطحی می‌باشد. در گذشته، پژوهشگران منابع آبی در درجه اول به آزمایش سمیت شیمیایی و داده‌های شیمیایی آب برای تعیین کیفیت آب می‌پرداختند؛ ولی امروزه از ارزیابی‌های زیستی برای نظارت و ارزیابی سیستم‌های آبی استفاده می‌شود (کار و دادلی، ۱۹۹۸). ارزیابی‌های زیستی با نظارت بر تغییرات در جوامع زیستی مرتبط با اختلالات انسانی، وضعیت فعلی اکوسیستم‌های آبی را توصیف می‌کنند. به‌منظور ارزیابی وضعیت کیفی اجزای زیستی، باید روش‌های طبقه بندی وضعیت زیستی یک اکوسیستم انتخاب یا توسعه یابند. برای ارزیابی وضعیت کیفی براساس جمعیت‌های زیستی، بایستی پارامترهای ترکیب تاکسونومیک، فراوانی و نسبت گونه‌های حساس به غیرحساس در نظر گرفته شود. شاخص کیفیت باید ارتباط نسبی با شرایط مرجع را نشان دهد که به این نسبت کیفیت زیستی گفته می‌شود. نسبت کیفیت زیستی مقداری بین صفر و یک دارد و این فاصله به ۵ طبقه بد، ضعیف، متوسط، خوب و بسیار خوب تقسیم می‌شود. نظارت زیستی به طور کلی به عنوان "استفاده سیستماتیک از زندگی" و ارگانیسم‌ها یا پاسخ‌های آن‌ها برای تعیین شرایط یا تغییرات محیط " تعریف می‌شود (لی و همکاران، ۲۰۱۰).

بی‌مهرگان آبزی یکی از مهم‌ترین و مفیدترین ارگانیسم‌ها در نظارت زیستی است، زیرا حداقل یکی از مراحل زندگی آن در محیط آبزی می‌گذرد و با چشم غیرمسلح قابل مشاهده‌اند، به راحتی جمع‌آوری و شناسایی می‌شوند، زیاد تحرک ندارند و به‌طورکلی دارای چرخه زندگی یک‌ساله یا بیش‌تر هستند (هلیسنهوف، ۱۹۷۷). ساختار جانوران بزرگ استفاده از بی‌مهرگان کفزی بر این فرض استوار است که

نهرها و رودخانه‌هایی که تحت‌تأثیر عوامل آلاینده نیستند، تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی گونه‌های غیر مقاوم در آنجا غالبیت دارند و برعکس آن‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کم‌تری داشته و گونه‌های مقاوم غالب‌اند (روزنبرگ و رش، ۱۹۹۳).

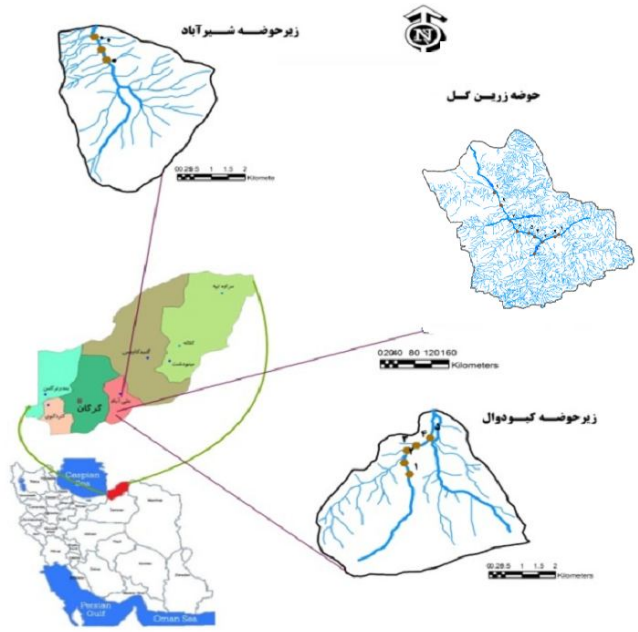
شاخص‌های متعددی را برای برآورد تاکزونی موجودات بسترزی بیان نموده‌اند که ازجمله آن می‌توان به شاخص مارگالف، شاخص منهینگ و شاخص ساندرز اشاره نمود. استفاده هر یک از این شاخص‌ها دارای نقاط ضعف و قوتی است. گونه‌های متعلق به بزرگ بی‌مهرگان کفزی نسبت به عوامل زنده و غیر زنده محیطی از خود واکنش نشان داده و بر این اساس ساختار جمعیتی آن‌ها به عنوان شاخص از وضعیت عمومی اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرد (روزنبرگ و رش، ۱۹۹۳). در واقع شاخص زیستی راهی جهت نمایش وضعیت بیولوژیکی منابع آبی است که بر اساس جمعیت بی‌مهرگان کفزی و دامنه تحمل آن‌ها به آلودگی می‌باشد. این شاخص‌ها ساده‌ترین و کم‌هزینه‌ترین روش‌ها جهت ارزیابی سریع منابع آبی بوده که به صورت یک عدد واحد بیان می‌شود. اگرچه شاخص‌های زیستی از نظر پیچیدگی‌ها و جزئیات بسیار متنوعند، ولی تمامی شاخص‌های زیستی مدرن دارای ساختار اساسی مشابهی هستند. به‌نظر می‌رسد که استفاده از شاخص‌های زیستی چندمعیاره در برنامه نظارت بر وضعیت آب در ایران کم‌تر مورد توجه قرار گرفته است و بیش‌تر به معیارهای شاخص‌های شانون- وینر، شاخص افمروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا (EPT)، شاخص هلسینهوف و غنای گونه‌ای پرداخته‌اند. برای اجرای مدیریت اکوسیستم، به اطلاعات پایه در مورد طبیعت و پراکنش اکوسیستم‌ها نیاز است. توسعه این اطلاعات نیازمند تعریف اکوسیستم‌ها و ترکیبات موجود می‌باشد. هم‌چنین درک درستی از الگوهای اکولوژیکی و پروسه‌ها و ارتباط درونی سیستم‌های اجتماعی، فیزیکی و زیستی ضرورت دارد. برای به‌دست آوردن این احتیاجات، باید اطلاعات بهتری در مورد پراکنش و روابط متقابل بین موجودات و محیط زیست تهیه شود، که این اطلاعات شامل آمارگیری از گونه‌ها، توسعه و توالی جمعیت‌ها و تأثیرات فعالیت‌های انسانی و کاربری اراضی بر روی گونه‌ها و اکوسیستم‌ها می‌باشد. هدف از اجرای این مقاله ارزیابی کلی از شاخص‌هایی می‌باشد که می‌توانند به‌خوبی وضعیت اکولوژیکی نهرهای مورد بررسی را نشان دهند.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: حوضه آبخیز کبودوال با مساحت ۸۰ کیلومتر مربع در بخش غربی حوضه آبخیز زرین‌گل قرار دارد. از نظر جغرافیایی حوضه آبخیز کبودوال بین طول جغرافیایی ´۵۴ °۵۴ و عرض جغرافیایی ´۵۳ °۳۶ قرار گرفته است. نهر شیرآباد که سیاه جوی نیز نامیده می‌شود، از زیرحوضه‌های حوضه آبخیز سد وشمگیر است. از نقطه نظر موقعیت جغرافیایی بین طول جغرافیایی ´´۵۰ ´۵۹ °۵۴ تا ´۰۵ °۵۵ و عرض جغرافیایی ´´۱۲ ´۵۵ °۳۶ تا ´۰۰ °۳۷ شمالی واقع شده است و مساحتی در حدود ۴۰ کیلومتر مربع داشته است. حوضه آبخیز زرین‌گل از نظر مختصات جغرافیایی در طول‌های ´´۴۰ ´۳۴ °۵۴ تا ´´۳۶ ´۱۱ °۵۵ شرقی و عرض‌های ´´۳۰ ´۴۳ °۳۶ تا ´´۴۴ ´۸ °۳۷ شمالی در استان گلستان قرار گرفته است. وسعت حوضه زرین‌گل ۳۹۰ کیلومترمربع می‌باشد. برای تعیین ایستگاه‌های مورد مطالعه، ابتدا موقعیت کلی رودخانه‌ها با استفاده از نقشه‌های ۵۰۰۰۰ :۱ و نیز نقشه‌های دریافتی از گوگل ارث[1]

1- Google earth

مورد بررسی قرار گرفت. سپس با مطالعه مسیر رودخانه، بر اساس موانع موجود و امکان دسترسی به رودخانه ۵ ایستگاه در رودخانه کبودوال و ۳ ایستگاه در رودخانه شیرآباد و تعداد ۱۰ ایستگاه در رودخانه زرین‌گل تعیین گردید (شکل ۱). نمونه‌برداری به‌صورت فصلی در یک دوره یک‌ساله (۱۳۹۸-۱۳۹۷) در نهرهای مورد نظر صورت گرفت.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در نهرهای کبودوال، زرین‌گل و شیرآباد- استان گلستان.

نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی با استفاده از دستگاه سوربر به ابعاد ۳۰/۵ × ۳۰/۵ سانتی‌متر و با ۳ تکرار در هر ایستگاه و محتویات درون توری در ظروف پلاستیکی ریخته و با فرمالین ٤ درصد تثبیت (فونسکا و فهلار-ال، ۲۰۱۲). موجودات کفزی جمع‌آوری شده جداسازی و براساس کلیدهای شناسایی معتبر شناسایی شده (رابرتز و همکاران، ۲۰۰۵؛ نادری جلودار، ۲۰۰٦) و در نهایت گروه‌های تغذیه‌ای و میزان تحمل در برابر آلودگی گونه‌های ماکروبنتوزی در ایستگاه‌های مختلف تعیین شد (گابریلز و همکاران، ۲۰۱۰).

شاخص‌های تنوع زیستی آلفا[1]: از شاخص‌های تنوع زیستی برای نشان دادن تنوع گونه‌های ماکروبنتوز استفاده شده است که شامل موارد زیر می‌باشد:

الف- شاخص تنوع زیستی شانون[2]: این شاخص نشان‌دهنده تنوع ماکروبنتوزها در منطقه مطالعاتی می‌باشد. تنوع بیش‌تر گونه‌ها نشان‌دهنده سلامت نهر می‌باشد.

$$H' = - \sum p_i \log 2p_i$$

$$P_i = N_i/N$$

1- Alpha Diversity index
2- Shannon Diversity Index

که در آن، P_i نسبت تعداد افراد گونه i به کل افراد، N_i تعداد گونه، iN تعداد کل افراد.

مولوار و همکاران (۱۹۹۷) ارتباط شاخص شانون با سطوح مختلف اکولوژیکی را به‌صورت زیر تقسیم‌بندی کرده‌اند:
وضعیت بد: ۱-۰ قطعه/فرد، وضعیت فقیر: ۲-۱ قطعه/ فرد، وضعیت متوسط: ۳-۲ قطعه/فرد، وضعیت خوب: ٤-۳ قطعه/ فرد و وضعیت عالی: ٤ قطعه/ فرد.

ب- شاخص یکنواختی پیلو[1]: این شاخص بین ۱-۰ متغیر می‌باشد و نشان‌دهنده غنای زیاد گونه‌ای خاص می‌باشد. تنوع پراکنش و توزیع جمعیت افراد گونه‌ها را نشان می‌دهند. هر چه توزیع گونه‌ها یکنواخت‌تر باشد (تعداد افراد یا وفور گونه‌های یکسان باشد)، میزان پایداری و ثبات بیش‌تر بوده، در نتیجه تنوع زیستی بیش‌تر خواهد بود. وقتی فراوانی تمام گونه‌ها در یک نمونه برابر است، به‌نظر می‌رسد که شاخص یکنواختی حداکثر خواهد شد، چنان‌چه فراوانی نسبی گونه‌ها از یکنواختی دور بشوند، به سمت صفر کاهش می‌یابد (پیلو، ۱۹٦٦).

$$J' = H' / H'max$$

$$H'max = H' / \log S.$$

که در آن، H' عدد شاخص شانون، $H'max$ حداکثر مقدار شاخص شانون، S تعداد گونه‌ها.

ج- شاخص سیمپسون[2]: شاخص سیمپسون منعکس‌کننده غالبیت است، زیرا در مقایسه نسبت گونه‌های نادر به گونه‌های با وفور زیاد حساس‌تر است. مقادیر بالای این شاخص نیز نشان‌دهنده تنوع پایین گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌باشد. مقدار شاخص سیمپسون هرچه به سمت یک برود و افزایش یابد، تنوع کاهش یافته و یک‌سری گونه‌های خاص غالبیت پیدا می‌کنند (سیمپسون، ۱۹۹٤). مقدار این شاخص بین صفر تا یک متغیر است.

$$D = \sum pi^2$$

د- شاخص BMWP و ASPT: برای دست‌یابی به شاخص BMWP بعد از شناسایی بی‌مهرگان کفزی تا سطح خانواده، میزان حساسیت هر خانواده نسبت به آشفتگی‌های محیطی، امتیازدهی در محدوده ۱ تا ۱۰ انجام می‌شود. حساس‌ترین خانواده‌ها نمره ۱۰ گرفته و به خانواده‌های خیلی مقاوم نمره ۱ داده می‌شود. سپس نمرات مربوط به هر خانواده موجود در هر نمونه با هم جمع شده تا نمره کلی به‌دست آید. برای این‌که اثر اندازه نمونه در این روش امتیازدهی به حداقل برسد، باید نمره متوسط هر تاکسون ASPT[3] که در واقع از تقسیم نمره کل خانواده بر تعداد کل خانواده در یک نمونه به‌دست می‌آید، نیز محاسبه کرد. نمره BMWP بالاتر از ۱۰۰ با ASPT بیش از ٤ نشان‌دهنده کیفیت خوب آب است. در جدول ۱ طبقه‌بندی کیفی آب براساس این شاخص نشان داده شده است (بارترام و بالانس، ۱۹۹٦). در جدول ۲ نیز طبقه‌بندی کیفی براساس نمره متوسط هر تاکسون مشخص شده است (مانداویل، ۲۰۰۲).

1- Pielou
2- Simpson
3- Average Score Per Taxon

جدول ۱- طبقه‌بندی کیفی آب براساس **BMWP** (بارترام و بالانس، ۱۹۹۶).

نمرات کلی شاخص	طبقه‌بندی	شرح طبقه
۰-۱۰	خیلی ضعیف	آلودگی شدید
۱۱-۴۰	متوسط	آلوده یا تحت‌تاثیر قرار گرفته
۴۱-۷۰	خوب	در حد متوسط تحت‌تاثیر قرار گرفته
۷۱-۱۰۰	خوب	تمیز ولی کمی تحت‌تاثیر قرار گرفته
>۱۰۰	خیلی خوب	غیرآلوده

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفی براساس نمره متوسط هر تاکسون (ماندا‌ویل، ۲۰۰۲).

ارزش ASPT	ارزیابی کیفیت آب
>۶	آب پاکیزه
۵-۶	کیفیت مشکوک
۴-۵	احتمال آلودگی محدود
<۴	احتمال آلودگی شدید

شاخص LIFE[1]: شاخص بی‌مهرگان آب‌های جاری برای ارزیابی جریان روشی برای ارتباط داده‌های ماکروبنتوزی رژیم‌های جریان می‌باشد. این شاخص قادر است در سطح خانواده یا در سطح گونه‌ها محاسبه شود و تنوع و غنای گونه را ارائه دهد. محاسبه این شاخص در ابتدا با قرارگیری هر گونه در یکی از ۶ طبقه جریان از جریان‌های با سرعت زیاد تا ایستگاه‌هایی که تحت‌تأثیر دوره‌های خشکسالی قرار می‌گیرند، سپس بر اساس فراوانی در ۵ طبقه قرار گرفته ۹-۱، ۹۹-۱۰، ....، بالای ۱۰۰۰۰ عدد و در نهایت از این دو عدد برای یافتن امتیاز نهایی هر ایستگاه استفاده می‌شود (اکستنس و همکاران، ۱۹۹۹).

شاخص‌های تنوع زیستی بتا[2]: در بوم‌شناسی، شاخص تنوع بتا نسبت بین تنوع گونه‌های منطقه‌ای و محلی است. ایده به این شکل بوده که تنوع کل گونه در یک سیمای محیط (گاما) توسط دو عامل مختلف تعیین می‌شود، میانگین تنوع گونه‌ای در سطح زیستگاه (آلفا) و تمایز بین زیستگاه‌ها (بتا). تنوع بتا به‌عنوان معیاری از جایگزینی (گردش) گونه‌ای، نقش گونه‌های نادر را بیش‌از حد تأکید می‌کند؛ زیرا تفاوت در ترکیب گونه بین دو سایت یا اجتماع احتمالاً نشان‌دهنده وجود و عدم وجود برخی از گونه‌های نادر در مجموعه‌ها است. تنوع بتا هم‌چنین می‌تواند معیاری برای هم‌آشیانگی باشد؛ بدین‌معنی که جمعیت‌های گونه‌ها در ایستگاه‌های فقیر می‌تواند زیر مجموعه‌ای از ایستگاه‌های غنی باشد. از شاخص‌های بتا می‌توان به شاخص‌های Bray–Curtis dissimilarity و Jaccard distance اشاره کرد.

الف- شاخص عدم تشابه Bray-Curtis: این شاخص معیار عدم تشابه بر پایه فراوانی می‌باشد و بر طبق رابطه زیر محاسبه می‌شود.

$$BC_{jk} = \frac{\sum \left| x_{ij} - x_{ik} \right|}{\sum (x_{ij} + x_{ik})}$$

1- Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation
2- Beta Diversity index

جایی‌که BC_{jk} مقدار عدم تشابه Bray-Curtis بین ایستگاه j و k، x_{ij} فراوانی گونه i در جامعه j و x_{ik} فراوانی گونه i در جمعیت k را نمایش می‌دهد (بری و کورتیس، ۱۹۵۷).

ب- شاخص عدم تشابه ژاکارد: شاخص عدم تشابه متریک و جفتی[1] می‌باشد که به‌صورت متقاطع ارتباط بین ایستگاه‌ها را مورد بررسی قرار می‌دهد. فرمول آن به شکل زیر است:

$$JAC_{jk} = ۱- \frac{|x_j \text{ I } x_k|}{|x_j \text{ U} x_k|} = ۱- \frac{|x_j \text{ I } x_k|}{|x_j| + |x_k| - |x_j \text{ I } x_k|}$$

که در آن، JAC_{jk} شاخص ژاکارد بین ایستگاه‌های j و k، $|x_j \text{ I } x_k|$ تعداد گونه‌های مشترک بین ایستگاه‌های jو k، $|x_j \text{ U} x_k|$ مجموع تعداد گونه‌های ایستگاه j به‌علاوه تعداد گونه‌های ایستگاه k منهای تعداد گونه‌های مشترک بین دو سایت (ژاکارد، ۱۹۱۲).

شاخص چندمتغیره MMIF: به‌منظور محاسبه شاخص MMIF امتیازات هر گونه به تحمل در برابر آلودگی (دامنه شاخص بین ۱ برای گونه‌های با تحمل بالا در برابر آلاینده‌ها تا ۱۰ گونه‌های بسیار حساس در برابر آلاینده) تعیین شد، سپس از شاخص‌های غنای گونه‌ای، EPT (تعداد گونه‌های افمروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا)، تعداد گونه‌ها به‌جز گونه‌های حساس، شاخص تنوع شانون و میانگین امتیاز تحمل در برابر آلاینده‌ها استفاده شد (جدول ۳). باید توجه داشت که درصد فراوانی گونه‌ها براساس میزان تحمل به آلودگی به شرح زیر تعیین گردید. گونه‌های حساس: ۳-۱؛ گونه‌های با مقاومت متوسط: ٦-٤؛ گونه‌های مقاوم: ۱۰-۷ (گابریلز و همکاران، ۲۰۱۰).

جدول ۳- شاخص‌های معیار مورد استفاده در ساخت شاخص چندمعیاره (گابریلز و همکاران، ۲۰۱۰).

ردیف	حروف اختصاری	نام شاخص	محاسبه
۱	TAX	غنای گونه‌ای	تعداد کل گونه‌های موجود
۲	EPT	تعداد گونه EPT	تعداد گونه‌های افمروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا
۳	NST	تعداد گونه‌های حساس	تعداد گونه‌های که میزان حساسیت به آلودگی کم‌تر از ۵ است به جز سه راسته افمروپترا، تریکوپترا و پلکوپترا
٤	SWD	تنوع شانون	شاخص شانون
۵	MTS	میانگین امتیاز تحمل	میانگین امتیاز تحمل تمامی گونه‌های موجود

امتیاز مربوط به هر نوع از رودخانه برای مقادیر مرجع هر ۵ معیار مورد بررسی (شاخص تنوع شانون، شاخص EPT...) در جدول ۳ آورده شده است. براساس منابع، برای هر متریک سیستمی امتیازدهی از ۰ تا ٤ در نظر گرفته شد (امتیاز ٤ برای مقادیر متریک نزدیک به شرایط مرجع) (جدول ٤). سپس پنج نمره در نظر گرفته شده با هم جمع و بر ۲۰ تقسیم می‌شوند تا شاخص نهایی به‌دست آید، به‌طوری‌که صفر برای مکان‌هایی با کیفیت اکولوژیکی بسیار ضعیف تا یک برای ایستگاهی با کیفیت اکولوژیک بسیار خوب.

1- Binary

جدول ٤- امتیاز مربوط به هر نوع از رودخانه بر اساس شاخص چندمتغیره **MMIF**.

نوع رودخانه/ شاخص معیار	TAX	EPT	NST	SWD	MTS
امتیاز			نهر کوچک کبودوال		
۰	≤۵	۰	۰	≤۰/۲	≤۲
۱	≤۱۲/۲۵	≤۱/۷۵	≤۲/۲۵	≤۱/۰۲۵	≤۳/۱۲۵
۲	≤۱۹/۵	≤۳/۵	≤٤/۵	≤۱/۸۵	≤٤/۲۵
۳	≤۲٦/۷۵	≤۵/۲۵	≤٦/۷۵	≤۲/٦۷۵	≤۵/۳۷۵
٤	>۲٦/۷۵	>۵/۲۵	>٦/۷۵	>۲/٦۷۵	>۵/۳۷۵
امتیاز			نهر بزرگ شیرآباد		
۰	≤۵	۰	۰	≤۰/۲	≤۲
۱	≤۱۳/۲۵	≤۲	≤۲/۵	≤۱/۰۲۵	≤۳/۱۲۵
۲	≤۲۱/۵	≤٤	≤۵	≤۱/۸۵	≤٤/۲۵
۳	≤۲۹/۷۵	≤٦	≤۷/۵	≤۲/٦۷۵	≤۵/۳۷۵
٤	>۲۹/۷۵	>٦	>۷/۵	>۲/٦۷۵	>۵/۳۷۵
امتیاز			رودخانه کوچک زرین‌گل		
۰	≤۵	۰	۰	≤۰/۲	≤۲
۱	≤۱۳/۷۵	≤۲/۲۵	≤۳	≤۱/۰۲۵	≤۳/۱۲۵
۲	≤۲۲/۵	≤٤/۵	≤٦	≤۱/۸۵	≤٤/۲۵
۳	≤۳۱/۲۵	≤٦/۷۵	≤۹	≤۲/٦۷۵	≤۵/۳۷۵
٤	>۳۱/۲۵	>٦/۷۵	>۹	>۲/٦۷۵	>۵/۳۷۵

همه اطلاعات به‌دست آمده در برنامه‌های نرم‌افزاری Excel 2013 و نرم‌افزار R و با استفاده از بسته diversity انجام پذیرفت.

نتایج

در مجموع تعداد ۱۱ راسته و ٤۲ خانواده و ۵۱ جنس متعلق به ۳ شاخه شناسایی شدند (جدول ۵).

شاخص‌های زیستی: مقادیر میانگین شاخص شانون در ایستگاه نمونه‌برداری نشان داد که رودخانه‌های مورد بررسی از لحاظ تنوع جمعیت‌های ماکروبنتوزی وضعیت فقیری را نشان دادند. کم‌ترین میزان تنوع به ایستگاه پایین‌دست نهر زرین‌گل و بیش‌ترین امتیاز نیز مربوط به ایستگاه ۹ زرین‌گل (بعدا از استخر ضمیری) و ایستگاه ۱ کبودوال تعلق داشت. در مورد شاخص سیمپسون و شاخص یکنواختی نیز وضعیت مشابهی را نشان داد. شاخص BMWP و ASPT که نشان‌دهنده فعالیت‌های انسانی بر نهرها می‌باشد، نشان داد که نهرهای مورد بررسی از ضعیف تا متوسط طبقه‌بندی شدند که نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی بر این اکوسیستم‌ها می‌باشد. کم‌ترین امتیاز نیز مربوط به ایستگاه پایین‌دست زرین‌گل در نزدیکی روستای زرین‌گل بود و تقریباً در نهرهای مورد

بررسی، ایستگاهی وجود نداشته که تحت‌تأثیر فعالیت انسانی نباشد و که نتایج پژوهش حاضر، این مطلب را تأیید کرد. از لحاظ شاخص LIFE تمامی ایستگاه‌ها و نهرهای مورد بررسی از لحاظ جریان جزء نهرهای دائمی بوده و بررسی گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی نیز گواه همین مطلب بود و بیش‌ترین امتیاز نیز به‌ترتیب مربوط به ایستگاه‌های بالادست نهر زرین‌گل، نهر شیرآباد و در نهایت نهر کبودوال بود (جدول ٦).

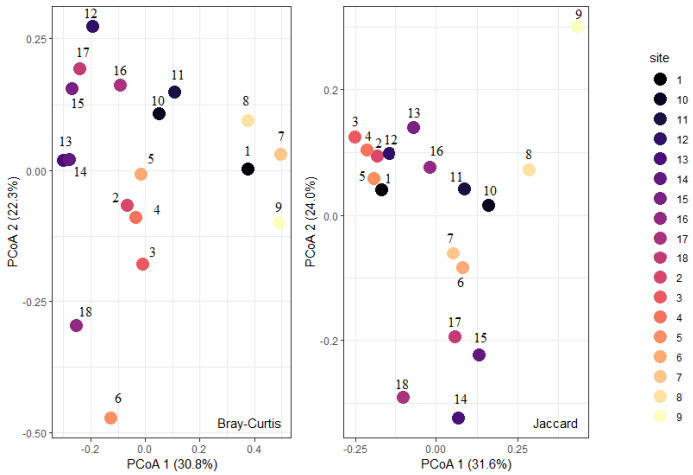
جدول ٥- گونه‌های شناسایی‌شده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در نهرهای زرین‌گل، کبودوال و شیرآباد استان گلستان در سال ۱۳۹۸-۱۳۹۷.

راسته	خانواده	جنس
Ephemeroptera	Caenidae	*Caenis*
	Baetidae	*Baetis*
		Pseudocoleom
	Heptagenidae	*Heptagenia*
	Oligoneuriidae	*Lachlania*
	Leptophlebiidae	*Paraleptophlebia*
Diptera	Chironomidae	
	Ceratopogonidae	*Atrichopogon*
	Emphididae	*Hemerodromia*
	Tipulidae	*Tipula*
	Simullidae	*Simullium*
	Tabanidae	*Chrysops*
	Belphariceridae	*Bibiocephala*
	Dixidae	*Dixa*
	Psychodidae	
	Athrixidae	*Athrix*
Trichoptera	Hydropsychidae	*Hydropsyche*
	Glossosomatidae	
	Hydroptilidae	
	Psychomyiidae	*Tinodes*
	Polycentropodidae	
Plecoptera	Perlidae	*Perla*
	Chloroperlidae	
	Nemouridae	
	Leuctridae	
Oligocheta	Lumbricidae	
Coleopteran	Elmidae	*Elmis*
	Chrysomelidae	*Pyrrhalta*
	Staphylinidae	
Gasteropoda	Lymnaeidae	*Limna*
	Valvatidae	*Valvata*
Odonata	Zygoptera	*Argia*
	Anizoptera	
Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus*
Acari		
Colombola		

جدول ٦- مقادیر میانگین شاخص‌های زیستی در نهرهای مورد بررسی.

نهر/شاخص	کبودوال	شیرآباد	زرین‌گل
شانون	۱/٦۳٥	۱/۸٤۷	۱/٦۲
غنای گونه‌ای	۱٦	۱۱	۱٤
پیلو یکنواختی	۰/٥۸۹	۰/۷۷	۰/٦۱۹
سیمپسون	۰/٦۷۹	۰/۸۰٦	۰/۷۱۳
معکوس سیمپسون	۳/۸۱۸	٥/۲۳٥	٤/۲٦۳
BMWP	۳۷	٤۰	٤۲
ASPT	٥/٤٥۸	٥/٦۷۳	٥/٥٤٥
LIFE	۸/۰٤۸	۸/٥۹	۸/٤۸

شاخص زیستی بتا: براساس شاخص‌های عدم تشابه ژاکارد و Bray-curtis در مقایسه دو به دو ایستگاه‌ها، می‌توان گفت که ایستگاه ۱ زرین‌گل در پایین‌دست نهر زرین‌گل، با ایستگاه‌های دیگر، عدم تشابه بیش‌تری داشت. ایستگاه‌های نهر کبودوال (٥-۱) و شیرآباد (۸-٦) به‌لحاظ تشابه گونه‌ای با خودشان تشابه بسیار زیادی داشته و در کنار هم قرار گرفتند. بخش‌های بالادست نهر زرین‌گل نیز از لحاظ ترکیب گونه‌ای شباهت بیش‌تری به‌هم داشتند (شکل ۲).



شکل ۲- نمودار عدم تشابه Jaccard و Brau-Curtis نهرهای کبودوال (ایستگاه‌های ٥-۱)، شیرآباد (ایستگاه‌های ۸-٦) و زرین‌گل (ایستگاه‌های ۹-۱۸).

شاخص چندمتغیره مورد استفاده در این مطالعه شاخص وابسته به نوع رودخانه و دریاچه می‌باشد. سطح شناسایی گروه‌های ماکروبنتوزی جهت محاسبه این شاخص تعیین و پس از بررسی گروه‌های ماکروبنتوزی براساس سطوح شناسایی مورد نیاز اقدام به محاسبه زیر شاخص‌های معیار در رودخانه‌های مورد نظر قرار گرفت (جدول ۷).

جدول ۷- زیرشاخص‌های معیار در نهرهای کبودوال، شیرآباد و زرین‌گل.

ایستگاه / شاخص	TAX	EPT	NST	SWD	MTS	مجموع	شرایط
۱	۲	٤	۲	۱	٤	۱۳	خوب
۲	۲	٤	۱	۱	۳	۱۱	متوسط
۳	۲	۳	۱	۱	۳	۱۰	متوسط
٤	۲	۳	۱	۱	٤	۱۱	متوسط
٥	۲	٤	۱	۱	٤	۱۲	خوب
٦	۱	٤	۲	۱	٤	۱۲	خوب
۷	۱	۳	۱	۱	٤	۱۰	متوسط
۸	۱	۲	۱	۱	٤	۹	متوسط
۹	۰	۲	۰	۰	٤	٦	ضعیف
۱۰	۱	٤	۱	۱	٤	۱۱	متوسط
۱۱	۱	۳	۱	۱	٤	۱۰	متوسط
۱۲	۲	۳	۱	۱	٤	۱۱	متوسط
۱۳	۲	٤	۲	۱	٤	۱۳	خوب
۱٤	۱	٤	۱	۱	٤	۱۱	متوسط
۱٥	۱	۳	۱	۱	٤	۱۰	متوسط
۱٦	۱	۳	۱	۱	٤	۱۰	متوسط
۱۷	۳	٤	۲	۱	٤	۱٤	خوب
۱۸	۲	٤	۱	۱	٤	۱۲	خوب

بحث

در بررسی انجام شده گروه‌های متنوعی از بی‌مهرگان کفزی به‌خصوص لارو حشرات آبزی شناسایی شدند و نتایج حاصله نشان داد که حشرات آبزی جمعیت غالب جانداران کفزی رودخانه را تشکیل داده‌اند. نتایج مطالعه لوچ و همکاران (۱۹۹۹) نشان داد، جنس‌های مختلف گروه‌های حساس به آلودگی (EPT) حساسیت متفاوتی در برابر آلودگی آلی آب ناشی از پساب مزارع پرورش ماهی در رودخانه کارولینای شمالی برخوردار بودند. به‌عنوان مثال در بین راسته Ephemeroptera جنس‌های *Rhithrogena* sp. و *Epeorus* sp نسبت به جنس *Baetis* از حساسیت بیش‌تری نسبت به مواد آلی برخوردار بودند. هم‌چنین، براساس یافته‌های این مطالعه در بین راسته Trichoptera، جنس *Glossossoma* sp. نسبت به جنس *Hydropsyche* sp. دارای حساسیت بیش‌تری بودند. در رودخانه زرین‌گل مشاهده شد که جنس *Hydropsyche* sp. در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از مزارع نسبت به قبل آن‌ها از یک افزایش نسبی برخوردار بوده، ولی با ورود بیش از حد پساب (ایستگاه ۲) و افزایش آلودگی آلی از فراوانی آن‌ها کاهش یافته که نتایج به‌دست آمده توسط لوچ و همکاران (۱۹۹۹) کاملاً مطابقت دارد.

در مطالعه اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر روی ساختارهای بزرگ بی‌مهرگان کفزی نتایج نشان داد که در برخی از قسمت‌های رودخانه به‌خصوص در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی، به‌علت ورود پساب کارگاه‌های پرورش ماهی، باعث افزایش فراوانی خانواده‌های مقاوم در برابر آلودگی شده است. قانع ساسان سرایی (۱۳۸۳)، نشان داد که حشرات آبزی، موجودات غالب فون کفزیان رودخانه چاقرود را تشکیل داده و در مناطق آلوده، گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و برعکس گروه‌های مقاوم افزایش یافت. هم‌چنین، در مطالعه فوق مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا در این رودخانه سبب کاهش گروه‌های حساس (EPT) و افزایش گروه‌های مقاوم شامل Chironomidae، Diptera (Simuliidae) گردید. در بررسی انجام شده توسط میررسولی و همکاران (۱۳۹۰) خانواده Chironomidae از گروه های مقاوم و خانواده Simuliidae از مواد آلی ریز معلق در آب حاصل از فعالیت‌های متابولیک و پس مانده‌های غذایی ماهیان که از عمده‌ترین اجزای پساب حاصل از کارگاه‌های پرورش ماهی هستند تغذیه می‌کنند (سندین و جانسون، ۲۰۰۰؛ فریز و بلوز، ۲۰۰۲). بنابراین افزایش نسبی گروه های مقاوم و تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان، به خصوص در ایستگاه ۲ و ۵، می‌تواند نشانگر ورود مواد آلی از کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا به سیستم رودخانه‌ای باشد. نتایج به‌دست آمده از غنای EPT که یکی از شاخص‌های معتبر برای بررسی روند تغییرات و فشارهای وارده می‌باشد و براساس گروه‌های حساس به آلودگی طرح‌ریزی شده نشان داد که ایستگاه‌های ۲ و ۵ بیش‌تر تحت‌تأثیر عوامل محیطی قرارداشته و میزان غنای EPT کم‌تری نسبت به سایر ایستگاه‌ها داشته‌اند. پژوهشگران متعددی با استفاده از غنای EPT توانستند اثرات پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی را بر اکوسیستم رودخانه مشخص نمایند که نتایج مشابهی داشتند (وولکر و رن، ۲۰۰۰). معمولاً در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و آب‌های جاری که تحت‌تأثیر استرس‌های محیطی باشند افزایش غیرمتعارف تعداد Chir نسبت به گروه‌های حساس EPT مشاهده می‌شود که باعث کاهش مقدار شاخص EPT/CHIR شده و نشانگر کاهش کیفیت آب می‌باشد (هلسینهوف، ۱۹۸۸). نتایج این مطالعه نشان داد که حداقل شاخص EPT/CHIR در ایستگاه‌های ۲ و ۵ بوده است که نشانگر تأثیر پساب آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی و آلودگی آلی بوده و بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری اختلاف معنی‌داری مشاهده شده است.

در بررسی انجام شده توسط میررسولی و قربانی (۲۰۱۲)، ارزیابی و برایند شاخص‌های زیستی نشان داد که در ایستگاه ۲ که در پایین‌دست مزارع پرورش ماهی قرار دارند و پساب مزارع پرورش ماهی وارد رودخانه می‌شود کیفیت آب تغییر یافته و گروه‌های حساس کفزی کاهش و گروه‌های مقاوم افزایش یافته‌اند. ولی اکوسیستم به علت توانایی حفظ فرایند خودپالایی، در ایستگاه ٤ مجدداً به وضعیت مطلوب میرسد. در این مطالعه، ایستگاه ۷ نسبت به گروه‌های مقاوم به آلودگی (Chironomidae و Simulidea) از نسبت کم‌تری برخوردارند. هم‌چنین خانواده Hydropsychidae در ایستگاه‌های پائین‌دست در تمام فصول افزایش نسبی برخوردار بود (به‌استثناء ایستگاه ۷). بنابراین ماکروبنتوزها در حد جنس نسبت به آلودگی آلی حساسیت کم‌تری دارد که با نتایج به‌دست آمده توسط لوچ و همکاران (۱۹۹۹) کاملاً مطابقت دارد.

در طی یک دوره سه ساله (۹۸-۱۹۹٦) تأثیر مزارع پرورش ماهی انگشت‌قد قزل‌آلای رنگین‌کمان، باس *Micropterus salmuides* و گربه‌ماهی

Ictalurus puncatus بر بی‌مهرگان کفزی و کیفیت آب رودخانه سان مارکوس[1] در تکزاس مورد مطالعه قرار گرفت. به طوری که فراوانی گروه‌های مقاوم به آلودگی همانند Chiranomidae در ایستگاه‌های آلوده رو به افزایش و گروه‌های حساس (EPT) در آن ایستگاه‌ها از یک کاهش نسبی برخوردار بودند (فرایز و بولز، ۲۰۰۲). در مطالعه‌ای در رودخانه لیمستون[2] اسپانیا مشخص شد، فراوانی گروه‌های حساس (EPT) در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از منبع آلودگی کاهش پیدا کرد، در حالی‌که فراوانی Tubificidae، Chironomidae و Simulidea افزایش داشت (خولیو، ۱۹۹۱). معمولاً در نهرها و رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسب و غیر آشفته، توازن متعادلی بین چهار گروه مهم، Trichoptera، Plecoptera ،Diptera Ephemeroptera وجود دارد. افزایش غیرعادی تعداد Chironomidae نسبت به موجودات حساس که کاهش مقدار EPT/CHIR را در پی دارد، نشان‌دهنده استرس محیطی می‌باشد (باربور و همکاران، ۱۹۹٦). در مطالعه عباسی (۲۰۱۱) مقدار این شاخص یک روند نزولی از ایستگاه بالادست به طرف پایین‌دست داشت. در فصول تابستان و پائیز این روند نزولی از ایستگاه بالادست تا ایستگاه میانی (متأثر از فاضلاب ناشی از پادگان نظامی منطقه) ادامه داشته و پس از آن از یک روند صعودی برخوردار است که نشان‌دهنده کاهش گروه‌های حساس نسبت به گروه مقاوم به آلودگی آلی است. ایستگاه پایین‌دست نسبت به بقیه ایستگاه‌ها در تمام فصول از کم‌ترین میزان شاخص EPT/CHIR برخوردار بود که می‌تواند به‌دلیل آلودگی آلی ایجاد شده توسط مزارع کشاورزی و تأثیر فعالیت کارگاه معدن شن و ماسه در آن ناحیه باشد. نتایج بیان شده راجع به شاخص EPT/CHIR در پژوهش حاضر با یافته‌های مطالعه انجام شده در رودخانه Reka اسلووانی مطابقت دارد (پیپان، ۲۰۰۰). در بررسی حاضر شدت تغییرات EPT/CHIR در تابستان نسبت به زمستان بیش‌تر بوده که ناشی از افزایش شدت فعالیت‌های کشاورزی و افزایش جمعیت توریستی درد این منطقه می‌باشد. با توجه به این‌که روستاهای این منطقه از مناطق ییلاقی به‌شمار می‌روند بنابراین در طول فصل تابستان جمعیت توریستی در این منطقه افزایش پیدا می‌کند. این موضوع با نتایج گزارش شده در رودخانه چافرود (قانع ساسان سرایی، ۱۳۸۳) و مطالعه انجام شده در رودخانه کارولینا (لوچ و همکاران، ۱۹۹۹). مطابقت دارد. روند تغییرات شاخص تنوع همانند شاخص EPT/CHIR بود. تغییرات مقدار شاخص شانن به صورتی است که کم‌ترین مقادیر آن مربوط به بالاترین و پایین‌ترین ایستگاه‌ها بود که علت آن احتمالاً کاهش غنای EPT ناشی از افزایش فعالیت کارگاه معدن شن و ماسه و شدت فعالیت‌های کشاورزی در ایستگاه پایین‌دست می‌باشد. مقدار شاخص شانن- واینر در سال‌های مطالعاتی در بالادست رودخانه کم‌تر از پائین‌دست آن گزارش گردید (فرایز و بلوز، ۲۰۰۲). غنای تاکزونی مارگالف نیز در کل دوره بررسی و در فصول مختلف سال تقریباً دارای روند تغییراتی مشابه تنوع می‌باشد. در مطالعه عباسی (۲۰۱۱) با توجه به این‌که دامنه تغییرات مقدار H' در ایستگاه‌های مطالعاتی بین ۲ را تا ۲/۸۷ محاسبه گردید. بنابراین بر اساس طبقه‌بندی فوق تمام ایستگاه‌ها در طبقه نسبتاً آلوده قرار دارند. ضمن این‌که 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 موجودات تغییر نمایند (لیدی و همکاران، ۲۰۰۰). در مطالعه عباسی (۱۳۹۰)

1- San Marcos
2- Limestone

بر اساس شاخص MMI، داده‌های خروجی مربوط به فصل بهار، وضعیت کیفی خوب را برای اکثر نقاط رودخانه محمدآباد مشخص می‌کند و تنها بالاترین و پایین‌ترین ایستگاه‌ها در سطح کیفی متوسط قرار دارند. علت اصلی کاهش سطح کیفی ایستگاه ۱ که در بقیه فصول نیز مشاهده می‌شود را می توان به شرایط نامساعد زیستی ذکر کرد. علت اصلی تنزل این شاخص، آلودگی ناشی از پساب آلی منطقه و فعالیت کارخانه شن و ماسه است. وجود آلودگی آلی در ایستگاه پایین‌دست را شاخص هیلسنهوف تأیید می‌کند که با داده‌های این پژوهش مطابقت دارد.

شرایط اکولوژیکی مورد بررسی نشان می‌دهد که نهرهای استان گلستان عموماً شرایط متوسط اکولوژیکی را تجربه کرده و به سمت شرایط ضعیف پیش می‌روند که با افزایش روند تخریب اکوسیستم‌های کنار نهر به نظر می‌رسد این شرایط را در آینده پیش‌رو خواهیم داشت. شرایط محیطی رودخانه زرین‌گل به گونه ایست که این نهر هم تحت‌تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و آبزی‌پروری بوده و هم دارای پوشش جنگلی در حاشیه نهر است. در نهر زرین‌گل براساس شاخص چندمتغیره شرایط خوب را در بخش‌های بالادست نهر و میان‌دست در بعد از استخرهای پرورش ماهی مشاهده شده است که می‌تواند به‌علت وجود ذرات معلق به‌علت فعالیت‌های آبزی‌پروری می‌باشد. در مجموع، استفاده از شاخص‌های زیستی می‌توان علاوه بر ارزیابی تأثیرات آلودگی روی جوامع کفزی منابع آبی و تعیین کیفیت آب آن‌ها، بازتابی از برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب نیز باشند. نتایج این مطالعه نشان داد که پساب مزارع پرورش ماهی تأثیر قابل‌توجهی بر روی کیفیت آب رودخانه داشته به‌طوری‌که درصد فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی کاهش یافته و باعث افزایش فراوانی خانواده‌های مقاوم در برابر آلودگی شده است.

منابع

Abbasi, F., and Ghorbani, R. 2011. Assessment ofMohammad Abad Stream water quality usin Hillsenhof biotic and multimetric indices. Gorgan university of Agricultural sceinces and natural resources. M.Sc. thesis. 156p.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S., Bartram, J., and Balance, R. 1996. A Practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 385p.

Bastian, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. J. N. Am. Benthol. Soc. 15: 185-211.

Bray, R.J., and Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27: 325-349.

EU, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327, 1-72.

Extence, C.A., Balbi, D.M., and Chadd, R.P. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management, 15: 6. 545-574.

Fries, L.T., and Bowles, D.E. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. Sanmarcos. TEXAS. USA.

Fonseca, G., and Fehlauer-Ale, K. 2012. Three in one: fixing marine nematodes for ecological, molecular, and morphological studies. Limnology and Oceanography Methods, 10: 7. 516-523.

Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., and Goethals, P. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). Limnologica, 40: 199-207.

Ghane Sassan Sarai, A. 2004. Identifying of the Macrobenthic population structure in the Chafrud river in Gilan province with regard to some factors water quality (within the village of Orman Malall). Tarbiat Moddares University.

Ghane Sassan Sarai, A. 2004. Identifying of the Macrobenthic population structure in the Chafrud River in Gilan province with regard to some factors water quality (within the village of Orman Malall). Tarbiat Moddares University.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index, Journal of North American Benthological Society. 7: 1. 65-68.

Jaccard, P. 1912. The distribution of the flora in the alpine zone. New phytologist 11: 2. 37-50.

Julio, A.C. 1991. Temporal and spatial Variations in dominants, diversity and biotic indices along a limestone stream receving a trout farm effluent central research and technology (CLT-INIA). Valdeoloms. Madrid, Spain.

Karr, J.R. 1998.Rivera as sentile: Using the biology of river to guide landscape management, Final Report for USEPA, 28p.

Karr, J.R., and Dudley, D.R. 1981. Ecological perspectives on water quality. Environ. Manage. 5: 55-68.

Li, F., Cai, Q., and Ye, L. 2010. Developing a benthic index of biological integrity and some relationships to environmental factors in the subtropical Xianxi River, China. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 95: 171-189.

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, 147: 37-55.

Lydy, M.J., Crawford, C.G., and Fery, J.W. 2000. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality, Journal of Environmental Toxicalogy. 39: 469-479.

Mirrasouli, E., and Ghorbani, R. 2012. The biological assessment of the Zaringol Stream using the structure of benthic macroinvertebrates (Golestan Province). Journal of Fisheries, 64: 4. 357-369.

Molvaer, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., and Sorensen, J. 1997. Environmental quality classification in fjords and coastal areas. Statens Forurensningstilsyn TA-1467, Norway, 36.

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Project H-1.

Naderi Jolodar, M., Ismail Sari, A., Ahmadi, M., and Abdoli, S. 2006. Investigation of pollution from workshops rearing rainbow trout on the Haraz River water quality parameters, environmental science Journal, 5: 112-119.

Pielou, E.C. 1966. "The measurement of diversity in different types of biological collections". Journal of Theoretical Biology. 13: 131-144.

Pipan, T. 2000. Biological assessment of Stream Water Quality. The Example of the Reka River (Slovenia), Acta Carsologica Journal. 29: 15. 201-222.

Roberts, L.D., Voshell, R., and Dietrich, A. 2005. Benthic Macroinvertebrate Susceptibility to Trout Farm Effluents, Blacksburg, Virginia.

Robinson, C.T., and Uehlinger, U. 2001. Spatial and temporal variation in macroinvertebrates assemblages of glacial streams in swiss, Alps. Freshwter biology, 46: 1663-1672.

Rosenberg, D.M., and Resh, V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macro invertebrates in freshwater. Department of Fisheries and Oceans Freshwater Institute, Winnipeg, Mniotoba, 42p.

Sandin, L., and Johnson, R.K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. In Assessing the Ecological Integrity of Running Waters (pp. 233-243). Springer, Dordrecht.

Simpson, E.H. 1951. The interpretation of interaction in contingency tables. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological), 13: 2. 238-241.

Voelker, D.C., and Renn, D.E. 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana. USGS Science for a Changing World. 55p.