سال سوم، شماره ۲، اسفند ۱۳۹۵، صفحات ۳۵ تا۴۲
نشریه آب و توسعه پایدار

2017, Vol.3, No.2, Pages 35 to 42
Journal of Water and Sustainable Development

معرفی چند شاخص زیستی مناسب برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه

احمدرضا پیرعلی زفره‌ئی[۱*]، عیسی ابراهیمی درچه[۲]

۱ و ۲- به ترتیب دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: ahmadreza.pirali@gmail.com)
تاریخ دریافت: ۹۴/۹/۴
تاریخ پذیرش: ۹۵/۴/۶

چکیده

بررسی کمی و کیفی منابع آبی از ارکان مهم و اساسی توسعه‌پایدار است. یکی از روش‌های بسیار ساده که می‌تواند شرایط کیفی آب را در زمان کوتاه و با هزینه کم نسبت به روش‌های فیزیکوشیمیایی بازگو نماید استفاده از شاخص‌های زیستی می‌باشد. شناسایی میزان آلودگی منابع آب با استفاده از شاخص‌های زیستی بخصوص شاخص‌های مبتنی بر بزرگ بی‌مهرگان‌کفزی اطلاعات مناسبی را جهت ارزیابی اکوسیستم‌های آبی فراهم می‌کند. در این مطالعه به بررسی ۵ شاخص زیستی مرسوم (BMWP، HFBI، ASPT، EPT و شانون- ویز) در ارزیابی کیفی رودخانه‌ها پرداخته شده است. براساس بررسی انجام شده شاخص‌های HFBI و ASPT که علاوه بر امتیازدهی براساس مقاومت‌کفزیان، داده‌های کمی جمعیت را نیز مد نظر قرار می‌دهند، قابلیت بهتری جهت ارزیابی کیفی رودخانه‌ها دارند.

واژه‌های کلیدی: کیفیت آب، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، شاخص‌های زیستی.

Introduction of Several Biological Indices for the Assessment of River Water Quality

A. Pirali Zefrehei[1*], E. Ebrahimi[2]

1, 2- MSc Graduate & Associate Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Iran.

*(Corresponding Author Email: ahmadreza.pirali@gmail.com)
Received: 25-11-2015
Accepted: 26-6-2016

Abstract

Evaluating the quality and quantity of water resources is crucial for a sustainable development. One of the simplest methods that is able to indicate the conditions of water quality in a short period and at a low cost, compared with the physicochemical methods, is by using the biological water quality indices. Identifying the contamination of water resources using biomarkers, especially indices based on macroinvertebrates provides the necessary information for the assessment of the aquatic ecosystems. In this study, five conventional biological indices (BMWP, HFBI, ASPT, EPT and Shannon-Wiener) in the river water quality assessment are discussed. According to the conducted survey, the HFBI and ASPT indices, which are able to score the water quality based on the strength of benthos in addition to considering the quantitative data population, have better ability to assess the quality of rivers.

Keywords: Water quality, Macroinvertebrates, Biological indices.

DOI: 10.22067/jwsd.v3i2.51713

مقدمه

آب‌های سطحی از دیرباز به طور جدی از سوی جوامع شهری و مراکز صنعتی مورد تهدید واقع شده‌اند. آگاهی از روند تغییرات کیفی آب رودخانه‌ها همراه با شناسایی عوامل اصلی آلودگی آن اهمیت دارد (Karr،۱۹۹۸). مطالعة آب‌ها و شناسایی آلودگی منابع آبی تنها با روش‌های رایج سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب به دلیل متغیر بودن شرایط هیدرولوژیکی رودخانه کافی نیست؛ زیرا فقط شرایط لحظه‌ای و اطلاعاتی در زمان نمونه‌برداری را به ما می‌دهد. همچنین این روش وقت‌گیر بوده و هزینه بالایی دارد. به این دلایل کوشش شده است تا روش‌های زیستی که مبتنی بر بررسی موجودات آب‌های شیرین که متداول‌ترین آنها جلبک‌ها، ماهیان و بی‌مهرگان‌کفزی هستند، به عنوان شیوه‌های دیگری در سنجش آلودگی آب‌ها بکار گرفته شوند (Reynoldson، ۱۹۹۲). با استفاده از مطالعات هیدروبیولوژیک می‌توان علاوه بر بررسی تغییرات فیزیکی و شیمیایی آب، خصوصیات کیفی آب‌های جاری را تعیین نمود. در این میان مطالعات بیولوژیک از اهمیت ویژه‌ای برخورداراست، چراکه در این صورت می‌توان در کنار سایر مطالعات، قضاوتی منطقی و معقول از یک اکوسیستم را ارایه داد (احمدی و نفیسی‌بهابادی، ۱۳۸۰). در حقیقت محققین اندازه‌گیری فیزیکی و شیمیایی آب را مانند تهیه عکس و بررسی زیستی بخصوص بی‌مهرگان کفزی را مانند تهیه فیلم از یک اکوسیستم می‌دانند. در این شیوه وسایل لازم برای نمونه‌برداری و تشخیص نمونه‌های زیستی، ساده و ارزان می‌باشد. لذا ارزیابی زیستی می‌تواند در زمان کوتاهتر و با هزینه کمتر نسبت به سایر روش‌های کمی وضعیت کیفی آب‌ها را نشان دهد (Rosenberg و همکاران، ۱۹۹۹).

پایش‌زیستی کیفیت آب قادر است اطلاعاتی را که از طریق سنجش عوامل فیزیکی و شیمیایی قابل اندازه‌گیری نیستند، در اختیار محقق قرار دهد. از جمله این اطلاعات می‌توان به توانایی اکوسیستم آبی در بازگشت به وضعیت عادی پس از یك تنش آلودگی، تغییرات دراز مدت در ویژگی‌های آب و سرعت تخریب زیستی اشاره کرد. پدیده‌هایی نظیر توانایی خود پالائی آب یا تراکم زیستی مواد، توسط سنجش‌های فیزیکی-شیمیائی قابل پایش نمی‌باشند. عموماً پایش بیولوژیکی و فیزیکی- شیمیایی به عنوان مکمل هم کاربرد دارند و علاوه بر این می توان با استفاده از پایش های بیولوژیکی اقدام به طبقه بندی کیفی آب نمود (Karr، ۱۹۹۸؛ Rosenberg و همکاران، ۱۹۹۹). می‌توان گفت پایش زیستی با استفاده از جانوران و بخصوص بزرگ بی‌مهرگان کفزی[1] شاخص بهتری از محیط آبی می‌باشد (پیرعلی و ابراهیمی، ۱۳۹۲). لذا یکی از بهترین و کارآمدترین روش‌ها برای ارزیابی زیستی[2] استفاده از موجودات بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌باشد.

بزرگ بی‌مهرگان کفزی حلقه‌ای از زنجیره غذایی هستند که انرژی ذخیره شده توسط گیاهان را در دسترس جانوران بزرگ‌تر نظیر ماهیان قرار می‌دهند (کمالی و اسماعیلی ساری، ۱۳۸۸). بی‌مهرگان کفزی موثرترین اجزای بیولوژیکی رودخانه‌ها می‌باشد که با استفاده از ترکیب جمعیتشان و استناد به گروه‌های شاخص، شرایط کیفی آب‌ها را مشخص می‌کنند. استفاده از بی‌مهرگان کفزی بر این اصل استوار است که در مناطق فشار آلودگی تنوع گروه‌های حساس به آلودگی نسبت به گروه‌های مقاوم به آلودگی کمتر می‌باشد (Hynes، ۱۹۸۴). ارزیابی‌زیستی‌کیفیت‌آب برای اکوسیستم‌های آب‌شیرین با استفاده از بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی به طور گسترده به وسیله آژانس‌های محیطی در مناطق مختلف از جمله ایالات متحده آمریکا انجام می‌شود و تاکنون چندین روش استاندارد برای ارزیابی کیفیت آب بر پایه بزرگ بی‌مهرگان آبزی پیشنهاد شده است (Wang و Yong، ۲۰۰۱).

دلایل بکارگیری بزرگ بی‌مهرگان‌کفزی در ارزیابی زیستی کیفیت آب رودخانه

بی‌مهرگان آبزی به دلایل متعدد در برنامه‌های پایش زیست بوم‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند. یکی از مهم‌ترین دلایل این امر وجود تنوع بسیار بالا در بین گونه‌های بی‌مهره است. به عنوان مثال حشرات حدود ۵۴ درصد از کل گونه‌های موجودات زنده را به خود اختصاص می‌دهند (Rosenberg و همکاران، ۱۹۹۹). در ادامه به برخی از این دلایل اشاره شده است:

۱) بی‌مهرگان کفزی در همه جا به میزان زیاد وجود دارند و همچنین به آسانی جمع‌آوری می‌شوند. علاوه بر این، تشخیص و شمارش آنها سخت نیست.

۲) این موجودات بستر زی نسبتاً غیر مهاجر (مقیم) هستند و نماینده و بیانگر شرایط محلی می‌باشند.

۳) این ارگانیسم‌ها، دارای یك دوره زندگی کافی برای نشان دادن کیفیت محیط زیست خود هستند.

۴) جامعه بی‌مهرگان غالباً ناهمگن هستند که شامل چندین جنس از یك خانواده می‌باشند (Spellman و Drinan، ۲۰۰۱).

در جدول (۱) گروه‌های مختلفی از موجودات جهت ارزیابی زیستی کیفیت آب رودخانه مقایسه شده است. همانطور که مشاهده می‌گردد بزرگ بی‌مهرگان کفزی در مقایسه با سایر گروه‌ها جهت بررسی کیفیت آب ارجح می‌باشد.

جدول ۱- مقایسه بین گروه‌های مختلف جهت ارزیابی زیستی کیفیت آب رودخانه

منطقه	باکتری	جلبک	بزرگ بی‌مهرگان کفزی	ماکروفیت	ماهی	پرندگان/پستانداران
محیط آبی(aquatic zone)	++	-/+	++	-/+	++	+
حریم رودخانه (riparian zone)	-	-	+	++	+	++
بستر رودخانه (terrestrial zone)	-	-	+	++	-	++

- : مناسب نیست +/- : ترجیحاً استفاده نشود + : مناسب ++ : خیلی مناسب

معرفی شاخص‌های زیستی

شناسایی دقیق کمیت و کیفیت منابع آلاینده، تعیین وضعیت کیفی و ارایه مدل مناسب جهت بررسی تغییرات مکانی و زمانی آلاینده‌ها از مهمترین مولفه‌های مرحله شناسایی مطالعات کیفی آب است (رهبری و همکاران، ۱۳۸۵). همراه با پیشرفت و توسعه فناوری، اطلاعات فراوان‌تر در زمان کوتاه‌تر در اختیار انسان قرار می‌گیرد. به منظور آگاهی از شرایط کیفی و یا میزان آلودگی آب‌های سطحی باید اطلاعات مربوط پردازش شده، نتیجه خلاصه شده آن برای کاربردهای مختلف در اختیار متخصصان قرار گیرد. یکی از روش‌های بسیار ساده که می‌تواند شرایط کیفی آب را بازگو نماید استفاده از شاخص‌های کیفی زیستی آب می‌باشد (پیرعلی و ابراهیمی، ۱۳۹۲). استفاده از این شاخص‌ها از دهه ۱۹۷۰ به بعد گسترش وسیعی یافت. به منظور بیان میزان خسارات وارده به یك منطقه، در اثر ورود مواد آلاینده، دخالت‌های انسانی، بلایای طبیعی و نیز برای بررسی روند توان زیستی از این شاخص‌ها استفاده می‌شود (Blocksom و همکاران، ۲۰۰۲). شاخص‌های زیستی عبارت‌هایی عددی هستند که مقادیر کمی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران ترکیب می‌کنند. این اطلاعات می‌تواند مربوط به آلودگی یا ناحیه جغرافیایی خاصی باشد. برای کلاسه‌بندی درجه آلودگی با توجه به سطح تحمل گونه‌های اندیکاتور به موادآلاینده یک نمره (امتیاز) تعلق می‌گیرد (پیرعلی و ابراهیمی، ۱۳۹۲). شاخص‌های توسعه‌یافته برای نواحی جغرافیایی خاص مثل شاخص زیستی بلژیك[۳] یا سیستم امتیازی BMWP[۴] که برای ارزیابی آلودگی رودخانه‌ها در انگلستان تهیه شده به صورت موفقیت‌آمیزی در برخی دیگر از کشورها پذیرفته شده است. هرچند شاخص‌های زیستی که برای نیاز خاصی توسعه می‌یابند قبل از به کارگیری باید نسبت به شرایط خاص زیست محیطی منطقه مورد نظر یا انواع آلودگی‌های آن سازگار شوند (Czerniawska-Kusza، ۲۰۰۵). از طرفی قابل ذکر است که گونه‌های مختلف نسبت به آلودگی‌های مختلف واکنش‌های متفاوت نشان می‌دهند. این مطلب می‌تواند در عمل برای تعیین شاخص‌های زیستی برای پی بردن به کل وضعیت کیفی آب بسیار مشکل باشد. معمول‌ترین رویکرد در این زمینه این است که هم از شاخص‌های زیستی و هم شاخص‌های تنوع زیستی استفاده گردد. شاخص‌های زیستی بیش‌تر بر طبقه‌بندی و اطلاعات اکولوژیکی تکیه داشته در حالیکه شاخص‌های تنوع زیستی ترکیبی از غنای‌گونه‌ای با فراوانی گونه منحصر به فرد می‌باشد که می‌تواند اطلاعات کلی را از وضعیت ساختار جمعیتی ارائه دهد (Karr، ۱۹۹۸).

از جمله شاخص‌های زیستی که تاکنون معرفی شده‌اند می‌توان به شاخص‌های TBI[۵] (Woodiwiss، ۱۹۶۴)، EBI[۶] (Woodiwiss، ۱۹۸۰)، CBS[۷] (Chandler، ۱۹۷۰)، BMWP (Wally و Hawkes، ۱۹۹۷)، HFBI (Hilsenhoff، ۱۹۸۸)، ASPT (Armitage و همکاران، ۱۹۸۳)، EPT (Wright و همکاران، ۲۰۰۰) و SIGNAL[۸] (Chessman، ۱۹۹۵) اشاره نمود. همچنین شاخص‌های سیمپسون و مارگالف (Washington، ۱۹۸۴) و شانون- وینر به عنوان شاخص تنوع زیستی کاربرد دارند. در این مطالعه شاخص‌های زیستی مرسوم برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌ها (HFBI، ASPT، EPT، BMWP، و شانون- وینر) معرفی و بررسی شده‌اند. در این بین، شاخص زیستی شانون- وینر به دلیل بررسی تنوع جمعیت یک جامعه به عنوان شاخص تنوع زیستی نیز استفاده می‌شود. لازم بذکر است ۵ شاخص مذکور در ایران نیز کاربرد دارند که می‌توان به مطالعات نعمتی (۱۳۸۶)، کمالی و اسماعیلی (۱۳۸۸)، فتحی (۱۳۹۰) شریفی‌نیا و همکاران (۱۳۹۱)، شکری ساروی و همکاران (۱۳۹۳) اشاره کرد.

شاخص BMWP

متداول‌ترین شاخص زیستی BMWP است که اولین بار در مارس ۱۹۷۸ توسط کارگروه پایش بیولوژیك اداره محیط زیست انگلستان پیشنهاد شد (Wally و Hawkes، ۱۹۹۷). این سیستم در سال ۱۹۷۸ بر مبنای نظرسنجی از مراجع علمی، ارزیابی‌ها و بحث‌های مختلف در مورد آن بهبود و توسعه یافته و در سال‌های ۱۹۷۸ و ۱۹۷۹ در سطح ملی کشور انگلستان برای ارزیابی کیفی رودخانه‌ها مورد استفاده قرار گرفت. Wally و Hawkes این سیستم را در سال‌های ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷ با استفاده

از آنالیز داده‌های ارزیابی کیفی آب انگلستان و ولز در سال ۱۹۹۰ که شامل بیش از ۱۷۰۰۰ نمونه بیولوژیك بود مورد ارزیابی قرار دادند (Czerniawska-Kusza، ۲۰۰۵). آنها نشان دادند که بسیاری از امتیازهای اصلاح شده نسبت به امتیازهای اصلی اختلاف معنی‌داری دارند؛ لذا جهت محاسبه دقیق شاخص زیستی BMWP از امتیازات سال‌های ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷ معرفی شده توسط Wally و Hawkes استفاده می‌گردد. در این روش همه گونه‌های جمع‌آوری شده در سطح خانواده (کم‌تاران در سطح رده) مورد ارزیابی قرار می‌گیرند تا بتوان آنها را برای استفاده در گستره بیشتری منطبق کرده و مشکلات ناشی از شناسایی گونه‌های نادرست را بر طرف نمود. سپس به هر خانواده امتیازی نسبت داده می‌شود (Wally و Hawkes، ۱۹۹۷). مقاومت هر خانواده از ماکروبنتیك‌ها به آلودگی آلی در سرعت جریان‌های مختلف، مبنای امتیازدهی می‌باشد؛ به طوری که خانواده‌ای که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارد بیشترین امتیاز را به خود اختصاص می‌دهد. لازم به ذکر است که امتیازهای اصلی اختصاص داده شده به هر خانواده در سال ۱۹۷۸ بر اساس مقاوم‌ترین عضو خانواده که در منطقه غالب بوده صورت گرفته و به عبارت دیگر حد پایین امتیاز هر خانواده را بیان می‌دارد. در نهایت نمرات هر خانواده موجود در نمونه با هم جمع می‌شود تا امتیاز BMWP بدست آید. در جدول (۲) طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص BMWP ارائه شده است.

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص BMWP (Wally و Hawkes، ۱۹۹۷)

توضیح	طبقه کیفی	امتیاز کلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	۰-۱۰
آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته	بد	۱۱ - ۴۰
به صورت متوسط تحت تأثیر قرار گرفته	متوسط	۴۱ - ۷۰
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته	خوب	۷۱ - ۱۰۰
غیرآلوده، تحت تأثیر قرار نگرفته	خیلی خوب	۱۰۰<

شاخص ASPT

سیستم امتیازی BMWPعمدتاً توسط تعداد تاکسون در هر نمونه از طریق اندازه نمونه، نمونه‌گیری و راندمان عمل آوری نمونه‌ها اثر می‌پذیرد. برای غلبه بر این ضعف ذاتی این سیستم، مفهوم میانگین امتیاز به ازاء هر تاکسون ASPT[۹] توسط برخی بیولوژیست‌ها همچون Armitage و همکاران (۱۹۸۳) مناسب تشخیص داده شده، آن را شاخص قابل اعتمادتری در مورد کیفیت آب رودخانه نسبت به مجموع امتیاز BMWP دانستند که براساس رابطه (۱) محاسبه می‌گردد (Czerniawska-Kusza، ۲۰۰۵).

(۱) ASPT = BMWP/تعداد تاکسون موجود در نمونه

این شاخص در انگلستان، استرالیا، اسپانیا، آرژانتین، کانادا و تایلند و چندین کشور اروپایی پذیرفته شده است. با استفاده از جدول (۳) کیفیت آب رودخانه براساس شاخص ASPT مشخص می‌شود.

جدول ۳- طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخصASPT (Armitage و همکاران،۱۹۸۳)

کیفیت آب	ASPT
آب‌های تمیز	بیشتر از ۶
آب‌های مشکوک به آلودگی	۶-۵
آب‌های با احتمال آلودگی متوسط	۵-۴
آب‌های با آلودگی شدید	کمتر از ۴

شاخص EPT

یکی از معمول‌ترین روش‌های ارزیابی زیستی کیفیت آب رودخانه شاخص EPT است که در واقع بر اساس تعداد کل گونه‌های سه رسته حساس به آلودگی بزرگ بی‌مهرگان کفزی یعنی Plecoptera، Ephemeroptera و Tricoptera در جمعیت نمونه‌برداری شده می‌باشد. بنابراین هر چه شاخص EPT بیشتر باشد میزان آلودگی آن کمتر است (Wright و همکاران، ۲۰۰۰). در جدول (۴) دسته‌بندی کیفیت آب براساس شاخص EPT آمده است.

جدول ۴- دسته‌بندی کیفیت آب براساس شاخص EPT (Wrightو همکاران، ۲۰۰۰)

دسته‌بندی	عالی	خوب	متوسط	ضعیف	فقیر
EPT	<۲۷	۲۱-۲۷	۱۴-۲۰	۷-۱۳	۰-۶

شاخص هلسینهوف HFBI

در سال ۱۹۷۹ هیلسینهوف با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و در نهایت استفاده از ضریب زیستی (BI)[10] اعدادی را به منزله شاخص کیفیت آلودگی آلی آب برای زیستگاه‌های مورد مطالعه خود قرار داد. شاخص زیستی هیلسینهوف HFBI[11] آلودگی‌های ناشی از مواد مغذی را نشان داده و امکان ارزیابی از تغییرات کیفیت آب یک رودخانه با استفاده از میزان مقاومت هر تاکسون نسبت به آلودگی را فراهم می‌کند. مقدار تحمل ارگانیسم‌ها و دامنه HFBI از صفر تا ده می‌باشد. در این روش ارزیابی، مقدار کم اکسیژن محلول که توسط بار آلی ایجاد می‌شود هدفی است که بهتر می‌توان روی آن کار کرد. شاخص زیستی هیلسینهوف از بهترین و کم هزینه‌ترین روش‌هایی است که امروزه در آمریکا و اروپا رایج می‌باشد (Huang و همکاران، ۱۹۸۲). این شاخص با شناسایی بزرگ‌بی‌مهرگان آبزی در حد خانواده و تعیین میزان بردباری آن‌ها نسبت به آلودگی آب برآورد می‌شود. امتیاز صفر بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و در نتیجه پاکیزگی آب و امتیاز ۱۰، مقاومت بالای خانواده را به آلودگی نشان می‌دهد. این شاخص با استفاده از رابطه (۲) برآورد می‌گردد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸).

$$HFBI= \sum Vt.n/N \qquad (۲)$$

N: تعداد کل نمونه در تمام خانواده‌ها (فراوانی کل)

n: تعداد کل نمونه‌ها در هر خانواده (فراوانی هر خانواده)

Vt[12]: ارزش تحمل هر خانواده (ضریب زیستی)

جدول (۵) طبقه‌بندی کیفی آب رودخانه براساس شاخص هیلسینهوف را نشان می‌دهد.

جدول ۵- طبقات کیفی آب براساس شاخص هیلسینهوف (Hilsenhoff، ۱۹۸۸)

درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	HFBI
بدون آلودگی آلی	عالی	۰-۳/۷۵
احتمال مقدار ناچیزی آلودگی آلی	خیلی خوب	۳/۷۶-۴/۲۵
وجود مقداری آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶ - ۵/۰۰
احتمال آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه	متوسط	۵/۱-۵/۷۵
احتمال آلودگی آلی قابل توجه	نسبتاً بد	۵/۷۶-۶/۵۰
آلودگی آلی اساسی	بد	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی خیلی شدید	خیلی بد	۷/۲۶-۱۰

شاخص تنوع شانون- وینر

شاخص‌های تنوع زیستی می‌توانند در مورد هر گروهی از ارگانیسم‌های زنده اعم از فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، بی‌مهرگان کفزی و یا ماهیان مورد بررسی قرار گیرند. شاخص شانون-وینر که در سال ۱۹۴۹ به صورت جداگانه توسط شانون و وینر ارائه شده است، معمولاً برای محاسبه تنوع زیستی در محیط‌های خشکی و آبی بکار می‌رود. با افزایش تعداد و توزیع یکنواخت تاکسون‌ها (یکنواختی) در بین جامعه، میزان شاخص شانون-وینر افزایش می‌یابد (Washington، ۱۹۸۴)

$$H =-\sum_{i=1}^{s} (Pi)(\ln Pi) \qquad (۳)$$

Pi= فراوانی نسبی i امین تاکسون در جامعه، s= تعداد کل تاکسون در جامعه

از این شاخص به منظور بررسی تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در اکوسیستم‌های آبی بسیار استفاده شده است، تا جایی که ویلم[13] در سال ۱۹۶۸ براساس تنوع بدست آمده از بررسی درشت بی‌مهرگان کفزی، یک طبقه‌بندی برای کیفیت آب ارائه کرده است که در جدول (۶) آمده است.

جدول ۶- طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع شانون- وینر (Washington، ۱۹۸۴)

طبقه کیفی آب	شاخص شانون-وینر
تمیز	۳-۵
آلودگی متوسط	۱-۳
آلودگی زیاد	۱>

جمع‌بندی

مشکلات و هزینه قابل توجه اندازه‌گیری‌ها، نوسان و تکرارپذیری کم مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب و همچنین ضرورت اندازه‌گیری مداوم این مشخصه‌ها برخی از زیست‌شناسان را بر آن داشته است که برای ارزیابی کیفیت آب‌های سطحی به جای استفاده از مشخصه‌های آب به تحلیل ترکیب گونه‌ای گروه‌های متفاوت جانوری و گیاهی بپردازند. پایش زیستی کیفیت آب برخلاف سنجش خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب، می‌تواند برآیند تأثیرهای مرکب عوامل مختلف باشد (Jeffries و Mills، ۱۹۹۰). گونه‌های مختلف بی‌مهرگان کفزی واکنش‌های متفاوتی در برابر موقعیت‌های ناسازگار از خود بروز می‌دهند. پایش زیستی در پایین‌ترین سطح خود به صورت بررسی وجود یا عدم وجود يك گونه در مقابل يك نوع آلاینده خاص تعبیر می‌گردد. به هرحال پیش از آن که تمامی گونه‌ها ناپدید شوند، اثرات دقیق‌تر دیگری چون وجود یا عدم وجود گونه‌ای خاص می‌تواند به عنوان يك پاسخ برای پایش تغییرات جمعیتی مورد مطالعه قرار گیرد (Holme و Mcintyre، ۱۹۸۴). بنابراین می‌توان به نکات مثبت استفاده از شاخص‌های زیستی از جمله دقت، درنظرگرفتن اثرات دراز مدت آلاینده‌ها، ارزان قیمت بودن، کاربری ساده و درک آنها بوسیله افراد غیر متخصص اشاره کرد.

سنجش تحلیل و تفسیر داده‌های کیفی زیستی اکوسیستم‌های آبی به طور منظم این امکان را فراهم می‌سازد که شیوه‌های مدیریتی صحیح و مناسبی اتخاذ شده و به تدریج از آلودگی‌های آنها کاسته شده تا به سمت کیفیتی استاندارد حرکت کنیم. در واقع پایش منظم اکوسیستم‌ها به طور منظم براساس برنامه‌ریزی و سپس درجه‌بندی آن با روش شاخص‌های کیفی زیستی امکان دسترسی به تحولات کیفی و پیش‌بینی اقدامات کاهش آلودگی در حوضه‌آبریز را برای مدیران و مسوولان فراهم می‌کند. در جدول (۷) شاخص‌های زیستی کیفیت آب رودخانه معرفی شده در این مطالعه مقایسه شده است. همانطور که مشاهده می‌شود شاخص‌هایی مانند شاخص‌های HFBI و ASPT که علاوه بر امتیازدهی براساس مقاومت کفزیان، داده‌های کمی جمعیت را نیز مد نظر قرار می‌دهند، قابلیت بهتری جهت ارزیابی دارند. شاخص EPT تنها به‌حضور برخی از گونه‌های حساس و شاخص شانون- وینر بر تنوع زیستی جمعیت تمرکز دارد. شاخص BMWP نیز صرف امتیاز میزان تحمل‌گونه‌ها به آلاینده‌ها است. توجه به این نکته ضروری است که این شاخص‌ها تنها يك تخمین کلی از وضعیت جامعه مورد مطالعه را ارائه می‌دهد؛ لذا ارزیابی زیستی همواره باید همراه بررسی خصوصیات شیمیایی و فیزیکی‌آب باشد تا داده‌های لازم برای تفسیر وضعیت کیفی زیستی محیط فراهم آید.

جدول ۷- مقایسه شاخص‌های زیستی کیفیت آب رودخانه

شاخص	مزایا	معایب	داده‌های مورد نیاز	رابطه
BMWP	محاسبه و کاربری ساده، ارزان قیمت	عدم محاسبه داده‌های کمی جمعیت، تأثیرپذیری از روش و مکان نمونه‌گیری و اندازه نمونه	نمونه‌برداری برای شناسایی کفزیان و امتیاز هر یک	مجموع امتیاز هر خانواده
ASPT	محاسبه و کاربری ساده، ارزان قیمت	-	تعداد تاکسون‌ها، مقادیر BMWP	ASPT = BMWP/ تعداد تاکسون موجود در نمونه
EPT	محاسبه و کاربری ساده، ارزان قیمت	محدودبودن به جمعیت سه راسته کفزیان	شناسایی‌های خانواده سه راسته کفزیان Ephemeroptera، Tricoptera و Plecoptera	مجموع راسته‌های EPT
HFBI	محاسبه داده‌های کمی جمعیت، کاربری ساده، ارزان قیمت	-	شناسایی داده‌های کمی جمعیت کفزیان و ارزش تحمل هر خانواده(Vt)	HFBI= Σ Vt.n/N
شانون- وینر	محاسبه و کاربری ساده، ارزان قیمت	تأثیرپذیری از روش و مکان نمونه‌گیری و اندازه نمونه	داده‌های کمی جمعیت (فراوانی هر یک از تاکسون‌های نمونه (Pi))	$H = -\sum_{i=1}^{s} (Pi)(\ln Pi)$

پی‌نوشت

۱- گروهی از آبزیان متعلق به جوامع گیاهی و جانوری که در داخل و یا روی رسوبات زندگی می‌کنند را بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌نامند (ارگانیسم‌های محیط‌های زیست آبی با اندازه بزرگتر از ۵ /۰ میلی‌متر هستند) .

2- Bioassessment

3- BBI

4- Biological Monitoring Working Party

5- Trent Biotic Index

6- Extended Trent Biotic Index

7- Chandler Biotic Score

8- Stream Invertebrate Grade Number Average Level

9- Average Score Per Taxon

10- Biotic index

11- Hilsenhoff Biological Family Index

12- value tolerance

13- Wilhm

منابع

احمدی، م.ر. و نفیسی‌بهابادی، م. ۱۳۸۰. شناسایی موجودات شاخص بی‌مهره آب‌های جاری. انتشارات خیبر. چاپ دوم. تهران. ایران.

پیرعلی‌زفره‌یی، ا.ر. و ابراهیمی، ع. ۱۳۹۲. معرفی شاخص‌های کیفی در ارزیابی اکوسیستم‌های آبی. اولین همایش ملی برنامه‌ریزی، حفاظت از محیط‌زیست و توسعه پایدار. دانشکده مفتح همدان، اسفند ۱۳۹۲.

شریفی‌نیا، م.، ایمانپورنمین، ج. و بزرگی ماکرانی، ا. ۱۳۹۱. ارزیابی بوم شناختی رودخانه تجن با استفاده از گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های زیستی. مجله اکولوژی کاربردی، ۱(۱): ۸۰-۹۵.

شکری‌ساروی، م.، احمدی، م.ا.، رحمانی، ح. و کامرانی، ا. ۱۳۹۳. ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، تنوع شانن- وینر و شاخص‌های محیطی در رودخانه تجن. علوم و فنون شیلات، ۳(۴): ۴۳-۵۵.

رهبری، ك.، نبوی، م. و موبد، پ. ۱۳۸۵. بررسی روش‌های مختلف ارزیابی بیولوژیکی و تنوع زیستی در کیفیت منابع آبی و محاسبه شاخص‌های تنوع بستر رودخانه کارون از بازه ملاثانی تا دارخوین، هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، اهواز، دانشگاه شهید چمران.

کمالی، م. و اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۸. ارزیابی زیستی رودخانه لاسم (شهرستان آمل – استان مازندران) با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان، ۳(۱): ۵۱-۶۰.

فتحی، پ. ۱۳۹۰. ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های کیفی و زیستی. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۱۴ صفحه.

نعمتی، م. ۱۳۸۶. پهنه‌بندی کیفیت آب و تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۲۵ صفحه.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., and Furse M. 1983. The performance of a new Biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research, 17(3): 333-347.

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

Chandler J.R. 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Pollut. Control, 69: 415-22.

Czerniawska-Kusza I. 2005. Comparing modified Biological Monitoring Working Party score system and several biological indices based on macroivertebrates for water-quality assessment. Limnologica, 35: 169-176.

Holme N.A. and Mcintyre A.D. 1984. Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication 387p.

Hilsenhoff W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index, Soc. 7: 65-68.

Huang Y.Y., Teng D.X. and Zhao Z.X. 1982. Monitoring Jiyunhe estuary pollution by use of macroinvertebrate community and diversity index. Sinozoologia, 2: 133-146.

Hynes H.B.N. 1984. A Key to Adult and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera) with Notes on the

velopment of the Biological Monitoring Working Psrty score system incorporating abundance rating, site type and indicatore value. Water Research, 31(2): 201-210.

Washington H.G . 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A reviw with special revevance to aqutic ecosystem. Water Research, 18: 653-694.

Wang B.X. and Yong L.F. 2001. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates. Journal of Nanjing Agricultural University, 24(4): 107-111.

Woodiwiss F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemy. Ind., 11: 443-7.

Woodiwiss F.S. 1980. Biological Monitoring of Surface Water Quality. Summary Report. Commission of the European Communities. Environment and Consumer Protection Service. 45 pp.

Wright J. F., Sutcliffe D.W. and Furse M.T. 2000. Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: Rivpacs and other Techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, United Kinfdom.

Ecology and Distribution. FreashWater Biological Association. Scientific Publication, No 17, 157 p.

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

Jeffries M. and Mills D.1990. Freshwater ecology principles and applications, Belhaven Press, London,. no. of pages: 285 isbn 1-85293-021-7 (HBK); 1-85293-127-2 (PBK).

Reynoldson T.B. 1992. An Overview of the assessment of Aquatic Ecosystem Health Using Benthic Invertebrates. Journal ofaquatic ecosystem health, 1: 295-308

Rosenberg D.M., Davies I.J., Cobb D.G. and Wiens A.P. 1999. Protocols for measuring Biodiversity: Benthic macroinvertebrates in freshwaters. Department of fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba 42 p.

Spellman F.R. and Drinan J.E. 2001. Stream Ecology and Self Purification. Lancaster Technomic Pub. Inc., U.S.A., 261p.

Wally W.J. Hawkes H.A. 1997. A computer-based de-