



Original Research Paper

The effect of point source pollution (fish pond effluent) on macro-invertebrates communities and validation of three biotic indexes (EPT, BMWP, HFBI) in assessing the water quality of Baliglu river in Ardabil province

Ehsan Asadisharif ¹, Parvar Didehberah ², Abolfazl Bayrami ^{2*}, Shima Rahim pouran ³

¹ Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Iran

² Department of Biology, Faculty of Science, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

³ Department of Environmental and Occupational Health, Social Determinants of Health Research Centre, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran

Key Words

Fish farming
Biotic indexes
Pollution
Baliglu river

Abstract

Introduction: Biotic indexes are an effective tool for measuring the water quality of rivers and lakes. In this study, the effect of fish pond effluent on water quality and validation of three common biotic indexes EPT, BMWP and HFBI in Baliglu river of Ardabil province was investigated.

Materials & Methods: A sampling of invertebrates communities were done seasonally from the summer of 2018 for one year with the help of a Sorber sampling device with dimensions of (40×40 cm) and in three replications. 10582 samples from 10 orders and 14 families were identified. The highest frequency was related to the order of Ephemeroptera and then Diptera, which belonged to the Baetidae and then Chironomidae family, respectively. Shannon-Wiener (H)(1.20) diversity, uniformity (exp(H)/S)(0.83), Simpson (1-D)(0.66) and dominance (D) (0.33) indices were used to study the diversity of macro-invertebrate communities.

Result: The results of determining the correlation of environmental parameters with the distribution of macrobenthos and environmental factors with each other by Detrended Correspondence Analysis (DCA) in PAST software (version 3.25) showed that the environmental parameters of nitrate and phosphate were positively correlated with Chironomidae and Tipulidae families. Based on the Hilsenhoff (HFBI) biotic index, the water quality of the Baliglu River in the third station with severe pollution (HFBI=8.24), based on the EPT, water quality in the third station is poor (EPT=9.5) and the BMWP biotic index reflects poor results. The water quality of Baliglu River in all stations was in a poor quality class.

Conclusion: The validation results of the three indicators used, showing that the BMWP, unlike other indicators, has a relatively poorer performance in the Baliglu River and in the quality assessments of our country's rivers, it is better to use a combination of several biological indicators.

* Corresponding Author's email: a_bayrami@uma.ac.ir

Received: 22 October 2020; Reviewed: 27 November 2020; Revised: 31 January 2021; Accepted: 7 March 2021

(DOI): 10.22034/AEJ.2021.265436.2439

مقاله پژوهشی

اثر منبع آلودگی نقطه‌ای (پساب استخر پرورش ماهی) بر جوامع ماکروبتوزی و اعتبارسنجی سه شاخص زیستی (HFBI، BMWP، EPT) در ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو استان اردبیل

احسان اسدی شریف^۱، پرور دیده به راه^۲، ابوالفضل بایرامی^{۳*}، شیما رحیم پوران^۳

^۱ گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

^۲ گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

^۳ گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی، اردبیل، ایران

چکیده

کلمات کلیدی

مقدمه: شاخص‌های زیستی ابزاری کارآمد جهت سنجش وضعیت کیفی آب رودخانه‌ها و دریاچه‌ها هستند. در این مطالعه اثر پساب استخر پرورش ماهی بر کیفیت آب و اعتبارسنجی سه شاخص زیستی رایج EPT، BMWP و HFBI در رودخانه بالیقلو استان اردبیل بررسی شد. **مواد و روش‌ها:** نمونه برداری از جوامع بی مهرگان به صورت فصلی از تابستان سال ۱۳۹۷ به مدت یک سال و با کمک دستگاه نمونه بردار سوربر با ابعاد (۴۰×۴۰) سانتی متر و در سه تکرار انجام شد.

استخر پرورش ماهی
شاخص‌های زیستی
آلودگی
رودخانه بالیقلو

نتایج: تعداد ۱۰۵۸۲ عدد نمونه از ۱۰ راسته و ۱۴ خانواده شناسایی شدند. بیشترین فراوانی مربوط به راسته یک‌روزه‌ها و سپس دو بالان که به ترتیب از خانواده Baetidae و سپس Chironomidae بودند. جهت بررسی تنوع جوامع بنتوزی از شاخص‌های تنوع شانون وینر $(H') = 1.20$ ، یکنواختی $(exp(H)/S) = 0.83$ ، سیمپسون $(1-D) = 0.66$ ، غالبیت $(D) = 0.33$ استفاده شد. نتایج حاصل از تعیین همبستگی پارامترهای محیطی با پراکنش ماکروبتوزها و عوامل محیطی با یکدیگر به وسیله آنالیز تطبیقی قوس گیری شده (DCA) در محیط نرم افزار PAST (ورژن ۳/۲۵) نشان داد که پارامترهای محیطی نترات و فسفات با خانواده Chironomidae و Tipulidae همبستگی مثبت دارند. براساس شاخص زیستی هلسینهوف وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم با آلودگی شدید ($HFBI = 8/24$)، براساس شاخص زیستی EPT کیفیت آب در ایستگاه سوم ضعیف ($EPT = 9/5$) و براساس شاخص زیستی BMWP و برخلاف شاخص‌های دیگر نتایج ضیفی را منعکس کرد و کیفیت آب رودخانه بالیقلو در همه ایستگاه‌ها را در کلاسه کیفی ضعیف قرار گرفت. **نتیجه گیری و بحث:** نتایج اعتبارسنجی سه شاخص به کار گرفته شده نشان داد که شاخص زیستی BMWP برخلاف سایر شاخص‌ها از عملکرد نسبتاً ضعیف‌تری در سنجش وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو برخوردار است و در ارزیابی‌های کیفی رودخانه‌های کشورمان بهتر است از تلفیق چند شاخص زیستی استفاده شود.

مقدمه

امروزه ضرورت مطالعه آلودگی رودخانه‌ها به دلیل نقش اساسی این اکوسیستم در چرخه زندگی جوامع بشری بایستی در برنامه‌های ارزیابی‌های زیستی گنجانده شود، از طرفی رودخانه‌ها آسیب‌پذیرترین اکوسیستم‌های جهانی به‌شمار می‌روند. امروزه بشر چنان بی‌مهابا و لجام‌گسیخته منابع آبی را به نابودی می‌کشد که حتی قوانین وضع شده و فشارهای قانونی و ملی نیز برای مهار آن کفایت نمی‌کند (۱). سنجش‌های فیزیکی، شیمیایی و باکتریولوژیکی معمولاً مبنای پایش رودخانه‌ها را شکل می‌دهند، زیرا طیف کاملی از اطلاعات را برای مدیریت کامل آب فراهم می‌نمایند. با این وجود در آب‌های جاری که تغییرات هیدرولوژی بسیار سریع است، تخمین آن‌ها کار بسیار دشواری می‌باشد، بنابراین این معیارها نمی‌توانند یکپارچگی چندین فاکتور محیطی و پایداری طولانی مدت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای را برای ماهیت فوری آن‌ها منعکس نمایند (۲). از آنجایی که بررسی کیفیت منابع آبی براساس پارامترهای فیزیکوشیمیایی، اطلاعات لحظه‌ای از میزان آلودگی موجود در منطقه را در اختیار می‌گذارند، بنابراین این روش نمی‌تواند روشی موثر در پایش وضعیت کیفی رودخانه‌ها تلقی شود. شناسایی ماکروبن‌توزها به‌عنوان ابزاری کارآمد جهت پایش بیولوژیکی کیفیت محیط زیست و سلامت اکوسیستم مورد استفاده قرار می‌گیرد. از مزایایی پایش اکوسیستم به‌وسیله جوامع بنتوزی می‌توان به توان حرکتی محدود این جوامع، طول عمر زیاد، داشتن زیستگاه‌های مختلف، تنوع فراوان در منابع آبی و واکنش سریع نسبت به آلودگی‌های موقتی و زودگذر محیطی نظیر آلودگی‌های صنعتی، کشاورزی، افزایش درجه حرارت و کمبود اکسیژن می‌باشد (۳). ماکروبن‌توزها در تغذیه دوزیستان، ماهی‌ها و دیگر بی‌مهرگان نقش دارند، لذا از اجزای اصلی شبکه غذایی اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند (۴). بی‌مهرگان بزرگ کفزی به‌عنوان یک روش استاندارد و موثر در بسیاری از موسسات محیط‌زیست برای ارزیابی کیفیت آب استفاده می‌شوند (۵). یکی از بهترین روش‌های علمی و به صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیکی آب‌ها و تعیین این‌که آیا فعالیت انسانی موجب کاهش کیفیت آب‌ها می‌شود، ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد (۶). اروپاییان اولین کسانی بودند که این استراتژی را از اوایل سال ۱۹۰۰ اتخاذ نمودند (۷). کاربرد چند شاخص زیستی به‌طور هم‌زمان جهت ارزیابی اکوسیستم‌ها می‌تواند وضعیت کیفی اکوسیستم را به‌طور دقیق‌تری ارزیابی کند؛ اما گاهی ممکن است برخی از شاخص‌ها نتایج ضعیفی را منعکس نمایند. استفاده از یک شاخص زیستی هم به تنهایی نمی‌تواند وضعیت یک اکوسیستم را به خوبی ارزیابی کند. بسیاری از محققین بر این باورند که استفاده از یک

شاخص زیستی می‌تواند نتایج غلطی را ارائه نماید (۸). بنابراین تلفیق چند شاخص زیستی می‌تواند نتایج جامع و صحیحی از درک کیفیت اکوسیستم یک رودخانه ارائه نماید (۹، ۱۰، ۱۱). رودخانه بالیقلو اردبیل که از چشمه‌سارها و برف‌های دامنه جنوبی کوه سبلان و دامنه‌های شمال غربی رشته کوه‌های بزغوش سرچشمه می‌گیرد و با گذر از شهر اردبیل وارد رودخانه قره‌سو می‌شود. این مطالعه با هدف بررسی سلامت اکوسیستم رودخانه بالیقلو و اعتبارسنجی سه شاخص زیستی انجام شد، که این شاخص‌ها با توجه به اهمیت اکوسیستم‌های آبی به‌خصوص رودخانه‌ها، اطلاعات وسیعی در حفظ و بهره‌وری بهتر از این منابع، جهت اجرای اقدامات پیشگیرانه و حفاظتی توسط سازمان‌های مربوطه نظیر سازمان محیط زیست قرار می‌دهد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از رودخانه بالیقلو از تابستان ۱۳۹۷ به مدت یکسال انجام شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری با توجه به شرایط رودخانه از جمله در دسترس بودن منطقه نمونه‌برداری در همه فصول، ارتفاع از سطح دریا، سرعت آب، توپوگرافی و فاکتور بسیار مهم مناطق دارای آلودگی‌های کشاورزی و صنعتی انتخاب شد. جزئیات مناطق نمونه‌برداری در جدول ۱ ذکر شده است. نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی با کمک نمونه‌برداری سوربر به مساحت ۰/۱۶ مترمربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون و در ۴ ایستگاه انجام شد. در هر ایستگاه از سه نقطه رودخانه در کناره‌ها و وسط به مساحت ۱۰۰ مترمربع و به مدت یک سال صورت‌گرفت و برای این منظور ابتدا دستگاه نمونه‌برداری سوربر در خلاف جهت جریان آب رودخانه قرار گرفت (شکل ۱). محتویات سوربر داخل یک ظرف پلاستیکی ریخته و با فرمالین ۴٪ فیکس شدند. سپس نمونه‌ها جهت شناسایی به آزمایشگاه انتقال یافتند (۱۲).

جداسازی و شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نمونه‌برداری از بنتوزها براساس دستورالعمل (RBPs: Rapid Bioassessment Protocols) برای آب‌های سطحی و جاری با دستگاه نمونه‌بردار سوربر و با چشمه تور ۳۰۰ میکرون به مدت یکسال و به صورت فصلی انجام شد. نمونه‌های ماکروبن‌توز به آزمایشگاه دانشگاه محقق اردبیلی منتقل شدند. برای شناسایی موجودات کفزی از لوپ‌های آزمایشگاهی دانشگاه محقق اردبیلی استفاده شد و از کلیدهای شناسایی معتبر (۱۳، ۱۴، ۱۵) جهت شناسایی در سطح خانواده استفاده شد.

جدول ۲: ارزیابی کیفی آب با استفاده از شاخص زیستی EPT

شاخص	فقیر	نسبتاً خوب	خوب-نسبتاً خوب	خوب	عالی
EPT	۰-۶	۷-۱۳	۱۴-۲۰	۲۱-۲۷	>۲۷

شاخص زیستی HFBI: شاخص زیستی هلسینهوف از پرکاربردترین شاخص های زیستی است که در سال ۱۹۹۸ ارتقا یافته و تحمل به آلودگی آلی در جوامع بنتوزی رودخانه ها را ارزیابی می نماید. براساس این شاخص برای هر خانواده دامنه تحمل متفاوتی بین ۰ تا ۱۰ در نظر گرفته می شود که هر چقدر در یک منطقه آلودگی آلی بیش تر و موجود مقاوم تر باشد، مقدار این شاخص نیز بیش تر خواهد بود (جدول ۳) (۱۶). جهت محاسبه شاخص زیستی هلسینهوف از معادله زیر استفاده می شود:

$$HFBI = \sum (x_i t_i) / n$$

که در آن: x_i : تعداد افراد در هر گروه، t_i : ارزش تحمل آلودگی در آن گروه، n : تعداد افراد کل

جدول ۳: ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی هلسینهوف

درجه آلودگی (آلی)	کیفیت آب	شاخص زیستی در سطح خانواده
آلودگی آلی وجود ندارد	عالی	۰-۲/۷۵
امکان آلودگی آلی بسیار اندک	خیلی خوب	۳/۷۶-۴/۲۵
احتمال مقدار آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶-۵/۰
آلودگی آلی نسبتاً قابل ملاحظه	مناسب	۵/۰۱-۵/۷۵
آلودگی آلی قابل ملاحظه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶-۶/۵۰
آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰

شاخص زیستی BMWP: در کشور انگلستان اغلب برای طبقه بندی آب ها از این شاخص استفاده می شود. در این روش نیازی به تعیین فراوانی گونه ها نیست، بلکه شناسایی بزرگ بی مهرگان کفزی در حد خانواده کفایت می کند. به هر خانواده براساس جدول مرجع امتیاز تعلق می گیرد. براساس مجموع امتیازات به دست آمده می توان کیفیت آب را مشخص کرد (جدول ۴).

جدول ۴: طبقه بندی کیفیت آب براساس امتیازات کسب شده در

شاخص BMWP	
کیفیت آب	امتیاز
کم	<۲۵
متوسط	۲۶-۵۰
خوب	۵۱-۱۰۰
خیلی خوب	۱۰۱-۱۵۰
استثنایی	>۱۵۰



شکل ۱: موقعیت ایستگاه های نمونه برداری و نقشه مطالعاتی رودخانه بالیقلو

جدول ۱: مشخصات ایستگاه های نمونه برداری در رودخانه بالیقلو

شماره	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	فاصله از ایستگاه بالادست (کیلومتر)	جنس بستر
۱	۳۸°۶'۳/۶"	۴۸°۶'۴۶/۹"	۰	شنی - ماسه ای
۲	۳۸°۷'۶/۳"	۴۸°۸'۵۵/۷"	۲	سنگلاخ - سیلتی
۳	۳۸°۸'۲۷/۶۱"	۴۸°۱۰'۳۴/۴۳"	۶	قلوه سنگی - ماسه ای
۴	۳۸°۸'۵۲"	۴۸°۱۰'۵۷/۱"	۲/۵	تخت سنگی - ماسه ای

پارامترهای فیزیکی و شیمیایی رودخانه بالیقلو: برخی از

فاکتورهای محیطی مانند درجه حرارت، اکسیژن، هدایت الکتریکی، pH، با کمک دستگاه های نمونه برداری پرتابل مارک WTW (330i-330) در محل نمونه برداری انجام شد. اما برخی از پارامترها مانند نیتрат (NO_3^-) و فسفات (PO_4^{3-}) طبق دستورالعمل آزمایشگاه مرجع، در انتهای هر دوره نمونه آب را در دو بطری ۱/۵ لیتری و با اضافه نمودن ماده فیکس کننده اسیدسولفوریک به میزان ۱ سی سی به یکی از بطری ها صورت گرفت.

محاسبه شاخص های زیستی: به منظور طبقه بندی بیولوژیک

ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه دیسام از شاخص های زیستی رایج EPT، HFBI و BMWP استفاده شد. سپس اعتبارسنجی هر کدام از این شاخص ها به وسیله آنالیزهای چندمتغیره بررسی شد.

شاخص زیستی EPT: کل گونه های شناسایی شده متعلق به

سه راسته Trichoptera، Plecoptera و Ephemeroptera می باشند که در واقع راسته های حساس به آلودگی هستند. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز در بیان کیفیت آب کاربرد دارند (جدول ۲) (۱۲).

جدول ۵: ماکروبن‌توزهای شناسایی شده در چهار ایستگاه رودخانه

بالیقلو استان اردبیل			
شاخه	رده	راسته	خانواده
Platyhelminthes	Turbellaria		
Annelida	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae Naidid
		Lumbriculida	Lumbriculidae
	Crustacea	A mhipoda	Gammaridae
			Baetidae
		Ephemeroptera	Caenidae
			Ecdyonuridae
		Trichoptera	Hydropsychidae
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlodidae
			Chironomidae
		Diptera	Simuliidae Tipulidae Tabanidae
	Arachnida	Hydrocarina	
Mollusea	Gastropoda	Prosobranchia	Viviparidae

مشخصات پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو

استان اردبیل: تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو در هر ایستگاه و در هر فصل در جدول ۶ ثبت شده است. میزان دمای آب از ۵/۹۲ درجه سانتی‌گراد در فصل زمستان تا ۲۳/۷۵ سانتی‌گراد در فصل تابستان متغیر بود. بیش‌ترین میزان دبی در ایستگاه اول فصل پاییز (۷/۹۰ متر بر ثانیه) و کم‌ترین میزان دبی در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۲/۳۵ متر بر ثانیه) ثبت شد. بیش‌ترین میزان نیترات در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۴/۱۷ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین میزان نیترات در ایستگاه سوم فصل بهار (۱/۱۰ میلی‌گرم در لیتر) ثبت شد، هم‌چنین بیش‌ترین میزان فسفات در ایستگاه سوم فصل پاییز (۲/۴۵ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین میزان فسفات در ایستگاه سوم فصل تابستان (۰/۵۲ میلی‌گرم در لیتر) ثبت شد.

رسته‌بندی با روش DCA: همبستگی بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی با ماکروبن‌توزها در محیط نرم‌افزار PAST در شکل ۲ مشخص شده است. براساس این نمودار همبستگی مثبت معنی‌داری بین دو خانواده Chironomidae و Tipulidae از راسته دوبالان با پارامترهایی مانند نیترات و فسفات وجود دارد. یکی دیگر از پارامترهای تاثیرگذار در پراکنش ماکروبن‌توزها دبی و سرعت جریان رودخانه است. نتایج همبستگی بین دبی رودخانه با خانواده‌های Caenidae، Ecdynouridae و Chloroperlidae مثبت می‌باشد. هم‌چنین بین دمای رودخانه با دو خانواده Baetidae و Simulidae همبستگی مثبتی وجود دارد. گونه‌های Hydropsychidae و Gammaridae با پارامتر pH همبستگی مثبتی را نشان دادند.

شاخص‌های تنوع گونه‌ای نظیر شاخص‌های تنوع زیستی شانون وینر (H)، سیمپسون (1-D)، یکنواختی (exp(H)/S) و غالبیت (D) با استفاده از نرم‌افزار PAST محاسبه شد.

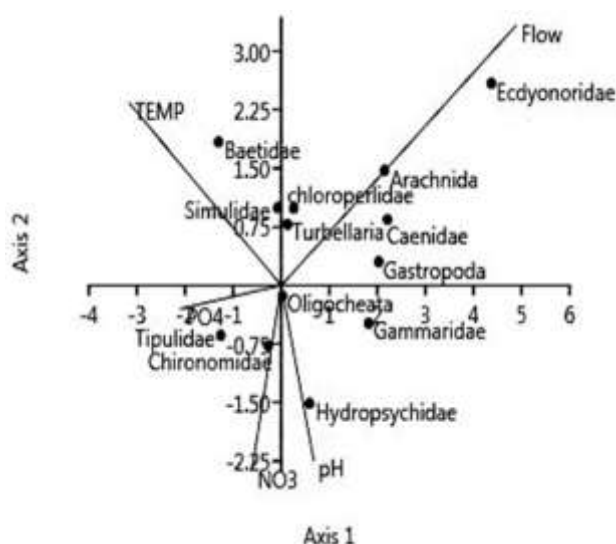
آنالیزهای آماری: آنالیز آماری داده‌های به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۱۶ و با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One Way ANOVA) انجام شد. در صورت نرمال نبودن داده‌ها با کمک آزمون آماری کولموگروف-اسمیرنوف نرمال‌سازی شدند. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن (Tukey) در سطح ۵ درصد ($P < 0.05$) استفاده و محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد. به‌منظور تعیین همبستگی هر یک از عوامل محیطی با گونه‌های بنتوزی، عوامل محیطی با یکدیگر و هم‌چنین تعیین مهم‌ترین عامل محیطی بر روی توزیع هر کدام از گونه‌های بنتوزی از نرم‌افزار Canoco نسخه ۵ تحت ویندوز استفاده شد. از روش آنالیز تطبیقی (DCA) جهت رسته‌بندی داده‌ها استفاده شد. از نرم‌افزار PAST جهت اندازه‌گیری شاخص‌های تنوع شانون، سیمپسون، یکنواختی و غالبیت استفاده شد.

نتایج

شناسایی ماکروبن‌توزها: در طول یک‌سال نمونه‌برداری از رودخانه بالیقلو تعداد ۱۰۵۸۲ نمونه از ماکروبن‌توزها متعلق به ۷ رده، ۱۰ راسته و ۱۴ خانواده شناسایی شدند (جدول ۵). بیش‌ترین فراوانی ماکروبن‌توزها مربوط به رده حشرات و بیش‌ترین فراوانی از رده حشرات متعلق به راسته دوبالان (۶۲/۵٪)، راسته یک‌روزه‌ها (۲۱/۷۵٪)، راسته بال‌مударان (۱٪)، راسته بهاره‌ها (۱٪) بودند. از راسته دوبالان خانواده Chironomidae و سپس خانواده Simuliidae و از راسته یک‌روزه‌ها خانواده Baetidae و سپس خانواده Caenidae و Ecdyonuridae بیش‌ترین فراوانی را به خود اختصاص دادند. از راسته بال‌مударان، خانواده Hydropsychidae شناسایی شدند. از راسته بهاره‌ها که حساس‌ترین راسته حشرات نسبت به آلودگی هستند خانواده Perlodidae شناسایی شدند. بسیاری از گونه‌های این راسته به زیستگاه‌هایی با سطوح اکسیژن محلول بالا نیاز دارند. از سایر ماکروبن‌توزها که در رودخانه بالیقلو شناسایی شدند، راسته کم‌تاران، عنکبوتیان، ناجورپایان (Gammaridae)، نرم‌تنان و کرم‌های پهن قرار داشتند. از نظر فراوانی، بیش‌ترین میزان فراوانی ماکروبن‌توزها در ایستگاه دوم فصل زمستان (۹۸۹) و کم‌ترین میزان فراوانی ماکروبن‌توزها در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۴۳) مشاهده شد. در بررسی بین ایستگاهی بیش‌ترین میانگین تراکم بنتوزی در ایستگاه دوم (۴۹۹) و کم‌ترین میانگین تراکم بنتوزی در ایستگاه ۳ (۱۴۱) مشاهده شد.

جدول ۶: مشخصات پارمترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو استان اردبیل (میانگین $\pm$ SE)

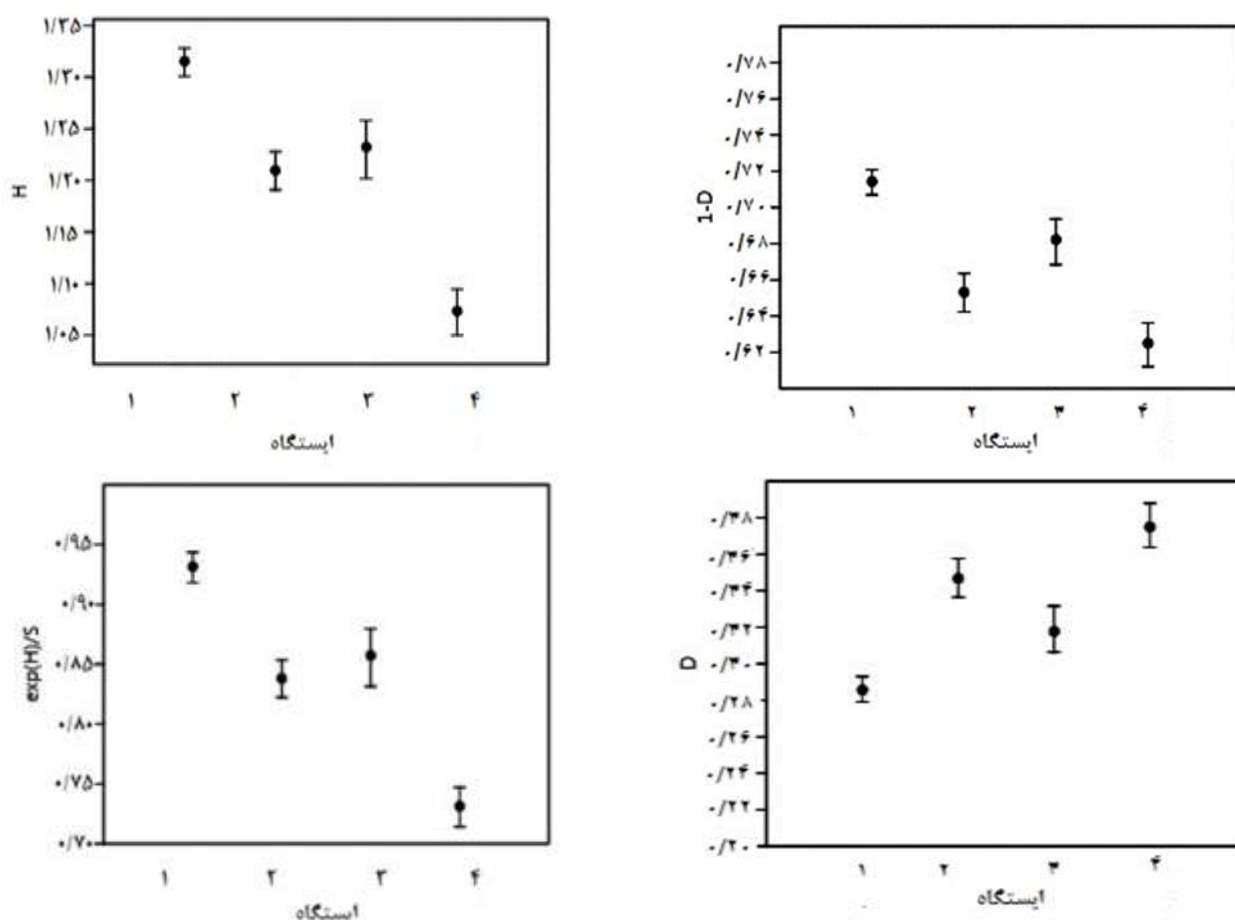
فصل	پارامتر	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴
بهار	نیترات	$1/25 \pm 0/057^a$	$1/42 \pm 0/05^b$	$1/0 \pm 10/077^a$	$2/17 \pm 0/095^c$
	فسفات	$2/0 \pm 25/057^a$	$0/0 \pm 65/057^b$	$0/0 \pm 80/081^c$	$1/0 \pm 15/057^d$
	دبی	$5/0 \pm 85/057^a$	$5/0 \pm 80/081^a$	$5/0 \pm 27/05^b$	$4/0 \pm 80/08^c$
	دما	$0 \pm 17/81^a$	$23/0 \pm 25/50^c$	$0 \pm 24/81^c$	$22/0 \pm 25/50^b$
	pH	$6/0 \pm 93/09^a$	$7/0 \pm 20/08^b$	$7/0 \pm 23/09^b$	$7/0 \pm 32/05^b$
تابستان	نیترات	$1/0 \pm 75/057^a$	$1/0 \pm 57/05^a$	$2/0 \pm 30/14^b$	$1/0 \pm 95/057^c$
	فسفات	$3/0 \pm 93/096^a$	$0/0 \pm 98/05^b$	$0/0 \pm 52/05^b$	$0/65 \pm 0/05^c$
	دبی	$4/0 \pm 22/09^a$	$3/0 \pm 97/05^b$	$4/0 \pm 82/09^c$	$3/0 \pm 77/05^d$
	دما	$22/0 \pm 75/5^a$	$23/0 \pm 75/28^b$	$21/0 \pm 88/25^c$	$19/0 \pm 8/25^d$
	pH	$6/0 \pm 9/11^a$	$6/0 \pm 98/05^a$	$7/30 \pm 0/08^b$	$7/0 \pm 12/05^c$
پاییز	نیترات	$2/0 \pm 35/05^a$	$3/0 \pm 45/05^b$	$3/0 \pm 55/057^c$	$3/0 \pm 61/03^c$
	فسفات	$0/0 \pm 77/05^a$	$1/0 \pm 77/05^b$	$2/0 \pm 45/057^c$	$2/0 \pm 175/05^d$
	دبی	$7/0 \pm 90/03^a$	$4/0 \pm 85/23^b$	$2/0 \pm 75/058^c$	$4/0 \pm 40/082^d$
	دما	$8/0 \pm 98/05^a$	$7/0 \pm 92/096^b$	$9/0 \pm 9/115^c$	$8/0 \pm 42/096^d$
	pH	$5/0 \pm 72/09^a$	$6/0 \pm 17/05^b$	$6/0 \pm 5/055^c$	$5/0 \pm 85/12^a$
زمستان	نیترات	$4/0 \pm 75/057^a$	$3/0 \pm 77/05^b$	$3/0 \pm 82/092^b$	$4/0 \pm 17/052^c$
	فسفات	$2/0 \pm 27/050^a$	$0/0 \pm 57/050^b$	$0/0 \pm 87/050^c$	$1/0 \pm 70/050^d$
	دبی	$3/0 \pm 35/057^a$	$3/0 \pm 35/057^b$	$2/0 \pm 75/057^c$	$2/0 \pm 35/057^d$
	دما	$5/0 \pm 92/096^a$	$5/0 \pm 92/096^a$	$6/0 \pm 92/096^b$	$6/0 \pm 50/082^c$
	pH	$6/0 \pm 93/096^a$	$6/0 \pm 92/096^a$	$6/0 \pm 43/053^b$	$6/0 \pm 73/096^c$



شکل ۲: دیاگرام حاصل از رسته بندی پارمترهای محیطی و گونه های بنتوزی به روش DCA

شاخص های تنوع: نتایج حاصل از شاخص های تنوع زیستی

شانون-وینر (H)، سیمپسون (D-1)، یکنواختی (exp(H)/S) و غالبیت (D) در محیط نرم افزار PAST مورد ارزیابی قرار گرفت (شکل ۲). بر اساس نتایج شاخص شانون-وینر بیشترین میزان تنوع در ایستگاه اول (۱/۳۲) و سپس ایستگاه سوم (۱/۲۴) و کمترین میزان شاخص تنوع در ایستگاه چهارم (۱/۰۸) و سپس در ایستگاه دوم (۱/۲۱) مشاهده شد. نتایج شاخص سیمپسون و یکنواختی نیز نشان داد، بیشترین تنوع در ایستگاه های اول و سوم و کمترین تنوع به ترتیب در ایستگاه های چهارم و دوم می باشد. براساس شاخص غالبیت (D)، بیشترین میزان غالبیت به ترتیب در ایستگاه چهارم و دوم و کمترین میزان شاخص غالبیت در ایستگاه اول و سوم مشاهده شد.



شکل ۳: دیاگرام شاخص‌های تنوع شانون-وینر (H)، شاخص سیمپسون (D-1)، شاخص یکنواختی (exp(H)/S) و شاخص غالبیت (D) در رودخانه بالیقلو

زیستی در ایستگاه سوم همه فصول با میانگین ۸/۲۴ ثبت شد که با سایر ایستگاه‌ها و در همه فصول اختلاف آماری معنی‌داری نشان داد ($P < 0/05$). کم‌ترین میزان شاخص زیستی HFBI در ایستگاه اول فصل تابستان (۴/۸۸) ثبت شد که با سایر ایستگاه‌های فصل تابستان اختلاف آماری معنی‌داری نشان داد ($P < 0/05$). براساس شاخص زیستی HFBI کلاس کیفی رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم همه فصول بسیار ضعیف و در سایر ایستگاه‌ها در رده مناسب تا رده کیفی نسبتاً ضعیف قرار دارد.

همبستگی شاخص‌های زیستی با استفاده از آنالیز چند

متغیره خوشه‌ای: شباهت سه شاخص زیستی EPT، BMWP و HFBI به وسیله آنالیز چندمتغیره خوشه‌ای در محیط نرم‌افزار PAST ارزیابی شد (شکل ۳). از شاخص شباهت Bray-Curtis جهت شبیه‌سنجی بین شاخص‌های زیستی استفاده شد. نتایج حاصل از همبستگی بین شاخص‌های زیستی نشان می‌دهد که شاخص‌های زیستی EPT با شاخص زیستی HFBI در یک گروه قرار می‌گیرند. نتایج شاخص زیستی BMWP با نتایج سایر شاخص‌ها شباهت ندارد.

شاخص‌های زیستی: نتایج حاصل از سه شاخص زیستی

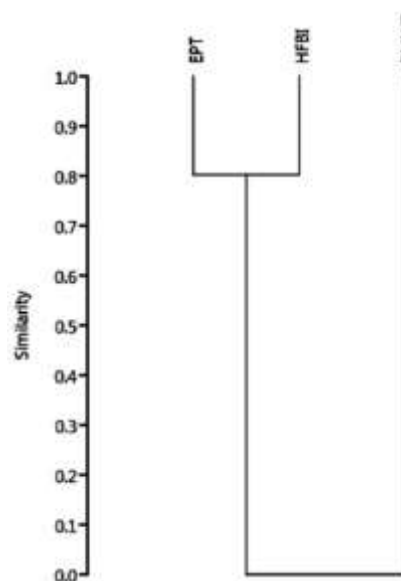
EPT، HFBI و BMWP در چهار فصل در جدول ۶ آمده است. نتایج شاخص زیستی EPT نشان می‌دهد که میزان این شاخص در ایستگاه‌های سوم و چهارم کاهش می‌یابند. کم‌ترین میزان شاخص زیستی EPT در ایستگاه چهارم (۱/۷۵) فصل زمستان و در ایستگاه چهارم فصل پاییز (۲/۲۵) و سپس در ایستگاه سوم فصل تابستان (۹/۵۰) و ایستگاه سوم فصل پاییز (۱۲/۲۵) ثبت شد. نتایج به‌دست آمده از شاخص زیستی EPT نشان می‌دهد که کیفیت آب رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم فصل بهار، تابستان و پاییز در کلاس کیفی نسبتاً خوب و در ایستگاه سوم و چهارم فصل زمستان در کلاس کیفی فقیر قرار دارد. نتایج این شاخص در ایستگاه‌های اول و دوم همه فصول در کلاس کیفی عالی قرار دارد. نتایج شاخص زیستی BMWP نشان می‌دهد که میزان این شاخص زیستی بین عدد ۱/۲۵ تا ۳/۶۷ می‌باشد. براساس این شاخص و جدول امتیاز دهی، کیفیت آب در همه فصول و در همه ایستگاه‌ها دارای آلودگی شدید می‌باشد. براساس شاخص زیستی HFBI بیش‌ترین میزان این شاخص

مهم ترین چالش های دنیای امروز و به خصوص کشورهای در حال توسعه مانند کشور هندوستان، ایران، آفریقا و اسیوی است (۲۰، ۲۱، ۲۲). از مهم ترین دلایل انتخاب رودخانه بالیقلو می توان به موقعیت این رودخانه به عنوان یک شریان حیاتی که حدود ۷ کیلومتر از داخل شهر اردبیل می گذرد، هم چنین آسیب هایی که با آلوده شدن این رودخانه و به خطر افتادن زندگی موجودات آبی به طور مستقیم و تهدید سلامتی این اکوسیستم همراه است اشاره کرد. شیمی آب تحت تاثیر عواملی چون ویژگی های زمین شناسی، اختلالات فیزیکی منطقه ای، الگوهای استفاده از زمین و سایر فعالیت های انسانی در حوضه های آبریز تحت تاثیر قرار می گیرد (۲۳). تأثیرات روی شیمی آب می تواند خود را در ساختار جانوران آبی نشان دهد (۲۴). نیترات و فسفات از ترکیبات مغذی تاثیرگذار در زنجیره غذایی رودخانه ها هستند. باین وجود افزایش بیش از اندازه این مواد مغذی نشان دهنده افزایش آلودگی های آلی است که می تواند حیات جانداران را به خطر بیاندازد. میزان نیترات و فسفات در دو ایستگاه انتهایی (سوم و چهارم) نسبت به دو ایستگاه ابتدایی (اول و دوم) افزایش داشته است که نشان از آلوده بودن ایستگاه های انتهایی است. اگرچه میزان نیترات کل تقریباً در هر ۴ ایستگاه از حد مجاز استاندارد (۱ میلی گرم در لیتر) بالا بود که نشان از آلودگی در همه ایستگاه ها است. میانگین پارامتر فسفات نیز در اکثر ایستگاه ها از حد مجاز استاندارد (۰/۵ میلی گرم در لیتر) بیش تر بود که این موضوع نیز نشان از آلودگی رودخانه است. افزایش ترکیبات مغذی در رودخانه ها به دلیل وجود استخر پرورش ماهی، شستشوی مزارع کشاورزی و ورود کودهای شیمیایی و شوینده های مصرفی در نزدیکی ایستگاه سوم باشد. بالا بودن غلظت فسفات می تواند اثرات منفی گسترده ای بر ساختار جمعیت کفزیان به خصوص لارو حشرات آبی داشته باشد (۲۵). با توجه به نتایج پارامترهای فیزیکی و شیمیایی می توان چنین استنباط نمود که اکثر ایستگاه های نمونه برداری رودخانه بالیقلو با آلودگی نسبی همراه است، با این وجود نمی توان از لحظه ای بودن نتایج پارامترهای فیزیکی و شیمیایی غافل بود، به همین دلیل شاخص های زیستی جهت سنجش بهتر وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو به کار گرفته شد. شاخص های تنوع زیستی روشی مناسب جهت اندازه گیری ترکیبی از ساختار بیولوژیکی جوامع که دو ویژگی تعداد گونه ها (غنا گونه ای) و پراکنش تعداد افراد در بین گونه ها (یکنواختی) را بررسی می کنند. در اکثر تحقیقات اکولوژیکی عوامل بسیاری هم چون آلودگی و حتی حضور برخی از راسه ها تاثیر بسیاری بر نتایج شاخص های تنوع دارد (۲۶، ۲۷). Khoshakhlagh و همکاران، اثر پساب مزرعه پرورش ماهی قزل آلا را بر بزرگ بی مهرگان کفزی رودخانه ماربر سمیرم بررسی کردند. نتایج شاخص تنوع شانون در این رودخانه نشان از کم تولید

جدول ۷: نتایج حاصل از سه شاخص زیستی EPT، HFBI و BMWP در چهار فصل

فصل	ایستگاه	EPT	BMWP	HFBI
بهار	S1	۵۸/۰±۵۰/۵۷۷ ^a	۲/۰±۲۳/۰۵۷ ^a	۶/۰±۶۲/۰۹۵ ^a
	S2	۱±۱۵۹/۱۵۵ ^b	۳/۰±۳۲۵/۰۵ ^b	۶/۰±۵۰/۰۰ ^a
	S3	۱۳/۰±۵۰/۵۷۷ ^c	۲/۰±۲۷/۰۵ ^a	۸/۰±۵۲/۱۷ ^b
	S4	۱±۱۶۹/۱۵ ^d	۳/۰±۶۷/۰۵ ^c	۰±۳۲/۲۷ ^c
تابستان	S1	۱۵±۳۱۵/۶۳ ^a	۳/۰±۲۲/۰۹۵ ^a	۴/۰±۸۸/۴۱ ^a
	S2	۶۲/۰±۲۵/۹۵۷ ^b	۲/۰±۲۷/۰۵ ^b	۶/۰±۲۲/۰۹۶ ^b
	S3	۹/۰±۵۰/۵۷۷ ^c	۲/۰±۳۷/۰۵ ^b	۸/۰±۰/۳۷ ^c
	S4	۱۲/۰±۸۸/۲۵ ^c	۳/۰±۲۲/۰۹۵ ^a	۶/۰±۶۲/۰۵ ^b
پاییز	S1	۹۹/۱±۵۰/۲۹ ^a	۳/۰±۷۲/۰۹۵ ^a	۶/۰±۷۲/۰۹۵ ^a
	S2	۰±۱۶۹/۹۵۷ ^b	۳/۰±۲۷/۰۵ ^b	۶/۰±۲۷/۱۸ ^b
	S3	۱۲/۰±۲۵/۹۵۷ ^c	۲/۰±۲۷/۰۹ ^c	۸/۰±۲۲/۰۹۵ ^c
	S4	۲/۰±۲۵/۹۵۷ ^d	۳/۰±۳۰/۰۸ ^b	۷/۰±۴۲/۰۵ ^d
زمستان	S1	۳۹/۰±۲۵/۹۵ ^a	۲/۰±۲۲/۰۹۵ ^a	۶/۰±۶۵/۰۵۷ ^a
	S2	۱۲۹/۱±۲۵/۷۰ ^b	۱/۰±۲۵/۰۵۷ ^b	۶/۰±۳۵/۰۵۷ ^a
	S3	۲/۰±۷۵/۵۰ ^c	۱/۰±۵۵/۰۵۷ ^c	۸/۰±۲۲/۱۷ ^b
	S4	۱/۰±۷۵/۵۰ ^c	۱/۰±۷۲۵/۰۵ ^d	۷/۰±۱۲/۳۲ ^c

حروف انگلیسی متفاوت در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار است ($P < 0.05$).



شکل ۴: دیاگرام حاصل از شبیه سنجی سه شاخص زیستی EPT، HFBI و BMWP در رودخانه بالیقلو

بحث

اثر پساب استخرهای پرورش ماهی بر وضعیت کیفی و فون و فلور رودخانه ها توسط محققین مختلفی بررسی شده است (۱۷، ۱۸، ۱۹). در بین منابع آبی، رودخانه ها از جمله مهم ترین منابع تامین آب می باشند که جهت مصارف مختلفی از قبیل آشامیدن، فعالیت های کشاورزی، آبیاری، صنعت و... مورد استفاده قرار می گیرند. یوتروفیکاسیون (پدیده پرغذایی) در اثر فعالیت های لجام گسیخته بشری یکی از

بودن این رودخانه و وضعیت کیفی فقیر تا متوسط دارد. نتایج حاصل در مجموع نشان داد که رودخانه ماربر سمیرم از قابلیت خودپالایی مناسبی برخوردار است به طوری که در فاصله دو کیلومتری از مزارع پرورش ماهی کیفیت آب بهبود یافته است (۲۸). نتایج این تحقیق نیز نشان داد که شاخص های تنوع شانون، غالبیت و یکنواختی در ایستگاه اول افزایش داشته است. براساس شاخص شانون-وینر اگر میزان این شاخص کم تر از عدد ۱ باشد، شاخص تنوع بسیار ضعیف، اگر میزان این شاخص بین عدد ۱ تا ۲ باشد، شاخص تنوع ضعیف، اگر بین ۲ و ۳ باشد، شاخص تنوع متوسط، و اگر بین عدد ۳ و ۴ باشد شاخص تنوع بالا خواهد بود. میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه اول ۱/۳۲ بود که براساس این شاخص در کلاس تنوع ضعیف قرار گرفت. این در حالی است که در ایستگاه سوم با ورود پساب استخر پرورش ماهی و افزایش آلودگی، شاخص تنوع شانون اگرچه نسبت به ایستگاه اول تنزل یافته است (۱/۲۲)، اما نسبت به ایستگاه دوم و چهارم کمی افزایش دارد. نتایج تحقیقات Lydy و همکاران، نشان داد که اگرچه ممکن است در اثر آلودگی زیاد ترکیب های جانوری در یک منطقه کاهش یابد، اما ممکن است تنوع زیستی در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیش تر از مکان غیرآلوده باشد. نتایج تحقیقات Lydy و همکاران، هم چنین نشان می دهد حتی حضور برخی از جنس ها مانند Cheumatopsyche و Hydropsyche از راسته Trichoptera منجر به کاهش تنوع زیستی می شود (۲۹). شاخص زیستی EPT به طور گسترده جهت ارزیابی تاثیر فعالیت های انسانی بر اکوسیستم های آبی استفاده می شود (۳۰، ۳۱). راسته Plecoptera نسبت به دوراسته Trichoptera و Ephemeroptera سریع تر عکس العمل نشان می دهد (۳۲). کم ترین میانگین شاخص EPT در ایستگاه سوم مشاهده شده است که علت این موضوع وجود استخر پرورش ماهی و هم چنین رواناب های کشاورزی در ایستگاه های پایین دست می باشد. Fore و همکاران، عکس العمل جوامع بنتوزی به فعالیت های بشری را بررسی کردند. نتایج مطالعات آن ها نشان داد که با ورود پساب استخر پرورش ماهی و کاهش کیفیت آب رودخانه، راسته های حساس به آلودگی (EPT) کاهش یافتند (۳۳) که با نتایج تحقیق حاضر هم خوانی دارد. Rahimibashar و همکاران، اثرات استخر پرورش قزل آلا رنگین کمان را بر جوامع ماکروژئوبنتوزی رودخانه شمرود بررسی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان داد که با ورود پساب استخر قزل آلا رنگین کمان گروه های متعلق به شاخص EPT کاهش و راسته های مقاوم به آلودگی افزایش داشتند (۳۴) که با مطالعه تحقیق حاضر هم خوانی دارد. شاخص زیستی HFBI شاخصی رایج در طبقه بندی کیفیت آب رودخانه هاست که در اکثر تحقیقات به کار می رود (۳۵). نتایج حاصل از شاخص زیستی HFBI نشان می دهد که ایستگاه

سوم آلوده ترین ایستگاه و در طبقه کیفی بسیار ضعیف قرار دارد. از طرفی کاهش جمعیت ماکروبنتوزها نیز در این ایستگاه مشاهده شده است که مهمترین علت این تنزل وجود استخر پرورش ماهی و ورود رواناب های کشاورزی در این ناحیه است. Ghane Sasan Saraei، به بررسی وضعیت کیفی رودخانه چافرود با استفاده از جوامع بنتوزی پرداخت. نتایج مطالعه ایستگاهی او نشان داد ایستگاهی که بلافاصله بعد از مزرعه پرورش ماهی قرار گرفته است از شرایط نامطلوبی برخوردار است (۳۶) که با نتایج تحقیق حاضر هم خوانی دارد. شاخص زیستی BMWP برخلاف دو شاخص EPT و HFBI نتایج ضعیفی از طبقه بندی کیفی رودخانه بالیقلو ارائه داد، و براساس این شاخص زیستی کیفیت آب در همه ایستگاه ها در کلاس کیفی بد قرار گرفت. بایستی توجه کرد که استفاده از یک شاخص به تنهایی نمی تواند سلامت رودخانه را تعیین کند (۲۹). اساس امتیازدهی شاخص BMWP بدین صورتست که به هر خانواده موجود در محیط امتیاز داده می شود. با نگاه کلی در جدول امتیازدهی این شاخص زیستی می توان به دلیل اصلی ارائه نتایج ضعیف توسط این شاخص در رودخانه بالیقلو پی برد. براساس جدول امتیازدهی بیش ترین امتیاز (۱۰) به برخی خانواده ها نظیر Aphelocheiridae، Mollanidae، Siphonuridae که حضور کمتری در رودخانه های کشورمان دارند داده می شود و طبیعتاً فون و فلور رودخانه های ایران با فون و فلور رودخانه های کشور انگلستان تفاوت های زیادی دارند. مهم ترین عامل در امتیاز دهی این شاخص زیستی نوع گونه ها و تنوع بالای تاکسون ها در امتیازدهی است که باتوجه به پایین بودن تنوع زیستی در رودخانه بالیقلو این شاخص نتایج غیرقابل قبولی را نشان داد. Asadisharif و همکاران، تاثیر منابع نقطه ای و تغییرات فصلی را با کمک شاخص های زیستی EPT، HFBI و BMWP ارزیابی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان از ضعیف بودن ارزیابی اندیکس BMWP نسبت به دو شاخص زیستی EPT و HFBI داشت (۳۷) که با نتایج تحقیق حاضر هم خوانی دارد. راستی آزمایی شاخص های زیستی نشان داد که از دو شاخص زیستی EPT و HFBI می توان به عنوان اندیکس های معتبر در ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه های کشورمان استفاده نمود. رودخانه بالیقلو از نظر کلاس کیفی به جزء ایستگاه سوم که در رده کیفی بسیار ضعیف قرار داشت، در بقیه ایستگاه ها وضعیت کیفی آب در رده مناسب تا نسبتاً ضعیف قرار داشت.

منابع

1. Asadi Sharif, E. and Imanpure Namin, J., 2020. Qualitative monitoring of Kharrood-Disam River in Guilan province with the help of biological indices of

17. **Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M. and Le Bris, H., 2012.** The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators*. 23: 356-365.
18. **Camargo, J.A., Gonzalo, C. and Alonso, A., 2011.** Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macro invertebrates: A case study. *Ecology Indicators*. 11(13): 911-917.
19. **Hynes, H.B.N., 1970.** The ecology of running water. University of Toronto Press, Canada. 555 p.
20. **Devi, R., Tesfahune, E., Legesse, W., Deboch, B. and Beyene, A., 2008.** Assessment of siltation and nutrient enrichment of Gilgel Gibe dam, Southwest Ethiopia. *Bioresource Technology*. 99(5): 975-979.
21. **Ndiritu G.G., Gichuki N.N., Kaur, P. and Triest, L., 2003.** Characterization of environmental gradients using physico-chemical measurements and diatom densities in Nairobi River, Kenya. *Aquat Ecosyst Health*. 6: 343-354.
22. **Sharifinia, M., Imanpour Nami, J. and Bozorgi Makrani, A., 2012.** Benthic macroinvertebrate distribution in Tajan River using canonical correspondence analysis. *CJES*. 10(2): 181-194.
23. **Sundermann, A., Gerhardt, M., Kappes, H. and Haase, P., 2013.** Stressor prioritisation in riverine ecosystems: which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics. *Ecological Indicators*. 27: 83-96.
24. **Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Ajuziego, I.O. and Nwadukwe, F.O., 2011.** Temporal and spatial variability in the structure of macroinvertebrate communities and environmental variables of a Niger Delta creek. *African Journal of Aquatic Sciences*. 36: 57-66.
25. **Barton, D.R. and Metcalfe-Smith, J.L., 1992.** A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*. 21: 225-244.
26. **Fries, L.T. and Bowles, D.E., 2002.** Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. *North American Journal of Aquaculture*. 64(4): 257-266.
27. **Kumar, A. and Sharma, M.P., 2014.** Application of water quality index and diversity index for pollution assessment of Kankaria Lake at Ahmedabad, India. *Journal of Civil and Environmental Engineering*. 4(3): 1.
28. **Khoshakhlagh, M., Kamrani, E., Ebrahimi Dorche, E. and Sourinejad, I., 2016.** The effect of Rainbow trout farms effluents on benthic macro-invertebrates of Marber River in Semirom. *Journal of Aquatic Ecology*. 5(1): 103-112. (In Persian)
29. **Lydy, M.J., Crawford, C.G. and Frey, J.W., 2000.** A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic invertebrate community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 39: 469-476.
30. **Moya, R., 2006.** Climas del Ecuador. Quito, Ecuador: INAMHI. Retrieved from <http://186.42.174.231/gisweb/METEOROLOGIA/CLIMATOLOGIA/Climas del Ecuador 2006.pdf>.
31. **Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P. and Luz, S.L.B., 2012.** A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of macrobenthos during the period of 20 years from 1999 to 2017. *Journal of animal Research (Iranian Journal of Biology)*. 23(3): 180-194. (In Persian)
2. **Behrouzi Rad., B., 2016.** Environmental indicators of rivers. *Narin Resaneh*. 403 p. (In Persian)
3. **Imanpour Namin, J., Sharifinia, M. and Bozorgi Makrani, A., 2013.** Assessment of fish farm effluents on macroinvertebrates based on biological indices in Tajan River (north Iran). *Caspian Journal of Environmental Sciences*. 11(1): 29-39.
4. **Jiang, X.M., Jing, X., Jian-Wen, Q., Jin-Ming, W., Jian Wei, W. and Zhi-Cai, X., 2010.** Structure of Macroinvertebrate Communities in Relation to Environmental Variables in a Subtropical Asian River System. *International Review of Hydrobiology*. 95: 42-57.
5. **Wallace, J.B. and Merritt, R.W., 1980.** Filter-feeding ecology of aquatic insects, *Annual Review of Entomology*. 25: 103-132.
6. **Lenat, D. R., 1993.** A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*. 12(3): 279-290.
7. **Rosenberg, D.M., Davies, I.J., Cobb, D.G. and Wiens, A.P., 1997.** Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. University Crescent, Manitoba. 43 p.
8. **Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P., Bachmann, V. and Moreteau, J.C., 2003.** A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*. 88(1): 3-15.
9. **Gonçalves, F.B. and Menezes, M.S.D., 2011.** A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotropica*. 11(4): 27-36.
10. **Semenchenko, V.P. and Moroz, M.D., 2005.** Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a biospheric reserve. *Water Resources*. 32(2): 200-203.
11. **Musonge, P.S., Boets, P., Lock, K., Ambarita, N.M.D., Forio, M.A.E., Verschuren, D. and Goethals, P.L., 2019.** Baseline assessment of benthic macroinvertebrate community structure and ecological water quality in Rwenzori rivers (Albertine rift valley, Uganda) using biotic-index tools. *Limnologica*. 75: 1-10.
12. **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
13. **Needham, J.G., 1976.** A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107 p.
14. **Edmanson, W.T., 1959.** Freshwater Biology. John Wiley and Sons. Inc, U.S.A. 1248 p.
15. **Pescador, M.L., Rasmussen, A.K. and Harris, S.C., 2004.** Identification manual for the caddis fly (Trichoptera) larvae of Florida, Department of Environmental Protection, Florida. 186 p.
16. **Hilsenhoff, W.L., 1988.** Rapid field assessment for organic pollution with a family level biotic index. *J. North American Benthological Society*. 7(1): 65-68.

- streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*. 18: 118-125.
32. **Ab Hamid, S. and Rawi, C.S.M., 2017.** Application of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in water quality assessment of Malaysian headwater. *Tropical life sciences research*. 28(2): 143.
 33. **Fore, L.S., Karr, J.R. and Wisseman, R.W., 1996.** Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*. 15(2): 212-231.
 34. **Rahimibashar, M.R., Torabi Jafroudi, H., Rasta, M., Khodadoust, A., Tagheipour Kouhbaneh, S. and Delafkar, K., 2016.** Effects of trout farm effluence on macrozoobenthos communities in Shemrood River (North of Iran). *Journal of Aquaculture Development*. 9(4): 31-42. (In Persian)
 35. **Razi Rasht Aabadi, A., Imanpour Namin, J. and Sattari, M., 2020.** Determination of water Quality the Fusheh River in Guilan Province using Macrobenthose Biotic Indices. *Journal of Animal Environmental*. 12(2): 381-388. (In Persian)
 36. **Ghane Sasan Saraei, A., 2013.** Identifying the macrobenthic population structure of the Chafroud River in Gilan province according to some water quality factors (in the area of Ormal Melal village), master's thesis, Tarbiat Modares University. 98 p. (In Persian)
 37. **Asadisharif, E., Yahyavi, B., Bayrami, A., Pouran, S.R., Atazadeh, E., Singh, R. and Raman, A.A.A., 2020.** Physicochemical and biological status of Aghlagan river, Iran: effects of seasonal changes and point source pollution. *Environmental Science and Pollution Research*. 1-11.