Journal of Aquatic Ecology
Volume13, Issue 4
Pages:11-29



Biological assessment of Baliqlu River by investigating the structure of macro-invertebrates (Ardabil province)

Neda Eslami[1], Abolfazl Bayrami[1], Ehsan Asadi-sharif[2*], Shima Rahim pouran[3*]

1. Department of Biology, Faculty of Science, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran.

2. Department of Fisheries Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Rasht, Iran.

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

Article Info

Article type: Research

Article history:
Received: 27 June 2023
Accepted: 28 July 2023
Published: 10 March 2024

* Corresponding Author:
ehsanasadisharif@gmail.com

Keywords:
Macrobenthos,
Lead,
Biotic indices,
Cadmium.

ABSTRACT

Qualitative assessment by macro-invertebrates is known as a suitable method to determine the health of the river. In this study, the diversity and abundance of Baliqlu River macro-invertebrates were evaluated from June 2019 to May 2021. SamplingsSamples were taken by Surber sampler during four seasons and physico-chemical parameters such as TEM, DO, pH, BOD, and some heavy metals (Cd and Pb) were measured. Diversity indices (Shannon-Wiener), and biotic indices (EPT, HFBI, and BMWP) were calculated in four stations. A total of 8328 macro-invertebrates from the Diptera, Ephemeroptera, and Isopoda were identified. The highest frequency percentage of the dominant groups was related to the Caenidaed, Chironomidae, and Simuliidae. The results of heavy metal accumulation in two classes showed more cadmium and lead accumulation in the Clitellata class (suborder Hirudinea) than the Insecta class (Caenidae family). The results of conventional comparative analysis (CCA) demonstrate that the distribution of most macro-invertebrate families is influenced by the DO parameter. According to the HFBI, the water quality decreased from upstream to downstream in all seasons, and the level of pollution was higher in station 5 compared to other stations, due to human activities, cattle crossing, and sewage output of fish farms.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

بوم‌شناسی آبزیان
شاپا چاپی: ۲۷۵۱-۲۳۲۲ شاپا الکترونیکی: ۹۳۵۵-۲۹۸۰
https://jae.hormozgan.ac.ir

ارزیابی زیستی رودخانه بالیقلو با بررسی ساختار ماکروبنتوزها (استان اردبیل)

ندا اسلامی[۱]، ابوالفضل بایرامی[۱]، احسان اسدی شریف[۲*]، شیما رحیمپوران[۳]

۱. گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

۲. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

۳. مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی موثر بر سلامت، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۴/۶
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۴/۲۸
تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۲/۱۲/۲۰

***نویسنده مسئول:**
ehsanasadisharif@gmail.com

کلیدواژه‌ها:
ماکروبنتوز،
سرب،
شاخص های زیستی،
کادمیوم.

چکیده

ارزیابی کیفی با استفاده از جمعیت ماکروبنتوزها یکی از روش های مناسب جهت تعیین سلامت رودخانه هاست. در این مطالعه تنوع و فراوانی ماکروبنتوزهای رودخانه بالیقلو از تابستان ۱۳۹۹ تا بهار۱۴۰۰ بررسی شد. نمونه برداری با استفاده از نمونه بردار سوربر انجام شد. فاکتورهای فیزیکو شیمیایی آب شامل دما، DO, pH, BOD و همچنین فلزات سنگین شامل کادمیوم و سرب اندازه گیری شد. شاخص های تنوع از قبیل شانون –وینر و همچنین شاخص های زیستی EPT، HFBI و BMWP نیز محاسبه شدند. تعداد ۸۳۲۸ ماکروبنتوز از راسته های Diptera، Ephemeroptera و Isopoda شناسایی شدند. بیشترین درصد فراوانی گروه های غالب در طول نمونه برداری از خانواده Caenidae ، Chironomidae و Simuliidae بود. تجمع فلزات سنگین در دو رده نشان می‌دهد که تجمع فلزات کادمیوم و سرب در رده Clitellata (زیر رده Hirudinea) بیشتر از رده Insecta (خانواده Caenidae) می باشد. نتایج حاصل از آنالیز تطبیقی متعارف (CCA) نشان می‌دهد پراکنش اکثر خانواده های ماکروبنتوزی تحت تاثیر پارامتر DO می‌باشد. براساس شاخص HFBI کیفیت آب از بالادست به سمت پایین دست در همه فصول کاهش داشته است و ایستگاه پنجم، به دلیل فعالیت های انسانی، عبور احشام و خروجی مزرعه پرورش ماهی در مقایسه با سایر ایستگاه ها آلوده تر است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

مقدمه

منابع طبیعی برای ادامه حیات در سیاره زمین اعطا شده است. رودخانه‌ها اکوسیستم‌هایی پویا و اکوسیستم‌هایی غنی از آبزیان هستند که تحت تاثیر عوامل انسانی مختلف نظیر فعالیت‌های کشاورزی، آبزی‌پروری، سدسازی، تخلیه فاضلاب‌های صنعتی قرار گرفته‌اند (Wang *et al*., 2020) بنابراین، پایش رودخانه و شناسایی دقیق وضعیت سلامت رودخانه برای بهبود مدیریت، حفظ و احیای رودخانه بسیار مهم است. در گذشته، پایش سلامت رودخانه عمدتاً بر ویژگی‌های کیفی آب متمرکز بود و توجه کمتری به عملکرد بیولوژیکی داشتند (He *et al*., 2023). فرآیند خودپالایی رودخانه‌ها تحت تاثیر فعالیت‌های بیولوژیکی در بدنه آبی رخ می‌دهد و با ورود بیش از حد منابع آلودگی نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای، به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند (Nugraha *et al*, 2022). آلودگی رودخانه‌ها یکی از مشکلات زیست محیطی جهانی به خصوص در کشورهای در حال توسعه است (Tang *et al*., 2022). یکی از روش‌ها برای تشخیص وضعیت کیفی آب رودخانه‌ها، اندازه‌گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی می‌باشد. استفاده از شاخص‌های زیستی جوامع ماکروبنتوزی نیز از روش‌های دیگر در پایش اکوسیستم های آبی می‌باشد (Mirdar *et al*.,1383). از مهم‌ترین ویژگی‌های ماکروبنتوزها می‌توان به تبدیل کردن مواد آلی به مواد معدنی اشاره کرد، همچنین به عنوان دومین و سومین سطح زنجیره غذایی برای استفاده سایر آبزیان قرار می‌گیرند (Mollo, 2021). ماکروبنتوزها موجوداتی ساکن و غیر مهاجر می‌باشند و جابجایی و تحرکشان کم بوده و از طرفی تجمع مواد سمی در آن‌ها رخ می‌دهد (Pinto *et al*., 2009). ماکروبنتوزها دارای ویژگی‌های مناسبی در ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه‌ها هستند که شاید بارزترین ویژگی ماکروبنتوزها این است که با چشم غیرمسلح می‌توان آن‌ها را مشاهده کرد و شناسایی و شمارش این موجودات به سختی سایر میکروارگانیسم‌ها و پلانکتون‌ها نمی‌باشد (Sahidin *et al*., 2021) با این وجود جهت شناسایی دقیق این حشرات نیاز به لوپ آزمایشگاهی می‌باشد. این جانداران درمقابل استرس‌های زیست محیطی و تغییرات شرایط زیست محیطی تغییراتی در فراوانی و تنوعشان به وجود می‌آید. به همین خاطر از ماکروبنتوزها به عنوان شاخص کیفیت آب استفاده می‌کنند (Sahidin *et al*., 2021). ماکروبنتوزها چرخه زندگی طولانی دارند و تغییرات کیفیت آب و رسوب را در طول زمان نشان می‌دهند بنابراین توانایی نشان دادن شرایط زیست محیطی را در طول زمان‌های طولانی را دارا هستند و امکان بررسی اثر زمانی عوامل آشفتگی زا را ایجاد می‌کنند (Joutsijoki, 2012). فعالیت‌های انسانی باعث ایجاد تغییرات زیادی در اجتماع و تنوع زیستی جانوران رودخانه‌ها شده است (Ghaneh *et al*., 1385). از طرفی ماکروبنتوزها موجوداتی هستند که به سختی در زمان ایجاد آشفتگی‌های زیست محیطی اکوسیستم را ترک می‌کنند (Krisanti, 2020). شاخص‌های زیستی از پرکاربردترین روش‌ها در ارزیابی کیفی رودخانه‌ها می‌باشند. این شاخص‌ها علاوه براینکه برای تعیین وضعیت فعلی یک اکوسیستم به کار گرفته می‌شوند، برای ردیابی آثارگذشته و همچنین پیش بینی‌های آینده‌ی تغییرات همان اکوسیستم مورد استفاده قرار می‌گیرند (Jeffrey, 1993). این روش برای اولین بار در اروپا در سال‌های ابتدایی قرن بیستم، تحت عنوان پایش زیستی مبنی بر بررسی جانوران آبزی (مانند بی‌مهرگان بزرگ کفزی، ماهی‌ها و پریفیتون‌ها) به عنوان شاخص تعیین کیفیت مورد استفاده قرار گرفت (Reiley, 2007). آلودگی آب توسط فلزات سنگین یکی از تهدیدات جدی برای سلامت بشر است (Saha and Paul, 2018). فلزات سنگین به عنوان آلاینده‌های بسیار پایدار و تا حدودی غیرقابل تجزیه وارد اکوسیستم می‌شوند، که هم منابع آب سطحی و هم منابع آب زیرزمینی را آلوده می‌کند (Mokarram *et al*., 2020). فلزات سنگینی همانند کادمیوم، سرب و جیوه به خاطر پایداری، سمیت و توانایی آن‌ها برای شرکت در زنجیره غذایی و آلاینده‌های جوی عامل‌هایی خطرساز برای حیات اکوسیستم ها می‌باشند. از طرفی که شکل فلزات ممکن است با تغییر در کیفیت آب، تغییر کند و میزان سمیت شان نیز برای حیات آبزیان ممکن است به طور غیرقابل پیش بینی دست خوش تغییر شود. رودخانه بالیقلو در قسمت جنوب غربی شهر اردبیل واقع شده است و از سمت غرب وارد شهر اردبیل می شود به همین دلیل از نظر زیبایی شناختی بسیار مورد توجه است. طول این رودخانه ۷۵ کیلومتر است که ۵۰ کیلومتر آن در کوهستان بوده و ۲۵ کیلومتر آن در جرگه جریان دارد (Jafarzadeh *et al*., 2019). آب مصرفی شهرهای اردبیل و سرعین و آب صنعتی و کشاورزی منطقه از این رودخانه تامین می شود، بنابراین حفظ حیات این اکوسیستم از اهمیت بالایی برخوردار است. متاسفانه در سال های اخیر پروژه احداث پل هوایی بر روی این رودخانه، آسیب‌های

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

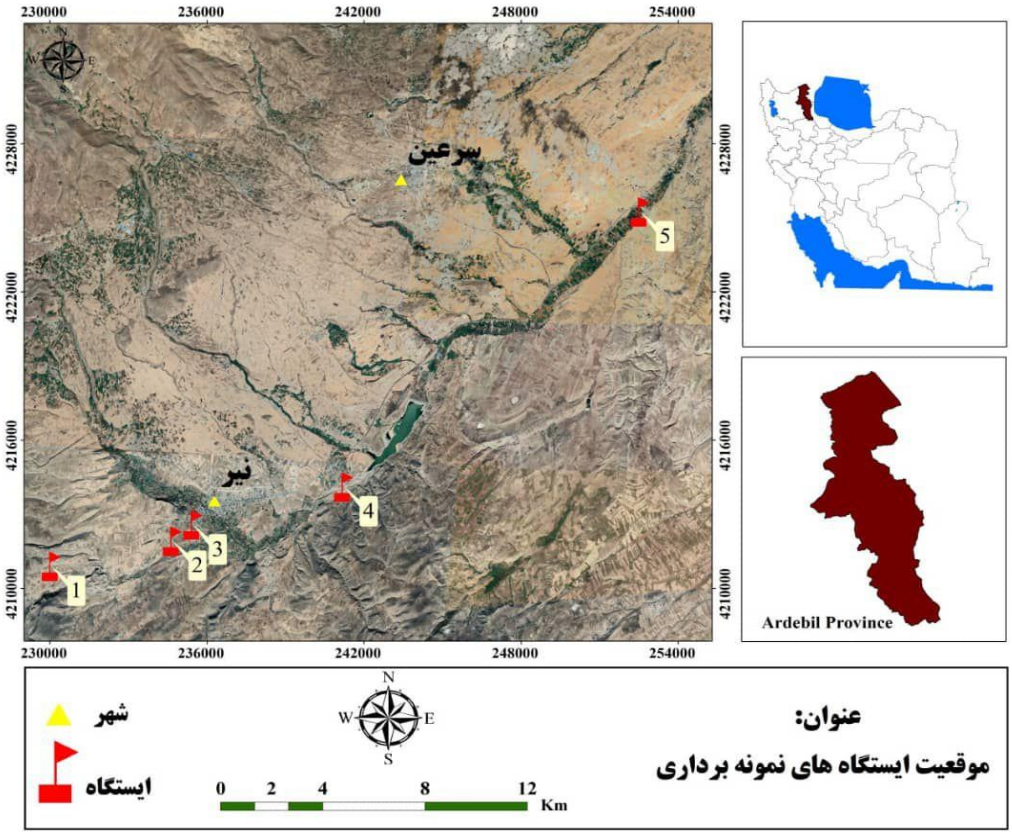
جدی به فون و فلور رودخانه زده است به طوری که بدون در نظر گرفتن یکپارچگی اکولوژیکی این رودخانه، مساحت زیادی از این رودخانه در داخل شهر اردبیل مسدود شده است که پس از اتمام پروژه پل هوایی می‌توان به تاثیرات مخرب انسانی بر این اکوسیستم پی برد. این تحقیق در منطقه روستای حکیم قشلاقی و قبل از ورود رودخانه به داخل شهر اردبیل و با هدف ارزیابی کیفی و بررسی تنوع ماکروبنتوزی این رودخانه انجام شده است که می‌توان در آینده به عنوان یک مطالعه پایلوت جهت تحقیقات بیشتر بر روی فون و فلور این رودخانه مهم استان اردبیل، در نظر گرفته شود.

مواد و روش‌ها

قبل از انجام فرآیند نمونه برداری و به منظور تعیین ایستگاه‌های نمونه برداری با بررسی کردن نقشه منطقه و تحقیقات محلی و با در نظر گرفتن عوارض طبیعی و انسانی، در این رودخانه تعداد ۵ ایستگاه مشخص شد، که چهار ایستگاه قبل سد یامچی و یک ایستگاه بعد از سد می‌باشند و موقعیت مکانی آن‌ها به تفضیل در جدول زیر بیان شده است (شکل ۱):

نمونه برداری ماکروبنتوزها در تابستان ۱۳۹۹ و به کمک دستگاه سوربر به مساحت ۰/۱۶ متر مربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون و در دو تکرار در هر ایستگاه و به مدت چهار فصل انجام شد. نمونه ها پس از جمع آوری در ظروف پلاستیکی با فرمالین ۴ درصد تثبیت شده و به آزمایشگاه منتقل شدند (Loch *et al.*,1999). برای این کار چارچوب کف دستگاه سوربر را در جهت خلاف جریان آب قرار دادیم و پس از آن در داخل کادر نمونه برداری سنگ‌ها را به آرامی شسته تا موجودات چسبیده به آن کنده شوند و همراه جریان آب به داخل توری قیف هدایت شوند. سپس کف بستر رودخانه را در محدوده کادر تا عمق چند سانتی متر به وسیله یک ابزار بلند (مانند پیچ گوشتی) به آرامی حرکت داده تا موجودات به داخل قیف نمونه بردار هدایت شوند. در انتها موجودات جمع آوری شده، با استفاده از پنس و الک آزمایشگاهی با قطر چشمه ۵۰۰ میکرون به درون ظروف نگهداری هدایت شدند. برای جداکردن موجودات در آزمایشگاه، نمونه ها را از الک آزمایشگاهی عبور داده و پس از آن محتویاتی که در داخل الک قرار گرفته است را در داخل سینی تشریح ریخته و در مرحله آخر جداسازی و شناسایی ماکروبنتوزها به کمک کلیدهای شناسایی مربوطه تا سطح خانواده و با استفاده از دستگاه لوپ انجام شد (Mandaville, 2002؛ Oscoz, 2011؛ Clifford,1991). اندازه گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نیز به صورت فصلی انجام شد. برای اندازه‌گیری دما (درجه سانتی‌گراد) از دماسنج و برای اینکه میزان اکسیژن محلول آب از دستگاه اکسیژن سنج (مارک WTW، ساخت کشور آلمان) استفاده شد و نمونه آب جهت اندازه‌گیری pH ، BOD، نیترات و فسفات از ایستگاه‌ها تهیه و مقادیر آن‌ها در آزمایشگاه اندازه گیری شد(APHA,1999).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]



شکل ۱. موقعیت ایستگاه های نمونه برداری

محاسبه شاخص‌های زیستی و شاخص های تنوع

شاخص زیستی EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera biotic index)

شاخص زیستیEPT براساس تعداد کل گونه‌های سه راسته حساس به آلودگی بزرگ بی مهرگان کفزی شامل Plecoptera Ephemeroptera, Tricoptera درجمعیت نمونه برداری شده می‌باشد (Loch *et al*., 1999). هر کدام از این راسته‌ها به آلودگی آب و هرگونه تغییر در داخل رودخانه و آن حوضه بسیار حساس هستند (Rosenberg and Resh, 1993). پس با افزایش این شاخص، میزان آلودگی آن رودخانه کمتر خواهد بود.

شاخص (HFBI)

از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی است که در سال ۱۹۹۸ اصلاح شده و تحمل به آلودگی آلی در موجودات رودخانه‌ها را ارزیابی می کند. شاخص زیستی هلسینهوف آلودگی هایی که ناشی از مواد مغذی هستند را نشان می دهد و امکان ارزیابی از تغییرات کیفیت آب یک رودخانه با استفاده از میزان مقاومت تاکسون نسبت به آلودگی را فراهم می‌کند (Hilsenhoff, 1987). در این روش آب ها از نظر آلودگی به مواد آلی در۷ طبقه قرار می گیرند و مقدار تحمل ارگانیسم‌ها و دامنه از صفر تا ده می‌باشد (Huang *et al*.,1982). جهت محاسبه شاخص زیستی هلسینهوف از معادله زیر استفاده می‌شود:

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

(۱)

$$HFBI = \sum Xi\ ti\ /n$$

X_i تعداد افراد در هر گروه، t_i ارزش تحمل آلودگی در آن گروه، n تعداد افراد کل

شاخص زیستی BMWP

این شاخص اغلب برای طبقه بندی کیفی آب‌ها استفاده میشود. در شاخص BMWP نیازی به تعیین فراوانی گونه‌ها نیست، بلکه شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حد خانواده کفایت می‌کند. به هر خانواده براساس جدول مرجع امتیاز تعلق میگیرد. براساس مجموع امتیازات میتوان وضعیت کیفی آب را سنجید.

شاخص تنوع H'

براساس شاخص شانون_وینر افراد به صورت تصادفی ازیک جامعه خیلی بزرگ نمونه برداری می شود و همه گونه‌ها دارای نماینده‌ای در جامعه هستند. این شاخص می‌تواند مقدارهای بین ۱–۵ را مختص خود کند و هرچه مقدار عددی شاخص پایین‌تر باشد نشان آلودگی بالاتر خواهد بود(Odum, 1993). در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌هایی که به یک جمعیت متعلق است و فراوانی نسبی آن ها با هم در محاسبه لحاظ می‌شود و حقیقتا تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان است (Lydy *et al.*, 2000).

سنجش فلزات سنگین (کادمیوم، سرب) در آب، رسوب و تجمع در برخی از ماکروبنتوزها

به منظور تعیین غلظت عناصر سنگین آب، رسوب و ماکروبنتوزها به صورت جداگانه نمونه برداری در طول چهار فصل انجام شد. تعداد چهار نمونه از بستر و چهار نمونه آب در هر فصل جمع آوری شد. نمونه برداری آب در ظروف ۱/۵ لیتری و کمی پایین‌تر از لایه های سطحی آب انجام شد. سپس به نمونه های آب اسید نیتریک ($pH=2$) اضافه شد. ۳۰ گرم از نمونه های رسوب نیز از عمق ۲۰ سانتی متری از حاشیه بستر رودخانه جمع آوری شد و جهت اندازه گیری فلزات سنگین به همراه نمونه های آب به آزمایشگاه منتقل شدند(Pandey, 2009)

به منظور تعیین میزان فلزات سنگین در ماکروبنتوزها، از نمونه‌های رده Insecta (خانواده Caenidae) به دلیل بیشترین فراوانی و رده Clitellata (زیر رده Hirudinea) به دلیل درشت جثه بودن نسبت به سایر نمونه‌ها، انتخاب شدند. ابتدا توده‌های خشک نمونه مذکور به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد در داخل آون خشک شدند. سپس از این نمونه‌ها به میزان ۲ گرم وزن شد و در داخل کوره الکتریکی در دمای ۶۰۰ درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت قرار داده شد و پس از خاکستر شدن برای تهیه محلول شفاف از نمونه، ابتدا در ۲۰ میلی لیتر اسید نیتریک به مدت ۱۲ ساعت قرار داده شد و سپس به این محلول مقدار ۱۰ میلی‌لیتر اسید پرکلریک ۷۰ درصد اضافه شد و بر روی اجاق در دمای محلول به آرامی به دمای ۴۰۰ درجه رسانده و بعد از تهیه محلول حاوی کریستال‌های سفید اجازه داده شد تا دمای محلول به دمای محیط رسیده و در نهایت به محلول آماده شده، پرکلریک اسید ۰/۱ نرمال اضافه شد و سپس محلول از صافی عبور داده شد و باقیمانده با ۵۰ میلی لیتر آب مقطر به حجم رسانده و برای تعیین فلزات سنگین به دستگاه جذب اتمی انتقال داده شد (Mollo, 2021). برای اندازه‌گیری فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی Varian مدل AA220FS استفاده شد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

آنالیز آماری

از نرم افزار SPSS نسخه ۱۶ جهت انجام آنالیز واریانس یک طرفه (One Way ANOVA) استفاده شد. جهت نرمال کردن داده‌ها از آزمون آماری کولموگروف–اسمیرنوف استفاده شد. همچنین جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن و توکی در سطح ۵ درصد استفاده و محاسبه داده ها و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel انجام شد. به منظور تعیین همبستگی پارامترهای محیطی با گونه‌های ماکروبنتوزی از نرم افزار PAST استفاده شد. از روش تحلیل همبستگی کانونی (CCA) جهت رسته بندی داده‌ها استفاده شد.

نتایج

به طور کلی در طول یکسال نمونه برداری از پنج ایستگاه در رودخانه بالیقلو تعداد ۸۳۲۸ نمونه ماکروبنتوز شناسایی شد. کمترین فراوانی در ایستگاه چهارم در فصل تابستان (۱۷±۱۶۱) و بیشترین تعداد در ایستگاه سوم در فصل زمستان (۲۳±۷۶۷) مشاهده شد.

بیشترین ترکیب گونه‌ها متعلق به راسته های یک روزه‌ها (Ephemeroptera) و دوبالان (Diptera) می‌باشند. بیشترین فراوانی از راسته Ephemeroptera از دو خانواده Caenidae و Baetidae که در ایستگاه اول (۵۸٪)، دوم (۴۶٪)، سوم (۵۲٪) و پنجم (۴٪) و از راسته Diptera خانواده Simuliidae که در ایستگاه چهارم (۳۰٪) بیشترین فراوانی را نشان دادند. راسته یکروزه‌ها بیشترین فراوانی را در مجموع ایستگاه‌ها به خود اختصاص داد که خانواده Caenidae *نسبت* به خانواده Baetidae دارای بالاترین میزان فراوانی بوده و در تمام ایستگاه‌ها و فصول مشاهده شده است. کمترین میزان فراوانی Caenidae مربوط به ایستگاه چهار و بیشترین فراوانی مربوط به ایستگاه اول می‌باشد.

دومین راسته شناسایی شده از نظر فراوانی راسته دوبالان Diptera می‌باشد. از این راسته سه خانواده شناسایی شدند. خانواده Chironomidae و Simulidae فراوانی بیشتری نسبت به خانواده Tabanidae *نشان* دادند. بیشترین فراوانی خانواده Simulidae و Chironomidae به ترتیب در ایستگاه چهار و پنج مشاهده شد (جدول۱).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

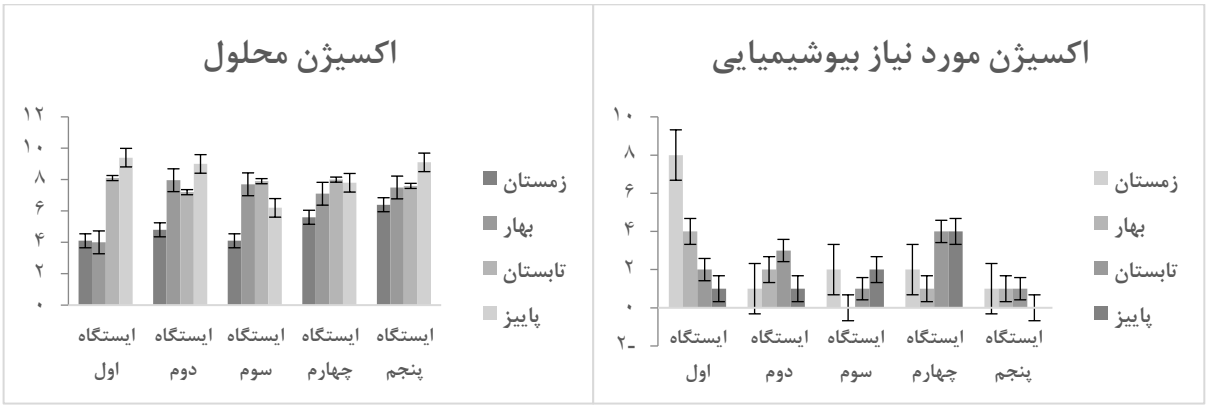
جدول۱. ماکروبنتوزهای شناسایی شده در رودخانه بالیقلو

S5	S4	S3	S2	S1	گونه	خانواده	راسته	کلاس	شاخه
*	*	*	*	*	*Gammarus* Sp	Gammaridae	Amphipoda	Crustecea	Arthropoda
*	*	*	*	*	Baetis sp	Baetidae	Ephemeroptera	Insecta	Arthropoda
*	*	*	*	*	*Caenis* Sp	Caenidae	Ephemeroptera	Insecta	Arthropoda
	*	*	*		*Hydropsyche* Sp	Hydropsychidae	Trichoptera	Insecta	Arthropoda
*	*	*	*	*	*Chironomus* Sp.	Chironomidae	Diptera	Insecta	Arthropoda
	*	*	*	*	*Simulium* Sp	Simuliidae	Diptera	Insecta	Arthropoda
	*	*			*Tabanus* Sp.	Tabanidae	Diptera	Insecta	Arthropoda
*	*	*						Oligo[1]	Annelida
	*	*						Clitellata.	Annelida
*	*	*	*	*				Gastro[2]	Mollusca

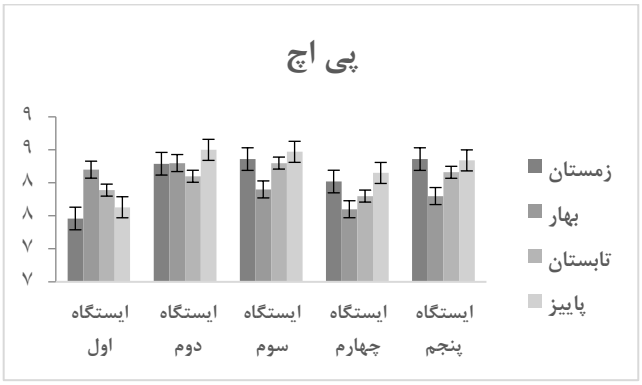
نتایج شاخص زیستی HFBI در بررسی ایستگاهی در جدول ۲، نشان داد که درطول چهار فصل بهترین و بدترین وضعیت کیفی به ترتیب متعلق به ایستگاه های چهارم در فصل بهار و پنجم در فصل تابستان است. براساس نتایج شاخص زیستی BMWP وضعیت کیفی آب در همه فصول در رده متوسط قرار دارد. اگرچه بدترین وضعیت کیفی براساس این شاخص نیز در ایستگاه پنجم در فصل بهار (۱۸/۶۵)مشاهده شد (جدول ۳). نتایج شاخص زیستی EPT در بررسی ایستگاهی در جدول ۴ نشان داد که در طول چهار فصل بهترین و بدترین وضعیت به ترتیت متعلق به ایستگاه‌های دوم در فصل پاییز، و ایستگاه چهارم در فصل تابستان است. نتایج شاخص تنوع شانون–وینر در بررسی ایستگاهی در جدول ۵ نشان داد که در طول چهار فصل بهترین و بدترین وضعیت به ترتیب متعلق به ایستگاه های سوم در فصل زمستان و پنجم در فصل تابستان است. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که در همه شاخص‌های زیستی و تنوع، بین ایستگاه‌ها در فصول مختلف سال، اختلاف آماری معنی‌داری وجود دارد (p<۰/۰۵) (جداول ۲ تا۵).

بیشترین میزان BOD مربوط به ایستگاه یک در فصل زمستان (۸ میلی گرم در لیتر) وکمترین مقدار مربوط به ایستگاه سوم و پنجم در فصل بهار و پاییز (۰ میلی‌گرم در لیتر) می باشد. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف آماری معنی‌داری بین ایستگاه‌ها درفصول مختلف سال مشاهده نشد (p >۰/۰۵). بیشترین میزان DO مربوط به ایستگاه یک در فصل پاییز (۹/۴ میلی‌گرم در لیتر) و کمترین آن مربوط به ایستگاه یک در فصل بهار (۴ میلی گرم در لیتر) می‌باشد. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف معنی داری بین ایستگاه ها درفصول مختلف سال مشاهده شد (شکل ۲، ۳) (p<۰/۰۵). بیشترین میزان pH در ایستگاه دوم در فصل پاییز (۸/۵) و کمترین مقدار مربوط به ایستگاه یک فصل زمستان می‌باشد (۷/۳۰). نتایج حاصل ازآنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف آماری معنی داری بین ایستگاه ها در فصول مختلف سال مشاهده شد (شکل ۴) (p<۰/۰۵).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]



شکل۲. تغییرات اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی(mg/lit) در ایستگاه های مورد بررسی **شکل۳.تغییرات اکسیژن محلول (mg/lit) در ایستگاه های مورد بررسی**



شکل٤. تغییرات pH درایستگاه های مورد بررسی

جدول۲. میانگین مقادیر شاخص HFBI

فصل	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵
زمستان	۱/۶ ۰±/۰۳ a	۱/۴۰ ۰±/۰۰۵ b	±۵۹/۲/۷۲c	۱/۶۹ ± ۰/۰۰a	۱/۳۹ ۰±/۰۰a
پاییز	۱/۶۷±۰/۰۶a	۱/۳۹ ± ۰/۰۰۵b	۱/۳۰ ۰±/۰۱c ۱/۲۱	۱/۷۰ ۰±/۰۱a	± ۰/۰۱d
تابستان	۰/۳۵ ۰±/۰۴a	۰/۸۲ ۰±/۰۳b	۰/۷۳ ۰±/۰۱c	۱/۰±۳۰/۰۱ d	۰/۰±۳۴/۰۲a
بهار	۱/۱۰ ± ۰/۰۰a	۰/۴۹ ۰±/۰۰b	۰/۷ ۰±/۰۱c	۱/۰±۷۵/۰۳d	۱/۱۵ ۰±/۰۱۱c

وجود حروف متفاوت بر روی اعداد در هر ردیف، نشانگر اختلاف معنی‌دار بین تیمارها است ($P<۰/۰۵$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

جدول ۳. میانگین مقادیر شاخص زیستی BMWP

فصل	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵
زمستان	۳۶/۶۷ ۰±/۵۷۷^{a}	۴۶/۶۷ ۰±/۵۷۷^{b}	۳۶/۰±۶۷/۵۶۳^{z}	۴۷/۰۰ ۰±/۰۰ ^{c}	۲۲/۰±۳۳/۰۸۲^{b}
پاییز	۳۵/۳۳ ۲±/۰۸۲^{a}	۴۰/۰ ۱±/۰۰^{b}	۵۰/۳۳ ± ۱/۵۲۸^{c}	۶۱/۱±۰۰ /۰۰^{d}	۳۳/۰±۶۷/۵۷۷^{a}
تابستان	۳۸/۶۷ ۰±/۵۰۰^{a}	۲۹/۶۷ ۰±/۶۲۳^{b}	۳۸/۶۷ ۰±/۴۳۹^{a}	۳۰/۰۰ ۱±/۰۰^{b}	۲۷/۰±۶۷/۴۷۳^{c}
بهار	۲۶/۶۶ ۰±/۴۳۰^{a}	۴۰/۰۰ ۰±/۹۳۷^{b}	۴۱/۰۰ ± ۰/۰۰^{b}	۴۵/۶۷ ۰±/۳۷۹^{c}	۱۸/۶۵ ۰±/۵۳۲^{d}

وجود حروف متفاوت بر روی اعداد در هر ردیف، نشانگر اختلاف معنی‌دار بین تیمارها است ($P<۰/۰۵$).

جدول ۴. میانگین شاخص زیستیEPT

فصل	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵
زمستان	۱۶۲/۳۳ ۲±/۰۸^{a}	۳۲۴/۰۰ ۳±/۴۶^{b}	۲۳۹/۳۳ ۰±/۵۷^{c}	۱۷۹/۰۰ ۲±/۶۴^{d}	۱۵/۶۵۷±۶۷^{e}
پاییز	۱۴۶/۰±۶۷/۵۷^{a}	۳۳۱/۰±۶۷/۵۶^{b}	۳۲۶/۰±۸۳/۲۸^{b}	۱۷۱/۲±۰۰/۰۰^{c}	۲۴/۳۳ ۴±/۷۲^{d}
تابستان	۳۱۰/۲±۰/۶۴^{a}	۳۱/۳±۶۷/۲۱^{b}	۳۰۱/۳۳ ۱±/۵۲^{b}	۱۰۱/۱±۶۷/۵۲^{c}	±۳۳/۲۰ ۲/۰۸^{d}
بهار	۲۸۱/۱±۰۰/۰۰^{a}	۳۱۷/۱±۶۷/۵۲^{b}	۲۳۶/۵±۳۳/۵۰^{c}	۱۸۵/۶۷ ± ۰/۵۹^{d}	۱۸/۱±۰۰/۰۰^{d}

وجود حروف متفاوت بر روی اعداد در هر ردیف، نشانگر اختلاف معنی‌دار بین تیمارها است ($P<۰/۰۵$).

جدول ۵. میانگین شاخص شانون-وینر

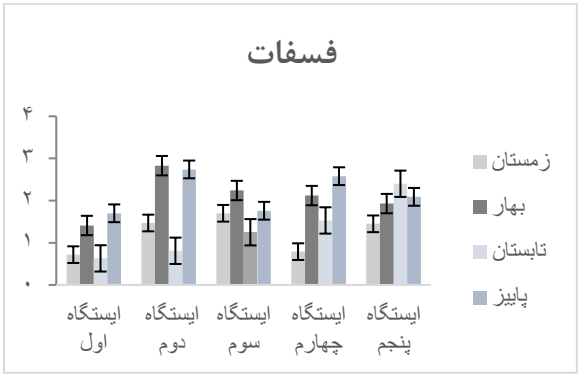
فصل	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵
زمستان	۶/۰±۵۷/۰۶۹^{a}	۶/۰±۸۶/۰۵^{b}	۶/۰±۸۸/۰۷^{b}	۵/۰±۸/۱^{c}	۶/۰±۰۳/۰۴^{d}
پاییز	۶/۲۹ ± ۰/۰۹^{a}	۶/۰±۵۰/۲۳^{a}	۶/۳۶ ۰±/۰۵^{a}	۶/۰±۴۶/۰۱۱^{a}	۶/۰±۲۸/۰۰۵^{a}
تابستان	۶/۰±۷۱/۰۱^{a}	۶/۰±۸۶/۰۵^{b}	۶/۰±۸۲/۰۲^{b}	۶/۰±۸۴/۰۰^{b}	۷/۰±۱/۰۰^{c}
بهار	۶/۰±۰۳/۰۳^{a}	۶/۰±۴۷/۶۰^{b}	۶/۰±۳۱/۰۲^{c}	۵/۵۱ ۰±/۰۱^{c}	۶/۰±۴۵/۰۱^{c}

وجود حروف متفاوت بر روی اعداد در هر ردیف، نشانگر اختلاف معنی‌دار بین تیمارها است($P<۰/۰۵$).

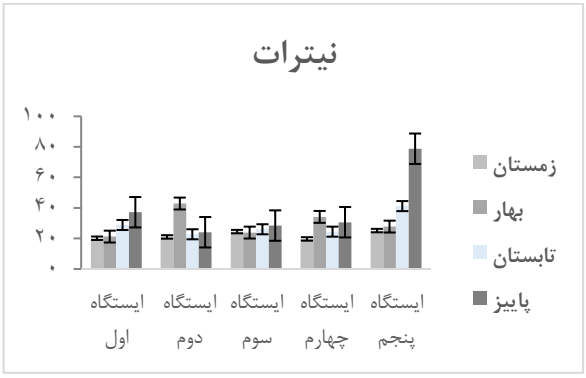
بیشترین مقدار نیترات در ایستگاه پنجم در فصل پاییز (۷۸/۷۷ میلی گرم در لیتر) و کمترین آن مربوط به ایستگاه اول و در فصل زمستان (۱۹/۶۹) مشاهده شد. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف آماری معنی داری بین ایستگاه‌ها درفصول مختلف سال مشاهده شد ($p<۰/۰۵$). بیشترین مقدار فسفات در ایستگاه دوم فصل بهار (۲/۸۳ میلی‌گرم در لیتر) و کمترین آن مربوط به ایستگاه اول در فصل زمستان (۰/۷۱۹ میلی گرم در لیتر) مشاهده شد. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف معنی داری بین ایستگاه ها درفصول مختلف سال مشاهده گردید (شکل ۵ و ۶)($p<۰/۰۵$). بیشترین مقدار سرب موجود در آب مربوط به ایستگاه اول در فصل تابستان (۰/۴۸) می‌باشد و کمترین آن در فصل بهار و پاییز در ایستگاه ها اول و دوم (۰) می‌باشد همچنین در فصل زمستان در کلیه ایستگاه‌ها مقادیر سرب (۰) بوده که نشان دهنده عدم وجود این عنصر می‌باشد. بیشترین مقدار کادمیوم موجود درآب مربوط به ایستگاه اول در فصل تابستان (۰/۱۰۵)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

می‌باشد و کمترین آن در فصل بهار و زمستان در ایستگاه اول (۰) می باشد. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه ها درفصول مختلف سال مشاهده نشد (p >۰/۰۵).



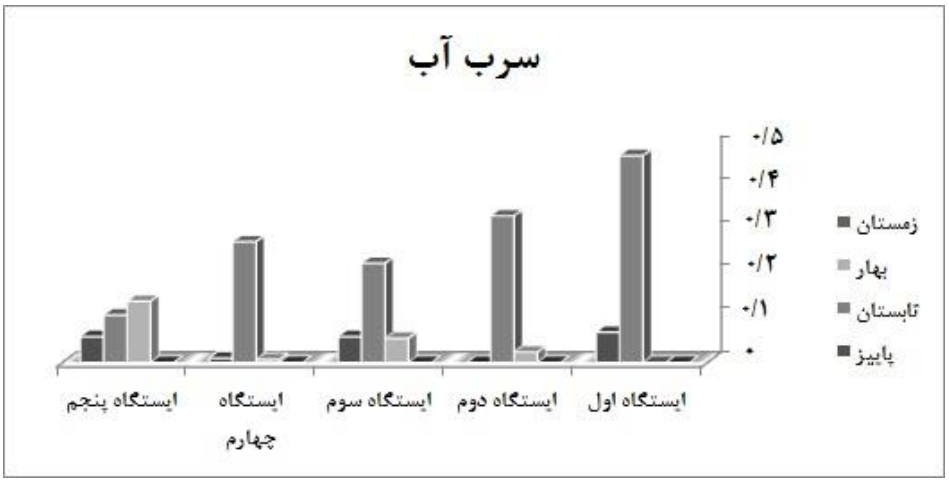
شکل۵. تغییرات فسفات(mg/lit) در ایستگاه های مورد بررسی



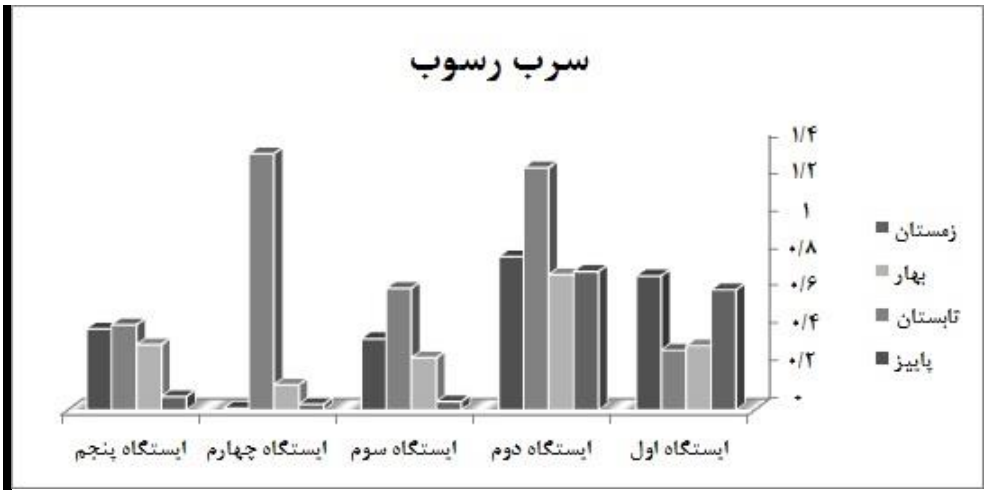
شکل٦. تغییرات نیترات(mg/lit) در ایستگاه های مورد بررسی

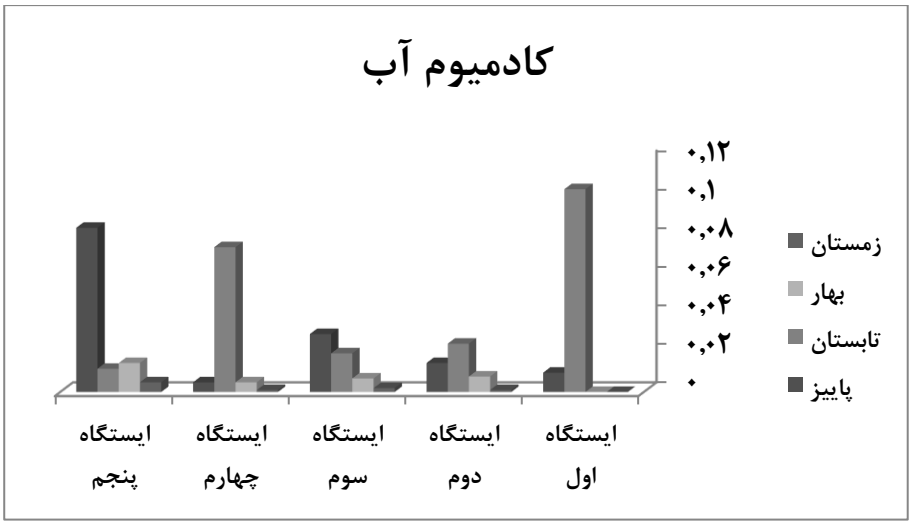
نتایج سنجش فلزات سنگین (کادمیوم، سرب) در آب، رسوب و تجمع در برخی از ماکروبنتوزها

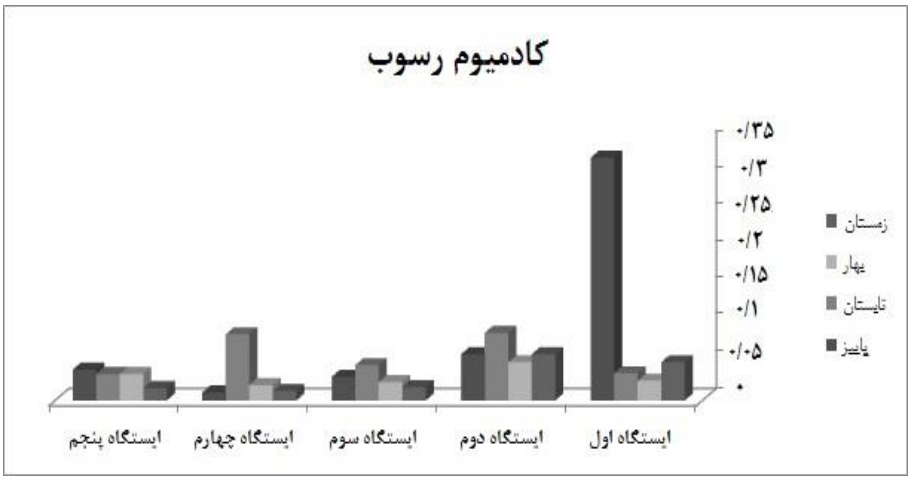
نتایج حاصل از سنجش فلزات سنگین نشان می‌دهد که بیشترین تجمع فلزات سنگین در آب و رسوب در ایستگاه اول فصل تابستان مشاهده شد و اختلاف آماری معنی داری با سایر فصول را نشان دادند (p<۰/۰۵). از طرفی تجمع فلزات سنگین در دو رده Insecta (Caenidae) و Clitellata (زیر رده Hirudinea) نیز اندازه گیری شد. نتایج تجمع فلزات سنگین در این دو رده که به دلیل بیشترین فراوانی و درشت جثه بودن انتخاب شدند، نشان می‌دهد که تجمع فلزات سنگین کادمیوم و سرب در Clitellata بیشتر از رده Insecta می‌باشد (شکل ۷).



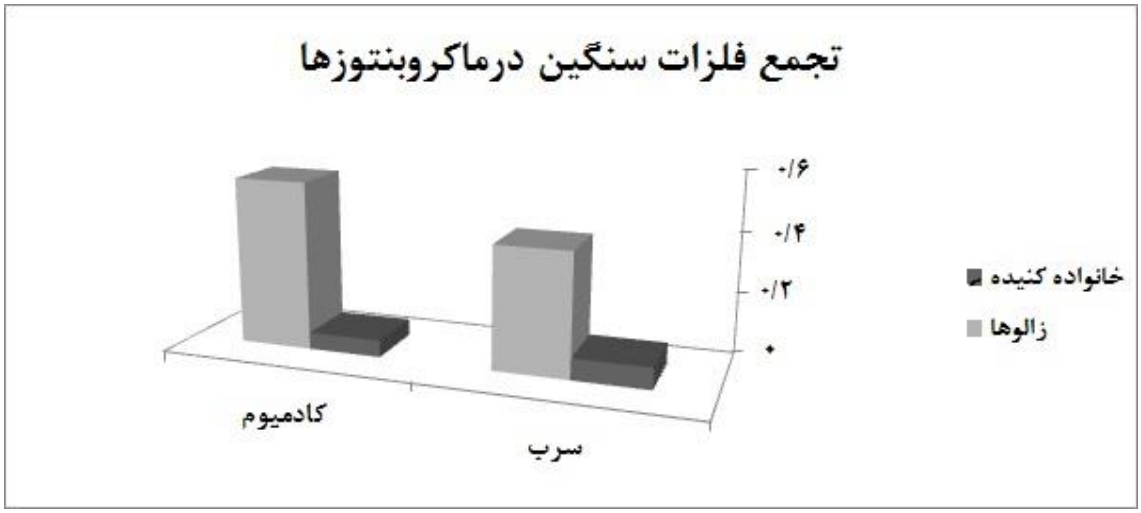
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]







[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]



شکل ۷. تجمع فلزات سنگین سرب و کادمیوم در آب، رسوب و ماکروبنتوزها

مقایسه میانگین عناصر سنگین با راهنمای استاندارد آب و رسوب

مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین کادمیوم و سرب در آب نشان می‌دهد که میزان غلظت این فلزات از حد مجاز استانداردآب به خصوص در ایستگاه اول بالاتر می‌باشد که نشان از وجود بحران و تجمع زیستی در ماکروبنتوزهای این رودخانه دارد. از طرفی مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در رسوب نشان می‌دهد غلظتت این عناصر از حد مجاز استاندارد عبور نکرده است (جدول ۶ و ۷).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

جدول٦. مقایسه میانگین غلظت کادمیوم و سرب در ایستگاه های رودخانه بالیقلو با راهنمای استاندارد آب (میلی گرم در لیتر) (*Long,2013*؛ *Macdonald,2000*)

فلز سنگین	کادمیوم					سرب				
ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	۱	۲	۳	۴	۵
میانگین	۰/۱۱	۰/۰۶	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۵۰	۰/۸۹	۰/۳۳	۰/۳۸	۰/۳۲
استاندارد رسوبات آب شیرین	۰/۹۹	۰/۹۹	۰/۹۹	۰/۹۹	۰/۹۹	۳۵/۸	۳۵/۸	۳۵/۸	۳۵/۸	۳۵/۸
استاندارد رسوبات دریایی	۵/۱	۵/۱	۵/۱	۵/۱	۵/۱	۴۵۰	۴۵۰	۴۵۰	۴۵۰	۴۵۰

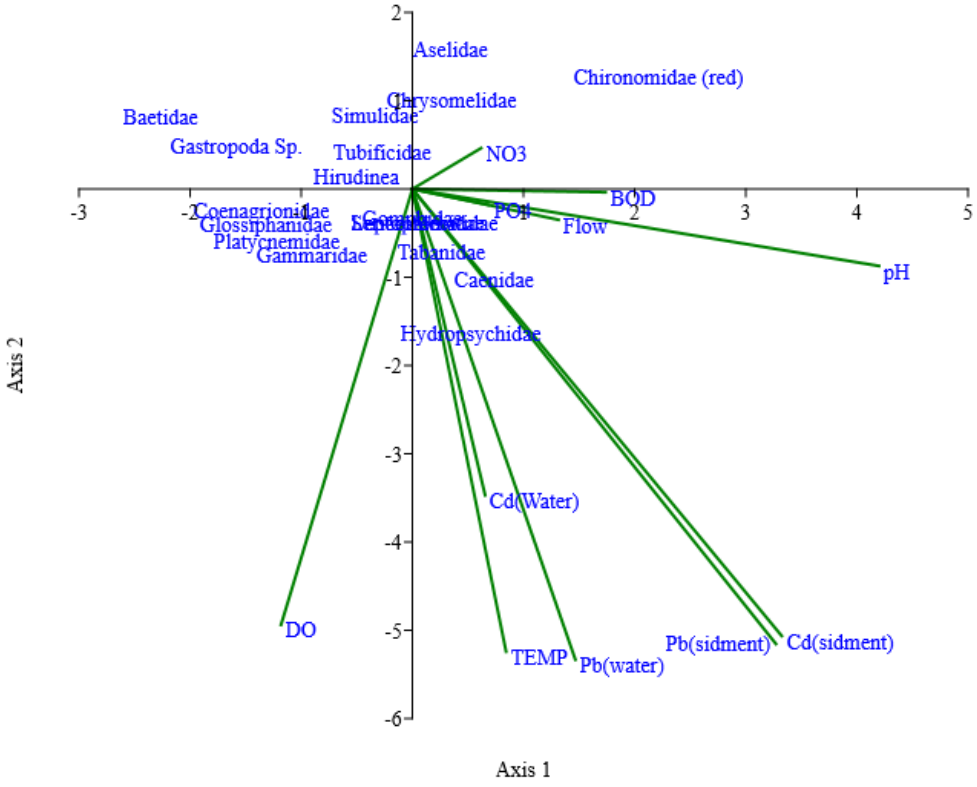
جدول ۷. مقایسه میانگین غلظت فلزات سرب و کادمیوم در رسوب با استاندارد های رسوبات (میلی گرم در کیلوگرم) (*Long,2013*؛ *Macdonald,2000*)

فلز سنگین	کادمیوم					سرب				
ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	۱	۲	۳	۴	۵
میانگین	۰/۰۲۸	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۲۱	۰/۰۲۹	۰/۱۳	۰/۰۹	۰/۰۸	۰/۰۷	۰/۰۷
استاندارد زیستی آبزیان	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵	۰/۰۵
استاندارد آب های سطحی	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۰۵	۰/۰۰۵	۰/۰۰۵	۰/۰۰۵	۰/۰۵

رسته بندی با روش CCA

همبستگی بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی با ماکروبنتوزها در محیط نرم افزار PAST محاسبه شده است (جدول ۸ و شکل ۸). براساس این نمودار مقدار ویژه (Eigen value) در محور اول و دوم به ترتیب ۰/۰۶ و ۰/۰۳ محاسبه شد. نتایج حاصل از آنالیز تطبیقی متعارف (CCA) نشان می دهد که در بین پارامترهای محیطی میزان pH در طول محور اول بالاتر از سایر پارامترها بوده و همبستگی مثبتی با محور اول (۰/۴۴) نشان داد. پارامتر NO_3^- و BOD همبستگی مثبت و پارامتر DO همبستگی منفی با خانواده Chironomidae داشته و براساس نتایج آنالیز CCA خانواده با فلزات سنگین و pH همبستگی مثبتی نشان دادند. به طور کلی براساس خروجی نمودار CCA، پراکنش اکثر خانواده های ماکروبنتوزی تحت تاثیر پارامتر DO می‌باشد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]



شکل۸. دیاگرام حاصل از رسته بندی پارامترهای محیطی و گونه های بنتوزی به روش CCA

جدول۸. همبستگی بین پارامترهای محیطی با محور اول و دوم به روش آنالیز CCA

پارامترهای محیطی	محور دوم	محور اول
جریان	−۰/۰۵۹	۰/۱۵
pH	− ۰/۱۸	
		۰/۴۴
دما	−۰/۵۳	۰/۰۳
اکسیژن محلول	−۰/۴۴	
		−۰/۱۸
اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی	−۰/۰۴	۰/۱۸
سرب آب	−۰/۵۵	۰/۱۰۰
سرب رسوب	−۰/۵۶	۰/۲۹
کادمیوم آب	−۰/۳۵	۰/۰۳۸
کادمیوم رسوب	−۰/۵۵	۰/۳۰
فسفات	−۰/۰۳۵	۰/۰۶
نیترات	۰/۰۲۹	۰/۰۷

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

بحث

آلودگی رودخانه‌ها توسط منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای از مهم‌ترین چالش‌های امروز در اکثر کشورهای در حال توسعه می‌باشد. داشتن تنوع و غنای گونه‌ای، بکر بودن بسیاری از رودخانه‌ها و حتی عدم شناسایی و گزارش برخی از حشرات آبزی، نیاز به پایش زیستی سلامت رودخانه‌های استان اردبیل را توسط محققین علوم زیستی می‌طلبد. Asadisharif و همکاران (۱۴۰۰) به بررسی اثر منبع آلودگی نقطه ای (استخر پرورش ماهی) بر جوامع ماکروبنتوزی و اعتبار سنجی سه شاخص زیستی در بخش های پایین دست رودخانه بالیقلو پرداختند. هر چند در مطالعه ذکر شده، فلزات سنگین آب، رسوب و تجمع در جوامع ماکروبنتوزی مورد ارزیابی قرار نگرفته است اما می توان با استفاده از نتایج این مطالعه ارزیابی جامعی از وضعیت فون و فلور رودخانه بالیقلو و مقایسه با شرایط حال و احتمالا آینده را داشت. نتایج مطالعه ذکر شده نشان داد که بیشترین فراوانی جوامع ماکروبنتوزی در ایستگاه‌های پایین دست رودخانه بالیقلو ابتدا متعلق به خانواده Baetidae و سپس خانواده Chironomidae می باشد. نتایج مطالعه حاضر نیز نشان می دهدکه بیشترین فراوانی از راسته یکروزه‌ها به ترتیب متعلق به دو خانواده Caenidae و Baetidae و سپس Chironomidae و Simulidae از راسته دوبالان می باشد. با مقایسه نتایج این دو تحقیق، علت بالا بودن فراوانی خانواده Caenidae نسبت به Baetidae در بالادست رودخانه بالیقلو، نشان از تاثیر منابع آلودگی نقطه ای و غیر نقطه ای بر وضعیت فون و فلور این رودخانه دارد. Menetrey و همکاران (۲۰۱۰) در تحقیقی به کارایی و اعتبارسنجی راسته یک روزه ها در ارزیابی کیفی زیستگاه‌های راکد نظیر استخرها پرداختند. نتایج این تحقیق نشان داد که دو گونه غالب از راسته یک روزه ها به ترتیب متعلق به خانواده Baetidae و Caenidae می باشند که حساسیت گونه *Caenis horaria* از خانواده Baetidae در مقایسه با گون *Cloeon dipterum* از خانواده Caenidae به تغییرات محیطی نظیر افزایش فسفات کل کمتر می باشد که با نتایج تحقیق حاضر در ارتباط با دامنه تحمل کمتر خانواده Caenidae نسبت به خانواده Baetidae در برابر منابع آلودگی نقطه ای و غیر نقطه ای همخوانی دارد. وجود افراد خانواده Chironomidae در بیشتر موارد نشان دهنده وجود ورودی فاضلاب و مواد مغذی به داخل اکوسیستم می باشد (Jorjani *et al*., 1387). از بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی نیز دو پارامتر NO_3^- و BOD همبستگی مثبت با خانواده Chironomidae نشان دادند. Mehdipour و همکاران (۲۰۱۸) به ارزیابی سلامت جوامع ماکروبنتیک با استفاده از شاخص‌های زیستی و همبستگی این جوامع با پارامترهای فیزیکوشیمیایی در دریاچه خزر پرداختند. نتایج این تحقیق براساس آنالیز CCA نشان داد که گونه *Chironomus albidus* همبستگی مثبتی با پارامتر نیترات دارد که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد.

pH به عنوان یکی از پارامترهای اصلی در سنجش کیفیت آب محسوب می‌شود و توانایی این را دارد که باعث اختلال در واکنش بیوشیمیایی شود و در آخر باعث آسیب و یا مرگ آبزیان شود. کم شدن مقادیر pH حلالیت فلزات مانند مس و کادمیوم را افزایش می دهد که باعث مسمویت آبزیان به وسیله فلزات سنگین شود. دامنه طبیعی pH در اکوسیستم‌های آبی بین ۵ تا ۹ می‌باشد(Nezami and Khara, 2005). با این تفاسیر pH در تمامی ایستگاه‌ها در محدوده نرمال قرار داشته است.

غلظت اکسیژن محلول نیز ، از شاخص های جهانی پذیرفته شده ای است که جهت تعیین سلامت آب های جاری مانند رودخانه ها و مصب ها به کار برده می شود. از نظر مهندسی رودخانه، اکسیژن محلول نشانگر توانایی رودخانه در جذب و تجزیه مواد آلی موجود در رودخانه است، پس می‌تواند اثرهای احتمالی ورود پساب به داخل رودخانه را نشان دهد. Zhang و

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

همکاران (۲۰۲۳) تغییرات در اکسیژن محلول و پاسخ‌های بیولوژیکی ماکروبنتوزها و زئوپلانکتون‌ها را در سواحل کشور چین بررسی کردند. نتایج آنها نشان می‌دهد که کنترل مداوم منابع آلودگی در بازیابی اکسیژن محلول بسیار تاثیرگذار است، از طرفی بالا بودن اکسیژن محلول به سلامت اکوسیستم‌های ساحلی کمک می‌کند و محیط مناسبی جهت افزایش تراکم ماکروبنتوزهاست. براساس نتایج آنالیز CCA در این تحقیق نیز، میزان اکسیژن محلول نسبت به سایر پارامترهای فیزیکوشیمیایی بیشترین تاثیر را در پراکنش ماکروبنتوزها داشته است.

براساس نتایج شاخص‌های زیستی ایستگاه چهارم و پنجم در کلاس کیفی آلوده قرار گرفتند، هر چند شاخص زیستی BMWP همه ایستگاه ها را در کلاس کیفی متوسط از نظر آلودگی قرار داد. علت این موضوع را می‌توان در نحوه امتیاز دهی این شاخص زیستی مشاهده نمود. براساس این شاخص زیستی بیشترین امتیازات متعلق به خانواده های Siphlonuridae، Mollanidae و Aphelocheiridae که حضور کمتری در رودخانه‌های کشورمان دارند، می‌باشد، و با توجه به اینکه این شاخص زیستی متعلق به کشور انگلستان است در ارزیابی کیفی این رودخانه نتایج نسبتا ضعیفی را منعکس کرد. Asadisharif و همکاران (۲۰۲۱) تاثیر آلودگی‌های بر وضعیت کیفی رودخانه آغلاغان را با سه شاخص زیستی EPT، BMWP و HFBI بررسی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان داد دو شاخص زیستی EPT و HFBI عملکرد مناسبی را نسبت به شاخص زیستی BMWP نشان دادند. شاخص زیستی EPT یکی از معتبرترین شاخص ها در سنجش کیفی رودخانه‌ها می‌باشد و علت این موضوع حضور راسته های حساس به آلودگی نظیر Plecoptera، Ephemeroptera و Trichoptera می‌باشد. نتایج ارزیابی این شاخص در ایستگاه پنجم، کمترین مقدار را نسبت به سایر ایستگاه ها داشت که نشان از تاثیر آلودگی نقطه ای و غیر نقطه ای بر وضعیت کیفی این ایستگاه دارد. Saal و همکاران (۲۰۲۱) به ارزیابی کیفی آب های سطحی در حوضه آبریز کبیر- رومل (شمال شرقی الجزایر) با استفاده از شاخص‌های زیستی و آنالیزهای فیزیکوشیمیایی پرداختند. نتایج این تحقیق نشان داد شاخص EPT در ایستگاه های آلوده مقدار کمتری داشت که با نتایج تحقیق حاضر در ایستگاه‌های آلوده همخوانی دارد. Ab Hamid و Rawi (۲۰۱۷) از حشرات آبزی متعلق به شاخص EPT جهت ارزیابی کیفی سه رودخانه کشور مالزی استفاده نمودند. نتایج این تحقیق نشان داد شاخص EPT به شدت تحت تاثیر وضعیت فیزیکی رودخانه ها و نوع زیستگاه حشرات است. شاخص زیستی هلسینهوف نشان دهنده تحمل موجودات زنده در برابر اکسیژن محلول کم یا آلودگی آلی بالا است(Bode *et al*., 1996). اگرچه براساس نتایج شاخص زیستی HFBI همه ایستگاه در کلاسه کیفی بدون آلودگی آلی قرار گرفته اند، اما با مرور نتایج این شاخص می توان به کاهش امتیاز در ایستگاه پنجم و در نتیجه آلودگی بیشتر این ایستگاه نسبت به سایر ایستگاه‌ها پی برد. Mehari و همکاران (۲۰۱۴) پراکنش مکانی و زمانی ماکروبنتوزها و پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه Enfranz در کشور اتیوپی را با شاخص های زیستی ارزیابی نمودند. نتایج این تحقیق نشان داد که شاخص HFBI کیفیت رودخانه فقط در قسمت بالادست نسبتا خوب نشان داد و در بقیه ایستگاه ها رودخانه در کلاسه کیفی آلوده قرار گرفت.

Wisnu و همکاران (۲۰۱۹) اثر پرورش ماهی در قفس را بر روی وضعیت کیفی دریاچه Cilala در کشور اندونزی بررسی کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که میزان BOD و NO_3^- در این دریاچه افزایش یافته است و به تدریج منجر به پدیده پرغذایی در دریاچه شده است. نتایج این تحقیق نیز نشان داد که میزان نیترات در ایستگاه پنجم به دلیل ورود پساب مزرعه پرورش ماهی در این ایستگاه افزایش یافته است که می تواند مشکلاتی مانند پرغذایی ایجاد نماید. آلودگی فلزات سنگین یک تهدید بزرگ برای سلامت هر اکوسیستمی می باشد که علت این موضوع سمیت بالای این مواد، مقاومت آنها در برابر تجزیه

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

شدن و جذب آنها در بدن موجودات زنده از طریق تجمع زیستی می باشد (Feng *et al*., 2004). میزان فلزات سنگین سرب و کادمیوم در ایستگاه اول در آب بالاترین غلظت را نشان داد و این روند در ادامه کاهش یافته است که علت این موضوع را می توان پدیده خودپالایی رودخانه و فاصله زیاد تا پایین دست رودخانه دانست، درحالی که با توجه به بالا بودن غلظت نیترات و نتایج ارزیابی شاخص های زیستی، وضعیت کیفی آب در ایستگاه های پایین به شدت کاهش یافته است.

نتیجه گیری

از راسته یکروزه ها بیشترین فراوانی به ترتیب متعلق به دو خانواده Caenidae و Baetidae و سپس از راسته دوبالان Chironomidae و Simulidae می‌باشد. فراوانی بالای خانواده Caenidae نسبت به خانواده Baetidae در بالادست نسبت به پایین دست رودخانه نشان از تاثیر منابع آلودگی نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای بر فون و فلور این رودخانه دارد. با توجه به ارزیابی شاخص های زیستی به کار برده شده در این تحقیق، می توان به عملکرد ضعیف شاخص زیستی BMWP را در پیش بینی وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو پی برد که مهم ترین علت این موضوع متفاوت بودن فون و فلور رودخانه‌های کشورمان با فون و فلور رودخانه های کشور انگلستان دانست که منجر به انعکاس نتایج غیر قابل قبول در اکثر ایستگاه‌های این رودخانه شده است، درحالی که دو شاخص زیستی HFBI و EPT عملکرد قابل قبولی را ارائه نمودند. ارزیابی کیفی ایستگاه های مختلف نیز در این رودخانه نشان داد که ایستگاه‌های پایین دست (چهارم و پنجم) به علت دسترسی انسان، عبور احشام، ورود فاضلاب روستایی و پساب استخر پرورش ماهی دچار آشفتگی زیستی شده است که نیاز به توجه بیشتر مسئولین محیط زیست در پایش اکولوژیکی منطقه به طور منظم می‌طلبد.

منابع

Ab Hamid, S., & 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.

APHA. (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association

Asadi Sharif, E., Yahyavi, B., Bayrami, A., Rahim Pouran, S., Atazadeh, E., Singh, R., & Abdul Raman, A. A. 2021. Physicochemical and biological status of Aghlagan river, Iran: effects of seasonal changes and point source pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*, 15339-15349.

Asadi Sharif, E., Didehberah, P., Bayrami, A. and Rahim Pouran, S., 2021. 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. Journal of Animal Environment, 13(4), pp.225-234.

Beasley, G., & Kneale, P. E. 2003. Investigating the influence of heavy metals on macro-invertebrate assemblages using Partial Cononical Correspondence Analysis (pCCA). Hydrology and earth system sciences, 7(2), 221-233.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E., 1996. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY

Clifford, H. F. 1991. Aquatic invertebrates of Alberta. University of Alberta.

Feminella, J. W. 1999. Alabama watershed demonstration project.

Feng, H., Han, X., Zhang, W., & Yu, L. 2004. A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization. Marine pollution bulletin, 49(11-12), 910-915.

Ghaneh, S.S.A., Ahmadi, M., Esmaeli, A., Mirzajani, A. 1385. Biological assessment of Chafrood River (Gilan Province) using population structure of macrobenthos. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources.

He, K., Tang, H., He, Y., Feng, X., Yang, L. and Ji, W., 2023. Applicability of macrobenthos indexes in health assessment upstream of a large river: A case study in the Babian River of the Red River Basin, China. Ecological Informatics, 74, p.101958.

Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. The Great Lakes Entomologist, 20(1), 7.

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

Hynes, K. 1998. Benthic Macroinvertebrate Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes Within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada:(Lakes Kearney [Halifax], McGrath [Brookside], Morris [Dartmouth], Springfield [Sackville] and Wrights [Hubley]: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.

Jafarzadeh, N., Fataee, E., Vatandoust, S., & Maddah, S. 2019. Bio-Assessment of Balekhloo River Based on Quantity Index (Shannon, Margalef, Pielou). Journal of Environmental Science and Technology, 21(2), 285-296.

Jeffrey, D., Madden, T., Rafferty, B., Dwyer, R., & Wilson, J. 1993. Indicator organisms as a guide to estuarine management. Paper presented at the Bioindicators and environmental management.

Jorjani, S., Ghelichi, A., Akrami, R. and Kheyrabadi, V., 2008. Bioassessment index and Macrobenthoses fauna of Madarsu stream, National Park of Golestan. Iranian Scientific Fisheries Journal.

Joutsijoki, H. 2012. Variations on a theme: the classification of benthic macroinvertebrates.

Krisanti, M., L.L.I. Maknuun, Y.M. Anzani, A.S. Yuwono, R. Widyastuti, Y. Wardiatno, D. Wulandari. 2020. A comparative study on macroinvertebrates community in three rivers of Jawa Island, Indonesia. AACL Bioflux, 13(2): 570-581

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.

Long, E.R., M. Dutch, V. Partridge, S. Weakland and K. Welch, 2013. Revision of sediment quality triad indicators in Puget Sound (Washington, USA): I. a Sediment Chemistry Index and targets for mixtures of toxicants. Integrated Environmental Assessment and Management, 9(1): 31-49.

Lydy, M. J., Crawford, C. G., & Frey, J. 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(4), 469-479.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

MacDonald, D.D., C.G. Ingersoll and T. Berger, 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39(1): 20-31.

Mandaville, S. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols (Vol. 128): Citeseer.

Mehdipour, N., Gerami, M. H., & Nemati, H. 2018. Assessing benthic health of hard substratum macrobenthic community using soft bottom indicators and their relationship with environmental condition.

Menetrey, N., Oertli, B., Sartori, M., Wagner, A., & Lachavanne, J. B. 2010. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds?. Pond Conservation in Europe, 125-135.

Mirdar, J., Nikoiayan, A., Karami, M., Ofi, F., 2004. Investigating the abundance of myobenthos and their relationship with the condition of bed sediments in the northern estuaries of Bushehr province. Iranian Scientific Fisheries Journal. 2(13)

Mokarram, M., Saber, A. and Sheykhi, V., 2020. Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. Journal of Cleaner Production, 277, p.123380.

Mollo, V. M. 2021. Evaluation of Heavy Metal Pollution and Its Ecological Risk in Water from the Sasolburg Region. University of Johannesburg (South Africa).

Nezami, S. A., & Khara, H. 2005. Investigation on drought effects on diversity, frequency and distribution of benthic fauna in amirkelayeh wetland. Iranian scientific fisheries journal, 14(3), 141-156.

Nugraha, W.D., Sarminingsih, A. and Alfisya, B., 2020, March. The study of self purification capacity based on biological oxygen demand (BOD) and dissolved oxygen (DO) parameters. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 448, No. 1, p. 012105). IOP Publishing.

Odum, E.P. 1993. Dasar-dasar ekologi. Terjemahan: Tjahjono Samingan. Yogyakarta: UGM Press. Pp 696.

Oscoz, J. Galicia, D. Miranda, R., 2011. Identification Keys. In Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain. Springer Netherlandspp, 7-45.

Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Ecological indicators, 9(1), 1-25.

Pandey, J., Pandey, U. (2009). Accumulation of heavy metals in dietary vegetables and cultivated soil horizon in organic farming system in relation to atmospheric deposition in a seasonally dry tropical region of India. Environmental monitoring and assessment, 148, 61-74.

Qu, J. and Fan, M., 2010. The current state of water quality and technology development for water pollution control in China. Critical reviews in environmental science and technology, 40(6), pp.519-560.

Reiley, M. C. 2007. Science, policy, and trends of metals risk assessment at EPA: How understanding metals bioavailability has changed metals risk assessment at US EPA. Aquatic toxicology, 84(2), 292-298.

Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. 1993, Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, New York, Chapman and Hall. 488p.

Saal, I., Bouchelouche, D., Hamache, C., & Arab, A. 2021. Evaluation of the surface water quality in the Kebir-Rhumel catchment area (northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical analyses. Environmental Science and Pollution Research, 28, 46565-46579.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]

Saha, P. and Paul, B., 2018. Assessment of heavy metal toxicity related with human health risk in the surface water of an industrialized area by a novel technique. Human and ecological risk assessment: an international journal.

Sahidin, A., Zahidah, Z., Hamdani, H., Herawati, H., Arief, M.C.W., Syawal, M.S., Ibrahim, A., Sewiko, R. and Octavina, C., 2021. Assessment of water quality based on biological indices of macrobenthos: a river under pressure from tourism activities. Depik, 10(3), pp.267-276.

Tang, W., Pei, Y., Zheng, H., Zhao, Y., Shu, L. and Zhang, H., 2022. Twenty years of China's water pollution control: Experiences and challenges. Chemosphere, 295, p.133875.

Wally, W.J. Hawkes, H. A. A. 1997. Computer-based development of the biological monitoring working party score system incorporating abundance rating site type and indicator value. Water Research, (15) 201-210.

Wang, S., Su, LH., Luo, BK. et al. Stable isotopes reveal effects of natural drivers and anthropogenic pressures on isotopic niches of invertebrate communities in a large subtropical river of China. Environ Sci Pollut Res 27, 36132–36146 (2020). https://doi.org/10.1007/s11356-020-09252-8

Wisnu, R. P., Karuniasa, M., & Moersidik, S. S. 2019. The effect of fish aquaculture on water quality in Lake Cilala, Bogor Regency. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 399, No. 1, p. 012111). IOP Publishing.

Zhang, W., Han, S., Zhang, D., Shan, B., & Wei, D. 2023. Variations in dissolved oxygen and aquatic biological responses in China's coastal seas. Environmental Research, 115418.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-10]