



University of Hormozgan



Water Quality Assessment of Jajrud Downstream using Biological Indicators and Benthic Macroinvertebrate Community Structure

Farzad Mehrjo¹✉

1. Department of Water Sciences and Engineering, Faculty of Agriculture, Kashmar Higher Education Institute, Kashmar, Iran.

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received: 28 October 2025

Accepted: 1 December 2025

Published: 15 February 2026

✉Corresponding Author:

mehrjo@kashmar.ac.ir

Keywords:

Benthic macroinvertebrates,

Jajrud River,

Biological indicators,

Water quality.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are widely used as reliable indicators in river biomonitoring programs. In this study, water quality in the downstream section of the Jajrud River was assessed using benthic macroinvertebrate communities at five stations—upstream of Latyan Dam Lake, Najarkola, Afjeh, Barg-Jahan, and Saeidabad—during 2013. Seasonal sampling was conducted at each station using a Surber sampler (900 cm² area, 250 μm mesh size). Water quality was evaluated using a suite of single-metric biological indices, including EPT, EPT/C, Shannon–Wiener diversity, taxonomic richness, percentage of dominant family, Hilsenhoff Biotic Index, BMWP/ASPT, BBI, TBI, SIGNAL, and MBI, as well as multimetric indices such as MMIF, IBI, and NJIS. A total of five orders and 11 families were identified, with aquatic insects accounting for 96.87% of total abundance. The most dominant families were Baetidae (41.58%) and Chironomidae (30%). The majority of both single-metric and multimetric indices consistently indicated poor to severely degraded water quality. Low values of Shannon–Wiener diversity, taxonomic richness, and EPT, together with high Hilsenhoff and MBI scores, reflected high levels of organic pollution. Similarly, multimetric indices (MMIF, IBI, and NJIS) classified the river condition as bad, very poor, or severely disturbed. Overall, the results demonstrate substantial ecological degradation in the downstream section of the Jajrud River, highlighting the urgent need for effective management and pollution mitigation strategies to improve water quality and ecological integrity.



Publisher: University of Hormozgan

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Freshwater rivers are among the most important aquatic ecosystems in the arid and semi-arid regions of Iran, providing essential biodiversity and drinking water resources (Kashefi Alasl and Zaeimdar, 2009). However, increasing human-induced disturbances have led to widespread degradation of freshwater ecosystems and declines in riverine biodiversity (Hosseinabadi *et al.*, 2022). Benthic macroinvertebrates, which spend at least part of their life cycle in aquatic environments and are visible to the naked eye, are widely recognized as reliable indicators in biomonitoring programs (Rosenberg *et al.*, 1997). Owing to their sensitivity to environmental changes, these organisms are particularly suitable for assessing water quality. The Jajrud River, a major source of drinking water for eastern Tehran, is therefore of significant ecological and socio-economic importance. This study aimed to evaluate the ecological condition of the downstream section of the Jajrud River using the community structure of benthic macroinvertebrates in combination with single-metric and multimetric biological indices.

Materials and Methods

Five sampling stations—upstream of Latian Dam Lake, Najarkola, Afjeh, Barg-Jahan, and Saeedabad—were selected along the downstream section of the Jajrud River. Benthic macroinvertebrates were sampled seasonally at each station using a 900 cm² sampler with a 250 µm mesh size, with three replicate samples collected per station. Identified taxa were used to calculate a suite of single-metric biological indices, including EPT, EPT/C, Shannon–Wiener diversity, taxonomic richness, percentage of the dominant family (%CDF), Hilsenhoff Family Biotic Index (HFBI), BMWP/ASPT, BBI, TBI, SIGNAL, and MBI. In addition, multimetric indices—MMIF, IBI, and NJIS—were applied to provide an integrated assessment of water quality.

Results

Across four sampling seasons and five downstream stations, aquatic insects accounted for 96.87% of the benthic macroinvertebrate community. In total, 4,001 individuals representing five orders and 11 families were identified. The order Ephemeroptera and the family Baetidae—generally considered sensitive to pollution—were the most abundant taxa, although Baetidae exhibits moderate tolerance to environmental stress. The order Diptera and the family Chironomidae, which are also moderately tolerant to pollution, showed the next highest abundance (Ghane *et al.*, 2006; Bouchard and Paul, 2012). Seasonal variation in abundance followed the pattern autumn > winter > summer > spring, likely reflecting life-cycle dynamics and hydrological conditions. Higher spring flows and increased water velocity may explain the reduced abundance observed during that season. Among the stations, Afjeh exhibited the highest macroinvertebrate diversity, potentially due to the presence of riparian vegetation, agricultural land use, and lower population density relative to other sites. Single-metric indices generally classified water quality as moderate to poor. While the HFBI suggested moderate to good conditions and the MBI indicated moderate to excellent conditions at some stations, multimetric indices provided a more conservative assessment. The MMIF consistently categorized water quality as poor, the NJIS indicated moderate to severe ecological disturbance, and the IBI classified all stations as poor to very poor.

Conclusion

Overall, the downstream section of the Jajrud River exhibited moderate to poor ecological conditions across most stations and sampling seasons. Only the Afjeh station during summer showed relatively improved water quality. The combined results of biological indices and benthic macroinvertebrate community structure indicate that the downstream reaches of the Jajrud River are ecologically degraded. Likely contributing factors include domestic wastewater discharge from nearby villages, tourism-related activities, and improper solid waste disposal. Given the critical role of the Jajrud River as a drinking water source for Tehran, the implementation of effective management and operational measures is urgently required to mitigate pollution and improve water quality.



ارزیابی کیفیت آب پایین‌دست رودخانه جاجرود با استفاده از شاخص‌های زیستی و ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی

فرزاد مهرجو^۱

۱. گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، مرکز آموزش عالی کاشمر، کاشمر، ایران

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۰۶	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۹/۱۰	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۱/۲۶	
✉ نویسنده مسئول: mehrjo@kashmar.ac.ir	
کلیدواژه‌ها: بزرگ بی‌مهرگان کفزی، رودخانه جاجرود، شاخص‌های زیستی، کیفیت آب.	بزرگ بی‌مهرگان کفزی از پرکاربردترین موجودات در پایش زیستی رودخانه‌ها هستند. در این تحقیق ۵ ایستگاه به نام‌های قبل از دریاچه سد لتیان، نجارکلا، افجه، برگ‌جهان و سعیدآباد در سال ۱۳۹۲ برای ارزیابی کیفیت آب پایین‌دست رودخانه جاجرود بررسی شدند. نمونه‌برداری با دستگاه نمونه‌بردار سوربر با مساحت ۹۰۰ سانتی‌مترمربع و اندازه توری ۲۵۰ میکرون به صورت فصلی در هر ایستگاه انجام گرفت. شاخص‌های زیستی تک‌معیاره EPT، تنوع شانون-وینر، غنای رده‌های زیستی، درصد خانواده غالب، هیلسنهوف، BMWP/ASPT، TBI، BBI، EPT/C، MBI، SIGNAL و چندمعیاره MMIF، IBI و NJIS برای ارزیابی کیفیت آب استفاده شدند. در مجموع ۵ راسته ۱۱ راسته شناسایی که حشرات آبی با ۹۶/۸۷ درصد و خانواده‌های Baetidae با ۴۱/۵۸ درصد و Chironomidae با ۳۰ درصد بالاترین فراوانی نسبی را داشتند. نتایج اکثر شاخص‌های زیستی تک‌معیاره و چندمعیاره، نشانگر وضعیت کیفیت پایین آب رودخانه بودند. به طوری که مقادیر شاخص‌های تنوع شانون-وینر (۰/۱۹=آلودگی بالا)، غنای رده-های زیستی (۱/۳۳=خیلی ضعیف)، EPT (۱=آب آلوده)، هیلسنهوف (۶/۷۷=ضعیف)، BMWP/ASPT (۲/۱۷=آلودگی شدید)، BBI (۱/۳۳=آلودگی بسیار بالا)، TBI (۲=آلوده)، SIGNAL (۴/۴۱=آلودگی متوسط)، MBI (۷/۶۱=خیلی ضعیف)، MMIF (۰/۱۷=بد)، IBI (۱/۰۹=بسیار ضعیف) و NJIS (۳=اختلال شدید) بالاترین مقادیر آلودگی را نشان دادند. می‌توان نتیجه گرفت که پایین‌دست رودخانه جاجرود نیازمند اعمال راهکارهای مدیریتی برای کاهش آلودگی‌ها می‌باشد.



ناشر: دانشگاه هرمزگان.

مقدمه

رودخانه‌های آب شیرین یکی از مهمترین اکوسیستم‌های آبی در مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران از نظر تنوع زیستی و تأمین آب شرب محسوب می‌شوند (Kashefi Alasl and Zaeimdar, 2009). موضوع کیفیت آب در رودخانه‌ها برای تأمین آب و غذا برای زندگی، کشاورزی، تفریح، صنعت، کشتیرانی و تجارت بررسی شده است. افزایش اختلالات انسانی در اکوسیستم‌های آب شیرین در جهان، منجر به کاهش تنوع زیستی در تمامی رودخانه‌ها شده است (Hosseiniabadi et al., 2022). شناخت و بررسی کمی و کیفی منابع آبی، یکی از عوامل اساسی اعمال مدیریت مناسب و اولویت‌بندی در نوع کاربری از این منابع محدود می‌باشد، که در این میان اساس کار، شناخت بوم‌سازگان آبی و بررسی بوم‌شناختی آن می‌باشد (Robinson et al., 2001).

بخش اعظم آب‌های شیرین موجود در ایران به صورت آب‌های جاری در رودخانه‌ها جریان داشته و یکی از منابع مهم پایه برای توسعه کشور در ابعاد گوناگون به حساب می‌آیند. مصرف آب در کشور به‌ویژه آب‌های سطحی شیرین به دلیل بالا رفتن سطح بهداشت، گسترش فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و تفریحی از یک سو رو به افزایش یافته و از سوی دیگر با ورود پساب‌های آلوده حاصل از فعالیت‌های مختلف در معرض خطر برای سلامت انسان و محیط‌زیست قرار دارد (Ghanbari et al., 2016). روش‌های متفاوتی جهت تعیین کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی توسعه یافته است. در واقع پایش زیستی، استفاده از رده‌بندی زیستی موجودات زنده برای تعیین کیفیت محیط‌زیست می‌باشد (Li et al., 2010; Mehrjo et al., 2020).

یکی از مهم‌ترین و پرکاربردترین موجودات در پایش زیستی، بزرگ بی‌مهرگان کفزی هستند که دست کم یکی از مراحل زندگی خود را در محیط‌های آبی سپری می‌کنند و با چشم غیرمسلح دیده می‌شوند (Rosenberg et al., 1997). این موجودات برای ارزش‌گذاری کیفیت آب بسیار مناسب می‌باشند، چون آن‌ها معمولاً و ضرورتاً در رودخانه‌ها حضور دارند، به راحتی جمع‌آوری می‌شوند، زیاد متحرک نبودند، تشخیص خویشاوندی آن‌ها آسان و چرخه‌های زندگی یک‌ساله و یا بیشتر دارند. بزرگ بی‌مهرگان کفزی همچنین قادر هستند تغییرات کیفیت آب را نشان بدهند و به عنوان شاخص‌های حساس تغییرات محیطی مورد استفاده قرار گیرند (Hilsenhoff, 1977). ارزیابی زیستی با استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی مشکلات کیفیت آب در ارتباط با آلودگی یا اختلالات را در زمان کوتاه‌تر و با هزینه کمتری نسبت به سایر روش‌های کمی می‌تواند نشان دهد. گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی به علت داشتن غنای گونه‌ای بالا جهت ارزیابی تغییرات تنوع گونه‌ای و به علت داشتن سطوح مختلفی از تحمل در برابر آلودگی‌های مواد آلی آب‌های جاری به عنوان شاخص‌های مفیدی در اندازه‌گیری درجه کیفیت آب مورد استفاده قرار می‌گیرند. تحقیق‌های زیادی در زمینه بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های زیستی برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌ها در داخل و خارج از ایران انجام گرفته است که به برخی از آن‌ها اشاره خواهد شد. از جمله تحقیق‌های داخلی می‌توان به تحقیق Alizadeh و همکاران (۲۰۱۹) در مورد ارزیابی شاخص‌های بوم‌شناختی و زیستی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه ساری سو (قرناوه) اشاره کرد. بر اساس شاخص‌های زیستی کیفیت آب رودخانه در مناطق بالادست در ناحیه بدون آلودگی (الیگوساپروبی) و در مناطق پایین دست در ناحیه با آلودگی زیاد (پلی‌سaproبی) قرار داشت (Alizadeh et al., 2019). در تحقیق دیگری Ghorbanzadeh و همکاران (۲۰۲۱) ارزیابی کیفیت آب رودخانه کرج را بر مبنای شاخص زیستی¹ BMWP مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند، در ایستگاه‌هایی که وضعیت بوم‌شناختی فقیر در آن‌ها ارزیابی شده، لازم است در اولویت برنامه‌های مدیریتی برای حفاظت و کاهش بار آلودگی قرار گیرند (Ghorbanzadeh et al., 2021). همچنین Shakoori و همکاران (۲۰۲۳) بررسی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه‌های قشلاق و گاوهرود (استان کردستان) را بر اساس شاخص زیستی هیلسنهوف² HFBI² مورد بررسی قرار داده شد. بر اساس شاخص زیستی هیلسنهوف، کیفیت آب ایستگاه ۲ به دلیل نزدیکی به خروجی پساب کارخانه تصفیه در طبقه بسیار ضعیف و آلودگی شدید قرار گرفت و بررسی‌های بیشتر جهت هرگونه بهره‌برداری پیشنهاد شد (Shakoori et al., 2023).

از جمله تحقیق‌های خارجی می‌توان به تحقیق Fierro و همکاران (۲۰۱۸) یک شاخص چندمعیاره را بر اساس جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی برای رودخانه‌های مدیترانه‌ای شیلی اشاره کرد. از ۹۵ محل در رودخانه از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در طول

¹. Biological Monitoring Working Party

². Hilsenhoff Freshwater Biodiversity Index

تابستان ۲۰۱۶ نمونه‌برداری شد که شامل ۲۶ محل مرجع یا حداقل تخریب، ۱۳ محل بسیار تخریبی و ۵۶ محل به‌طور متوسط تخریبی بودند (Fierro *et al.*, 2018). در تحقیق دیگری Tampo و همکاران (۲۰۲۱) از بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص‌های بوم‌شناختی و حساسیت آن‌ها به کیفیت آب و اختلالات انسانی در یک رودخانه گرمسیری را مورد بررسی قرار دادند. نتایج تحقیق نشان داد که بزرگ بی‌مهرگان کفزی موجوداتی حساس هستند و می‌توانند برای توسعه برنامه ارزیابی زیستی در سطح طبقه‌بندی راسته، خانواده و جنس استفاده شوند (Tampo *et al.*, 2021). همچنین Nie و همکاران (۲۰۲۵) پاسخ‌های طبقه‌بندی و عملکردی بزرگ بی‌مهرگان کفزی به خروجی فاضلاب در رودخانه پذیرنده مناطق کارستی آسیب‌پذیر از نظر بوم-شناختی در جنوب غربی چین را بررسی کردند. فعالیت‌های انسانی بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی از هر دو دیدگاه طبقه‌بندی و عملکردی ارائه شدند و بر لزوم گنجانیدن مدیریت فعالیت‌های انسانی در مقیاس حوضه آبخیز در راهبردهای کنترل کیفیت آب برای اکوسیستم‌های رودخانه شهری، متناسب با شرایط محلی، تأکید کردند (Nie *et al.*, 2025).

به نظر می‌رسد استفاده از شاخص‌های زیستی در برنامه‌های پایش منابع آبی کشور ما ایران کمتر مورد توجه قرار گرفته است و تنها به تحقیق‌هایی متکی بر شاخص‌های زیستی تک‌معیاره از جمله شاخص‌های ¹EPT، HFBI، BMWP، شانون-وینر و غنای رده‌های زیستی می‌باشد، خلاصه می‌شوند (Ghane *et al.*, 2006; Kamali *et al.*, 2010; Mahdavi *et al.*, 2010; Solgi *et al.*, 2024). در صورتی که سودمندی و قطعیت شاخص‌های زیستی چندمعیاره در مقایسه با شاخص‌های زیستی تک‌معیاره بیشتر می‌باشد و یک ابزار قوی و حساس هستند که براحتی می‌توانند برای ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار گیرند (Couceiro *et al.*, 2012). مطالعه در زمینه کاربرد شاخص‌های زیستی چندمعیاره می‌تواند در جهت ارزیابی دقیق‌تر کیفیت منابع آب کشور ما مؤثر باشد. رودخانه جاجرود منبعی برای تأمین آب شرب مردم شرق تهران و روستاهای اطراف آن می‌باشد و مشکلاتی از جمله دفع پسماند و رهاسازی فاضلاب منجر به کیفیت پایین آن شده است. لذا ارزیابی کیفیت آب این رودخانه مسئله بسیار مهمی بوده و در این تحقیق، پایین دست رودخانه جاجرود با استفاده از شاخص‌های زیستی تک‌معیاره و چندمعیاره و ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی مورد ارزیابی قرار گرفت.

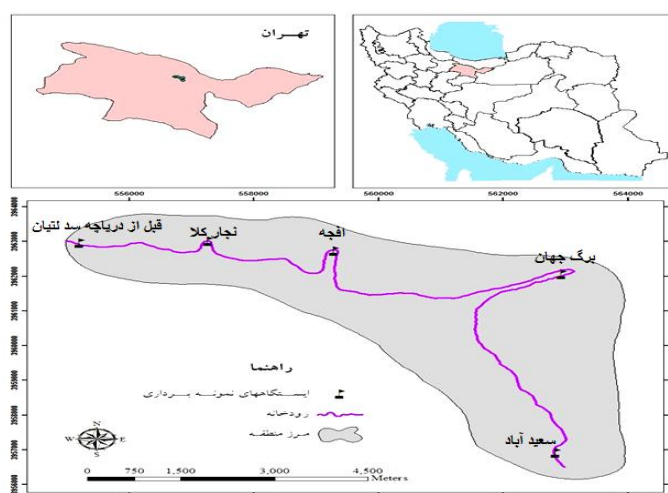
مواد و روش‌ها

رودخانه جاجرود به طول تقریبی ۱۴۰ کیلومتر از ارتفاعات رشته‌کوه البرز در شمال تهران سرچشمه گرفته و دارای چند سرشاخه بوده می‌باشد (Mehrjo *et al.*, 2020). به عنوان مهم‌ترین منبع تأمین آب شرب مردم شرق تهران و روستاهای اطراف در مسیر رودخانه محسوب می‌شود. از طرفی به‌دلیل کوهستانی بودن منطقه و مشکل دفع فاضلاب، کلیه پساب‌ها و فاضلاب‌های روستاهای اطراف، به رودخانه جاجرود وارد می‌شود (Kashefi Alasl and Zaeimdar, 2009). این رودخانه در منطقه تفرجگاهی واقع شده که سالانه مردم زیادی از این منطقه بازدید می‌کنند و بالاترین سهم را در تأمین آب سد لتیان دارد (حدود ۶۰ درصد). سد لتیان به نوبه خود حدود ۳۰ درصد آب شهر تهران را تأمین می‌کند (Mehrjo *et al.*, 2020). در این تحقیق ۵ ایستگاه برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه مورد مطالعه قرار گرفت که موقعیت جغرافیایی و مشخصات ایستگاه‌ها در جدول ۱ و شکل ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱. مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نام ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع از سطح دریا (متر)
قبل از دریاچه سد لتیان	۵۸° ۳۶'	۳۸° ۴۸'	۱۶۲۷
نچارکلا	۵۱° ۳۸' ۰۳"	۳۵° ۴۸' ۳۶"	۱۶۴۱
افجه	۵۱° ۳۹' ۴۸"	۳۵° ۴۹' ۴۳"	۱۶۴۱/۹
برگ‌جهان	۵۱° ۴۱' ۴۸"	۳۵° ۴۸' ۰۳"	۱۶۴۸
سعیدآباد	۵۱° ۴۱' ۴۰"	۳۵° ۴۴' ۲۸"	۱۴۵۶

¹ . Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera



شکل ۱. موقعیت ایستگاههای نمونه برداری در منطقه مورد مطالعه

برای نمونه برداری از بی مهرگان کفزی پایین دست رودخانه جاجرود از دستگاه نمونه برداری سوربر با مساحت ۹۰۰ سانتی متر مربع (به ابعاد ۳۰×۳۰ سانتی متر) و اندازه توری ۲۵۰ میکرون به صورت فصلی در سال ۱۳۹۲ و با ۳ بار تکرار در هر ایستگاه انجام گرفت. بعد از جمع آوری بزرگ بی مهرگان کفزی، نمونه ها با فرمالین ۴ درصد تثبیت و جهت جداسازی و شناسایی به آزمایشگاه منتقل گردید. برای جداسازی موجودات بزرگ بی مهرگان کفزی، نمونه ها رو از الک ۲۵۰ میکرون عبور داده و در زیر جریان آب قرار داده شد تا فرمالین آن شسته شود. در آزمایشگاه، نمونه های بزرگ بی مهرگان کفزی جداسازی و در زیر میکروسکوپ با استفاده از کلید شناسایی بزرگ بی مهرگان کفزی (Tachet *et al.*, 2000) شناسایی و شمارش در سطح راسته، خانواده و جنس انجام گرفت. رده های زیستی هر راسته از نمونه بزرگ بی مهرگان کفزی را درون شیشه ریخته و با الکل ۹۶ درصد درون آزمایشگاه نگهداری شدند.

کیفیت آب پایین دست رودخانه جاجرود با استفاده از شاخص های زیستی تک معیاره و چند معیاره بر اساس بزرگ بی مهرگان کفزی ارزیابی شدند. شاخص های زیستی تک معیاره به شرح زیر می باشند:

شاخص EPT معادل تعداد کل خانواده های سه راسته Ephemeroptera, Plecoptera و Trichoptera در نمونه می باشد. این شاخص راسته های حشرات آبی حساس به آلودگی را نشان می دهد که با افزایش کیفیت آب تعداد آن ها افزایش می یابد (Mandaville, 2002). که طبقه بندی کیفیت آب براساس شاخص EPT به این صورت می باشد که مقدار شاخص کمتر از ۲ نشانگر آب آلوده و کیفیت نامناسب و بیشتر از ۲ نشانگر آب تمیز با شرایط خوب می باشد (Bode *et al.*, 1997). شاخص EPT/C با تقسیم مجموعه تعداد کل خانواده های EPT به خانواده Chironomidae محاسبه می شود. فراوانی EPT و خانواده Chironomidae نشان دهنده تعادل جامعه است، به طوری که EPT حساس نسبت به تنش های محیطی و خانواده Chironomidae حساسیت کمتری به تنش های محیطی دارند. جوامعی که دارای شمار نامتناسبی از Chironomidae باشد ممکن است استرس های محیطی را نشان دهند (Mandaville, 2002).

این شاخص برای محاسبه تنوع زیستی در اکوسیستم های خشکی و آبی مورد استفاده قرار گیرد، برای محاسبه این شاخص از رابطه ۱ استفاده می شود:

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i) \quad (۱) \text{ رابطه}$$

در این رابطه، H: تابع شانون، S: تعداد خانواده و p_i : فراوانی نسبی خانواده نام می باشد. با افزایش تنوع، تعداد و توزیع یکنواخت تر خانواده ها شاخص تنوع شانون-وینر افزایش می یابد. که وضعیت کیفیت آب بر اساس این شاخص به این صورت می باشد که $H < 1$ (آلودگی بالا)، $H = 1-3$ (آلودگی متوسط) و $H > 1$ (بدون آلودگی) می باشد (Mandaville, 2002). شاخص غنای رده زیستی معادل تعداد کل رده های زیستی موجود در نمونه است. هرچه سلامت جامعه افزایش یابد، تعداد رده های زیستی موجود در جامعه بیشتر

است. به طوری که وضعیت کیفیت آب بر اساس این شاخص به این طریق می‌باشد که اگر تعداد رده‌های زیستی کمتر از ۶ باشد نشانگر کیفیت خیلی ضعیف آب و بین ۷-۸ نشانگر کیفیت ضعیف آب و بالاتر از ۹ نشانگر کیفیت خوب و تمیز بودن آب را دارد (Mandaville, 2002). شاخص CDF^1 بیانگر درصد خانواده غالب بوده با رابطه فراوانی عددی خانواده غالب نسبت به تعداد کل موجودات حاضر در نمونه محاسبه می‌شود. به عنوان مثال، وقتی در یک جامعه غالبیت با تعداد کمی خانواده باشد، مقدار این شاخص بالا و جامعه تحت تأثیر تنش‌های محیطی است (Mandaville, 2002). شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) توسط هیلسنهوف در سال ۱۹۸۲ به منظور میزان مقاومت که در حقیقت متوسط مقدار مقاومت تمام گونه‌های جامعه بندپایان بزرگ بی‌مهرگان کفزی بوده است، مطرح شد. سپس این شاخص، در سطح خانواده اصلاح شد و میزان مقاومت خانواده‌ها نسبت به آلودگی را از صفر (بسیار حساس) تا ۱۰ (بسیار مقاوم) طبقه‌بندی شدند (Mandaville, 2002). این شاخص از رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$HFBI = \sum \frac{x_i t_i}{n} \quad \text{رابطه (۲)}$$

در این رابطه، x_i : تعداد افراد هر رده زیستی، t_i : ارزش مقاومت هر رده زیستی و n : تعداد کل ارگانسیم‌های موجود در نمونه می‌باشد. در جدول ۲ ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف HFBI نشان داده شده است.

جدول ۲. ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف (Hilsenhoff, 1988) HFBI

شاخص HFBI	درجه آلودگی آبی	کیفیت آب
۰ - ۳/۷۵	آلودگی آبی وجود ندارد	عالی
۳/۷۶ - ۴/۲۵	امکان آلودگی آبی جزئی	خیلی خوب
۴/۲۶ - ۵	احتمال برخی آلودگی آبی	خوب
۵/۰۱ - ۵/۷۵	آلودگی آبی نسبتاً قابل توجه	متوسط
۵/۷۶ - ۶/۵۰	آلودگی آبی قابل توجه	نسبتاً ضعیف
۶/۵۱ - ۷/۲۵	آلودگی آبی بسیار قابل توجه	ضعیف
۷/۲۶ - ۱۰	آلودگی آبی شدید	خیلی ضعیف

شاخص $BMWP/ASPT^2$ متداول‌ترین سیستم در بریتانیاست که با جمع‌آوری و شناسایی نمونه‌های موجودات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سطح خانواده مورد ارزیابی قرار می‌گیرد و به هر خانواده که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی آب داشته باشد، بیشترین امتیاز را اختصاص می‌دهد. سپس با رابطه ۳ و جدول ۳ کیفیت آب ارزیابی می‌شود (Friedrich et al., 1996).

$$BMWP/ASPT = \frac{\sum B.n}{N} \quad \text{رابطه (۳)}$$

در این رابطه، B: امتیاز $BMWP$ در سطح خانواده، n: تعداد افراد خانواده و N: کل تعداد افراد خانواده در هر ایستگاه می‌باشد.

جدول ۳. طبقات کیفی آب رودخانه با شاخص $BMWP/ASPT$ (Friedrich et al., 1996)

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

در شاخص BBI^3 جامعه بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سطح رده، خانواده و جنس شناسایی و قبل از تجزیه و تحلیل داده‌ها تمام جنس‌ها به خانواده‌های مربوطه خود وارد می‌شوند (Gevrey et al., 2010). دامنه ارزش شاخص از صفر (بسیار به شدت آلوده) تا ۱۰ (پاک)، با مقادیر کمتر از پنج که وضعیت بحرانی را نشانی می‌دهد، می‌باشد (جدول ۵). در این شاخص منظور از تعداد کل

1. Percent Contribution of Dominant Family

2. Average Score Per Taxon

3. Belgian Biotic Index

رده‌های زیستی نمونه، غنای رده زیستی محاسبه شده برای نمونه می‌باشد. در جدول ۴ موارد استاندارد برای محاسبه شاخص BBI نشان داده است.

جدول ۴. موارد استاندارد برای محاسبه شاخص BBI (Rácz et al., 2010)

گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی	حساسیت	تعداد رده زیستی	تعداد کل رده‌های زیستی				
			۱-۰	۵-۲	۱۰-۶	۱۵-۱۱	>۱۶
1. Plecoptera, Heptagenidae	۱	≥۲	-	۷	۸	۹	۱۰
		۱	۵	۶	۷	۸	۹
2. Cased Trichoptera	۲	≥۲	-	۶	۷	۸	۹
		۱	۵	۵	۶	۷	۸
3. Ancyliidae, Ephemeroptera (exc. Ecdyonuridae)	۳	≥۲	-	۵	۶	۷	۸
		۱	۳	۴	۵	۶	۷
4. Aphelocheirus, Odonata Gammaridae, Mollusca (exc Sphaeriida)	۴	≥۱	۳	۴	۵	۶	۷
5. Asellidae, Hirudinea, Sphaeriidae, Hemiptera (exc. Aphelocheirus)	۵	≥۱	۲	۳	۴	۵	-
6. Tubificidae, Chironomus thummi -Plumosu	۶	≥۱	۱	۲	۳	-	-
7. Syrphidae – Eristalinae	۷	≥۱	۰	۱	۱	-	-

جدول ۵. طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص BBI (De Pauw and Vanhooren, 1983)

کیفیت آب شاخص BBI	تمیز	کمی آلوده	آلودگی متوسط	آلودگی بالا	آلودگی بسیار بالا
۹-۱۰	۷-۸	۵-۶	۳-۴	۰-۲	

شاخص TBI^۱ توسط Woodwise برای ارزیابی آلودگی رودخانه ترنت انگلستان توسعه پیدا کرد (Huggins and Moffett, 1988). این شاخص با توجه به حضور ۶ گونه کلیدی از بی‌مهرگان کفزی و تعداد گروه‌های معرف موجود در نمونه تعیین می‌شود. بسته به تعداد گروه‌های موجود در نمونه و گونه‌های کلیدی، محدوده شاخص از صفر برای آب آلوده تا ۱۵ برای آب پاک تغییر می‌کند (جدول ۷). برای محاسبه این شاخص به هر یک از گروه‌های موجود در نمونه با توجه به جدول ۶ امتیازی اختصاص می‌یابد و از جمع کل نمره‌های موجود شاخص کل بدست می‌آید و نمره بالاتر نشان دهنده کیفیت بهتر آب می‌باشد (Huggins and Moffett, 1988).

جدول ۶. محاسبه شاخص زیستی TBI (Huggins and Moffett, 1988)

گروه‌های شاخص	تعداد رده‌های زیستی	تعداد کل گروه‌های حاضر									
		۰-۱	۲-۵	۶-۱۰	۱۱-۱۵	۱۶-۲۰	۲۱-۲۵	۲۶-۳۰	۳۱-۳۵	۳۶-۴۰	۴۱-۴۵
شاخص زیستی TBI											
Plecoptera لارو	بیش از یک رده	-	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴	۱۵
	تنها یک رده	-	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴
Ephemeroptera لارو	بیش از یک رده	-	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴
	تنها یک رده	-	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳
Trichoptera لارو	بیش از یک رده	-	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳
	تنها یک تاکسون	۴	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲
Gammarus حضور	عدم حضور رده‌های بالا	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

^۱ . Trent Biotic Index

Asellus	حضور رده‌های بالا	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱
	عدم حضور رده‌های بالا	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tubificid	حضور رده‌های بالا	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
یا لارو شیرونومیده قرمز	عدم حضور رده‌های بالا	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
عدم حضور تیپ های بالا	برخی رده‌های حاضر نیازی به اکسیژن محلول ندارند	۰	۱	۲	-	-	-	-	-	-	-
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

جدول ۷. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص TBI (Huggins and Moffett, 1988)

آلوده	مشکوک	نسبتاً تمیز	تمیز	بسیار تمیز	کیفیت آب
۳-۵	۶-۷	۸-۹	۹-۱۰	۱۰-۱۵	شاخص TBI

شاخص $SIGNAL^1$ توسط Chessman در سال ۱۹۹۵ برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه Hawkesbury-Nepean در شرق استرالیا توسعه یافت. این شاخص کیفیت آب را از یک (مقاوم به آلودگی) تا ۱۰ (حساسیت به آلودگی) ارزیابی می‌کند (Metzeling *et al.*, 2006). بر حسب تعداد نمونه‌ها یک عامل وزنی برای نرمال‌سازی داده‌ها در نظر گرفته می‌شود (جدول ۸) و روش محاسبه شاخص بر اساس رابطه ۴ می‌باشد (Chessman, 2003). همچنین ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص $SIGNAL$ در جدول ۹ نشان داده شده است.

$$\text{رابطه (۴)} = \frac{\text{فاکتور وزنی*درجه حساسیت} \times \text{مجموع کل}}{\text{مجموع کل فاکتور وزنی}} = \text{روش محاسبه شاخص زیستی SIGNAL}$$

جدول ۸. فاکتور وزنی برای محاسبه شاخص زیستی $SIGNAL$ (Chessman, 2003)

فاکتور وزنی	۱	۲	۳	۴	۵
تعداد نمونه	۱-۲	۳-۵	۶-۱۰	۱۱-۲۰	بیشتر از ۲۰

جدول ۹. ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص $SIGNAL$

کیفیت آب	عالی	آب تمیز	آلودگی کم	آلودگی متوسط	آلودگی شدید
شاخص $SIGNAL$	بیشتر از ۷	۶-۷	۵-۶	۴-۵	کمتر از ۴

شاخص MBI^2 در ایالت ایلینوی که از ایالت‌های غرب میانه آمریکا است برای اندازه‌گیری تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی که می‌تواند برای سلامت عمومی از جامعه رودخانه مورد استفاده قرار گیرد، کاربرد دارد. در این شاخص میزان مقاومت رده‌های زیستی (عمدتاً خانواده) نسبت به آلودگی از صفر (بسیار حساس) تا ۱۱ (بسیار مقاوم) طبقه‌بندی می‌شود (جدول ۱۰). روش محاسبه شاخص MBI از رابطه ۵ می‌باشد (Klocek and Barghusen, 2011).

$$\text{رابطه (۵)} \quad MBI = \sum \frac{n_i t_i}{N}$$

که در این رابطه، n_i : تعداد افراد هر رده زیستی، t_i : ارزش مقاومت برای هر رده زیستی و N : تعداد کل موجودات زیستی موجود در نمونه می‌باشد.

جدول ۱۰. ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص MBI (Edward De Walt, 2004)

شاخص MBI	۴/۳۵ ≤	۴/۳۶ - ۵	۵/۷۰ - ۵/۰۱	۵/۷۱ - ۶/۲۵	≥۶/۲۶
کیفیت آب	عالی	خوب	متوسط	ضعیف	خیلی ضعیف

شاخص‌های زیستی چندمعیاره به شرح زیر می‌باشند:

¹. Stream Invertebrate Grade Number Average Level

². Macroinvertebrate Biotic Index

شاخص $MMIF^1$ برای ارزیابی وضعیت بوم‌شناسی آب‌های سطحی در کشور بلژیک توسعه داده شد. این شاخص، یک سیستم چندمعیاره بر اساس ۵ شاخص وزن‌دار تک‌معیاره هم‌مرتب است که شامل غنای رده‌های زیستی، تعداد رده‌های زیستی EPT، تعداد رده‌های زیستی حساس (عدد مقاومت بیش از ۵)، شاخص تنوع شانون-وینر و عدد مقاومت متوسط (میانگین اعداد مقاومت تمام رده‌های زیستی حاضر) می‌باشد. این شاخص زیستی یک شاخص نوع خاص است و به نوع رودخانه یا دریاچه‌ای که نمونه برداری از آن صورت می‌گیرد، بستگی دارد (Gabriels *et al.*, 2010). برای محاسبه شاخص MMIF، نمره پنج شاخص تک‌معیاره را با هم جمع نموده و بر عدد ۲۰ تقسیم کرده تا شاخص نهایی به دست آید و با اعداد صفر (کیفیت بوم‌شناسی بسیار ضعیف) تا یک (کیفیت بوم‌شناسی بسیار خوب) توصیف می‌شود (جدول ۱۱).

جدول ۱۱. طبقه‌بندی کیفیت آب با استفاده از شاخص MMIF (Gabriels *et al.*, 2010)

کیفیت آب	رودخانه نوع P	رودخانه‌های نوع BgK,Rk ,Rg ,Rzg ,Bk,BkK ,Bg
خیلی خوب	۰/۸۰ - ۱	۰/۹۰ - ۱
خوب	۰/۶۰ - ۰/۷۹	۰/۷۰ - ۰/۸۹
متوسط	۰/۴۰ - ۰/۵۹	۰/۵۰ - ۰/۶۹
ضعیف	۰/۲۰ - ۰/۳۹	۰/۳۰ - ۰/۴۹
بد	۰ - ۰/۱۹	۰ - ۰/۲۹

شاخص IBI^2 یکی از شایع‌ترین روش‌های چندمعیاره برای ارزیابی سلامت آب‌ها بر اساس معیارهای زیستی می‌باشد (Ganasan and Hughes, 1998). این شاخص از ادغام تک‌معیاره‌های متعدد به دست می‌آید. در این روش به هر تک‌معیار مطابق جدول ۱۲ نمرات ۱، ۳ و ۵ داده می‌شود. نمره نهایی شاخص در نهایت از میانگین نمرات به دست می‌آید و کلاس‌های کیفیت آب بر حسب نمره نهایی تعیین می‌شود (جدول ۱۳).

جدول ۱۲. محاسبه شاخص زیستی IBI برای بزرگ بی‌مهرگان کفزی

معیارها	نمره		
	۱	۳	۵
غنای رده‌های زیستی	۹ >	۱۴-۹	۱۴ <
شاخص EPT	۴ >	۱۰-۴	۱۰ <
خانواده Ephemeroptera	۲ >	۳-۲	۳ <
خانواده Diptera	۲ >	۳-۲	۳ <
Ephemeroptera%	۵/۷ >	۵/۲۰-۷/۳	۲۰/۳ <
خانواده‌های نابردبار	۴ >	۸-۴	۸ <
شاخص زیستی Beak	۸ >	۱۲-۸/۵	۱۲/۵ <

جدول ۱۳. کلاس‌های کیفیت آب بر حسب نمره نهایی شاخص IBI (Yimer and Mengistou, 2009)

کیفیت آب	شاخص IBI
بسیار ضعیف	۱ - ۱/۹
ضعیف	۲ - ۲/۹
نسبتاً خوب	۳ - ۳/۹
خوب	۴ - ۵

شاخص $NJIS^3$ در سال ۱۹۹۱ در ایالت نیوجرسی آمریکا توسعه یافت. در این شاخص ۵ تک‌معیار مورد استفاده قرار گرفت که شامل معیارهای موجود در جدول ۱۴ می‌باشد. بعد از محاسبه معیارهای شاخص در هر نمونه، معیار رتبه‌دهی متناسب با هر معیار مشخص و با هم جمع می‌شوند تا شاخص محاسبه شود (Kurtenbach, 1991). همچنین طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص NJIS در جدول ۱۵ نشان داده شده است.

¹ . Multimeric Macroinvertebrate Index Flanders

² . Index of biological integrity

³ . New Jersey Impairment Scoring

جدول ۱۴. معیار رتبه‌دهی معیارها برای محاسبه شاخص NJIS (Kurtenbach, 1991)

معیارهای شاخص	۰	۳	۶
غناى رده‌های زیستی	۴-۰	۱۰-۵	>۱۰
شاخص EPT	۲-۰	۵-۳	>۵
درصد خانواده غالب (CDF%)	>۶۰	۶۰-۴۰	<۴۰
EPT%	<۱۰	۳۵-۱۰	>۳۵
شاخص زیستی هیلسنهوف HFBI	>۷	۷-۵	<۵

جدول ۱۵. طبقه‌بندی کیفیت آب با استفاده از شاخص NJIS (Kurtenbach, 1991)

رتبه کل شاخص NJIS	۶ - ۰	۲۱ - ۹	۳۰ - ۲۴
کیفیت آب	اختلال شدید	اختلال متوسط	بدون اختلال

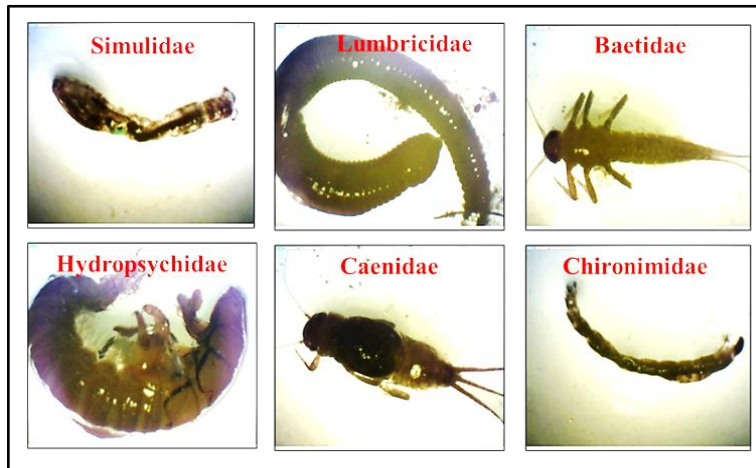
نتایج

در مدت‌زمان مطالعه و نمونه‌برداری از پنج ایستگاه در پایین‌دست رودخانه جاجرود، اکثر بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در سطح جنس و تعدادی از آن‌ها در سطح خانواده با توجه به کلید شناسایی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی (Tachet *et al.*, 2000) بودند. در مجموع تعداد ۴۰۰۱ بزرگ‌بی‌مهره کفزی در ۵ راسته و ۱۱ خانواده شناسایی شدند که در جدول ۱۶ نشان داده شده است. در این جدول بعد از شمارش تعداد بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در هر ایستگاه، فراوانی نسبی آن یعنی درصد موجودات کفزی شمارش شده در هر ایستگاه به تعداد کل موجودات کفزی در پایین‌دست رودخانه جاجرود محاسبه شد. حشرات آبی با ۹۶/۸۷ درصد دارای بیشترین درصد فراوانی بود. بیشترین فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده نیز مربوط به راسته حساس به آلودگی Ephemeroptera و خانواده Baetidae (۴۱/۵۸ درصد) بود. بعد از راسته Ephemeroptera، راسته Diptera و خانواده Chironomidae (۳۰ درصد)، بیشترین درصد فراوانی نسبی را داشتند. برخی از خانواده‌های بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در پایین‌دست رودخانه جاجرود در شکل ۲ نشان داده شده است. لازم به ذکر است که در فصل تابستان به دلیل پایین بودن سطح آب رودخانه امکان نمونه‌برداری زیستی در ایستگاه برگ‌جهان وجود نداشت. بیشترین فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی به ترتیب در فصل‌های پاییز، زمستان، تابستان و بهار بوده است. بیشترین تنوع بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده مربوط به ایستگاه افجه بود. با استفاده از فراوانی گروه‌های بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی بدست آمده بعد از ۳ بار تکرار در هر ایستگاه نمونه‌برداری، شاخص‌های زیستی تک‌معیاره و چندمعیاره برای هر ایستگاه نمونه‌برداری محاسبه و میانگین آن‌ها گزارش شدند. نتایج شاخص‌های زیستی برای ارزیابی کیفیت آب پایین‌دست رودخانه جاجرود در جداول ۱۷ تا ۲۰ نشان داده شده است.

جدول ۱۶. بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در منطقه مورد مطالعه و درصد فراوانی نسبی آن‌ها در طول فصول نمونه‌برداری

درصد فراوانی	درصد فراوانی نسبی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در هر ایستگاه‌ها					رده‌های زیستی		
	کل در تمام ایستگاه‌ها	سعیدآباد	برگ‌جهان	افجه	نچارکلا	قبل از دریاچه سد لتیان	جنس	خانواده
۴۱/۵۸	۶۹/۱۶	۷۸/۲۲	۲۸/۵۲	۵۸/۰۱	۵۱/۴۴	Baetis	Baetidae	Ephemeroptera
۱/۶۱	-	۲/۸۶	۴/۹۲	-	۰/۱۳	Epeorus	Heptageniidae	
۰/۸	۰/۸۳	-	۲	-	۰/۳۹	Rhithrogena	-	
۲/۲۳	۶/۶۷	۰/۸۶	۲/۹۱	۸/۸۴	۰/۲	Caenis	Caenidae	Coleoptera
۰/۰۵	-	-	۰/۱۷	-	-	Elmidae	Elmidae	
۳۰	۲۰/۸۳	۱۷/۷۷	۱۵/۴۳	۲۷/۰۷	۲۴/۸۳	Chironomus	Chironomidae	
۱/۴	۰/۸۳	۱/۱۵	۳/۴۲	۰/۸۳	۰/۱۳	-	Simuliidae	Diptera
۰/۴۹	-	۰/۲۹	۰/۵	-	۰/۶	Tipulidae	Tipulidae	
۰/۰۵	-	-	-	-	۰/۱۳	-	Psychodidae	

۲/۷۵	-	۰/۲۹	۰/۸۳	۰/۲۸	۱/۳۱	Hemerodromiinae	Empididae	
۰/۰۷	-	۰/۴۳	-	-	-	Pesdiciini	Limoniidae	
۰/۰۵	۰/۲۹	-	-	-	-	Limoniini	-	
۱/۷۷	۱/۶۷	۰/۵۷	۳/۷۵	۴/۱۴	۰/۲	-	Lumbricidae	Oligochaeta
۰/۱۵	-	-	۰/۰۸	-	۰/۳۳	Hydropsyche	Hydropsychidae	Trichoptera
۸۳	۱۰۰/۲۸	۱۰۲/۱۵	۱۶۱/۷	۹۹/۱۷	۷۹/۶۹		مجموع کل	



شکل ۲. برخی از خانواده‌های شناسایی شده بزرگ بی‌مهرگان کفزی در پایین دست رودخانه جاجرود

جدول ۱۷. نتایج محاسبه شاخص‌های زیستی در فصل بهار ۱۳۹۲

شاخص‌ها	قبل از دریاچه سد لتیان	کیفیت	نجار کلا	کیفیت	افجه	کیفیت	برگ جهان	کیفیت	سعیدآباد	کیفیت
تنوع شانون- وینر	۰/۱۹	آلودگی بالا	۰/۶۷	آلودگی بالا	۰/۵۷	آلودگی بالا	۰/۶۹	آلودگی بالا	۰/۳۳	آلودگی بالا
غناى رده- های زیستی	۱/۳۳	خیلی ضعیف	۲/۶۷	خیلی ضعیف	۴	خیلی ضعیف	۴/۳۳	خیلی ضعیف	۱/۳۳	خیلی ضعیف
%CDF	۹۱/۶۷		۶۸/۹۲		۸۲/۱۷		۷۷/۷۳		۸۳/۳۳	
EPT	۰	آلوده	۱	آلوده	۲/۳۳	تمیز	۲/۶۷	تمیز	۱/۳۳	آلوده
EPT/C	۰		۰/۴		۰/۲۱		۴/۸۱		۰	
HFBI	۵/۷۵	متوسط	۵/۷۵	متوسط	۵/۶۵	متوسط	۴/۵۳	متوسط	۴/۵	خوب
BMWP/AS PT	۳/۲۵	آلودگی شدید	۲/۴۵	آلودگی شدید	۳/۱۴	آلودگی شدید	۴/۳۵	آلودگی شدید	۴/۵	آلودگی متوسط
NJIS	۴	اختلال شدید	۵	اختلال شدید	۶	اختلال شدید	۱۵	اختلال متوسط	۱۳	اختلال متوسط
MMIF	۰/۱۷	بد	۰/۲۷	بد	۰/۳۳	ضعیف	۰/۳۳	ضعیف	۰/۲۷	بد
BBI	۱/۳۳	آلودگی بسیار بالا	۴	آلودگی بالا	۴/۳۳	آلودگی متوسط	۵/۶۷	آلودگی متوسط	۳/۳۳	آلودگی بالا
TBI	-	-	۲	آلوده	۲/۳۳	آلوده	۲/۳۳	آلوده	-	-
IBI	۱/۰۹	بسیار ضعیف	۱/۴۷	بسیار ضعیف	۲/۱۹	ضعیف	۲/۴۳	ضعیف	۱/۶۷	بسیار ضعیف
SIGNAL	۵/۸۹	آلودگی کم	۵/۲۷	آلودگی کم	۵/۶۶	آلودگی کم	۵/۳۵	آلودگی کم	۴/۵	آلودگی متوسط
MBI	۶/۳۳	خیلی ضعیف	۶/۰۵	ضعیف	۵/۵۷	متوسط	۴/۲۴	متوسط	۳/۸۳	عالی

جدول ۱۸. نتایج محاسبه شاخص‌های زیستی در فصل تابستان ۱۳۹۲

شاخص‌ها	قبل از دریاچه سد لتیان	کیفیت	نچار کلا	کیفیت	افجه	کیفیت	برگ جهان	کیفیت	سعیدآباد	کیفیت
تنوع شانون- وینر	۰/۳۴	آلودگی بالا	۰/۶۷	آلودگی بالا	۱/۴۵	آلودگی متوسط	-	-	۰/۶۴	آلودگی بالا
غنای رده- های زیستی	۴	خیلی ضعیف	۲	خیلی ضعیف	۷	ضعیف	-	-	۲/۶۷	خیلی ضعیف
%CDF	۹۵/۹	آلوده	۶۴/۶	آلوده	۴۷/۴۳	تمیز	-	-	۶۶/۶۷	آلوده
EPT	۱/۶۷	آلوده	۱	آلوده	۳	تمیز	-	-	۱/۶۷	آلوده
EPT/C	۰/۱	آلوده	۱/۵۸	آلوده	۶/۸۳	تمیز	-	-	۱/۶۷	آلوده
HFBI	۶/۷۷	ضعیف	۶/۵۵	ضعیف	۵	خوب	-	-	۴/۷۲	خوب
BMWP/ASPT	۲/۱۷	آلودگی شدید	۴/۷۵	آلودگی متوسط	۶/۲۲	آب‌های تمیز	-	-	۳/۹۴	آلودگی شدید
NJIS	۳	اختلال شدید	۷	اختلال متوسط	۲۰	اختلال متوسط	-	-	۱۳	اختلال متوسط
MMIF	۰/۲۵	بد	۰/۲۵	بد	۰/۴	ضعیف	-	-	۰/۲۵	بد
BBI	۵/۳۳	آلودگی متوسط	۴	آلودگی بالا	۷/۳۳	آلوده کمی	-	-	۴/۶۷	آلودگی متوسط
TBI	۸	نسبتاً تمیز	-	-	۸/۳۳	نسبتاً تمیز	-	-	۲/۳۳	آلوده
IBI	۱/۳۷	بسیار ضعیف	۱/۵۷	بسیار ضعیف	۲/۷۱	ضعیف	-	-	۱/۸۵	بسیار ضعیف
SIGNAL	۵/۶۵	آلودگی کم	۶/۷۵	آب تمیز	۵/۹۷	آلودگی کم	-	-	۵/۴	آلودگی کم
MBI	۷/۶۱	خیلی ضعیف	۴/۳۵	عالی	۴/۶۵	خوب	-	-	۴/۳۷	خوب

جدول ۱۹. نتایج محاسبه شاخص‌های زیستی در فصل پاییز ۱۳۹۲

شاخص‌ها	قبل از دریاچه سد لتیان	کیفیت	نچار کلا	کیفیت	افجه	کیفیت	برگ جهان	کیفیت	سعیدآباد	کیفیت
تنوع شانون- وینر	۰/۴	آلودگی بالا	۰/۵	آلودگی بالا	۰/۹	آلودگی بالا	۰/۸۶	آلودگی بالا	۰/۵۵	آلودگی بالا
غنای رده- های زیستی	۶	خیلی ضعیف	۳	خیلی ضعیف	۴/۳۳	خیلی ضعیف	۵	خیلی ضعیف	۲/۳۳	خیلی ضعیف
%CDF	۹۱/۳۷	آلوده	۸۴/۰۷	آلوده	۶۰/۷۳	آلوده	۵۶/۹۹	آلوده	۷۹/۹۷	آلوده
EPT	۲/۶۷	تمیز	۱/۳۳	آلوده	۱/۶۷	آلوده	۱	آلوده	۱/۳۳	آلوده
EPT/C	۳۲/۲۴	آلوده	۵/۵۶	آلوده	۹/۳	آلوده	۲/۳۳	آلوده	۳/۳۹	آلوده
HFBI	۴/۱۵	خیلی خوب	۴/۳۶	خوب	۴/۳۸	خوب	۴/۷۷	خوب	۴/۴۵	خوب
BMWP/A SPT	۳/۹۵	آلودگی شدید	۳/۸۷	آلودگی شدید	۳/۷۴	آلودگی شدید	۳/۳۱	آلودگی شدید	۳/۸۳	آلودگی شدید
NJIS	۱۶	اختلال متوسط	۱۳	اختلال متوسط	۱۴	اختلال متوسط	۱۵	اختلال متوسط	۱۲	اختلال متوسط
MMIF	۰/۲۸	بد	۰/۲۵	بد	۰/۲۸	بد	۰/۲۲	بد	۰/۲۷	بد

الودگی بالا	۴	الودگی متوسط	۴/۳۳	الودگی متوسط	۴/۶۷	الودگی متوسط	۴/۳۳	الودگی متوسط	۶	BBI
-	-	مشکوک	۶	نسبتاً تمیز	۷/۶۷	آلوده	۳	بسیار تمیز	۱۱	TBI
ضعیف	۲/۱۴	ضعیف	۲/۵۲	ضعیف	۲/۳۳	ضعیف	۲/۱۹	ضعیف	۲/۹	IBI
الودگی کم	۵/۰۵	الودگی کم	۵/۲۵	الودگی متوسط	۴/۵۵	الودگی متوسط	۵	الودگی متوسط	۴/۹۴	SIGNAL
خوب	۴/۴	خوب	۴/۹۳	متوسط	۵/۱۸	عالی	۴/۳۲	عالی	۴/۳۳	MBI

جدول ۲۰. نتایج محاسبه شاخص های زیستی در فصل زمستان ۱۳۹۲

شاخص ها	قبل از دریاچه سد لتیان	کیفیت	نجار کلا	کیفیت	افجه	کیفیت	برگ جهان	کیفیت	سعیدآباد	کیفیت
تنوع شانون- وینر	۰/۴	الودگی بالا	۰/۶۵	الودگی بالا	۰/۹۶	الودگی بالا	۰/۴۷	الودگی بالا	۰/۷۵	الودگی بالا
غناى زیستی	۳	خیلی ضعیف	۲/۳۳	خیلی ضعیف	۵/۳۳	خیلی ضعیف	۳	خیلی ضعیف	۲/۳۳	خیلی ضعیف
%CDF	۸۹/۷۶	آلوده	۶۳/۱۲	آلوده	۶۳/۳۶	آلوده	۸۱/۵۴	آلوده	۵۹/۶۲	آلوده
EPT	۱/۳۳	آلوده	۱	آلوده	۱/۳۳	آلوده	۱	آلوده	۱/۳۳	آلوده
EPT/C	۴۰/۳۳	خوب	۳/۴۹	خوب	۲/۷۳	خوب	۸/۴	خوب	۲/۰۶	خوب
HFBI	۴/۳۹	خوب	۴/۴۱	خوب	۴/۷۵	خوب	۴/۲۶	خوب	۵/۲	خوب
BMWP/ASPT	۳/۹۶	الودگی شدید	۳/۲۲	الودگی شدید	۳/۳۲	الودگی شدید	۳/۳۶	الودگی شدید	۳/۴۵	الودگی شدید
NJIS	۱۲	متوسط	۱۳	متوسط	۱۶	متوسط	۱۲	متوسط	۱۲	متوسط
MMIF	۰/۲۵	بد	۰/۲۵	بد	۰/۲۸	بد	۰/۲	بد	۰/۲۷	بد
BBI	۵/۳۳	الودگی متوسط	۴	الودگی بالا	۵	الودگی متوسط	۴	به شدت آلوده	۴/۳۳	الودگی متوسط
TBI	۵	آلوده	۴/۶۷	آلوده	۶/۳۳	مشکوک	-	-	-	-
IBI	۲/۳۳	ضعیف	۲/۱۴	ضعیف	۲/۵۲	ضعیف	۲/۴۳	ضعیف	۱/۶۷	بسیار ضعیف
SIGNAL	۵/۰۹	الودگی کم	۵/۳۱	الودگی کم	۴/۴۱	الودگی متوسط	۵/۵۹	الودگی کم	۵/۵۳	الودگی کم
MBI	۴/۳	عالی	۴/۸۷	خوب	۵/۱	متوسط	۴/۴۳	خوب	۴/۷۴	خوب

بحث

از گذشته، شاخص های زیستی بزرگ بی مهرگان کفزی نقش مهمی در تعیین کیفیت آب داشته اند. یکی از بهترین مزایای آن ها، ثبات در نتایج کیفیت آب می باشد (Hosseiniabadi et al., 2022) و در این تحقیق ارزیابی زیستی پایین دست رودخانه جاجروود با استفاده از شاخص های زیستی تک معیاره و چندمعیاره برای ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار گرفتند. در بررسی های انجام شده لارو حشرات آبزی گروه غالب بزرگ بی مهرگان کفزی پایین دست رودخانه جاجروود را تشکیل دادند که محققان زیادی به چنین نتیجه ای رسیده بودند (Lenat, 1988; Pipan, 2000; Paul et al., 2025).

موجودات متعلق به خانواده های Baetidae و Chironomidae از گروه هایی مقاوم به آلودگی دارای بالاترین فراوانی در تمامی ایستگاه های مطالعاتی بودند. بالا بودن خانواده Chironomidae از راسته Diptera، به دلیل نوع تغذیه این گروه که فیلترکننده مواد آلی ریزمعلق در آب می باشند، مرتبط است (Ghane et al., 2006). لذا حضور و فراوانی بالای این موجودات می تواند نشان

دهنده شرایط نسبتاً ضعیفی از کیفیت آب باشد (Bouchard and Paul, 2012). بالا بودن فراوانی خانواده Chironomidae در بستر رودخانه جاجرود، با نتایج تحقیقات Wolmarans و همکاران (۲۰۱۷) در مورد بررسی بزرگ بی‌مهرگان کفزی برای ارزیابی کیفیت آب در آفریقای جنوبی مشابه بود (Wolmarans et al., 2017). همچنین در مطالعه دیگری توسط Zemo و همکاران (۲۰۲۳) در کامرون نشان داد که تخلیه پسماند موجب آلودگی آب شد و بالا بودن فراوانی خانواده Chironomidae را در ایستگاه-های آلوده نیز نشان داد (Zemo et al., 2023). خانواده Baetidae (Baetis sp.) از راسته Ephemeroptera بیشترین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی را داشت که با تحقیق Tubić و همکاران (۲۰۲۴) با عنوان معیار حشرات آبی (Ephemeroptera, Plecoptera و Trichoptera) به‌عنوان ابزاری مهم در ارزیابی کیفیت آب در نهرهای تپه‌ای و کوهستانی در کشور صربستان همخوانی دارد (Tubić et al., 2024). همچنین حداقل فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در خانواده Elmidae از راسته Coleoptera و خانواده Psychodidae از راسته Diptera مشاهده شد. بالا بودن فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در فصل پاییز به‌دلیل چرخه زندگی آن‌ها و پایین بودن فراوانی آن‌ها در فصل بهار به‌دلیل افزایش سرعت آب و بالا بودن دبی رودخانه می‌باشد که با مطالعه Solgi و همکاران (۲۰۲۴) که به بررسی کیفیت آب رودخانه کرج بر اساس مطالعه بزرگ بی‌مهرگان کفزی پرداخته شد، همخوانی نداشت. به‌طوری‌که بیشترین فراوانی در فصل تابستان و کمترین آن در فصل پاییز مشاهده شد (Solgi et al., 2024).

بیشترین تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه افجه مشاهده شد. این موضوع به دلیل وجود پوشش‌های گیاهی زراعی و درختی و جمعیت ساکن کمتر در منطقه افجه نسبت به سایر ایستگاه‌ها می‌باشد. البته از دلایل کیفیت متوسط آب در این ایستگاه، می‌توان به وجود آبشار طبیعی که باعث حضور گردشگران و مشاهده کردن پسماند در کنار رودخانه اشاره کرد. کیفیت آب در ایستگاه قبل از دریاچه سد لتیان در تمام فصول نمونه‌برداری پایین بوده است. که دلیل اصلی این امر می‌تواند گسترش ویلاسازی در محدوده این ایستگاه و عوارض انسان‌ساخت باشد. در ایستگاه نجارکلا نیز به دلایل ساخت‌وساز در اطراف رودخانه و همچنین تخلیه فاضلاب مناطق مسکونی اطراف رودخانه کیفیت آب رودخانه پایین بوده است. در ایستگاه سعیدآباد نیز به‌دلیل قرارگیری این ایستگاه بعد از سد لتیان و تغییرات کیفیت آب، عوارض انسان‌ساخت و حضور پسماند در اطراف رودخانه دارای کیفیت نسبتاً پایینی بوده است. همچنین کیفیت آب ایستگاه برگ‌جهان را می‌توان به‌صورت متوسط تا ضعیف ارزیابی کرد. به‌طور متوسط نتایج اکثر شاخص‌های زیستی تک‌معیاره به غیر از HFBI و MBI کیفیت آب را به‌صورت متوسط تا ضعیف ارزیابی کرده است. شاخص HFBI کیفیت آب را به‌صورت متوسط تا خوب و شاخص MBI کیفیت آب را به‌طور متوسط از متوسط تا عالی ارزیابی کردند. شاخص چندمعیاره MMIF برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌های کشور بلژیک می‌باشد و به‌دلیل شرایط جغرافیایی و آب‌وهوایی ایران با کشورهای اروپایی این شاخص برای ارزیابی کیفیت آب انتخاب شد (Gabriels et al., 2010).

در تمام فصل‌ها و ایستگاه‌های نمونه‌برداری ارزیابی کیفیت آب براساس شاخص MMIF به صورت بد و ضعیف ارزیابی شد. که در تحقیقی مشابه توسط Van Ael و همکاران (۲۰۱۵) استفاده از شاخص زیستی MMIF مبتنی بر بزرگ بی‌مهرگان بزرگ را برای تخمین غلظت بحرانی فلزات سنگین برای کیفیت بوم‌شناختی آب فلاندرز، بلژیک را بررسی کردند و کیفیت آب بسیار پایین گزارش شد. شاخص چندمعیاره NJIS توسعه‌یافته در نیوجرسی آمریکا بوده که در منطقه مورد مطالعه دو طبقه اختلال متوسط و شدید مشاهده شد (Blocksom et al., 2002). شاخص IBI در تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه کیفیت آب را به‌صورت ضعیف و بسیار ضعیف ارزیابی کرد. به‌طوری‌که Masese و همکاران (۲۰۰۹) پایش رودخانه موبین، حوضه دریاچه ویکتوریا، کنیا را با شاخص IBI را بررسی کردند و اثرات اختلال انسانی بر وضعیت زیستی جوامع بی‌مهرگان کفزی رودخانه را نشان دادند. به با توجه به نتایج ارائه شده برای هر سه شاخص چندمعیاره که نشان دهنده کیفیت متوسط تا پایین آب پایین دست رودخانه جاجرود می‌باشد، می‌توان ارتباط معنی‌دار بین شاخص‌های چندمعیاره را نشان داد.

نتیجه‌گیری

نتایج شاخص‌های زیستی در بیشتر ایستگاه‌ها و فصل‌های نمونه‌برداری برای کیفیت آب، نتایج مشابهی را نشان دادند. به‌طوری‌که کیفیت آب پایین دست رودخانه جاجرود، به لحاظ آلودگی متوسط تا ضعیف ارزیابی شدند. تنها در فصل تابستان در ایستگاه افجه

کیفیت آب به صورت متوسط تا خوب ارزیابی شد. با توجه به نتایج ارائه شده از شاخص‌های زیستی و ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی پایین دست رودخانه جاجرود، می‌توان گفت که این منطقه از شرایط مطلوبی برخوردار نمی‌باشد و از جمله دلایل آن می‌توان به تخلیه فاضلاب خانگی روستاهای اطراف، فعالیت گردشگران و دفع پسماند به رودخانه را اشاره کرد. با توجه به با اهمیت بودن رودخانه جاجرود در جهت تامین آب شرب شهر تهران، بایستی اقدامات مدیریتی و اجرایی مناسبی در جهت بهبود کیفیت آب رودخانه اتخاذ شود.

ملاحظات اخلاقی

این پژوهش کد اخلاق را به شماره ق/۷۳۵/۱۴۰۴/۷۹۹ از کمیته اخلاق مرکز آموزش عالی کاشمر دریافت کرده است.

حامی مالی

مقاله حاضر با حمایت مالی معاونت پژوهشی مرکز آموزش عالی کاشمر انجام شد.

سپاسگزاری

این تحقیق حاصل طرح پژوهشی در مرکز آموزش عالی کاشمر با کد ق/۷۳۵/۱۴۰۴/۷۹۹ می‌باشد. که نویسندگان مراتب قدردانی خود را از حمایت همه‌جانبه مرکز آموزش عالی کاشمر از این تحقیق علمی را اعلام می‌دارند.

References

- Alizadeh, M., Hosseini, S.A., Jafaryan, H., Ghorbani, R. and Gholizadeh, M., 2019. Evaluation of ecological and biochemical indices of macrobenthic community in the Sari-Su River (Qarnaveh). *Aquaculture Sciences*, 6(2), pp. 75-88. (In Persian).
- Blocksom, K.A., Kurtenbach, J.P., Klemm, D.J., Fulk, F.A. and Cormier, S.M., 2002. Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77(3), pp. 311-333. <https://doi.org/10.1023/A:1016096925401>
- Bouchard, R.W. and Paul, J.S., 2012. Guide to aquatic invertebrate families of Mongolia. Identification manual for students, citizen monitors, and aquatic resource professionals.
- Bode, R.W., Novak, M.A. and Abele, L.E., 1997. Biological Stream Testing. NYS Department of Environmental Conservation. Albany, NY.
- Chessman, B.C., 2003. New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 54(2), pp. 95-103. <https://doi.org/10.1071/MF02114>
- Couceiro, S.R., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P. and Luz, S.L.B., 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, pp. 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- De Pauw, N. and Vanhooren, G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100(1), pp. 153-168. <https://doi.org/10.1007/BF00027428>
- Edward DeWalt, R., 2004. River Watch Quality Assurance Report for 2005, Illinois Natural History Survey Center for Biodiversity 1816 S Oak St.
- Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R.M., Valdovinos, C. and Jara-Flores, A., 2018. A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators*, 91, pp. 13-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.074>
- Friedrich, G., Chapman, D. and Beim, A., 1996. The use of biological material in water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Water Quality Assessments—A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. <https://doi.org/10.1201/9781003062103>
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N. and Goethals, P.L., 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), pp. 199-207. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>
- Gevrey, M., Comte, L., de Zwart, D., de Deckere, E. and Lek, S., 2010. Modeling the chemical and toxic water status of the Scheldt basin (Belgium), using aquatic invertebrate assemblages and an

- advanced modeling method. *Environmental Pollution*, 158(10), pp. 3209-3218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.07.006>
- Ghanbari, F., Pazira, A., Amiri, F., Moghdani, S. and Saki, E.M., 2016. Zoning pollution of Bahoush river using biodiversity of macrobenthos (Boushehr province). pp. 9-20. (In Persian).
- Ghane, A., Ahmadi, M.R., Esmaili, A. and Mirzajani, A., 2006. Bioassessment of Chafrood River-Guilan province, Northern Iran—Using Macrobenthic Community Structure. *JWSS-Isfahan University of Technology*, 10(1), pp. 247-259. (In Persian). <https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.24763594.1385.10.1.18.3>
- Ganasan, V. and Hughes, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40(2), pp. 367-383. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00347.x>
- Ghorbanzadeh, Z.S.G., Izadian, M. and Hosseini, T.F., 2021. Evaluation of water quality of Karaj River based on BMWP biological index, 13(48), pp. 115-126. (In Persian).
- Hilsenhoff, W.L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Natural Resources*, 100: 15.
- Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), pp. 65-68.
- Hosseinabadi, F., Hashemi, S.H., Abdoli, A. and Mehrjo, F., 2022. Development of multimetric index based on benthic macroinvertebrate for water quality assessment of Jajrood River in Iran. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 20(1), pp. 77-88. <https://doi.org/10.22124/cjes.2022.5394>
- Huggins, D.G. and Moffett, M.F., 1988. Proposed biotic and habitat indices for use in Kansas streams. Lawrence, KS: Kansas Biological Survey.
- Kamali, S.E., Ostovan, H. and Tatina, M., 2010. Estimation of biotic index and water quality of Karimchay, Lavandavil and Chaland rivers of Astara region by benthic aquatic insect communities. *Journal of Wetland Ecobiology*, 1(4), pp. 79-89. (In Persian).
- Kashefi Alasl, M. and Zaeimdar, M., 2009. The Need for Jajrood River Quality Management. *Journal of Environmental Science and Technology*. 11(41), pp. 119-129. (In Persian).
- Klocek, R. and Barghusen, L., 2011. Aquatic faunal surveys at the Hadley valley forest preserve spring creek will county, Illinois.
- Kurtenbach, J., 1991. A method for rapid bioassessment of streams in New Jersey using benthic macroinvertebrates. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 8(1), p. 129.
- Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(3), pp. 222-233.
- Li, L., Zheng, B. and Liu, L., 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, pp. 1510-1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Mahdavi, M., Bazrafshan, O., Javanshir, A., Mousavi Nodoushani, R. and Babapour, M., 2010. Study of the effect of benthic community structure of Taleghan River on the determination of water quality. *Journal of Natural Environment*, 63(1), pp. 75-91. (In Persian).
- Mandaville, S.M., 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols (Vol. 128). Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Mehrjo, F., Abdoli, A., Hashemi, S.H. and Hosseinabadi, F., 2020. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for downstream Jajrud in Tehran province, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19(1), pp. 286-296. <https://doi.org/10.22092/ijfs.2019.118321>
- Mehrjo, F., Hashemi, S.H., Abdoli, A. and Hosseinabadi, F., 2020. Taxonomy of benthic macroinvertebrates in Jajrud River for water quality assessment. *Environmental Resources Research*, 8(1), pp. 1-10. <https://doi.org/10.22069/IJERR.2020.5088>
- Metzeling, L., Tiller, D., Newall, P., Wells, F. and Reed, J., 2006. Biological objectives for the protection of rivers and streams in Victoria, Australia. *Hydrobiologia*, 572(1), pp. 287-299. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9005-2>
- Masee, F.O., Raburu, P.O. and Muchiri, M., 2009. A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B-IBI) for monitoring the Moiben River, Lake Victoria Basin, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 34(1), pp.1-14. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2009.34.1.1.726>

- Nie, R., Xu, X., Xu, P., Zhuge, Y., Zheng, T., Yu, X., Yao, R., Tan, H., Li, G., Zhao, X. and Du, Q., 2025. Taxonomic and functional responses of benthic macroinvertebrates to wastewater effluents in the receiving river of ecologically vulnerable karst areas in Southwest China. *Environmental Research*, p. 121666. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121666>
- Paul, E.I., Bassey, E.P., Akpana, O.A., Welborn, I.S. and Erete, I.N., 2025. Spatio-Temporal Variations in Water Quality and Pollution Levels of the Great Kwa River Using Benthic Macroinvertebrates. *World News of Natural Sciences (WNOFNS)*, 63.
- Pipan, T., 2000. Biological assessment of stream water quality-the example of the Reka River (Slovenia). *Acta carsologica*, 29(1).
- RÁCZ, B., KOTROCZÓ, Z., VINCZE, G., DOBI, L. and POSTA, J., 2010. Biotic index at secondary education level and its adaptation in the sustainable development (Hungary).
- Robinson, C.T., Uehlinger, U. and Hieber, M., 2001. Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshwater Biology*, 46(12), pp. 1663-1672. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00851.x>
- Rosenberg, D.M., Davies, I.J., Cobb, D.G. and Wiens, A.P., 1997. Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. Department of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute, 501.
- Shakoori, M., Bandpei, M.A.A., Naderi, M. and Karimian, E., 2023. Investigation of benthic macroinvertebrate in Gheshlagh and Gaveh River (Kurdistan Province) based on the Hilsenhoff Biological Index (HFBI). *Journal of Utilization and Cultivation of Aquatics*, 12(1), pp. 61-73. <https://doi.org/10.22069/japu.2022.20297.1674>
- Solgi, E., Mansourghanaei11, F., Mohammadrezaei, D. and Hasani, N., 2024. Assessment of water quality of Karaj River using benthic macroinvertebrates. *Journal of Aquatic Ecology*, 14(3), p. 13-29. (In Persian).
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. and Usseglio-Polatera, P., 2000. Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie (Vol. 15). Paris: CNRS éditions.
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E.H., Ouéda, A., Bawa, L.M. and Djaneye-Boundjou, G., 2021. Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water*, 3, p. 662765. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tubić, B., Andjus, S., Zorić, K., Vasiljević, B., Jovičić, K., Čanak Atlagić, J. and Paunović, M., 2024. Aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) metric as an important tool in water quality assessment in hilly and mountain streams. *Water*, 16(6), p. 849. <https://doi.org/10.3390/w16060849>
- Wolmarans, C.T., Kemp, M., De Kock, K.N. and Wepener, V., 2017. The possible association between selected sediment characteristics and the occurrence of benthic macroinvertebrates in a minimally affected river in South Africa. *Chemistry and Ecology*, 33(1), pp. 18-33. <https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1261121>
- Yimer, H.D. and Mengistou, S., 2009. Water quality parameters and macroinvertebrates index of biotic integrity of the Jimma wetlands, Southwestern Ethiopia. *Journal of Wetlands Ecology*, 3(0), pp. 77-93.
- Van Ael, E., De Cooman, W., Blust, R. and Bervoets, L., 2015. Use of a macroinvertebrate based biotic index to estimate critical metal concentrations for good ecological water quality. *Chemosphere*, 119, pp. 138-144. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.001>
- Zemo, M.A.T., Menbohan, S.F., Atchrimi, B.T., Betsi, W.C.N., Nwaha, M., Dzavi, J., Mavunda, C.A. and Lactio, N., 2023. Effect of anthropogenic pressure on the biodiversity of benthic macroinvertebrates in some urban rivers (Yaoundé). *Water*, 15(13), p. 2383. <https://doi.org/10.3390/w15132383>