شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۷۴، شماره ۴، زمستان ۱۴۰۰
صفحات ۵۴۱-۵۲۵

ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد، استان گلستان مبتنی بر تحلیل مقایسه‌ای شاخص‌های زیستی درشت بی‌مهرگان کفزی

محمد قلی‌زاده[1]*، ماریا حاجی‌لی دوجی

۱. استادیار، گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران
۲. دانش‌آموخته کارشناسی زیست دریا، دانشکده علوم پایه، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰ /۰۶/۰۱ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۷/۱۱

چکیده

شاخص‌های زیستی برای نظارت بر کیفیت آب ابزارهای مفیدی برای ارزیابی سلامت رودخانه ها و دریاچه ها هستند. هدف از این مطالعه مقایسه شاخص‌های زیستی و استفاده از درشت بی‌مهرگان کفزی برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد مینودشت، استان گلستان بود. نمونه‌های کفزی به صورت فصلی از ۴ ایستگاه با سه تکرار با استفاده از نمونه‌بردارسوربر با سطح پوشش (۹۰۰ سانتی متر مربع) در سال ۱۳۹۹ جمع‌آوری گردید. در مجموع تعداد ۲۸۲۸ نمونه از موجودات بی‌مهره متعلق به ۸ راسته و ۱۲ خانواده شناسایی شدند، که Diptera با ۴ خانواده متنوع ترین گروه بی‌مهرگان را تشکیل داد. بیش‌ترین فراوانی درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به Chironomidae (۴۶/۹۹ درصد) و سپس Baetidae (۲۲/۵۲ درصد) بود. فصل بهار با ۳۹ درصد بیشترین و فصل زمستان با ۱۲ درصد کمترین میزان فراوانی را شامل شدند. بیش‌ترین پراکنش درشت بی‌مهرگان در ایستگاه پایین‌دست (۳۳ درصد) و کمترین مقدار آن در ایستگاه بالادست (۱۹ درصد) بدست آمد. شاخص‌های مورد مطالعه عبارت بودند از: ۱) EPT (درصد Ephemeroptera، Plecoptera و Trichoptera) ؛ ۲) BMWP ، ۳) ASPT (میانگین امتیاز در هر تاکسون) ؛ ۴) HFBI (شاخص زیستی خانواده Hilsenhoff)؛ و ۵) شاخص شانون-وینر و سیمپسون. طبق آنالیز خوشه‌بندی پراکنش کفزیان در بین ایستگاه‌ها به دو گروه مجزا (۱) شامل ایستگاه‌های پایین‌دست به همراه ایستگاه‌های ۲ و ۳ فصل تابستان و (۲) دیگر ایستگاه‌ها نشان داد. نتایج نشان داد که شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، BMWP و ASPT برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد مناسب است. در نهایت کیفیت آب رودخانه بر اساس وضعیت ساپروبی برای ایستگاه بالادست وضعیت خوب (الیگوساپروب) و ایستگاه پایین‌دست وضعیت ضعیف (مزوساپروب) ارزیابی شد. نتایج ترکیبی از شاخص‌های زیستی نشان داد ایستگاه‌های واقع در مناطق روستایی و کشاورزی نسبت به ایستگاه‌های بالادست آلودگی بیشتری دارند و کنترل و مدیریت منابع آلاینده برای حفاظت از منطقه مورد مطالعه لازم است.

واژگان کلیدی: نظارت زیستی، درشت بی‌مهرگان کفزی، شاخص زیستی، رودخانه مبارک‌آباد

* نویسنده مسئول: محمد قلی‌زاده
Email: gholizade_mohammad@yahoo.com

Journal of Fisheries
Vol. 74, No. 4, Winter 2021
pp. 525-541

A comparative analysis of biotic indices using macroinvertebrates to assess water quality in Mobarakabad River, Golestan Province

Mohammad Gholizadeh[1*], Maria Hajili Davaji[1]

1. Assistant Professor, Department of Fisheries, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Gonbad Kavous University, Gonbad Kavous, Iran
2. B.Sc graduated, Department of Biology, Faculty of Sciences, Gonbad Kavous University, Gonbad Kavous, Iran

Received: 03-May-2021 **Accepted: 27-Aug-2021**

Abstract
Biotic indices for water quality monitoring are useful tools for assessing the health of rivers and lakes. The aim of this study was to compare biotic indices using benthic macroinvertebrate to evaluate the water quality of Mubarakabad River, Minudasht, Golestan Province. Macroinvertebrate samples were collected seasonally from 4 stations in three replications using a Surber sampler with a coverage area (900 cm^2) in 2020. A total of 2828 specimens of macroinvertebrate identified and classified into 8 orders and 12 families, of which Diptera with 4 families was the most diverse group of macroinvertebrate and the highest frequency belonged to Chironomidae (46.99%) and then Baetidae (22.52%). Spring with 39% had the highest and winter with 12% had the lowest frequency. The highest distribution of macroinvertebrate was obtained in station 4 (33%) and the lowest in station 1 (19%). The studied indicators were: 1) EPT (percent of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera); 2) BMWP (Biological Monitoring Work Party System); 3) ASPT (Average Score per Taxon); 4) HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index); and 5) the Shannon-Wiener and Simpson index. According to the cluster analysis of macroinvertebrate distribution among the stations, it showed two separate groups. The results of biotic indices showed that the Hilsenhof, BMWP and ASPT are suitable for assessing the water quality of the Mubarakabad River. Finally, water quality was assessed as good condition for the upstream station and poor condition for the downstream station. The results of a combination of biotic indices showed that stations located in rural and agricultural areas are more polluted than upstream stations and control and management of pollutant sources is necessary to protect the study area.

Key words: Biomonitoring, Macroinvertebrate, Biological index, Mubarakabad river

Corresponding author: Mohammad Gholizadeh Email: gholizade_mohammad@yahoo.com

۱. مقدمه

به طور کلی مباحث زیست‌محیطی و سیاسی و اجتماعی رابطه تنگاتنگی با تامین آب دارد از آنجا که رشد جمعیت انسانی دسترسی به آب تمیز را به شدت کاهش داده است، انواع زیادی از زباله‌های انسانی در حوضه‌های آب ایجاد شده که می‌تواند آب را برای آشامیدن نامناسب کند، از جمله باعث ایجاد لجن در رودخانه‌ها، کاهش تنوع ریززیستگاه‌ها و تنوع زیستی (Callisto *et al*., 2005)، افزایش فراوانی بیماری‌های ناشی از آب و کاهش ارزش‌های زیبایی و تفریحی (Buss *et al*., 2004) مرتبط با آن شود.

یکی از روش‌های کارا برای مشخص کردن وضعیت محیط آبی، تعیین کیفیت آب با استفاده از فاکتورهای زیستی است. استفاده از ویژگی‌های شیمیایی آب برای تعیین وضعیت بوم‌سازگان‌های آبی به‌منزله عکس از محیط است و فقط قادر است ویژگی‌های همان لحظه را نشان دهد در حالی که پایش زیستی مانند فیلم از مکان، تمام رخدادها را با جزئیات ثبت می‌کند. به کارگیری شاخص‌های زیستی و استفاده از موجودات زنده برای طبقه‌بندی و تعیین کیفیت آب به بیش از یک قرن می‌رسد (Sharma and Moog, 1998). در واقع پایش زیستی استفاده سیستماتیک از موجودات زنده برای تعیین کیفیت محیط زیست است. روش‌های پایش زیستی امروزه نقش بسیار مهمی در پایش کیفیت رودخانه ایفا می‌کنند. زیرا موجودات کفزی درواقع شواهد پیوسته‌ای از وضعیت سلامت رودخانه‌ها هستند و درمجموع نسبت به محدوده وسیعی از آلوده کننده‌ها حساس هستند (Grbovi *et al*., 1997). یکی از روش‌های بهینه و کارامد برای ارزیابی زیستی، استفاده از موجودات درشت بی‌مهرگان کفزی است (Karr, 1998). درشت بی‌مهرگان کفزی به دلیل وجود در بیشتر اکوسیستم‌های آبی، جابه‌جایی و تحرک کم، تجمع مواد سمی در آن‌ها، نمونه‌برداری آسان و دیده‌شدن با چشم غیر مسلح نشانگرهای تغییرات کیفی هستند (Ahmadi and Nafisi, 2001; Rosenberg *et al*., 1999).

گونه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی آب شیرین به‌طور قابل توجهی نسبت به آلودگی آلی حساسیت نشان می‌دهند. به طور کلی، جوامع زیستی بازتاب صادقانه‌تری از شرایط محیطی ارائه می‌دهند، زیرا به طور مداوم در معرض آنها قرار دارند (Azrina *et al*., 2006). از آنجا که برخی از گروه‌های موجودات به شرایط محیطی بسیار حساس هستند در حالی که برخی دیگر می‌توانند در سیستم‌های به شدت آشفته زنده بمانند، جوامع آبزی شاخص خوبی برای سنجش کیفیت محیط زیست به شمار می‌آیند (Buss *et al*., 2004). بنابراین، استفاده از شاخص‌های زیستی ابزار مهم در ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آب شیرین است و نتایج قابل دسترسی را برای تصمیم گیرندگان سیاست‌گذاران فراهم می‌آورد. از این رو می‌توان به شاخص زیستی BMWP و ASPT، هیلسینهوف و شاخص غنای EPT به عنوان شاخص‌های مهم ارزیابی کیفی آب اشاره نمود (Gerhardt *et al*., 2004). Gholizadeh (۲۰۲۱) ارزیابی زیستی رودخانه زرین‌گل علی‌آباد با استفاده از ساختار جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی در زمان‌های قبل و بعد از سیل بررسی نمونند. Shahbazi Naserabad و همکاران (۲۰۱۶) مطالعه‌ای بر وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه خیرودکنار نوشهر با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی BMWP و ASPT در ۴ ایستگاه در سال‌های ۹۲-۱۳۹۱ انجام دادند. نتایج آنها نشان داد که ایستگاه‌هایی که در مجاورت روستا واقع شده است دارای وضعیت کیفی نامطلوب‌اند.

ارزیابی دقیق ارزش زیبایی شناختی، تفریحی و زیست محیطی دریاچه‌ها و رودخانه‌ها تنها با استفاده از رویکرد یکپارچه برای کیفیت آب، یعنی با در نظر گرفتن پوشش گیاهی، فعالیت‌های انسانی و سایر اجزای زیستی منطقه مورد مطالعه امکان پذیر است (Allan, 1995). نظارت زیستی به اشکال مختلف از جمله: ۱) شاخص‌های اکولوژیک که تنوع و شباهت را تعیین می‌کند (Beisel *et al*., 2003)؛ ۲) شاخص‌های زیستی که شامل

اندازه‌گیری‌های کمی تنوع گونه‌ها و داده‌های کیفی در مورد حساسیت گونه‌های فردی به تغییرات محیطی است (Czerniawska-Kusza 2005) ؛ ۳) ابزارهای ارزیابی زیستی پیش بینی مانند "سیستم پیش بینی و طبقه‌بندی بی‌مهرگان رودخانه" (RIVPACS) (Wright *et al.*, 2000) ، "سیستم ارزیابی رودخانه استرالیا" (AusRivAS) (Simpson & Norris, 2000) یا "ارزیابی توسط تجزیه و تحلیل نزدیکترین همسایه "(ANNA) (Linke *et al.*, 2005) ؛ و ۴) پروتکل‌هایی برای ارزیابی سریع کیفیت آب (PAR) (Callisto *et al.*, 2005) و برای طبقه‌بندی درشت بی‌مهرگان کفزی به گروه‌های تغذیه‌ای عملکردی[1](FFG) (Cummins *et al.*, 2005) صورت می‌گیرند.

مدل‌های پیش بینی کننده و[2]PAR نیاز به رودخانه‌های مرجع دارند، یعنی رودهای بدون آلودگی که در آن جامعه زیستی به خوبی شناخته شده و بدون مزاحمت است. از آنجا که چنین رودخانه‌های مرجع در ایران تعریف نشده‌اند، نظارت زیستی در آنجا تا به امروز بیشتر بر شاخص‌های زیستی متکی بوده است. این مطالعه ۵ شاخص زیستی را که معمولاً برای ارزیابی کیفیت آب از طریق استفاده از درشت بی‌مهرگان کفزی، مقایسه کرده است تا مشخص شود که کدام شاخص سلامت اکوسیستم در رودخانه مبارک آباد مینودشت، استان گلستان می‌تواند پاسخ بهتری به تغییرات کیفیت آب و بررسی تغییرات کیفیت آب در امتداد یک شیب با کاربری کشاورزی و روستایی داشته باشد.

۲. مواد وروش

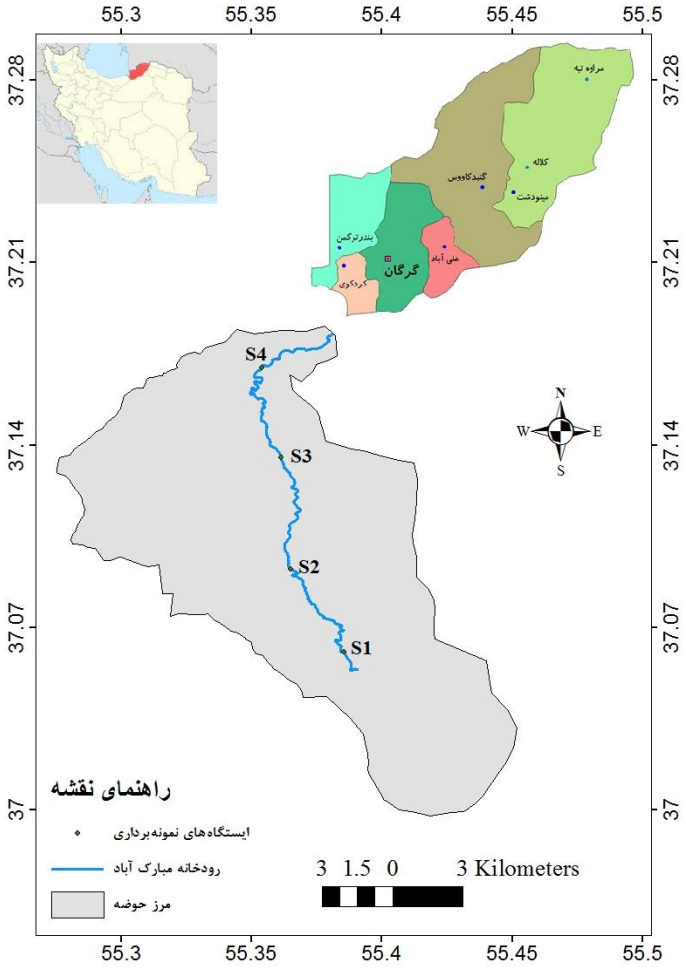
روستای مبارک آباد در استان گلستان و ۱۴ کیلومتری جنوب غربی مینودشت در دهستان چهل چای و بخش مرکزی شهرستان مینودشت است.از سمت شمال متصل به زمین‌های کشاورزی و در نهایت به جاده‌ی آزادشهر- مینوشت و از سمت جنوب به ارتفاعات البرز شرقی محدود می‌شود، از ناحیه شرقی به زمین‌های کشاورزی و در نهایت به روستای محمد زمانخان و از ناحیه غربی به منطقه کشاورزی و در نهایت به روستا و جنگل متصل است. از نظر موقعیت جغرافیایی نیز در محدوده ۱۵- ۵۵ طول شرقی و ۹- ۳۷ عرض شمالی قرار گرفته است.

این پژوهش در سال ۱۳۹۹ در ۴ فصل در ۴ ایستگاه (ایستگاه اول (ایستگاه شاهد) در منطقه کوهستانی و بدون فعالیت انسانی، ایستگاه دوم در منطقه جنگلی، ایستگاه سوم در محدوده روستایی و ایستگاه ۴ در محدوده کشاورزی) انجام شد. ایستگاه‌ها براساس فاکتورهایی شامل عدم همپوشانی با یکدیگر، کیفیت حاشیهٔ رودخانه، نوع کاربری اراضی و پوشش گیاهی حاشیه‌ای متفاوت و در دسترس بودن به نحوی انتخاب شدند که همه تنوع زیستگاهی در دسترس را شامل شوند (Gholizadeh *et al.*, 2017). در شکل ۱ و جدول ۱ موقعیت جغرافیایی رودخانه مادرسو و مکان‌های نمونه‌برداری نشان داده شده است.

۲.۱. نمونه‌برداری از کفزیان

نمونه‌برداری با استفاده از سوربر سمپلر (۳۰×۳۰ سانتی متر) انجام گرفت. در هر ایستگاه نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کفزی از سه نقطه رودخانه از کناره‌ها و وسط رودخانه (به عنوان تکرار) انتخاب گردید (Barbour *et al.*,1999). سپس نمونه ها در الکل اتیلیک ۷۰ درصد تثبیت گردید و به آزمایشگاه انتقال داده شد. جداسازی و شناسایی تاکسون ها با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود بی‌مهرگان کفزی (Needham, 1976; Tachet *et al.*, 2000; Quigley, 1986) تا سطح راسته، خانواده و جنس در زیر لوپ و استریومیکروسکوپ انجام شد.

[1] Functional Feeding Groups
[2] Rapid Water Quality Assessment Protocols



شکل ۱- نقشه منطقه مطالعاتی و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه رودخانه مبارک‌آباد مینودشت، استان گلستان

جدول۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و برخی از خصوصیات محیطی آن در رودخانه مبارک‌آباد

ایستگاه	عرض جغرافیاییN	طول جغرافیایی E	عرض (متر)	عمق (متر)	جنس بستر	پوشش گیاهی حاشیه‌ای
۱ (شاهد، بالادست رودخانه)	۰۳°۳۷′۳۷″	۲۳°۵۵′۰۷″	۲	۰/۵	قلوه سنگ- ماسه‌ای	پوشش درختی و درختچه‌ای
۲ (جنگلی)	۰۵°۳۷′۳۲″	۲۱°۵۵′۵۴″	۲/۸	۰/۴	ماسه‌ای	پوشش درختی و درختچه‌ای
۳ (نزدیکی به روستا)	۰۸°۳۷′۰۵″	۲۱°۵۵′۴۰″	۳/۵	۰/۳	شن و ماسه	پوشش مرتعی کم تراکم
۴ (کشاورزی)	۱۰°۳۷′۱۰″	۲۱°۵۵′۱۳″	۳/۲	۰/۳	شن و ماسه	عدم پوشش

۲.۲. شاخص‌های زیستی

شاخص شانون، این شاخص نشان دهنده تنوع ماکروبنتوزها درمنطقه مطالعاتی است. تنوع بیشتر در یک اکوسیستم نشان دهنده سلامت اکوسیستم است و می‌تواند مقادیر بین ۱-۵ را به خود اختصاص دهد و هر چقدر مقدار عددی شاخص پایین باشد، نشان دهنده

آلودگی بالاتر است (جدول ۲).

$$H' = - \Sigma\ pi \log 2pi$$

H´= مقدار شاخص شانون

Pi= نسبت افراد یافت شده از گونهi

جدول ۲- طبقه بندی کیفی منابع آبی بر اساس شاخص تنوع شانون – وینر (Shannon, 1948)

وضعیت آلودگی	شاخص تنوع H
منطقه با آلودگی بالا	< ۱
منطقه با آلودگی متوسط	۱-۲
منطقه فاقد آلودگی	> ۳

شاخص سیمپسون (D) که مقدار آن بین ۱-۰ متغییر است بر اساس فرمول زیر محاسبه گردید:

$$D = 1 - \left(\frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)}\right)$$

n= تعداد کل موجودات از یک گونه خاص و N= تعداد کل موجودات از همه گونهها

شاخص غنای گونه ای مارگالف نشان دهنده تنوع در جمعیت‌های زیستی است. غنا و یا فقر یک اکوسیستم را ازلحاظ تعداد گونهها نشان می‌دهد و هر چه عدد آن بیشتر باشد اکوسیستم به لحاظ سلامت وضعیت بهتری دارد (Margalef, 1958).

$$R1 = \frac{S-1}{Ln\ N}$$

شاخص غنای گونه‌ای منهینیگ، نشان می‌دهد که هر چه عدد شاخص بزرگ‌تر به معنی تنوع و سلامت بالای آن اکوسیستم است (Menhinick, 1964).

$$R2 = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

S= عدد کل گونهها و N= فراوانی کل گونهها

EPT غنای کل خانواده‌های شناسایی شده متعلق به راسته‌های Ephemeropterta و Plecoptera و Trichoptera می‌باشند که در واقع راسته‌های حساس به آلودگی به شمار می‌روند. این شاخص با افزایش کیفیت آب افزایش می‌یابد (Hilsenhoff, 1988).

شاخص نسبت EPT به شیرونومیده، این نسبت عبارت است از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده شیرونومیده. در این شاخص EPT و شیرونومیده به ترتیب به عنوان نماد موجودات حساس و مقاوم نسبت به تنش های محیطی مطرح هستند. مقدار این نسبت با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می‌یابد (Fries & Bowles, 2002).

شاخص زیستی هلسینهوف، برای ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه یکی از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی(HFBI) است. بر اساس این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می‌گیرند. طبق جدول ۲ دامنه تحمل آلودگی با مواد آلی برای خانواده‌های کفزیان بین ۱۰-۰ است که مقدار عددی این شاخص با غلظت آلودگی نسبت عکس دارد (Hilsenhoff, 1988) (جدول ۳).

$$HFBI = \Sigma\ xi\ ti\ /n$$

xi: میزان تحمل هر خانواده

ti : تعداد افراد مربوط به هر خانواده

جدول۳- امتیاز دهی کیفیت آب بر اساس شاخص هیلسینهوف.

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

شاخص زیستی BMWP وASPT متداولترین سیستم طبقه‌بندی و ارزیابی اکولوژیک آبها در اروپاست که با جمع‌آوری و شناسایی نمونه‌ها در سطح خانواده تعیین می‌شود. در این شاخص، به هر خانواده که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی آب داشته باشد، بیشترین امتیاز اختصاص می‌یابد. در جدول سیستم امتیاز به هر خانواده امتیازی تعلق می‌گیرد، سپس با جمع زدن امتیاز هر خانواده مقدار شاخص BMWP در هر ایستگاه بدست آمده و از تقسیم این عدد بر تعداد کل خانواده های موجود شاخص ASPT محاسبه می‌شود (Armitage *et al.*, 1983). در نتیجه می‌توان با استفاده از اعداد بدست آمده از طریق این شاخص و جدول مربوطه آن (جدول ۴و۵) ایستگاه ها را از نظر کیفیت آب کلاسه بندی کرد.

جدول ۴- طبقه بندی کیفی آب ها براساس امتیازبندی .BMWP(Mandaville, 2002)

کلاسه	امتیاز	طبقه کیفی	کیفیت آب
۵	<۱۰	خیلی بد	آلودگی شدید
۴	۴۰-۱۱	بد	آلوده یا تحت تاثیر قرار گرفته
۳	۷۰-۴۱	متوسط	متوسط تحت تاثیر قرار گرفته
۲	۱۰۰-۷۱	خوب	تمیز اما کمی تحت تاثیر قرار گرفته
۱	۱۰۰<	خیلی خوب	غیر آلوده

جدول ۵. رتبه بندی کیفیت آب بر اساس مقادیرشاخص ASPT (Mandaville, 2002)

کیفیت آب	میزان ASPT
آلودگی آلی شدید	۶<
آلودگی آلی متوسط	۶-۵
کیفیت مشکوک	۵-۴
آب تمیز	۴<

۲.۳. تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای بررسی درشت بی مهرگان کفزی از آزمون خوشه‌بندی (Cluster analysis) با استفاده از شاخص شباهت نسبتی Bary-Curtis ، با تبدیل ریشه دوم داده‌ها برای همه نمونه‌ها در ماتریس گونه‌های اصلی درشت بی‌مهرگان در ایستگاه‌ها با استفاده از نرم افزار Primer.6 انجام گرفت (Clarke & Ainsworth, 1993). همچنین از نرم‌افزار Excel 2013 نیز برای رسم نمودارها استفاده گردید.

۳. نتایج

تعداد ۲۸۲۸ نمونه درشت بی مهرگان کفزیان از ۴ ایستگاه مورد مطالعه در رودخانه مبارک‌آباد مینودشت، استان گلستان شمارش شد. به طور کلی در مدت بررسی ۱۲ خانواده از بی‌مهرگان کفزی شامل ۸ راسته در رودخانه مبارک‌آباد شناسایی شدند (جدول ۶). طی این مطالعات در مجموع Diptera با ۴ خانواده متنوع ترین گروه بی مهرگان را به خود اختصاص داد. اما بیشترین فراوانی Chironomidae (۴۶/۹۹ درصد) و سپس Baetidae (۲۲/۵۲ درصد) مشاهده شد. بر همین اساس Baetidae از یکروزه‌ها و Chironomidae و Simuliidae از راسته دوبالان بیشترین پراکنش و فون غالب درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه مبارک‌آباد را شامل شدند. Potamidae (۰/۰۷ درصد) و Tipulidae (۰/۱۱ درصد) کمترین فراوانی را در طول دوره نمونه‌بردرای به خود اختصاص دادند.

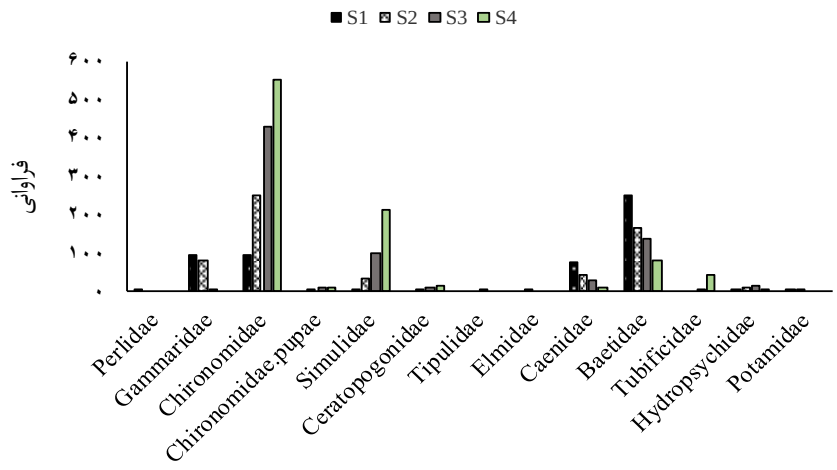
جدول ۶-درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رودخانه مبارک‌آباد

رده	راسته	خانواده	امتیاز BMWP	امتیاز HFBI
Insecta	Plecoptera	Perlidae	۱۰	۱
	Ephemeroptera	Baetidae	۴	۴
		Caenidae	۷	۷
	Trichoptera	Hydropsychidae	۵	۴
	Diptera	Chironomidae	۲	۶
		Simuliidae	۵	۶
		Ceratopogonidae	۵	۶
		Tipulidae	۵	۶
	Coleoptera	Elmidae	۵	۴
Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	۴	۴
	Decapoda	Potamidae	۸	۵
Oligochaeta	Tubificida	Naididae	۱	۹

از میان درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده خانواده Chironomidae با ۲۰۰/۲۲±۱۳۲۹ عدد و همچنین خانواده Baetidae با ۷۰/۱۷±۶۳۷ عدد بیشترین فراوانی را به خود اختصاص دادند. کمترین فراوانی هم با مشاهده تنها یک عدد مربوط به خانواده Potamidae است (شکل۲).

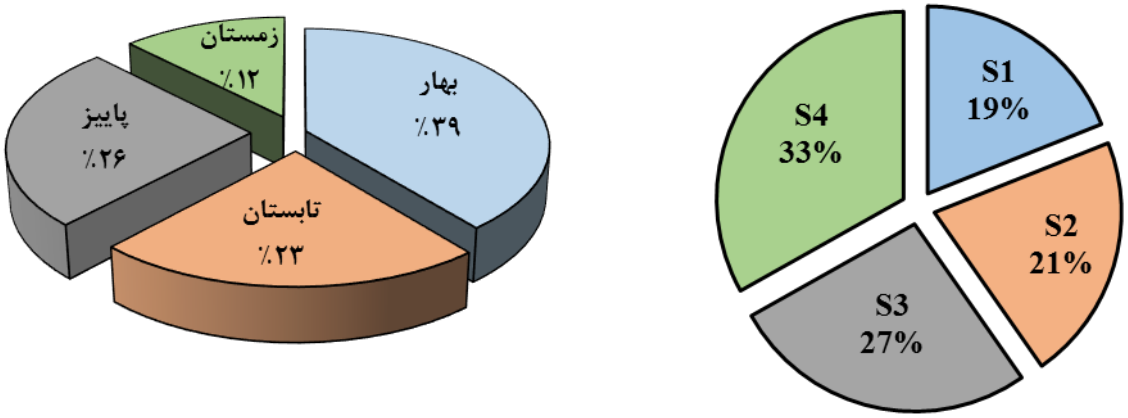
در بررسی‌های انجام شده کمترین فراوانی مربوط به ایستگاه اول با ۱۹ درصد است. بیش‌ترین فراوانی را ایستگاه ۴ واقع در منطقه کشاورزی با ۳۳ درصد و ایستگاه ۳ واقع درمنطقه روستایی- کشاورزی با ۲۷ درصد به خود اختصاص دادند (شکل۲). بیش‌ترین فراوانی مربوط به Chironomidae در ایستگاه ۴ (۵۵۲ عدد) و

سپس Baetidae در ایستگاه بالادست (۲۵۱ عدد) در کل فصول نمونه‌برداری شامل شدند. همچنین کمترین فراوانی متعلق به Potamidae و Tipulidae می‌باشد.



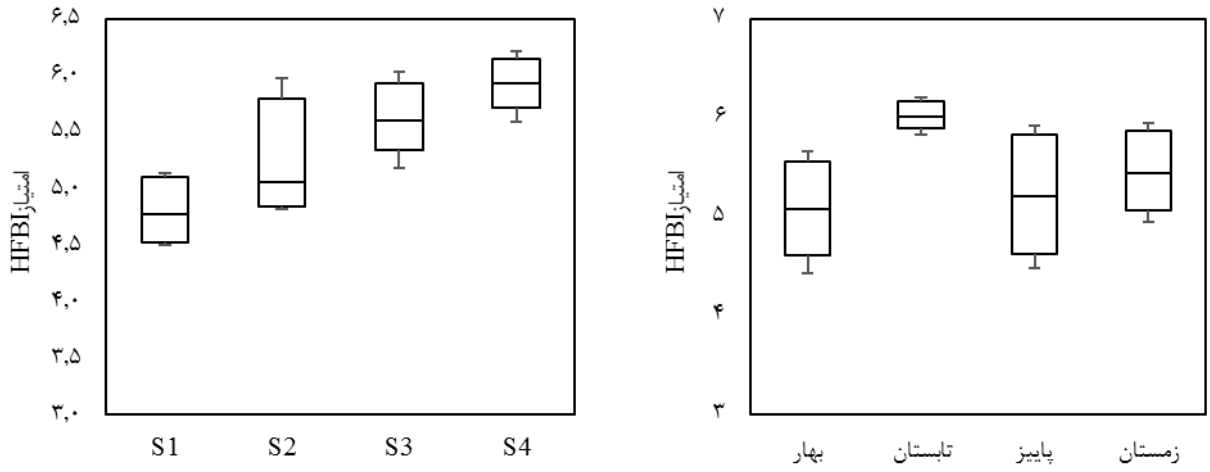
شکل۲ - میانگین جمعیت خانواده‌های بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در رودخانه مبارک‌آباد

به طور کلی بیشترین فراوانی در فصول مورد مطالعه مربوط به رده‌های Diptera و Ephemeroptera بود. بیشترین درصد (۶۱/۴۹ درصد) متعلق به Diptera و کمترین درصد (۰/۰۷ درصد) متعلق به Decapoda ثبت شد. در فصل تابستان کمترین تعداد گونه مشاهده شد. بیشترین فراوانی Perlidae و Gammaridae در فصول بهار و پاییز مشاهده شدند. در بررسی فصل‌های مختلف نمونه‌برداری شده فصل بهار با ۳۹ درصد (۱۱۰۷ عدد) بیشترین میزان فراوانی را نسبت به فصل‌های دیگر داشت. در فصل بهار Chironomidae (۳۵/۴۱ درصد) و Baetidae (۳۳/۲۴ درصد) بیش‌ترین فراوانی را دارا بودند. سپس فصل پاییز با ۲۶ درصد و کمترین میزان فراوانی نیز مربوط به فصل زمستان با ۱۲ درصد بود (شکل ۳).



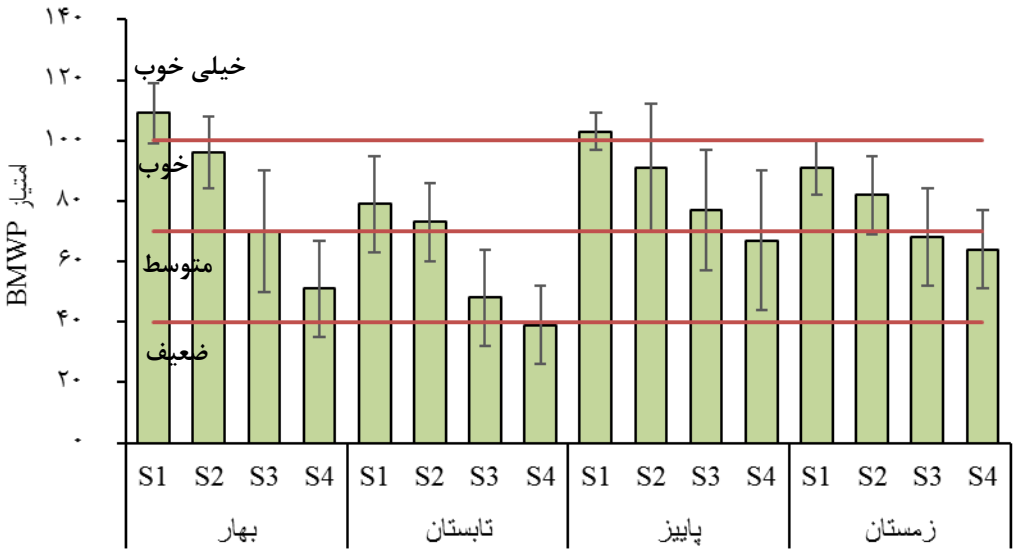
شکل۳- درصد فراوانی بی‌مهرگان کفزی رودخانه مبارک‌آباد در فصول و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

تغییرات شاخص HFBI در ایستگاه‌ها و فصول مختلف در شکل ۴ نشان داده شده است. نتایج نشان داد بر اساس نمونه‌برداری صورت گرفته از بی‌مهرگان کفزی در رودخانه مبارک‌آباد در ۴ ایستگاه، اختلاف معنی داری (F=۹/۶۵،P<۰/۰۵) در مقادیر شاخص HFBI بین ایستگاه ۴ و سایر ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد. بر اساس میانگین امتیاز این شاخص در ایستگاه‌های نمونه‌برداری، بیش‌ترین میزان مربوط به ایستگاه ۴ (۶/۲۱) در فصل تابستان و کمترین میزان آن در ایستگاه ۱ (۴/۵۱) در فصل بهار بدست آمد. بر اساس مقادیر شاخص HFBI در ایستگاه ۱ در محدوده ۵-۴/۲۶ قرار داشت و با توجه به استاندارد کیفی آب، بر اساس شاخص HFBI (جدول ۲)، کیفیت آب رودخانه در این ایستگاه در طبقه کیفی خوب (احتمال برخی آلودگی آلی) قرار گرفت، همچنین ارزیابی کیفی ایستگاه ۴ در محدوده ۵/۶ تا ۶/۲۱ برای شاخص HFBI نسبتاً ضعیف (آلودگی آلی قابل توجه) و برای ایستگاه‌های ۲ و۳ در طبقه کیفیت آب متوسط (آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه) بود. بررسی تغییرات شاخص HFBI درفصول مورد مطالعه نیز اختلاف معنی‌دار (F=۱۱/۰۷،P<۰/۰۵) این شاخص در فصل تابستان را نسبت به سایر فصول نشان می‌دهد. به طوریکه کمترین میزان آن در فصل بهار و بیشترین آن در فصل تابستان مشاهده شد (شکل ۴).

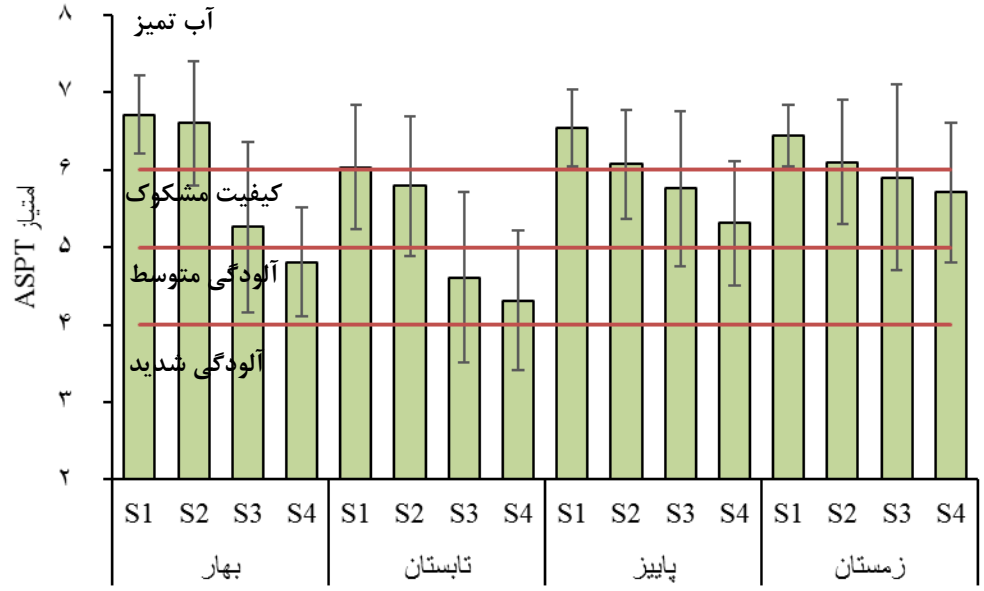


شکل ۴- نمودار تغییرات شاخص HFBI در بین فصول و ایستگاه‌های مختلف

نمودارها در شکل‌های ۵ و ۶ روند تغییرات معنی دار شاخص‌های BMWP و ASPT را در ایستگاه‌ها و فصول مختلف نمونه‌برداری بر اساس مقایسه‌های چندگانه نشان داد (F=۷/۳۳،P<۰/۰۵). بر اساس مقایسه نتایج شاخص BMWP در این مطالعه با مقادیر استاندارد آن که در جدول ۲ درج شده است کیفیت آب در فصل تابستان (۳۹) در وضعیت آلوده یا تحت تاثیر قرار گرفت و با طبقه کیفی ضعیف و در فصل بهار (۱۰۹) با وضعیت غیر آلوده با طبقه کیفی خیلی خوب گزارش گردید. کمترین مقدار در ایستگاه ۴ (۳۹) با طبق کیفی بد (آلودگی یا تحت تاثیر قرار گرفته) و بیشترین میزان آن در ایستگاه ۱ (۱۰۹) با کیفیت خوب (تمیز ولی کمی تحت تاثیر قرار گرفته) بدست آمد. بر اساس مقایسه نتایج شاخص ASPT در این تحقیق (۶) با مقادیر استاندارد ارائه شده در جدول ۳، به طور کلی ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد در ایستگاه ۴ در فصول بهار (به دلیل وجود فعالیت کشاورزی و کدورت بالا) و تابستان در طبقه آلودگی متوسط احتمالی، ایستگاه‌های ۲ و ۳ در طبقه کیفی مشکوک و ایستگاه ۱ در طبقه آب تمیز قرار داشتند.



شکل ۵- نمودار تغییرات مقادیر شاخص BMWP (میانگین ± انحراف معیار(در فصول و ایستگاه‌های منتخب رودخانه مبارک آباد



شکل ۶ - نمودار تغییرات مقادیر شاخص ASPT (میانگین ± انحراف معیار) در فصول و ایستگاه‌های منتخب رودخانه مبارک آباد

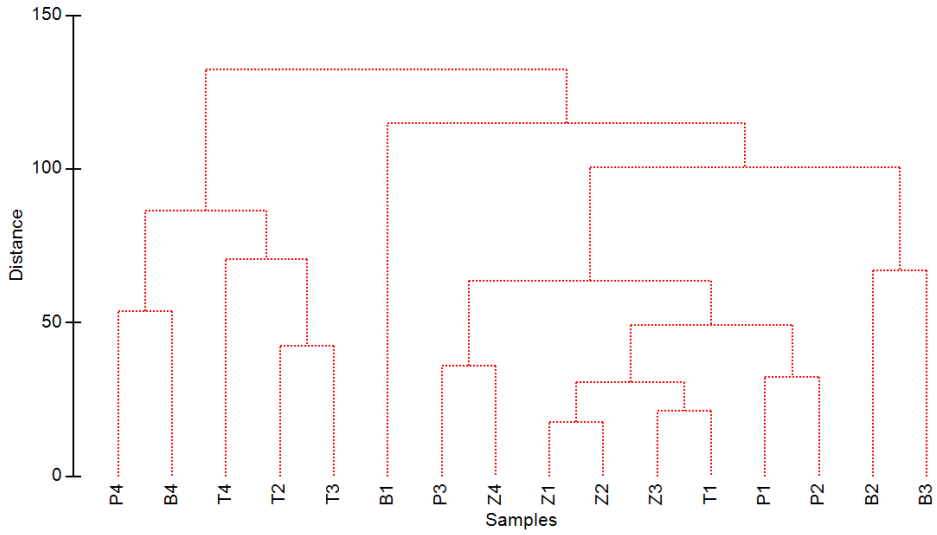
در تعیین شاخص‌های زیستی جوامع بی‌مهرگان کفزی، برخی از شاخص‌ها در طی دوره‌های مختلف نمونه‌برداری در هر کدام از ایستگاه‌ها (از جمله ایستگاه ۴ با دیگر ایستگاه‌ها در فصول مختلف) این اختلاف معنی‌داری را نشان دادند ($p<0/05$). در نتایج به دست آمده از نمونه برداری در تمام فصول، بیشترین میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه ۱ (۱/۶۹) در فصل پاییز و کمترین میزان مربوط به ایستگاه ۳ (۰/۶۳) در فصل

تابستان بود. در بررسی شاخص‌های تنوع، بیشترین میزان تنوع سیمپسون در ایستگاه دوم پاییز (۰/۷۸) و کمترین میزان آن در ایستگاه ۲ تابستان (۰/۲۹) دیده شد. همچنین بیشترین میزان شاخص غنای گونه‌ای مارگالف در ایستگاه ۲ فصل پاییز (۱/۶۲) و کمترین میزان در ایستگاه ۱ تابستان (۰/۷۱) دیده شد. بیشترین غنای % EPT در ایستگاه ۱ فصل بهار (۵۲/۱ درصد) و کمترین آن در ایستگاه ۴ فصل تابستان (۱۱/۴ درصد) بود. همچنین بیشترین میزان شاخص EPT/CHI در ایستگاه ۱ (۲/۵۶) پاییز و کمترین میزان در ایستگاه ۴ تابستان (۰/۱۳) مشاهده شد (جدول۷).

جدول ۷- مقادیرشاخص‌های زیستی بی‌مهرگان کفزی در فصول و ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رودخانه مبارک‌آباد

فصل	بهار				تابستان				پاییز				زمستان			
ایستگاه	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
شانون	۱/۲۹	۱/۵۲	۱/۴۳	۱/۴	۱/۰۵	۰/۶۷	۰/۶۳	۰/۷	۱/۴۱	۱/۶۸	۱/۴۲	۱/۳	۱/۳۲	۱/۴۴	۱/۴۱	۱/۰۹
سیمپسون	۰/۶۴	۰/۷۲	۰/۶۷	۰/۶۸	۰/۶۱	۰/۲۹	۰/۳	۰/۳۵	۰/۶۹	۰/۷۸	۰/۶۸	۰/۶۵	۰/۷	۰/۷۳	۰/۷	۰/۵۶
غنای مارگالف	۱/۰۹	۱/۴۶	۱/۵۹	۱/۲۱	۰/۷۱	۱/۲	۰/۷۶	۰/۷۲	۱/۲۲	۱/۶۲	۱/۵۵	۱/۱	۰/۹۱	۱/۱۷	۱/۱۱	۱/۰۸
غنای % EPT	۵۲/۱	۴۶/۵	۳۸/۱	۲۰/۲	۲۵/۳	۲۰/۲	۱۴/۹	۱۱/۴	۴۱/۱	۳۵/۵	۲۶/۱	۱۸/۸	۳۶/۳	۲۹/۲	۱۷/۴	۱۵/۴
EPT/CHI	۲/۴۲	۱/۵۷	۰/۴۱	۰/۳۱	۰/۸۲	۰/۳	۰/۱۹	۰/۱۳	۲/۵۶	۱/۴۴	۰/۸۲	۰/۵۵	۱/۷۸	۰/۴۷	۰/۲۷	۰/۲۳

در نمودار خوشه بندی گروه‌های بی‌مهرگان کفزی به‌طور واضح به ۲ گروه تقسیم شدند. در گروه اول که با فاصله زیاد نسبت به سایر گروه‌ها قرار گرفته است، شامل ایستگاه ۴ در پایین‌دست از فصول نمونه‌برداری و ایستگاه‌های ۲ و ۳ فصل تابستان است، آن هم به دلیل فراوانی بالا Chironomidae، Simulidae و Tubificidae است. در گروه دوم بقیه ایستگاه‌ها که ازنظر فراوانی تقریباً نزدیک به هم بودند حوالی یک نقطه کنار هم قرار گرفتند (شکل ۷).



شکل ۷- ارزیابی و خوشه بندی گروه‌های بی‌مهرگان کفزی نمونه برداری شده در فصول و ایستگاه‌های مختلف

۴. بحث و نتیجه گیری کلی

زیستگاه‌های آبی و ارگانیزم‌های ساکن در آن تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی، ساخت و ساز و انواع آلودگی قرار می‌گیرند. بی‌مهرگان کفزی از اجزای زیستی مهم اکوسیستم‌های آبی هستند (Dudgeon, 2008)، این ارگانیزم‌ها بخش مهمی از زندگی خود را در آب به‌سر برده و تحت تاثیر عوامل استرس‌زای محیطی به ویژه اثرات تجمعی آلودگی‌ها قرار می‌گیرند Foomani *et al.*, (Veroli *et al.*, 2010 ; 2019). تعداد ۲۸۲۸ نمونه درشت بی مهرگان کفزی از رودخانه مبارک‌آباد مینودشت شمارش شد. نتایج نشان داد که در رودخانه مبارک‌آباد مینودشت، حشرات آبزی بیشترین موجودات فون کفزی را تشکیل دادند. محققان متعددی در مطالعات خود به غالب بودن حشرات آبزی در ترکیب بی مهرگان کفزی اکوسیستم نهرها و رودخانه‌ها اشاره نموده‌اند (Gholizadeh & Heydarzadeh, 2020; Alizadeh *et al.*, 2019; Pillay, 2007). تغییرات فصلی نمونه‌برداری در ترکیب جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی مهم است (Bˆeche *et al.*, 2006). در نتیجه، دوره نمونه‌گیری ممکن است بر ارزیابی یک ایستگاه نمونه‌برداری تأثیر بگذارد. با این حال، همه معیارها لزوماً بین فصول متفاوت نیستند. به عنوان مثال، نشان داده شده است که مقادیر شاخص EPT تفاوت معنی‌داری بین فصول ندارد زیرا در هر ماه تنها یک نماینده از سه راسته EPT همیشه وجود خواهد داشت (Sporka *et al.*, 2006). با این وجود، در هنگام توسعه سیستم نظارتی یا ارزیابی، از بررسی فصلی نباید غافل شد. در رودخانه مبارک‌آباد طی دوره مطالعاتی بیشترین تنوع و فراوانی بی‌مهرگان کفزی به ترتیب در فصول بهار (۳۹ درصد) و پاییز (۲۶ درصد) مشاهده شد. بالا بودن فراوانی بی‌مهرگان کفزی در فصل بهار و پاییز را این‌گونه می‌توان توجیه کرد که چون فصل بهار، فصل تولیدمثل و زادآوری بی‌مهرگان کفزی است و شرایط فیزیکی و شیمیایی و هیدرولوژیکی جهت تولیدمثل فراهم است (Mollazadeh, 2014) ، این شرایط در رودخانه مبارک‌آباد در فصل پاییز ادامه داشته و حاکم خواهد بود (Bagheri Tavani & Jamalzadeh, 2014). پایین بودن فراوانی بی‌مهرگان کفزی در فصل زمستان به علت پایین بودن دما و سرد شدن هوا و عدم رشد گیاهان آبزی در رودخانه، شرایط برای حضور بی‌مهرگان کفزی فراهم نشده و به همین دلیل این موجودات در رودخانه مبارک‌آباد دارای فراوانی کمتری بودند (Pazira et al., 2008). خانواده Chironomidae (۴۶/۹۹ درصد) در فصول نمونه‌برداری دارای حداکثر تراکم بودند، بعد از آن خانواده Baetidae (۲۲/۵۲ درصد) دارای بیشترین فراوانی بود. در این تحقیق ، ۴ خانواده از راسته Diptera به نام‌های Chironomidae، Simuliidae، Ceratopogonidae و Tipulidae شناسایی شد که دارای بیشترین تعداد خانواده در مقایسه با سایر راسته‌ها بود. خانواده Chironomidae تنها خانوادهای بود که در همه ایستگاه‌ها مشاهده شد و بیشترین فراوانی را در ایستگاههای ۳ و ۴ و کمترین فراوانی را در ایستگاههای ۱ و ۲ داشت که علت آن را می‌توان توانایی زندگی در محدوده وسیعی از شرایط محیطی و مقاومت بالای این خانواده دانست (Alahbakhshi & Ebrahiminezhad, 2011).

در بررسی‌های انجام شده ایستگاه اول با ۱۹ درصد کمترین میزان فراوانی را نسبت به سایرایستگاه‌ها دارا بود. بیش‌ترین فراوانی را ایستگاه ۴ واقع در منطقه کشاورزی با ۳۳ درصد و سپس ایستگاه ۳ واقع درمنطقه روستایی-کشاورزی با ۲۷ درصد به خود اختصاص دادند. نتایج تحقیق حاضر به طور کلی نشان‌دهنده کاهش غنای گونه‌های Plecoptera، Ephemeroptera و Trichoptera در ایستگاه ۳ و ۴ تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی نسبت به ایستگاه یک است که نشان‌دهنده‌ی تأثیر آن بر گونه‌های حساس به آلودگی در جوامع کفزی رودخانه، افزایش مواد آلی و احتمالاً کاهش اکسیژن بستر است (Basu *et al.*, 2018; Rezvani *et al.*, 2020) و همچنین فراوانی گونه‌های مقاوم در ایستگاه‌های پایین‌دست به آلودگی مخصوصاً راسته Diptera، نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب

در این ایستگاه است. همچنین خانواده‌های شیرونومیده و سیمولیده بیش‌ترین فراوانی را به خود اختصاص دادند که از درشت بی‌مهرگان کفزی مقاوم به آلودگی‌اند، افزایش نسبی بی‌مهرگان کفزی مقاوم نشانگر اثر فشارهای محیطی بر بوم‌سازگان رودخانه و در نتیجه تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان در جهت مصرف و جبران آشفتگی است. Alizadeh و همکاران (۱۳۹۸) در بررسی جوامع بی‌مهرگان کفزی رودخانه آجی‌سو، استان گلستان دریافتند که در ایستگاه‌هایی با فعالیت کشاورزی، فراوانی شیرونومیده زیاد شده است و با فاصله گرفتن از آن فراوانی Ephemeroptera بیشتر شده است. Gholizadeh & Pakravan (۲۰۱۹) مطالعه‌ای بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی بر اساس شاخص‌های زیستی در رودخانه زرین‌گل، استان گلستان در ۴ ایستگاه در سال ۱۳۹۴-۹۵ انجام دادند. نتایج نشان داد که وجود فعالیت‌های انسانی از جمله کشاورزی و مزارع پرورش ماهی در این رودخانه می‌تواند موجب آلودگی آب‌های سطحی آن شود. همچنین بیشترین فراوانی مربوط به راسته Diptera با ۴۶/۹ درصد بود.

با توجه به اهمیت مدیریت و نظارت بر بوم‌سازگان آبی، جایگاه ویژه جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی در پایش منابع آبی و ویژگی‌های خاص‌شان که پیشتر ذکر گردید، در این مطالعه از سیستم‌های امتیازی هیلسینهوف و BMWP به همراه شاخص ASPT به‌منظور ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد بر اساس میزان حساسیت هر خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی نسبت به آشفتگی‌های محیطی استفاده شد. مطالعات متعددی در ایران و کشورهای دیگر این شاخص‌ها را به‌عنوان ابزار ارزیابی کیفی اکوسیستم‌های آبی مختلف برگزیده‌اند (Aazami *et al*., 2019; Gholizadeh & Eizadi, 2019; Ghani et al., 2018; Zeybek *et al*., 2014; Ojija *et al*., 2017). مقدار شاخص هیلسینهوف (HFBI) در ایستگاه‌های پایین‌دست بر اثر وجود پساب روستا، کشاورزی و کدورت بالای آب تغییرات کیفیت آب رودخانه را نشان داد. مقدار این شاخص بعد از ایستگاه‌های ۳و ۴ افزایش یافت که نشان دهنده افزایش بار مواد آلی ناشی از فعالیت انسانی بود که با مطالعات Gholizadeh & Zibaei (2020) و Gholizadeh & Eizadi, 2019 مطابقت داشت.

استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی از جمله شاخص شانون، سیمپسون و غنای گونه‌ای مارگالف بر اساس ساختار اجتماعات کفزی برای مطالعه کیفیت آب و تعیین سلامت زیستی اکوسیستم حائز اهمیت است (Taylor, 2000). طبق نتایج به دست آمده از شاخص‌های زیستی بیش‌ترین و کم‌ترین فراوانی موجودات به ترتیب در فصل پاییز و تابستان بود، و این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار بود. همچنین بیشترین میزان شاخص EPT/CHI در ایستگاه ۱ (۲/۵۶) پاییز و کمترین میزان در ایستگاه ۴ تابستان (۰/۱۳) مشاهده شد. کاهش تنوع گونه‌ای و افزایش آلودگی کیفی آب به دلیل استفاده از آب رودخانه برای آبیاری زمین‌های کشاورزی و ورود پساب روستایی بود که با نتایج Alinejad & Gholizadeh (۲۰۱۸)، Kordjazi *et al*., 2021 و Molaei *et al*., 2021 مطابقت داشت.

طبق تحلیل خوشه‌بندی پراکنش کفزیان در بین ایستگاه‌ها به دو گروه مجزا (۱) شامل: ایستگاه‌های پایین‌دست به همراه ایستگاه‌های ۲ و ۳ فصل تابستان و (۲) دیگر ایستگاه‌ها نشان دهنده. کاهش تنوع کفزیان و افزایش فراوانی راسته کم‌تاران (خانواده Tubificidae) در گروه ۱ نمایان بود که می‌تواند به دلیل وجود پساب روستاهای اطراف آن و فعالیت کشاورزی باشد. نتایج نشان داد که شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، BMWP و ASPT برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه مبارک‌آباد مناسب است. در نهایت کیفیت آب رودخانه برای ایستگاه بالادست در محدوده وضعیت خوب و ایستگاه پایین‌دست در وضعیت ضعیف ارزیابی شدند. بیشترین تعداد درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به گونه مقاوم Chironomidae بود.

نتیجه گیری کلی

نتـایج ترکیبـی از شـاخص‌های زیسـتی نشـان داد ایستگاه‌های واقع در مناطق روستایی و کشـاورزی نسـبت به ایستگاه‌های بالادست آلودگی بیشتری دارند و کنترل و مـدیریت منـابع آلاینـده بـرای حفاظـت از منطقـه مـورد مطالعه لازم است.

سپاسگزاری

از دانشـگاه گنبـد کـاووس بـه سـبب فـراهم نمـودن امکانات تحقیق حاضر، تشکر و قدردانی می‌گردد.

۵. منابع

References

Ahmadi, M. R., Nafisi, M., 2001. Identification of running water invertebrates indicator. Kheybar Press. First volume, 240 p. (in Persian).

Alizadeh, M., Hosseini, S.A., Jafaryan, H., Ghorbani, R., Gholizadeh, M., 2019. Evaluation seasonal distribution patterns and biodiversity of macroinvertebrates communities in Aji-Su River (Golestan province). *Journal of Animal Environment* 2(11), 361-370. (in Persian).

Allah Bakhshi, A., Ebrahimnejad, M., 2011. Introducing the larvae of the family Chironomidae and studying the factors affecting their frequency in Golpayegan river. *Iranian Journal of Biology* 24(1), 118-128. (in Persian).

Allan, D.A., 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, London.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17, 333–347.

Aazami, J., KianiMehr, N., Zamani, A., 2019. Ecological water health assessment using benthic macroinvertebrate communities (case study: The Ghezel Ozan River in Zanjan Province, Iran). *Environmental monitoring and assessment* 191(11): p.689.

Azrina, M.Z., Yap, C.K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., Tan, S.G., 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64, 337-347.

Bagheri Tavani, M., Jamalzadeh, H.R., 2014. Ecological and biological indices of macrobenthos in the estuary of Shirud River. *Journal of Marine Biology* 6 (3), 81-96. (in Persian).

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B., Stribling, J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. USEPA, Washington.

Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P., Bachmann, V., Moreteau, J.C., 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology* 88, 3-15.

Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L., Egler, M., 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518, 179-188.

Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A.O., Moreno, P., Rosa, C.A., 2005. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64, 743-755.

Clarke, K.R., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205–219.

Cummins, K.W., Merrit, R.W., Andrade, P.C.N., 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40, 69-89.

Czerniawska-Kusza, I., 2005. Comparing modifield biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica* 35, 169-176.

Foomani, A., Gholizadeh, M., Harsij, M., Salavatian, S. M., 2019. Spatial and temporal variations in benthic macroinvertebrates communities Shanbeh-bazar waterway, Anzali wetland leading to the Caspian Sea. *Journal of Aquatic Ecology* 8 (4), 87-95 (In Persian).

Fries, L.T., Bowles, D.E., 2002. Water quality and macro-invertebrate community structure associated with a sport fish hatchery outfall, North American. *Journal of Aquaculture* 64, 257-266.

Grbovi, S., Walley, J., Kompare, B., 1997. Using machine learning techniques in the construction of models. Part II: Rule induction. *Ecology Modeling* 95, 95-111.

Gerhardt, A., De Bisthoven, L.J., Soares, A.M.V., 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution* 130, 263-274.

Ghani, W. M. H. W. A., Kutty, A. A., Mahazar, M. A., Al-Shami, S. A, Ab Hamid, S., 2018. Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environmental monitoring and assessment*, 190(5): p.297.

Gholizadeh, M., Toomaj, A., Hossiendost, S., 2017. Modeling habitat requirements of riverine stone loach, Paracobitis hircanica (Teleostei: Nemacheilidae) in the Zarin Gol River, Caspian Sea basin, Iran. *Iranian Journal of Ichthyology* 4(4), 340-351.

Gholizadeh, M., Alinejad, M., 2018. Assessment of spatial variability of some affecting parameters on water quality of Zarin Gol River in Golestan province. *Journal Environmental Science* 16(1), 111–126. (in Persian).

Gholizadeh, M., Pakravan, M., 2019. Investigation of benthic macroinvertebrate based on bio-indicator in Zarin-Gol River, Golestan Province. *Journal of Environmental Science and Technology* 21(8), 221–232. (in Persian).

Gholizadeh, M., Eizadi, S., 2019. Effects of trout farms (Oncorhynchus mykiss) on Macroinvertebrate communities by bioindicators in Zarin-Gol stream, Golestan Province. *Journal of Aquatic Ecology* 8(3), 108-119. (in Persian).

Gholizadeh., M., 2021. Effects of floods on macroinvertebrate communities in the Zarin Gol River of northern Iran: implications for water quality monitoring and biological assessment. *Ecological Processes* 10(1), 1-11.

Gholizadeh, M., Zibaei, S., 2021. Evaluation of Fish Farm Effluent Contamination Using Bio-Indicators Based on Macroinvertebrate Communities. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 21(3), 107-116.

Karr, J.R., 1998. River as senitle: Using the biology of rivers to guide landscape management, final report for USEPA, 28 p.

Kordjazi, Z., Foomani, A., Gholizadeh, M., 2021. Macrobenthos diversity in the release area of hatchery-reared juvenile: A case study in the Gharesou river- Gorgan gulf. *Journal of Fisheries* 74(2), 209-222. (in Persian).

Linke, S., Norris, R.H., Faith, D.L.P., Stockwell, D., 2005. ANNA: a new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50, 147-158.

Mandaville, S.M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater—Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H-1. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Nova Scotia.Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General systems* 3, 36-71.

Metcalfe, J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60, 101-139.

Molaei, M., Patimar, R., Gholizadeh, M., Pourali, S.H., Jafarian, H., 2021. The effects of aquaculture effluents on macroinvertebrate community and their feeding responses performance in Zarringol Stream, Golestan Province. *Journal of Aquaculture Development* 15 (1), 87-106. (in Persian).

Mollazadeh, N., 2014. Bioassessment of Marbor Stream quality via biological index of macro-benthos fauna. *Wetland Ecobiology* 6 (1), 47-56. (in Persian).

Needham, J.G., 1976. A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco, 107 p.

Ojija, F., Gebrehiwot, M., Kilimba, N., 2017. Assessing Ecosystem Integrity and Macroinvertebrates Community Structure: Towards Conservation of Small Streams in Tanzania. *International Journal of Scientific & Technology Research* 6(2), 148-155.

Pazira, A., Emami, M., Kuhgerdi, A., Watandoost, p, Akrami, R., 2008.. The effect of some environmental factors on the biodiversity of macrobenthos in Dalaki and Bushehr Hill. *Fisheries* 1 (7), 77-11 (in Persian).

Quigley, M., 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold, 83 p.

Rosenberg, D.M., 1999. Protocols for Measuring Biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters, Department of Fisheries and Ocean, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba, 42 p.

Shahbazi Naserabad, S., Poorbagher, H., Eagderi, S., Danehkar, A., Rajaei, M., 2016. Comparison of BMWP, ASPT and biodiversity indexes in order to assessment of temporal rivers quality (case study: Kheiroud-kenar River). *Journal of Natural Environment* 69(2), 439-467 (in Persian).

Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory communication. *Bell System Technical Journal* 27, 379–423 and 623–656.

Sharma, S., Moog, O., 1998. The Use of Biotic Index and Score Methods in Biological Water Quality Assessment of the Nepalese River. In: Chalise, S.R., Herrmann, A., Khanal, N. R., et al., eds., Ecohydrology of High Mountain Area. ICIMOD, Kathmandu, Nepal, pp. 641-657.

Simpson, J.C., Norris, R.H., 2000. Biological assessment of river quality: development of AusRivAS models and outputs. In Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques (J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M.T. Furse, eds). Freshwater Biological Association, Ambleside, pp.125-142.

Tachet, H., Richoux, P., Oumaud, M., UsseglioPolatera, P., 2000. Invertebres d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions, Paris, 275 p.

Taylor, B.R., 2000. Technical evaluation on methods for bentic invertebrate's data analysis and Interpretation. AETE Project 2. 1. 3. prepared for Canada Canter for Mineral and Energy Technology. Ottawa, Ontario, 93 P.

Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T., 2000. Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and similar techniques. Freshwater Biological Association, Londres.

Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B., Özgül, S., 2014. The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey). *Turkish Journal of Zoology* 38(5), 603-613.