



## ارزیابی زیستی رودخانه جاجرود با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزها

شیلان پروندی، اصغر عبدلی\*، سیدحسین هاشمی

پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی

### نوع مقاله:

پژوهشی

### چکیده

در این تحقیق اجتماعات کفزیان و ساختار جمعیتی آن‌ها در رودخانه جاجرود، واقع در شمال شرق تهران از فصل بهار تا زمستان ۱۳۹۳ در ۱۲ ایستگاه بررسی گردید. ماکروبنتوزهای رودخانه به صورت فصلی با استفاده از دستگاه سوربر سمپلر با سه تکرار در هر ایستگاه نمونه برداری شدند. همچنین فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی شامل دما، pH، هدایت الکتریکی، BOD، کل جامدات معلق، نیترات، اکسیژن محلول، آمونیاک و کلی فرم مدفوعی در محل یا پس از نمونه برداری در آزمایشگاه اندازه گیری شدند. برای شناسایی روابط بین ماکروبنتوزها و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی تأثیرگذار بر توزیع آن‌ها از تحلیل آماری تطبیقی متعارف استفاده گردید. براساس نتایج؛ در مجموع تعداد ۱۱۳۶ ماکروبنتوز در ۶ راسته و ۲۵ خانواده شناسایی شدند. بیشترین فراوانی این موجودات متعلق به راسته Ephemeroptera با ۵۲/۵۶ درصد فراوانی و کمترین فراوانی هم متعلق به راسته Coleoptera با ۰/۰۷ درصد فراوانی بوده است. پارامترهای دمای آب، آمونیاک و هدایت الکتریکی بیشترین سهم را در توزیع ماکروبنتوزها ایفا کردند. بر اساس همبستگی شاخص‌های زیستی با شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>sc</sub>، شاخص‌های مارگالف، TBI و IBI شاخص‌های مناسب‌تری برای ارزیابی کیفیت منطقه مطالعه شده هستند. در مجموع کیفیت آب در محدوده مطالعاتی به جز ایستگاه آبنیک و تله‌تنگه نامطلوب ارزیابی شد که بیانگر لزوم اعمال مدیریتی کارآمد به منظور بهبود کیفیت آب این رودخانه حفاظت شده می‌باشد.

تاریخچه مقاله:  
دریافت: ۹۴/۰۵/۲۶  
اصلاح: ۹۴/۰۸/۲۹  
پذیرش: ۹۴/۰۹/۱۷

### کلمات کلیدی:

ارزیابی زیستی  
ماکروبنتوز  
رودخانه جاجرود  
IRWQI<sub>sc</sub>

### مقدمه

بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آبی از ارکان اساسی و مهم توسعه پایدار می‌باشد. مطالعه رودخانه‌ها و نهرها بسیار مهم بوده و نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم رودخانه مؤثر است بلکه می‌تواند نشان دهنده فشارهای وارده از محیط اطراف باشد (Sioli, 1975). کاربرد شاخص‌های زیستی و استفاده از موجودات زنده برای طبقه‌بندی و تعیین کیفیت آب به بیش از یک قرن می‌رسد (Sharma and Moog, 1996). در این مدت روش‌های متفاوتی جهت تعیین کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی توسعه یافته است. تمام این روش‌ها تحت عنوان روش‌های ارزیابی زیستی به کار می‌روند. در واقع ارزیابی زیستی روش کم هزینه‌ای است که به وسایل و لوازم آزمایشگاهی کمی نیاز دارد و می‌تواند نتایجی با دقت قابل قبول ارائه دهد؛ همچنین امکان بررسی اثرات

\* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: [asabdoli@yahoo.com](mailto:asabdoli@yahoo.com)

تجمعی آلاینده‌ها، قابلیت نمایش استرس‌های محیطی در طول زمان و ایجاد آلودگی کمتر برای محیط زیست در هنگام مطالعه را فراهم می‌کند (Azami, 2015). جهت ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آبی از موجودات مختلفی از جمله پلانکتون‌ها، جلبک‌ها، ماهیان و ماکروبتوزها<sup>۱</sup> استفاده می‌شود؛ که در این بین ماکروبتوزها از اهمیت زیادی برخوردارند (Blanchet *et al.*, 2008). زیرا جمع‌آوری آنها نسبت به سایر موجودات ساده‌تر است؛ با چشم غیرمسلح دیده می‌شوند؛ دارای چرخه زندگی نسبتاً طولانی بوده؛ تنوع زیادی دارند و گونه‌های مختلف آنها در گستره‌های متفاوت آلودگی (از حالت تمیز تا آلودگی شدید) یافت می‌شوند (Cheimonopoulou *et al.*, 2011; Schultz and Dibble, 2012). همچنین ماکروبتوزها باعث استمرار چرخه مواد آلی شده و خود مورد تغذیه موجودات بالاتر قرار می‌گیرند. در نتیجه کاهش یا افزایش این موجودات در محیط آبی باعث کم یا زیاد شدن تولید نهایی اکوسیستم‌ها خواهد شد (Merz *et al.*, 2005). ترکیب جمعیت ماکروبتوزها ارتباط تنگاتنگ و نزدیکی با شرایط محیطی دارد (Smith *et al.*, 2003)، به طوری که آشفتگی‌های فیزیکی و شیمیایی می‌توانند به طور مستقیم یا غیرمستقیم به واسطه پراکنش و حضور گیاهان آبی تأثیر خود را بر جمعیت این موجودات اعمال نمایند (Varga, 2003; Heino, 2000). از این رو استفاده از ماکروبتوزها به عنوان شاخص‌های زیستی و به‌کارگیری آنها در ارزیابی آب‌های جاری بسیار رایج است. مطالعات متعددی در مورد مقاومت و پایداری ماکروبتوزهای آب‌های جاری در برابر تغییرات محیطی انجام شده است؛ از آن جمله می‌توان به مطالعات Azrina و همکاران (۲۰۰۶)، که به بررسی تأثیر فعالیت‌های انسانی بر توزیع و تنوع ماکروبتوزها و تعیین کیفیت آب رودخانه لنگت مالزی پرداختند، همچنین Tabatabaie و همکاران (۲۰۰۹)، که به ارزیابی تأثیر پساب پتروشیمی بر جوامع ماکروبتوزی در خور موسی پرداختند؛ Kumar and Khan (۲۰۱۳)، که به بررسی تأثیر پارامترهای زیست محیطی و تغییرات فصلی بر توزیع ماکروبتوزها پرداختند؛ Yazdian و همکاران (۲۰۱۴)، که به ارزیابی تأثیر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی بر جمعیت ماکروبتوزهای رودخانه کارون پرداختند؛ Ofonmbuk و همکاران (۲۰۱۴)، که به بررسی تأثیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی بر ساختار جمعیت ماکروبتوزهای رودخانه Ediene نیجریه پرداختند اشاره کرد. مطالعه حاضر به منظور بررسی ساختار جمعیتی ماکروبتوزها و عوامل فیزیکی و شیمیایی مؤثر بر جمعیت آنها با هدف تعیین کیفیت آب رودخانه حفاظت شده جاجرود که یکی از مهمترین منابع تامین آب شرب شهر تهران می‌باشد، انجام شده است. متذکر می‌گردد که پژوهش حاضر در ادامه مطالعه Shirchi و همکاران (۲۰۱۵)، که به ارزیابی کارایی شاخص‌های یگانه و چندگانه ماکروبتوزها برای تعیین کیفیت آب رودخانه جاجرود در ۶ ایستگاه مطالعاتی پرداختند، انجام شده است. با این تفاوت که در این مطالعه تعداد ایستگاه‌های بیشتری مورد بررسی قرار گرفت و همچنین تأثیر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی بر توزیع جمعیت ماکروبتوزها نیز تعیین و مهمترین این پارامترها معرفی شدند.

### مواد و روش‌ها

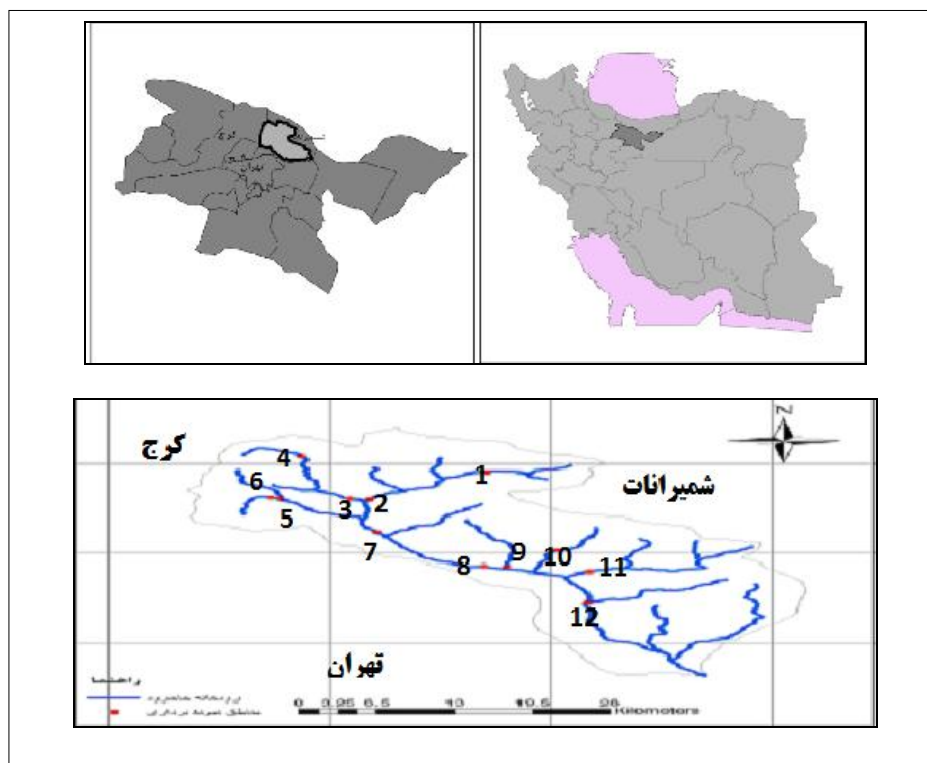
رودخانه جاجرود رودی دائمی در شمال شرق تهران است که با روند شمال غربی- جنوب شرقی و طول حدود ۱۴۰ کیلومتر جریان داشته و در مسیر خود به دریاچه سد لتیان وارد می‌شود. حداقل دبی آن ۱۱۹۷ مترمکعب در ثانیه در شهریور ماه و حداکثر دبی ۲۰۸۶ متر مکعب در ثانیه در اردیبهشت ماه می‌باشد (Rey Ab Consulting Engineers, 2009). ایستگاه‌های نمونه برداری با پیمایش در مسیر رودخانه با توجه به سرشاخه‌ها و شاخه‌های فرعی رودخانه، امکان دسترسی به ایستگاه‌ها برای نمونه‌برداری در فصول مختلف و موقعیت کاربری‌های مختلف از جمله مناطق مسکونی، اماکن تفریحی و رستوران‌ها و پل‌ها و غیره (جهت بررسی اثر این کاربری‌ها بر روی کیفیت آب رودخانه جاجرود) انتخاب شدند. در (جدول ۱) و (شکل ۱) نام و موقعیت ایستگاه‌های نمونه برداری نشان داده شده است.

نمونه‌برداری از ایستگاه‌های مشخص شده در رودخانه به صورت فصلی و با توجه به تغییرات شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه و تغییرات جمعیت ماکروبتوزها از بهار لغایت زمستان ۱۳۹۳ انجام شد. نمونه‌برداری از ماکروبتوزها به کمک دستگاه

<sup>1</sup> macrobenthos

جدول ۱. مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در طول رودخانه جاجرود

| کد ایستگاه | نام ایستگاه            | طول جغرافیایی | عرض جغرافیایی |
|------------|------------------------|---------------|---------------|
| ۱          | آب‌نیک                 | ۵۱° ۳۷' ۶"    | ۳۵° ۵۹' ۴۰"   |
| ۲          | فشم شاخه آب‌نیک        | ۵۱° ۳۱' ۳۶"   | ۳۵° ۵۵' ۴۱"   |
| ۳          | فشم شاخه شمشک          | ۵۱° ۳۱' ۳۱"   | ۳۵° ۵۵' ۴۱"   |
| ۴          | تله‌تنگه               | ۵۱° ۲۸' ۵۳"   | ۳۶° ۱' ۵۱"    |
| ۵          | آهار شاخه شکراب        | ۵۱° ۲۷' ۴۷"   | ۳۵° ۵۶' ۸"    |
| ۶          | آهار شاخه توچال        | ۵۱° ۲۷' ۴۸"   | ۳۵° ۵۶' ۲"    |
| ۷          | حاجی‌آباد              | ۵۱° ۳۲' ۶۲"   | ۳۵° ۵۲' ۵۹"   |
| ۸          | قبل از دریاچه سد لتیان | ۵۱° ۳۶' ۵۸"   | ۳۵° ۴۸' ۳۸"   |
| ۹          | نچارکلا                | ۵۱° ۳۸' ۲"    | ۳۵° ۴۸' ۳۶"   |
| ۱۰         | افچه                   | ۵۱° ۳۹' ۴۸"   | ۳۵° ۴۹' ۴۳"   |
| ۱۱         | برگ جهان               | ۵۱° ۴۱' ۴۸"   | ۳۵° ۴۸' ۲"    |
| ۱۲         | پل سعیدآباد            | ۵۱° ۴۱' ۴۰"   | ۳۵° ۴۴' ۲۸"   |



شکل ۱. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در طول رودخانه جاجرود

نمونه‌بردار سوربر<sup>۲</sup> با مساحت ۹۰۰ سانتی‌متر مربع و اندازه مش ۲۵۰ میکرون با سه بار تکرار در هر ایستگاه انجام شد. نمونه‌ها پس از جمع‌آوری در ظروف پلاستیکی با فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند. جداسازی و شناسایی تاکسون‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود کفریان<sup>۳</sup> (Hartmann, 2007; Quigley, 1977) تا سطح راسته، خانواده و جنس در زیر

<sup>۲</sup> Surber Sampler

<sup>۳</sup> Benthoses

استرئومیکروسکوپ انجام شد. متغیرهای فیزیکی و شیمیایی از جمله هدایت الکتریکی (میکروزیمنس برسانتی متر)، اکسیژن محلول (درصد اشباع) و دما (درجه سانتیگراد) با استفاده از دستگاه مولتی لاین P<sub>4</sub> (مدل HQ40d شرکت HACH-آمریکا) در هر بار نمونه برداری و هر ایستگاه اندازه گیری شد و نمونه های آب برای اندازه گیری pH (واحد استاندارد)، BOD<sub>5</sub> (میلی گرم برلیتر)، کل جامدات معلق (میلی گرم)، نیترات (میلی گرم برلیتر)، آمونیاک (میلی گرم برلیتر) و کلی فرم مدفوعی (برحسب MPN<sup>4</sup>/100ml) تهیه و مقادیر آنها در آزمایشگاه با استفاده از دستورالعمل های کتاب روش های استاندارد آزمایش آب و فاضلاب تعیین شد (APHA, 1999).

برای بررسی تأثیر فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی بر توزیع جمعیت ماکروبنوتوزها از آزمون تحلیل تطبیقی متعارف<sup>5</sup> (CCA) استفاده گردید. همبستگی بین شاخص فیزیکی و شیمیایی و شاخص های زیستی با استفاده از آزمون پیرسون در نرم افزار SPSS ویرایش ۱۹ بررسی شد. همچنین ترسیم نمودارها با بسته های نرم افزاری اکسل ویرایش ۲۰۱۳ صورت پذیرفت. در این مطالعه از شاخص های زیستی زیر استفاده شده است:

#### ۱- شاخص مارگالف

شاخص مارگالف تنوع در جمعیت های زیستی را نشان می دهد و شاخص مناسبی برای مقایسه اجتماعات کفزی می باشد. در این فرمول D شاخص مارگالف، S تعداد گونه، و N تعداد کل افراد را نشان می دهد (Margalef, 1958).

$$D = S - 1 / \ln N$$

#### ۲- شاخص EPT/Chironomidae

این شاخص با تقسیم مجموعه تعداد کل خانواده های سه راسته Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera به خانواده Chironomidae محاسبه می شود. جامعه ای که دارای شرایط زیستی خوبی باشد، توزیع یکنواختی در میان این چهار گروه نشان می دهد (Mandaville, 2002).

#### ۳- شاخص TBI<sup>6</sup>

این شاخص با توجه به حضور شش گونه کلیدی از بی مهرگان کفزی و تعداد گروه های معرف موجود در نمونه تعیین می شود. بسته به تعداد گروه های موجود در نمونه و گونه های کلیدی، محدوده شاخص از صفر برای آب آلوده تا ۱۵ برای آب پاک تغییر می کند. برای محاسبه این شاخص به هر یک از گروه های موجود در نمونه با توجه به (جدول ۲) امتیازی اختصاص می یابد و از جمع کل نمره های موجود، عدد شاخص کل به دست می آید و بر اساس (جدول ۳) نمره بالاتر نشان دهنده کیفیت بهتر آب می باشد (Huggins and Moffett, 1988).

#### ۴- شاخص چندگانه<sup>۷</sup> یکنواختی زیستی IBI<sup>8</sup>

در این روش به هر متریک مطابق (جدول ۴) نمرات ۱، ۳ و ۵ داده می شود. نمره نهایی شاخص در نهایت از میانگین نمرات به دست می آید و کلاس های کیفیت آب بر حسب نمره نهایی مطابق (جدول ۵) تعیین می شود.

#### ۵- شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>SC</sub>

شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>SC</sub>، شاخص پارامترهای متداول کیفیت آب های سطحی ایران<sup>۹</sup> است که در این فرمول W<sub>i</sub> وزن پارامتر i ام، n تعداد پارامترها و I<sub>i</sub> مقدار شاخص برای پارامتر i ام منحنی رتبه بندی است. هرچه مقدار این شاخص بیشتر باشد کیفیت آب بهتر است (Hashemi et al., 2011).

<sup>4</sup> Most Probable Number

<sup>5</sup> Canonical Correspondence Analysis-CCA

<sup>6</sup> Trent Biotic Index

<sup>7</sup> multimetric

<sup>8</sup> Index of Biotic Integrity

<sup>9</sup> IRan Water Quality Index for Surface Water Resources-Conventional Parameters, IRWQI<sub>SC</sub>

$$IRWQI_{SC} = \left[ \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \right]^{\frac{1}{\gamma}}$$

جدول ۲. محاسبه شاخص زیستی TBI (Metcalf, 1989)

| گروه‌های شاخص | تعداد کل گروه‌های حاضر                                  | تعداد کل گروه‌های حاضر |     |      |       |       |       |       |       |       |      |
|---------------|---|------------------------|-----|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
|               |   | ۰-۱                    | ۲-۵ | ۶-۱۰ | ۱۱-۱۵ | ۱۶-۲۰ | ۲۱-۲۵ | ۲۶-۳۰ | ۳۱-۳۵ | ۳۶-۴۰ | > ۴۰ |
| Plecoptera    | بیش از یک گونه  | -                      | ۷   | ۸    | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲    | ۱۳    | ۱۴    | ۱۵   |
|               | تنها یک گونه  | -                      | ۶   | ۷    | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲    | ۱۳    | ۱۴   |
| Ephemeroptera | بیش از یک گونه  | -                      | ۶   | ۷    | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲    | ۱۳    | ۱۴   |
|               | تنها یک گونه  | -                      | ۵   | ۶    | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲    | ۱۳   |
| Trichoptera   | بیش از یک گونه  | -                      | ۵   | ۶    | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲    | ۱۳   |
|               | تنها یک گونه  | ۴                      | ۴   | ۵    | ۶     | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲   |
| Gammarus      | عدم حضور گونه‌های بالا                                  | ۳                      | ۴   | ۵    | ۶     | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱    | ۱۲   |
| Asellus       | عدم حضور گونه‌های بالا                                  | ۲                      | ۳   | ۴    | ۵     | ۶     | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰    | ۱۱   |
| Tubificid     | عدم حضور گونه‌های بالا                                  | ۱                      | ۲   | ۳    | ۴     | ۵     | ۶     | ۷     | ۸     | ۹     | ۱۰   |
|               | بیشتر گونه‌های حاضر،<br>نیازی به اکسیژن محلول<br>ندارند | ۰                      | ۱   | ۲    | -     | -     | -     | -     | -     | -     | -    |

جدول ۴. محاسبه شاخص زیستی IBI برای ماکروبتوزها

| متریک                 | نمره |          |       |
|-----------------------|------|----------|-------|
|                       | ۱    | ۳        | ۵     |
| غناى تاکسون‌ها        | <۹   | ۹-۱۴     | >۱۴   |
| شاخص EPT              | ۴>   | ۴-۱۰     | ۱۰<   |
| Ephemeroptera خانواده | ۲>   | ۲-۳      | ۳<    |
| Diptera خانواده       | ۲>   | ۲-۳      | ۳<    |
| Ephemeroptera%        | ۵/۷> | ۵/۷-۲۰/۳ | ۲۰/۳< |
| خانواده‌های نابردار   | ۴>   | ۴-۸      | ۸<    |
| شاخص زیستی Beak       | ۸>   | ۸-۱۲/۵   | ۱۲/۵< |

جدول ۳. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص TBI

| شاخص TBI   | ۱۰-۱۵      | ۸-۹        | ۶-۷   | ۳-۵        |
|--|------------|------------|-------|------------|
| کیفیت آب   | بسیار تمیز | تمیز       | مشکوک | آلوده      |
| جدول ۵. کلاس کیفیت آب بر حسب نمره نهایی شاخص IBI |            |            |       |            |
| شاخص IBI   | ۴-۵        | ۳-۳/۹      | ۲-۲/۹ | ۱-۱/۹      |
| کیفیت آب   | خوب        | نسبتاً خوب | ضعیف  | بسیار ضعیف |

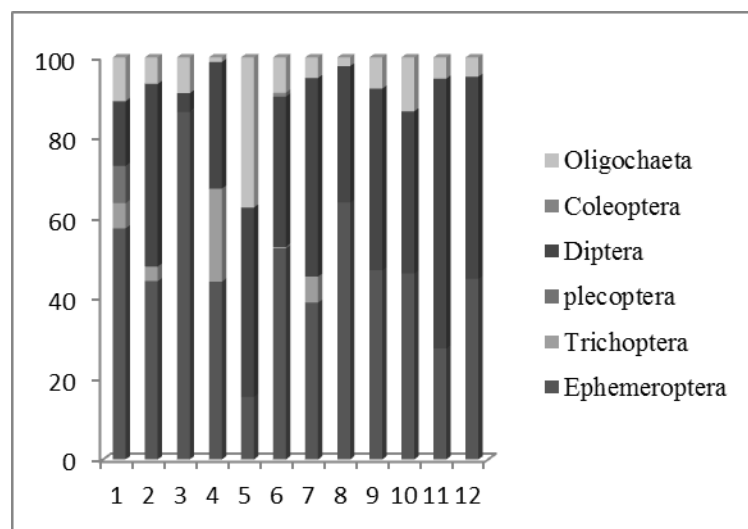
### نتایج

به طور کلی در مدت مطالعه و نمونه برداری از فون کفزیان رودخانه جاجرود در مجموع تعداد ۱۱۳۶۲ ماکروبتوز در ۶ راسته و ۲۵ خانواده به شرح (جدول ۶) شناسایی شدند. بیشترین فراوانی (۵۲/۵۶ درصد)، متعلق به راسته Ephemeroptera است که خانواده Baetidae بیشترین سهم را در این راسته دارند. براساس (شکل ۲) در ایستگاه فشم‌شمشک (کد ۳) و پس از آن ایستگاه قبل از دریاچه (کد ۸)، این خانواده بیشترین فراوانی را داشته است. بعد از این راسته، راسته Diptera با فراوانی (۳۲/۸۶ درصد) و ۱۰ خانواده راسته غالب بودند و خانواده Chironomidae با بیشترین جمعیت در ایستگاه برگ‌جهان (کد ۱۱) و پس از آن ایستگاه پل سعیدآباد (کد ۱۲) غالب بودند. سپس راسته Oligochaeta با فراوانی (۱۱/۰۴ درصد)، در ایستگاه آهارشکراب (کد ۵) و راسته Trichoptera با فراوانی (۲/۳ درصد) در ایستگاه تله‌تنگه (کد ۴) غالب بودند. راسته Pelecopteres نیز با فراوانی (۱/۱۷ درصد)،

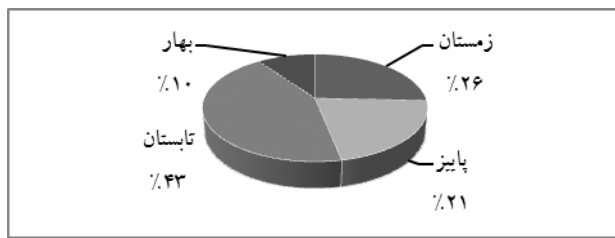
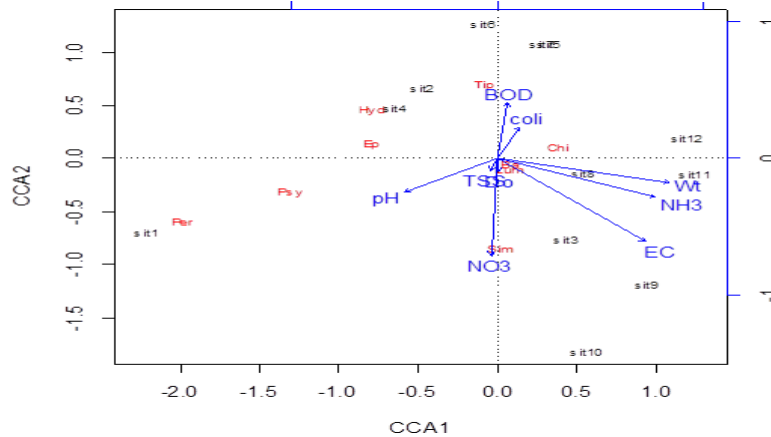
فقط در ایستگاه آب‌نیک (کد ۱) یافت شد و راسته Coleoptera هم کمترین جمعیت (با ۰/۰۷ درصد فراوانی) فون کفزیان محدوده مطالعاتی را تشکیل می‌دادند.

نتایج CCA برای بررسی رابطه فراوانی ماکروبن‌توزها با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در طول ۴ فصل نمونه برداری در (شکل ۳) نشان داده شده است. با توجه به (شکل ۳) و (جدول ۷)، اجزا مؤلفه‌ی CCA1 که به ترتیب اهمیت شامل دم‌ای آب، NH<sub>3</sub> و EC می‌باشد که به خوبی ایستگاه‌ها را طبقه‌بندی کرده است و سبب شده ایستگاه ۱ در یک سو (سمت چپ نمودار قسمت پایین) با بیشترین اختلاف نسبت به ایستگاه‌های ۱۱ و ۱۲ قرار گیرد، اجزاء مؤلفه CCA2 نیز شامل نیترات، pH و کلی‌فرم مدفوعی می‌باشد. پارامترهای مؤلفه‌های CCA1 و CCA2 حدود ۷۷ درصد (جدول ۸) از توزیع حشرات را توجیه می‌کند. علاوه بر جزئیات نتایج CCA، از طول بردار هر متغیر می‌توان به شدت تاثیر آن بر توزیع جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی نیز پی برد. زمانی که طول بردارها در توزیع تقریباً یکسان باشد (همانند اجزاء مؤلفه CCA1) بیانگر آن است که توزیع اکثر گونه‌ها از همه مؤلفه‌ها تاثیر می‌پذیرند؛ با این وجود گونه‌هایی نیز هستند که تاثیر بیشتری گرفتند. در (شکل ۴) تغییرات فصلی تراکم و فراوانی ماکروبن‌توزها نشان داده شده است. که فصل تابستان با ۴۳ درصد فراوانی و فصل بهار با ۱۰ درصد فراوانی، به ترتیب بیشترین و کمترین فراوانی ماکروبن‌توزها را تشکیل می‌دهند.

با استفاده از فراوانی گروه‌های به دست آمده از فون کفزیان، مقادیر شاخص‌های زیستی ماکروبن‌توزها محاسبه شد. میانگین نتایج این شاخص‌ها و شاخص فیزیکی و شیمیایی به تفکیک ایستگاه‌های مطالعاتی در (جدول ۹) آورده شده است. براساس این جدول کمترین مقدار شاخص مارگالف مربوط به ایستگاه ۱۲ با مقدار ۰/۴۲؛ کمترین مقدار شاخص EPT/c مربوط به ایستگاه ۳ با مقدار ۰/۴۳؛ کمترین مقدار شاخص TBI مربوط به ایستگاه ۱۱ با مقدار ۳؛ کمترین مقدار شاخص IBI مربوط به ایستگاه‌های ۳ و ۱۲ با مقدار ۱/۶۹ و کمترین مقدار شاخص IRWQI<sub>SC</sub> مربوط به ایستگاه ۹ با مقدار ۴۹/۶۸ می‌باشد. اما بیشترین مقدار شاخص‌های ذکر شده، مربوط به ایستگاه ۱ می‌باشد. در (جدول ۱۰) میانگین نتایج شاخص‌ها براساس فصل‌های نمونه‌برداری ارائه شده است. بررسی روند تغییرات مقادیر شاخص نشان دهنده بهبود کیفیت آب در فصل‌های پاییز و زمستان می‌باشد. در (جدول ۱۱) همبستگی بین شاخص‌ها با استفاده از آزمون پیرسون نشان داده شده است. براساس این جدول بین شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>SC</sub> با شاخص‌های زیستی IBI، TBI و مارگالف در سطح ۹۹ درصد همبستگی معنی‌داری وجود دارد. در شاخص‌های زیستی بیشترین میزان همبستگی بین شاخص‌های مارگالف و TBI با مقدار معنی‌داری ۰/۹۶ و بعد از آن همبستگی TBI و IBI با مقدار معنی‌داری ۰/۹۳ در سطح ۹۹ درصد می‌باشد. شاخص EPT/c با شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>SC</sub> همبستگی معنی‌داری ارائه نمی‌کند.



شکل ۲. ترکیب جمعیت راسته‌های ماکروبن‌توزها در ایستگاه‌های مطالعاتی



شکل ۳. توزیع ماکروبنوتوزها براساس پارامترهای فیزیکی و شیمیایی (علامه اختصاری گونه‌ها در نمودار عبارتند از: Epeorus, Ba- Baetidae, Per-Perlodidae, Hyd-Hydropsyches, Ep, Sim-Simuliidae, Chi-Chironomidae, Psy-Psychodidae, Tip-Tipulidae, Lum-Lumbricidae).

شکل ۴. فراوانی ماکروبنوتوزها در طول ۴ فصل سال ۱۳۹۳

جدول ۷. همبستگی پیرسون بین فراوانی ماکروبنوتوزها و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی ضریب همبستگی

| پارامترهای فیزیکی و شیمیایی | پیرسون |        |
|-----------------------------|--------|--------|
|                             | CCA1   | CCA2   |
| pH                          | -۰/۰۹  | -۰/۲۳* |
| NO3                         | -۰/۰۱  | -۰/۶۷* |
| کلیفرم مدفوعی               | ۰/۲۰   | ۰/۲۱*  |
| BOD                         | ۰/۲۳   | ۰/۳۴   |
| NH3                         | ۰/۷۸** | -۰/۲۶  |
| دمای آب                     | ۰/۸۲** | -۰/۲۱  |
| DO                          | ۰/۱۴   | -۰/۱۲  |
| EC                          | ۰/۷۰** | -۰/۶۶* |
| TSS                         | -۰/۱۹  | -۰/۰۵  |

\* معنی‌داری در سطح ۹۵ درصد، \*\* معنی‌داری در سطح ۹۹ درصد

جدول ۸. درصد توجیه واریانس داده‌های شکل ۳

| مولفه               | CCA1 | CCA2 | کل   |
|---------------------|------|------|------|
| میزان ویژه          | ۰/۱۷ | ۰/۰۹ | ۰/۲۶ |
| درصد واریانس توجیهی | ۰/۵۰ | ۰/۲۷ | ۰/۷۷ |

جدول ۶. ماکروبنوتوزهای شناسایی شده در رودخانه جاجرود

| راسته                        | خانواده           | جنس                    |
|------------------------------|-------------------|------------------------|
| Ephemeroptera (زودمیران)     | Baetidae          | <i>Acenterella</i>     |
|                              | Baetidae          | <i>Baetis</i>          |
|                              | Heptageniidae     | <i>Epeorus</i>         |
|                              |                   | <i>Ecdyonurus</i>      |
| Trichoptera (بال‌موداران)    | Caenidae          | <i>Caenis</i>          |
|                              | Hydropsychidae    | <i>Hydropsyches</i>    |
|                              | Hydroptilidae     | <i>Hydroptila</i>      |
| plecoptera (بهاره‌ها)        | Polycentropodidae |                        |
|                              | limnephidae       |                        |
|                              | Perlodidae        |                        |
| Diptera (دوبالان)            | Chloroperidae     | <i>Siphonoperla</i>    |
|                              | Taeniopterygidae  | <i>Brachyptera</i>     |
|                              |                   |                        |
| Coleoptera (قاب‌بالان)       | Ceratopogonidae   |                        |
|                              | Chironomidae      | <i>Chironomus</i>      |
|                              | Tipulidae         |                        |
|                              | Simuliidae        |                        |
|                              | Empididae         | <i>Hemerodromiinae</i> |
|                              |                   | <i>Pesdiciini</i>      |
| Oligochaeta (کرم‌های کم‌تار) | Limoniidae        | <i>Limoniini</i>       |
|                              | f. stratiomyidae  |                        |
|                              | blephariceridae   | <i>blepharicera</i>    |
| Coleoptera (قاب‌بالان)       | Psychodidae       |                        |
|                              | Dytiscidae        | <i>Agabus</i>          |
|                              | Dytiscidae        | <i>dytiscus</i>        |
| Oligochaeta (کرم‌های کم‌تار) | Elmidae           |                        |
|                              | Hydraenidae       | <i>Limnebus</i>        |
| Oligochaeta (کرم‌های کم‌تار) | Lumbricidae       |                        |
|                              | Tubificidae       |                        |

جدول ۹. میانگین و انحراف معیار شاخص‌های زیستی و فیزیکی و شیمیایی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه جاجرود

| ایستگاه | Margalef  | EPT/C     | TBI        | IBI       | IRWQI <sub>SC</sub> |
|---------|-----------|-----------|------------|-----------|---------------------|
| ۱       | ۲/۱۶±۰/۹۷ | ۸/۱۶±۴/۷۲ | ۱۵±۷/۵     | ۳/۲۵±۰/۸۴ | ۶۲/۲۵±۳/۳۰          |
| ۲       | ۱/۰۴±۰/۰۶ | ۳/۵۷±۳/۸۷ | ۶/۲۵±۲/۸۹  | ۲/۱۵±۰/۴۹ | ۵۷/۷۵±۱۳/۱          |
| ۳       | ۰/۷±۰/۱۶  | ۰/۴۳±۰/۴  | ۵/۴۲±۴/۶۹  | ۱/۶۹±۰/۷۲ | ۶۱/۱۵±۲/۹۴          |
| ۴       | ۱/۰۴±۰/۰۳ | ۳/۶۳±۱/۲۲ | ۱۰/۵۸±۱/۴  | ۲/۵۶±۰/۲۹ | ۵۹/۸۹±۱/۲۴          |
| ۵       | ۰/۷۰±۰/۱۶ | ۱±۱/۸۵    | ۴/۵±۱/۱۴   | ۱/۷۳±۰/۴۸ | ۵۶/۶۸±۴/۵۹          |
| ۶       | ۱±۰/۲۹    | ۱/۹۲±۲/۲۵ | ۶/۹۲ ±۱/۳۷ | ۲/۴۱±۰/۵۲ | ۵۷/۰۵±۷/۶۵          |
| ۷       | ۱/۰۳±۰/۲۳ | ۲/۰۱±۱/۳  | ۹/۴۲±۲/۹   | ۲/۴۸±۰/۴۵ | ۵۸/۸۸±۹/۲۲          |
| ۸       | ۰/۶±۰/۶۱  | ۱/۸۹±۱/۳۳ | ۴/۱۷±۲/۸   | ۱/۹۷±۰/۴۶ | ۵۴/۶۳±۶/۱۹          |
| ۹       | ۰/۶۱±۰/۴۴ | ۲/۲۹±۳/۲۲ | ۴/۵۸±۲/۳۶  | ۱/۹۴±۰/۸۳ | ۴۹/۶۸±۴/۲۰          |
| ۱۰      | ۰/۶۶±۰/۳۴ | ۱/۴۷±۱/۸  | ۵/۰۸±۱/۲۶  | ۲/۲۳±۰/۵  | ۴۹/۷۵±۷/۰۶          |
| ۱۱      | ۰/۵۱±۰/۲  | ۱/۵۲±۱/۴  | ۳±۲/۹      | ۱/۷۹±۰/۴۶ | ۴۹/۹۰±۷/۰۶          |
| ۱۲      | ۰/۴۲±۰/۳۲ | ۰/۷۶±۰/۶۹ | ۳/۷۵±۲/۵   | ۱/۶۹±۰/۱۴ | ۴۹/۸۸±۴/۶۸          |

جدول ۱۰. میانگین و انحراف معیار مقادیر شاخص‌های زیستی و فیزیکی و شیمیایی در سال ۱۳۹۳

| فصل     | مارگالف   | EPT/c     | TBI       | IBI       | IRWQI <sub>SC</sub> |
|---------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------------|
| بهار    | ۰/۵۷±۰/۴۳ | ۱/۸۸±۲/۱۷ | ۴/۶۷±۳/۵۷ | ۱/۹۴±۰/۴۰ | ۵۶/۸۴±۹/۳۳          |
| تابستان | ۱/۳۲±۰/۳۰ | ۲/۸۶±۳/۱۹ | ۶/۵۳±۳/۳۹ | ۲/۲۹±۰/۵۳ | ۵۴/۱۱±۱۵/۴۱         |
| پاییز   | ۱/۰۹±۰/۵۷ | ۳/۲۷±۴/۲۰ | ۷/۶۹±۶/۰۲ | ۲/۳۳±۰/۸۶ | ۵۵/۱۵±۵/۵۵          |
| زمستان  | ۱/۰۷±۰/۷۹ | ۱/۵۴±۲/۱۹ | ۸/۴۱±۶/۵۴ | ۲/۰۵±۰/۷۴ | ۵۶/۳۹±۸/۴۰          |

جدول ۱۱. همبستگی شاخص‌های زیستی و فیزیکی و شیمیایی

| شاخص‌ها             | Margalef | EPT/C  | TBI    | IBI    | IRWQI <sub>SC</sub> |
|---------------------|----------|--------|--------|--------|---------------------|
| Margalef            | ۱        |        |        |        |                     |
| EPT/C               | ۰/۹۱**   | ۱      |        |        |                     |
| TBI                 | ۰/۹۶**   | ۰/۹۰** | ۱      |        |                     |
| IBI                 | ۰/۸۹**   | ۰/۸۷** | ۰/۹۳** | ۱      |                     |
| IRWQI <sub>SC</sub> | ۰/۷۴**   | ۰/۴۹   | ۰/۷۰** | ۰/۵۴** | ۱                   |

\* معنی‌داری در سطح ۹۵ درصد، \*\* معنی‌داری در سطح ۹۹ درصد



## بحث

بیشترین فراوانی و تنوع جوامع ماکروبن‌توزها در بین فصول مورد بررسی، در فصل تابستان مشاهده شد که به علت افزایش دما، تولید فیتوپلانکتونی افزایش پیدا می‌کند و با ریزش این تولیدات، مواد غذایی بیشتری در اختیار ماکروبن‌توزها قرار می‌گیرد. این مسئله باعث افزایش فعالیت‌های زیستی از قبیل تغذیه و تولید مثل این موجودات می‌شود، به این ترتیب، تراکم و پراکنش آنها نیز افزایش می‌یابد (Sharbati *et al.*, 2013). در این مطالعه بیشترین فراوانی متعلق به راسته Ephemeroptera می‌باشد که با نتیجه مطالعه Shirchi و همکاران (۲۰۱۵)، همخوانی ندارد. بیشتر خانواده‌های راسته Ephemeroptera جزو تاکسون‌های نسبتاً مقاوم به آلودگی محسوب می‌شوند بنابراین فراوانی بالای آنها می‌تواند نشان‌دهنده‌ی شرایط زیست محیطی ضعیف آب باشد (Hall *et al.*, 2006). بعد از آن خانواده شیرونومیده بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داد که از ماکروبن‌توزهای مقاوم به آلودگی می‌باشند، افزایش نسبی ماکروبن‌توزهای مقاوم نشانگر اثر فشارهای محیطی بر اکوسیستم رودخانه و در نتیجه تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان در جهت مصرف و جبران آشفتگی می‌باشد (Kamali and Esmaeeli Sari., 2009). به طور میانگین بیشترین تنوع و تعداد خانواده مربوط به ایستگاه آب‌نیک (کد ۱) بود (شکل ۲). همچنین حضور راسته plecoptera که جزو ماکروبن‌توزهای حساس‌اند فقط در این ایستگاه، نشان از پاک بودن ایستگاه ۱ است و با نتایج مطالعه Shirchi و همکاران (۲۰۱۵)، همخوانی دارد. کمترین تنوع هم مربوط به ایستگاه سعیدآباد (کد ۱۲) می‌باشد. با توجه به این که ایستگاه ۱۲، بعد از سد لتیان قرار دارد و سد به عنوان یک عامل فیزیکی، اکوسیستم رودخانه را به کلی تغییر داده (Li *et al.*, 2013)، باعث کاهش فراوانی و تنوع ماکروبن‌توزها در این ایستگاه شده است.

مطابق شکل ۳ در منطقه مورد مطالعه، دمای آب،  $\text{NH}_3$ ، هدایت الکتریکی و با درجه اهمیت کمتر نترات، pH و کلیفرم مدفوعی بر توزیع ماکروبن‌توزها اثر معنی‌داری نشان دادند که با نتیجه مطالعات Azrina و همکاران (۲۰۰۶)، Tabatabaie و همکاران (۲۰۰۹)؛ Kumar and Khan (۲۰۱۳)؛ Ofonmbuk و همکاران (۲۰۱۴) و Yazdian و همکاران (۲۰۱۴)، که اعلام کردند تنوع گونه‌ای و فراوانی ماکروبن‌توزها به شدت تحت تاثیر پارامترهای محیطی حاکم بر اکوسیستم قرار می‌گیرد مطابقت دارد. براساس این نمودار، دمای آب و آمونیاک به شدت با ایستگاه قبل از دریاچه (کد ۸) ارتباط دارند. خانواده Perlodidae که جزو خانواده‌های حساس هستند در ایستگاه آب‌نیک (کد ۱) بیشترین فراوانی را دارند. pH بیشترین تاثیر را بر خانواده Baetidae دارد. براساس مطالعه Marques و همکاران (۲۰۰۳)، کاهش pH موجب تغییرات شیمیایی بسیاری می‌شود که ماکروبن‌توزها به دلیل ساختارهای فیزیولوژیک و رفتاری پاسخ‌های مختلفی می‌دهند (Marques *et al.*, 2003). به طور کلی تحمل راسته‌های Trichoptera و Plecoptera در شرایط اسیدی نسبت به راسته‌های Diptera و Ephemeroptera کمتر است (Bernier and Morgan, 1987). هر چه به سمت ایستگاه نجارکلا (کد ۹) پیش می‌رویم میزان دمای آب، آمونیاک و هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. افزایش هدایت الکتریکی در ایستگاه ۹ احتمالاً نشان دهنده آلودگی است. مقدار بالای هدایت الکتریکی بر یکپارچگی زیستی جریان‌های آبی اثر می‌گذارد و تراکم ماکروبن‌توزهای وابسته به آب‌های باکیفیت را کاهش می‌دهد (Mattsson *et al.*, 2007). براساس شکل ۳ در ایستگاه آهارشکراب (کد ۵) و حاجی‌آباد (کد ۷) بیشترین میزان کلیفرم مدفوعی وجود دارد و این دو ایستگاه شرایط تقریباً مشابهی دارند. اما هر چه به سمت ایستگاه‌های آب‌نیک (کد ۱) و تله‌تنگه (کد ۴) می‌رویم میزان کلیفرم مدفوعی کاهش می‌یابد. همچنین براساس این شکل نترات بیشترین تاثیر را بر خانواده Simuliidae دارد. غلظت بالای نترات و کلیفرم مدفوعی را می‌توان به ورودی فاضلاب مناطق مسکونی و روستاهای اطراف رودخانه (Zaabar *et al.*, 2015) در ایستگاه‌های مطالعاتی نسبت داد؛ که مطالعه صورت گرفته توسط Shirchi و همکاران (۲۰۱۵)، در این حوضه تأییدی بر این مدعاست. شاخص مارگالف، غنای گونه‌ای را نشان می‌دهد. هر قدر کیفیت آب و زیستگاه در محل مورد بررسی بهتر باشد، مقدار این شاخص افزایش می‌یابد. عمدتاً شاخص غنای گونه‌ای یک اکوسیستم گویای وضعیت محیط از لحاظ شرایط مناسب زیست آنها می‌باشد، زیرا شرایط محیطی مطلوب موجب افزایش حضور گونه‌ها می‌گردد (Bagheri tavani and Jamalzadeh, 2014). براساس جدول ۹ بیشترین

مقدار شاخص مارگالف مربوط به ایستگاه ۱ و کمترین مقدار این شاخص مربوط به ایستگاه ۸ است که نشانگر افت کیفیت آب در این ایستگاه می‌باشد. یکی دیگر از شاخص‌های مورد بررسی، شاخص EPT/c بود که معمولاً در آب‌های جاری و نه‌رهای که شرایط زیستی خوب و محیط غیرآشفته دارند شاهد نسبت معینی در فراوانی این چهار گروه مهم از حشرات آبی هستیم اما افزایش غیرمعتاد تعداد شیرونومیده نسبت به موجودات گروه‌های حساس EPT که کاهش مقدار این شاخص را در پی دارد، نشانگر استرس محیطی می‌باشد (Barbour *et al.*, 1999). نتایج به دست آمده نشان می‌دهد ایستگاه آبنیک (کد ۱) و بعد از آن ایستگاه تله تنگه (کد ۴) با بیشترین مقدار این نسبت، کمترین استرس محیطی و ایستگاه فشم شمشک (کد ۳) با کمترین این نسبت بیشترین استرس را داشتند. نتایج حاصل از شاخص زیستی TBI کیفیت ایستگاه‌های مطالعاتی را در کلاس‌های کیفی بسیار تمیز، تمیز، نسبتاً تمیز، مشکوک و آلوده طبقه‌بندی کرد که کلاس کیفی بسیار تمیز و تمیز در ایستگاه آبنیک (کد ۱) و تله‌تنگه (کد ۴) و کلاس آلوده را ایستگاه نجارکلا (کد ۹) و برگ‌جهان (کد ۱۱) دارا بودند. شاخص مورد بررسی دیگر IBI بود، این شاخص ایستگاه‌های مطالعاتی را در ۴ کلاس خوب تا بسیار ضعیف طبقه‌بندی کرد که کلاس خوب فقط در ایستگاه ۱ و ۴ مشاهده شد و اکثر ایستگاه‌ها و فصول آلوده و در وضعیت ضعیف قرار داشتند. به طور کلی ایستگاه ۱ از نظر شاخص IRWQI<sub>sc</sub> در طبقه کیفی نسبتاً خوب قرار دارد و بیشترین مقدار شاخص‌های زیستی مورد بررسی را نیز دارا بود. همچنین حداکثر فراوانی سه گروه حساس EPT نیز در این ایستگاه به دست آمد که این نتیجه با فرضیه‌ای که در بسیاری از منابع علمی مطرح شده و بیان می‌کند؛ رودخانه‌هایی که تحت تاثیر عوامل آلاینده کمتری هستند گونه‌های حساس در آنجا غالبیت دارند و برعکس آن‌هایی که تحت فشار آلودگی بیشتری قرار دارند، تنوع و غنای گونه‌ای کمتر و گونه‌های مقاوم غالب‌اند، مطابقت دارد (Ortize and Puig, 2007; Fries and Bowles, 2002).

براساس جدول ۱۰ شاخص مارگالف در فصل تابستان بیشترین مقدار و در فصل بهار کمترین مقدار را دارد. شاخص EPT/c و IBI در فصل پاییز بیشترین مقدار را شامل می‌شوند که نشان دهنده بهبود کیفیت آب در این فصل است؛ که علت آن می‌تواند کاهش جمعیت گردشگران در این فصل باشد. زیرا براساس شواهد موجود و پژوهش گذشته، عامل اصلی آلودگی رودخانه در ایستگاه‌های مطالعاتی (به جز ایستگاه ۱)، تخلیه پساب‌های خانگی روستاهای اطراف به داخل رودخانه و فعالیت گردشگران به خصوص در فصل‌های بهار و تابستان در این منطقه می‌باشد (Shirchi *et al.*, 2015). همچنین به علت افزایش شدت جریان آب و دبی رودخانه در بهار بیشترین مقدار شاخص IRWQI<sub>sc</sub> مربوط به این فصل است و کمترین مقدار این شاخص مربوط به تابستان است که نشان دهنده کیفیت نامطلوب آب در این فصل می‌باشد و دلیل آن می‌تواند کاهش حجم آب رودخانه باشد؛ زیرا کاهش حجم و دبی آب نه تنها خود موجب کاهش کیفیت آب می‌شود بلکه باعث می‌شود تاثیر سایر عوامل آلاینده بر اکوسیستم بیشتر شود.

براساس جدول ۱۱، شاخص‌های مارگالف، TBI و IBI رابطه معنی‌داری با شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>sc</sub> نشان دادند. طبقه‌بندی کیفیت آب منطقه مطالعه شده براساس شاخص زیستی IBI در اکثر ایستگاه‌ها با ارزیابی به روش شاخص TBI مطابقت داشت و این دو شاخص در بیشتر ایستگاه‌ها طبقه کیفی متناسب با طبقه‌بندی کیفی شاخص فیزیکی و شیمیایی را نشان دادند. بنابراین براساس همبستگی شاخص‌های زیستی با شاخص فیزیکی و شیمیایی IRWQI<sub>sc</sub>، شاخص‌های یگانه مارگالف و چندگانه TBI و IBI شاخص‌های مناسب‌تری برای ارزیابی کیفیت منطقه مورد مطالعه هستند. براساس مطالعاتی که توسط محققان زیادی در کشورهای پیشرفته در زمینه شاخص زیستی مورد آزمایش قرار گرفته، ثابت شده است که شاخص‌های چندگانه، نسبت به شاخص‌های یگانه در بازتاب شرایط محیطی ابزار دقیق‌تر و قابل اعتمادتری می‌باشند (Couceiro, 2012; Nguyen *et al.*, 2014; Helson *et al.*, 2013). زیرا شاخص‌های یگانه تحت تاثیر تغییرپذیری‌های فصلی و سالانه قرار می‌گیرند؛ اما شاخص‌های چندگانه از آنجا که ترکیبی از متریک‌هایی هستند که هر یک توصیف کننده‌ی یکی از اجزای کیفیت اکوسیستم‌اند و باتوجه به ویژگی‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی منطقه توسعه می‌یابند، ارزیابی دقیق‌تر و مناسب‌تری از یکپارچگی اکوسیستمی رودخانه را فراهم می‌کنند (Lücke and Johnson, 2009; Maloney and Feminella, 2006; Shirchi *et al.*, 2015). اما به دلیل اینکه در ایران هنوز شاخص بومی برای ارزیابی اکوسیستم‌های آبی تعریف نشده، در جهت رفع این نقص سعی شده در این پژوهش با استفاده همزمان

از شاخص‌های یگانه و چندگانه که مناطق ایجاد آن‌ها با منطقه مورد مطالعه شباهت جغرافیایی دارند، ارزیابی دقیق‌تری از منطقه مورد مطالعه حاصل شود.

در مطالعه صورت گرفته به دلیل کوهستانی بودن منطقه و مشکل دفع فاضلاب، کلیه پساب‌ها و فاضلاب‌های روستاهای مسیر به رودخانه جاجرود وارد می‌شود. شاخص‌ها، وضعیت کیفیت آب برای ایستگاه‌های آبنیک و تا حدودی تله‌تنگه را به دلیل سرشاخه بودن و دور بودن از کاربری‌های انسانی مناسب؛ اما وضعیت سایر ایستگاه‌ها را نامطلوب ارزیابی کردند. در مجموع استفاده از ساختار جمعیت ماکروبن‌توزها و تحلیل داده‌های مربوط به آن‌ها که از لحاظ اقتصادی بسیار مقرون به صرفه است، ارزیابی دقیق و سریعی از کیفیت رودخانه به خصوص زمانی که تحت تاثیر استرس‌های محیطی قرار دارد فراهم می‌کند. لازم است این گونه مطالعات در سطح وسیع‌تر و با بررسی تاثیر سایر عوامل محیطی انجام شود تا به ادامه آلودگی رودخانه و وضعیت خودپالایی آن پی‌برده و براساس توان خودپالایی، مدیریتی کارآمد در جهت بهبود کیفیت آب این رودخانه حفاظت شده که از مهمترین منابع تامین آب شرب بخشی از تهران است، اعمال شود.

## منابع

- Aazami, J. 2015. Feasibility of Fish and Macroinvertebrate Indices in Ecological Integrity Assessment of Tajan River and Relation to Habitat Parameters. PhD thesis. Faculty of Natural Resources. Tarbiat Modares University. 80 p. (in Persian).
- APHA, A. WEF. 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC.
- Azrina, M.Z., Yap, C.K., Ismail, A.R., 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(3): 337-347.
- Bagheri Tavani, M., Jamalzadeh, H. 2014. Evaluation of ecological and macro benthos Shirud River deltaic area leading to the Caspian Sea. *Journal of Marine Biology*. 6(23): 81-96. (in Persian).
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. USEPA, Washington.
- Berner, S., Morgan, J. 1987. *Aquatic Chemistry*. Wiley-Interscience.
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., De Montaudouin, X. 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*. 8(4): 360-372.
- Cheimonopoulou, M.T., Bobori, D.C., Theocharopoulos, I., Lazaridou, M. 2011. Assessing ecological water quality with macroinvertebrates and fish: a case study from a small Mediterranean river. *Environmental Management*. 47(2): 279-290.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P., 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: 118-125.
- Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. *North American Journal of Aquaculture*. 64(4): 257-266.
- Hall Jr, L.W., Killen, W.D., Anderson, R.D. 2006. Characterization of benthic communities and physical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers. California. *Environmental Monitoring and Assessment*. 115(1-3): 223-264.
- Hartmann, A. 2007. Field key for selected benthic invertebrates from the HKN region. Draft version February 2007. [http://www.assess-hkh.at/downloads/Field\\_Key\\_HKH\\_draft.pdf](http://www.assess-hkh.at/downloads/Field_Key_HKH_draft.pdf). Accessed on January 2012.
- Hashemi, S.H., Pourasghar, F., Nasrabadi, T., Ramezani, S., Khoshrou, Gh. 2011. Guide to Iran Water Quality Index for Surface Water Resources-Conventional Parameters. Research Project. Institute of Environmental Science, Shahid Beheshti University. 117 p. (in Persian).

- Heino, J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*. 418(1): 229-242.
- Helson, J.E., Williams, D.D. 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators*. 29: 167-178.
- Huggins, D.G., Moffett, M.F. 1988. Proposed biotic and habitat indices for use in Kansas streams. Lawrence: Report No. 35, Kansas Biological Survey.
- Kamali, M., Esmaeeli Sari, A. 2009. Biological assessment of Lasem River (Amol city, Mazandaran province) by using benthic macroinvertebrate population structure. *Journal of Environmental Sciences, Lahijan Unit*. 3 (1): 51-61. (in Persian).
- Kumar, P.S., Khan, A.B. 2013. The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic Biosystems*. 9(1): 15.
- Li, J., Dong, S., Peng, M., Yang, Z., Liu, S., Li, X., Zhao, C. 2013. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. *Ecological Indicators*. 34: 94-102.
- Lücke, J.D., Johnson, R.K. 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological Indicators*. 9(4): 659-669.
- Maloney, K.O., Feminella, J.W. 2006. Evaluation of single-and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators*. 6(3): 469-484.
- Mandaville, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols (Vol. 128, p. 315). Halifax, Canada: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Margalef, D. R. 1958. Information theory in ecology. Society for General Systems Research.
- Marqués, M.J., Martínez-Conde, E., Rovira, J.V. 2003. Effects of zinc and lead mining on the benthic macroinvertebrates of a fluvial ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*. 148(1-4): 363-388.
- Mattsson, B.J., Kominoski, J.S., Rashleigh, B., Eggert, S. 2007. Using Long-Term Chemical and Biological Indicators to Assess Stream Health in the Upper Oconee River Watershed. Proceedings of the 2007 Georgia Water Resources Conference, held at the University of Georgia.
- Merz, J.E., Chan, O., Leigh, K. 2005. Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Research and Applications*. 21(1): 61-74.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60(1): 101-139.
- Nguyen, H.H., Everaert, G., Gabriels, W., Hoang, T.H., Goethals, P.L. 2014. A multimetric macroinvertebrate index for assessing the water quality of the Cau river basin in Vietnam. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*. 45: 16-23.
- Ofonmbuk, O.I., Ekpo, I.E., Esau, E.F. 2014. Physico-Chemical Parameters and Macro-Benthos of Ediene Stream, Akwa Ibom State, Nigeria. *American Journal of Biology and Life Sciences*. 2(5): 112.
- Ortiz, J.D., Puig, M.A. 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. *River Research and Applications*. 23(2): 155-170.
- Quigley, M. 1977. Invertebrates of streams and rivers. London: Edward Arnold.
- Rey, A.B. 2009. Consulting Engineers. Report of upgrade study of pollution resources in the Basin of Jajrood River. 2<sup>nd</sup> Volume: Consolidated- Revised. (in Persian).
- Schultz, R., Dibble, E. 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia*. 684(1):1-14.
- Sharbati, S., Akrami, R., Yelghi, S., Mirdar, J., Ahmadi, Z. 2013. Identification, abundance and biomass of benthic communities in south east coasts of the Caspian Sea (Golestan Province). *Iranian Scientific Fisheries Journal*. 21(4): 23-31. (in Persian).
- Sharma, S., Moog, O. 1996. The use of Biotic index and score methods in biological water quality assessment of the Nepalese rivers; Proceedings of the Ecohydrology Conference held in ICIMOD. pp. 1-28.

- Shirchi, Z., Abdoli, A., Hashemi, H. 2015. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indices for water quality monitoring, case study Jajrood River. *Journal of Natural Environment*. 68(1): 83-93. (in Persian).
- Sioli, H. 1975. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In: Golley, F.B., Medina, E. (Eds.). *Tropical Ecological Systems*. Springer Berlin Heidelberg. pp. 275-288.
- Smith, G.R., Vaala, D.A., Dingfelder, H.A. 2003. Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. *Hydrobiologia*. 497(1-3): 161-167.
- Tabatabaie, T., Amiri, F., Nabavi, M.B., Fazeli, M.S., Afkhami, M. 2009. Study on the effect of sewage pollutant of Bandar Imam Petrochemical Company on benthic macrofauna community Mossa creek using biodiversity indices and bioindicators. *Asian Journal of Biotechnology*. 1(1): 20-28.
- Varga, I. 2003. Structure and changes of macroinvertebrate community colonizing decomposing rhizome litter of common reed at Lake Fertő/Neusiedler See (Hungary). *Hydrobiologia*. 506(1-3): 413-420.
- Yazdian, H., Jaafarzadeh, N., Zahraie, B. 2014. Relationship between benthic macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: a tool for water resources managers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 12(1): 1-9.
- Zaabar, W., Zakhama-Sraieb, R., Charfi-Cheikhrouha, F., Achouri, M.S. 2015. Abundance and diversity of amphipods (Crustacea: Peracarida) on shallow algae and seagrass in lagoonal ecosystem of the Mediterranean Tunisian coast. *Zoological Studies*. 54(1): 1-11.