



دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گنجان

بهره‌برداری و پرورش آبزیان

جلد چهارم، شماره چهارم، زمستان ۱۳۹۴

<http://japu.gau.ac.ir>

ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود متأثر از دوره خشکسالی با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و هلسینهوف

*احمدرضا پیرعلی زفره‌ئی^۱ و عیسی ابراهیمی درچه^۲

^۱دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران،

^۲دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۰۴؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۳/۰۴

چکیده

شناسایی میزان آلودگی منابع آب با استفاده از شاخص‌های زیستی به‌خصوص بزرگ بی‌مهرگان کفزی، اطلاعات مناسبی را جهت ارزیابی اکوسیستم‌های آبی فراهم می‌کند. در این مطالعه کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با توجه به اهمیت آن در فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی منطقه بررسی شد. به‌این منظور طی سال ۱۳۹۲ در ایستگاه‌های باغ بهادران، پل فلاورجان، پل غدیر، پل اتوبان (چوم) و پل زیار نمونه‌برداری ماهانه (در زمان جاری بودن آب) صورت گرفت. نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و هلسینهوف با مدت زمان مشابه در سال ۱۳۸۶ (قبل از خشکسالی) مقایسه شد. مقادیر شاخص‌های BMWP، ASPT و هلسینهوف روند کاهش کیفیت آب رودخانه در ایستگاه‌های مختلف در مقایسه با مدت زمان مشابه را نشان داد. بر اساس مقادیر شاخص‌های مذکور کیفیت آب ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار در شرایط خیلی بد قرار گرفت. پارامترهای EC، BOD₅، COD، فسفات و دما با شاخص‌های BMWP، ASPT همبستگی منفی نشان داد. در مجموع به‌دلیل وقوع خشکسالی‌های متوالی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود بر اساس شاخص‌های زیستی در طبقه کیفی بد تا خیلی بد قرار گرفت.

واژه‌های کلیدی: بزرگ بی‌مهرگان کفزی، شاخص BMWP، کیفیت آب، رودخانه زاینده‌رود

*مسئول مکاتبه: ahmadreza.pirali@gmail.com

مقدمه

خشکسالی و به‌دنبال آن تغییر شرایط هیدرولوژیکی اثرات زیادی را بر اختصاصات اکولوژیکی و جوامع زیستی رودخانه‌ها خواهد داشت. از اثرات مستقیم خشکسالی می‌توان به کاهش سطح آب با قطع شدن ارتباطات هیدرولوژیکی موجود، کاهش دسترسی به زیستگاه‌های متنوع برای آبزیان و از اثرات غیرمستقیم آن می‌توان به افزایش شکار و رقابت بین گونه‌ای و تغییر در منابع غذایی طبیعی موجود اشاره کرد (فنجلیو و همکاران، ۲۰۰۷). ناهمگونی‌های طبیعی از جمله تغییر در جریان آب (سیل و خشکسالی) از طریق کاهش غنای گونه‌ای و فراوانی گونه‌ها بر ساختار و پویایی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی اثرگذار است (فنجلیو و همکاران، ۲۰۰۷). این شرایط معمولاً با تغییر پارامترهای کیفی آب از جمله غلظت اکسیژن محلول، میزان عناصر مغذی (فسفر و ازت)، افزایش EC و دمای آب منطبق بوده (رزینکووا و همکاران، ۲۰۰۷) و منجر به تغییر در زنجیره‌های غذایی، سطوح تغذیه‌ای و افزایش شکارچیان می‌شود (بولتون، ۲۰۰۳).

آب‌های سطحی پتانسیل زیادی برای آلوده شدن دارند. این آب‌ها از دیرباز به‌طور جدی از سوی جوامع شهری و مراکز صنعتی مورد تهدید واقع شده‌اند (عرفان‌منش و افیونی، ۲۰۱۲). با توجه به این‌که گونه‌های مقاوم کفزی بیشتر کم تحرک و وابسته به بستر هستند، بنابراین توسط محققین زیادی به‌عنوان شاخص‌های زیست‌محیطی بحران‌ها و پایش اثرات آلودگی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (مک لوسکی، ۱۹۹۰؛ هاوکس، ۱۹۹۷). اجتماعات کفزیان وضعیت عمومی محیط‌های آبی را در یک دوره طولانی از زمان منعکس و معرفی می‌نماید و لذا از جمله شاخص‌های مناسب جهت ارزیابی وضعیت عمومی اکولوژیک رودخانه و یا سایر اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند (ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸). شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی هستند که مقادیر کمی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران ترکیب می‌کنند (پیرعلی و ابراهیمی، ۲۰۱۴). برای طبقه‌بندی شدت آلودگی با توجه به میزان تحمل گونه‌های شاخص نسبت به مواد آلاینده یک نمره (امتیاز) تعلق می‌گیرد.

متداول‌ترین شاخص زیستی (BMWP)^۱ است که اولین بار در مارس ۱۹۷۸ توسط کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان پیشنهاد شد (والی و هاوکس، ۱۹۹۷). همچنین سیستم مفهوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (ASPT)^۲ توسط آرمیتاژو همکاران (۱۹۸۳) به‌عنوان شاخص قابل اعتمادتری در مورد ارزیابی کیفیت آب رودخانه نسبت به مجموع امتیاز BMWP مورد پذیرش قرار گرفت (سز میاوسکا-کوزا، ۲۰۰۵). شاخص زیستی هیلسینهوف از بهترین و کم هزینه‌ترین روش‌هایی

است که امروزه در آمریکا و اروپا رایج می‌باشد (هونگ و همکاران، ۱۹۸۲). شاخص زیستی هیلسینهوف HFBI^۳ آلودگی‌های ناشی از مواد مغذی را نشان داده و یک ارزیابی از تغییرات کیفیت آب برای هر ایستگاه با استفاده از میزان مقاومت هر تاکسون نسبت به آلودگی را فراهم می‌کند (هلسینهوف، ۱۹۸۲). باتوجه کاربرد شاخص‌های مذکور جهت ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود استفاده گردید.

رودخانه زاینده‌رود یکی از رودخانه‌هایی است که به‌دلیل قرار گرفتن در موقعیت اقلیمی خاص (منطقه گرم و خشک فلات مرکزی ایران)، گذشتن از مناطق مختلف کشاورزی، صنعتی، شهری و همچنین بهره‌برداری‌های فراوان آب و تغییرات ایجاد شده در بستر آن به واسطه احداث سدها، بندها، پل‌ها و کانال‌های آبرسانی متعدد و بسترسازی در نواحی شهری دچار تغییرات بسیار زیاد گردیده و مطمئناً این تغییرات بر جوامع جانوری و گیاهی آن تأثیر داشته است (ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸). تغییرات شدید دبی آب رودخانه زاینده رود بین فصول مختلف سال و بخصوص وقوع خشکسالی‌های پی در پی در سال‌های گذشته که گاهی باعث خشک شدن کامل بستر رودخانه شده، از مهمترین عوامل تغییر در جمعیت‌های جانوری و گیاهی اکوسیستم رودخانه زاینده رود محسوب می‌شود که اثرات آن مورد توجه و ارزیابی قرار نگرفته است.

این مطالعه با هدف ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود با استفاده از شاخص‌های زیستی ASPT، BMWP و هلسینهوف بین سال‌های ۱۳۸۶ و ۱۳۹۲ باتوجه به خشکسالی‌های سال‌های گذشته ۱۳۹۲ بود.

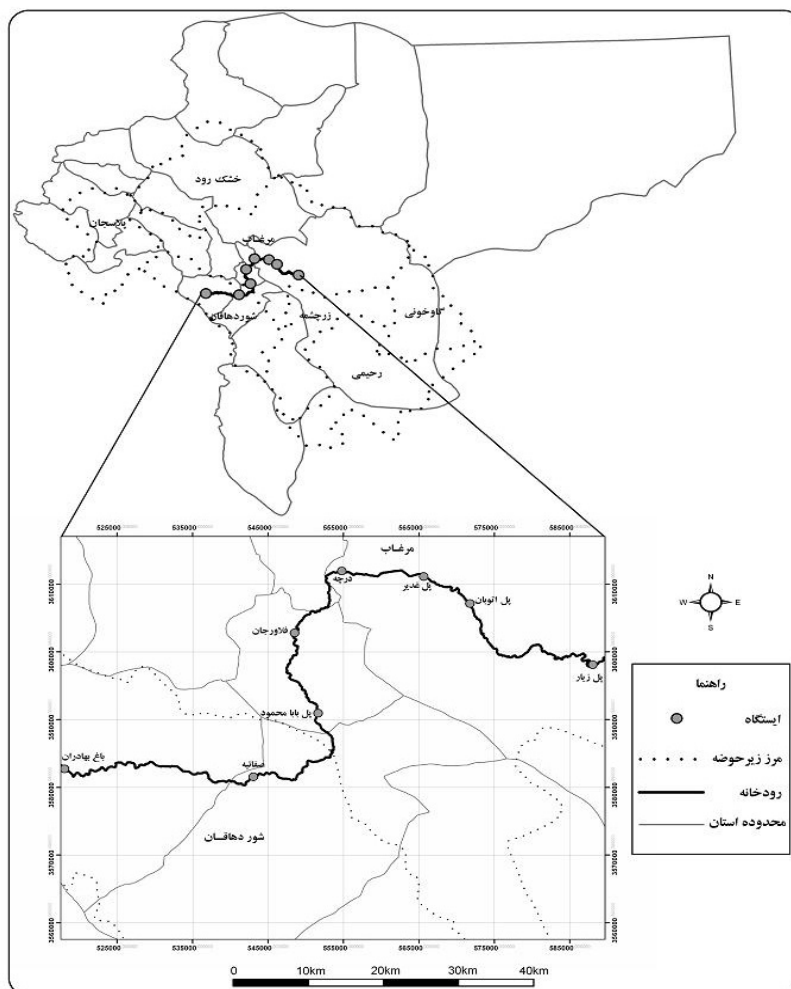
مواد و روش‌ها

معرفی ایستگاه‌های نمونه‌برداری: به‌منظور ارزیابی کیفیت آب‌رودخانه زاینده‌رود براساس تحقیقات پیشین (نعمتی، ۲۰۰۷) تعداد ۵ ایستگاه باغ بهادران، پل فلاورجان، پل غدیر، پل اتوبان (چوم) و پل زیار برای نمونه‌برداری انتخاب شد. شکل (۱).

در طول مسیر رودخانه ایستگاه‌های مذکور به‌ترتیب تحت تأثیر رواناب‌های سطحی و زهکش‌های اراضی کشاورزی، پساب‌های صنعتی و فاضلاب‌شهری می‌باشند. لازم به ذکر است باتوجه به مطالعه نعمتی (۲۰۰۷) و جریان آب رودخانه در سال ۱۳۸۶ و سال ۱۳۹۲ و خشکی‌های مقطعی بین این دوسال، در این مطالعه سال‌های ۱۳۸۶ و ۱۳۹۲ به‌ترتیب به‌عنوان سال قبل و بعد از دوره خشکسالی تعیین شد. لازم بذکر است که نمونه‌برداری تقریباً یک ماه بعد از جاری شدن آب در بستر رودخانه

بهره‌برداری و پرورش آبزیان (۴)، شماره (۴) زمستان ۱۳۹۴

(خردادماه ۹۲) آغاز گردید اما در این زمان هنوز جمعیت مناسبی از کفزیان در بستر رودخانه مستقر نشده بودند. همچنین به دلیل قطع شدن جریان آب مقایسه موردنظر در یک محدوده زمانی طولانی‌تر انجام نشد. به همین دلیل مقادیر شاخص‌های زیستی با استفاده از داده‌های به‌دست آمده از ماه‌های تیر و مرداد، محاسبه گردید.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری روی نقشه.

جدول ۱- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

| نام ایستگاه | موقعیت جغرافیایی (UTM) |
|----------------|---------------------------|
| ۱- باغ بهادران | X = ۵۱۸۰۶۶ Y = ۳۵۸۲۷۷۵ |
| ۲- پل فلاورجان | X = ۵۴۸۵۱۷ Y = ۳۶۰۲۸۷۹ |
| ۳- پل غدیر | X = ۵۶۵۶۲۱ Y = ۳۶۱۱۱۶۱ |
| ۴- پل اتوبان | X = ۵۷۱۷۸۰ Y = ۳۶۰۷۱۵۱ |
| ۵- پل زیار | X = ۵۸۸۰۴۰ Y = ۳۵۹۸۱۱۰ |

روش نمونه‌برداری: جهت نمونه‌برداری از جوامع بی‌مهرگان کفزی، در ایستگاه‌های ۱ تا ۳ که عمدتاً بسترهای ریگی- شنی داشتند، از نمونه‌بردار سوربر (سطح دهانه ۶۲۵ سانتی‌متر مربع و تور ۵۰ میکرون) و در ایستگاه‌های ۴ و ۵ که بسترهای گلی- شنی داشتند، از لوله پی وی سی با قطر دهانه ۹۰ میلی‌متر استفاده شد. نمونه‌برداری در هر ایستگاه با ۳ تکرار و به‌صورت تصادفی در امتداد یک ترانسکت عمود بر جهت جریان آب رودخانه یک ماه پس از برقراری جریان آب از خردادماه ۱۳۹۲ تا زمان قطع جریان در مرداد ماه همان سال انجام شد. رسوبات برداشت شده از بستر رودخانه در تشتک‌های پلاستیکی ۱۰ لیتری تخلیه شد، سپس محتویات تشتت به کمک آب رودخانه رقیق شد و به تدریج با استفاده از الک استاندارد شماره ۵۰ اقدام به جداسازی نمونه‌ها از رسوبات گردید. در نهایت، نمونه‌های جمع‌آوری شده از روی الک‌ها به داخل ظروف مخصوص نگهداری نمونه ریخته و پس از تثبیت شدن با فرمالین ۴ درصد به آزمایشگاه منتقل شد.

شناسایی نمونه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی: پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه ابتدا آن‌ها را به کمک آب تمیز شستشو داده تا مواد اضافی و ناخواسته همراه آن‌ها به‌طور کامل جدا گردد. سپس به کمک بینوکولر (لوپ) یا در صورت لزوم میکروسکوپ و با استفاده از کلیدهای شناسایی در دسترس (پناک، ۱۹۶۳؛ ملنبی، ۱۹۵۳؛ محبوبی و نادری، ۲۰۰۰؛ احمدی و نفیسی، ۲۰۰۱) اقدام به شناسایی نمونه‌ها گردید. نمونه‌ها در حد خانواده شناسایی شده و تعداد آن‌ها شمارش شد. علاوه بر این پارامترهای

بهره‌برداری و پرورش آبزیان (۴)، شماره (۴) زمستان ۱۳۹۴

فیزیکی و شیمیایی آب شامل pH، EC، DO، NO₃، PO₄، BOD₅ و COD نیز براساس روش استاندارد (آفا، ۱۹۹۲) اندازه‌گیری گردید.

شاخص‌های مورد بررسی: همه گونه‌های جمع‌آوری شده در سطح خانواده (کم‌تاران در سطح رده) مورد ارزیابی و به هر خانواده امتیازی (براساس امتیاز BMWP اصلاح شده ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷) نسبت داده شد (والی و هاوکس، ۱۹۹۷). در نهایت نمرات هر خانواده موجود در نمونه با هم جمع می‌شود تا امتیاز BMWP آن ایستگاه به‌دست آید. جهت محاسبه شاخص ASPT از رابطه زیر استفاده گردید.

تعداد تاکسون موجود در نمونه $ASPT = BMWP /$

با استفاده از جدول‌های ۲ و ۳ ایستگاه‌های رودخانه از نظر کیفیت آب براساس هر شاخص طبقه‌بندی شد.

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص BMWP (هاوکس، ۱۹۹۷).

| توضیح | طبقه کیفی | امتیاز کلی شاخص |
|-----------------------------------|-----------|-----------------|
| آلودگی شدید | خیلی بد | ۰-۱۰ |
| آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته | بد | ۱۱-۴۰ |
| به‌صورت متوسط تحت تأثیر قرار گرفت | متوسط | ۴۱-۷۰ |
| تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته | خوب | ۷۱-۱۰۰ |
| غیرآلوده، تحت تأثیر قرار ننگرفته | خیلی خوب | ۱۰۰< |

جدول ۳- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص ASPT (آرمیتاژ و همکاران، ۱۹۸۳).

| کیفیت آب | ASPT |
|---------------------------------|------------|
| آب‌های تمیز | بیشتر از ۶ |
| آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی | ۶-۵ |
| آب‌های با احتمال آلودگی متوسط | ۵-۴ |
| آب‌های با آلودگی شدید | کمتر از ۴ |

شاخص هلسینهوف با شناسایی بزرگ بی‌مهرگان آبزی در حد خانواده و تعیین میزان بردباری آن‌ها نسبت به آلودگی آب برآورد می‌شود. امتیاز صفر بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و در نتیجه پاکیزگی آب و امتیاز ۱۰، مقاومت بالای خانواده را به آلودگی نشان می‌دهد. این شاخص با استفاده از رابطه زیر برآورد می‌گردد (هلسینهوف، ۱۹۸۲)

$$HFBI = \sum Vt.n/N$$

N: تعداد کل نمونه در تمام خانواده‌ها

n: تعداد کل نمونه هادر هر خانواده

Vt: ارزش تحمل هر خانواده

با استفاده از جدول ۴ ایستگاه‌های رودخانه از نظر کیفیت آب براساس شاخص هلسینهوف طبقه‌بندی شد.

جدول ۴- طبقات کیفی آب براساس شاخص هلسینهوف (هلسینهوف، ۱۹۸۲).

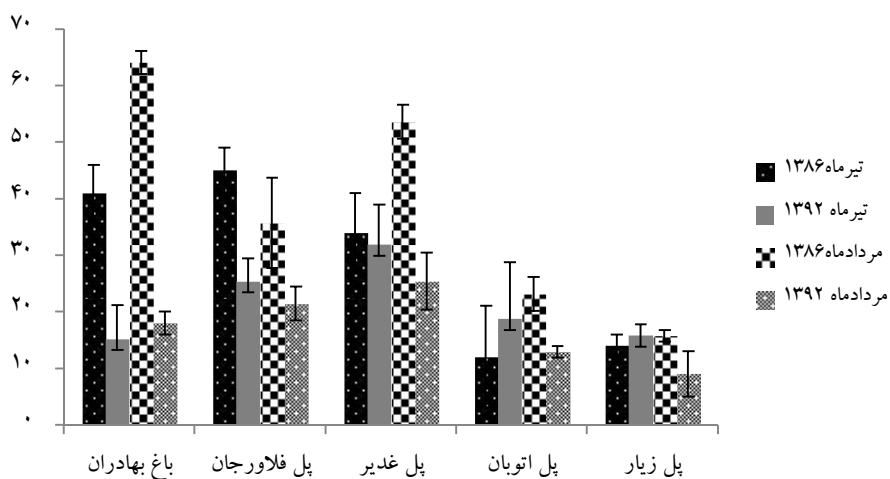
| HFBI | کیفیت آب | درجه آلودگی به مواد |
|-------------|-----------|-----------------------------------|
| ۳/۷۵ - ۰ | عالی | بدون آلودگی مواد آلی |
| ۳/۷۶ - ۴/۲۵ | خیلی خوب | آلودگی بسیار ناچیز |
| ۴/۲۶ - ۵/۰۰ | خوب | مقداری آلودگی آلی |
| ۵/۱ - ۵/۷۵ | متوسط | آلودگی آلی در حد نسبتاً قابل توجه |
| ۵/۷۶ - ۶/۵۰ | نسبتاً بد | آلودگی آلی قابل توجه |
| ۶/۵۱ - ۷/۲۵ | بد | آلودگی آلی اساسی |
| ۷/۲۶ - ۱۰ | خیلی بد | آلودگی آلی شدید |

توجه: اعداد ستون آخر جدول، حاصل محاسبه تعداد نمونه‌ها در تمام خانواده‌ها و مقادیر زیستی هر خانواده طبق رابطه $HFBI = \sum Vt.n/N$ می‌باشد.

آنالیز آماری: نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنف مورد ارزیابی قرار گرفت. همبستگی بین پارامترها و شاخص‌های زیستی نیز به وسیله ضریب پیرسون بررسی شد. کلیه آنالیزهای آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS, 22 و رسم نمودارها با استفاده از برنامه Excell 2013 انجام شد.

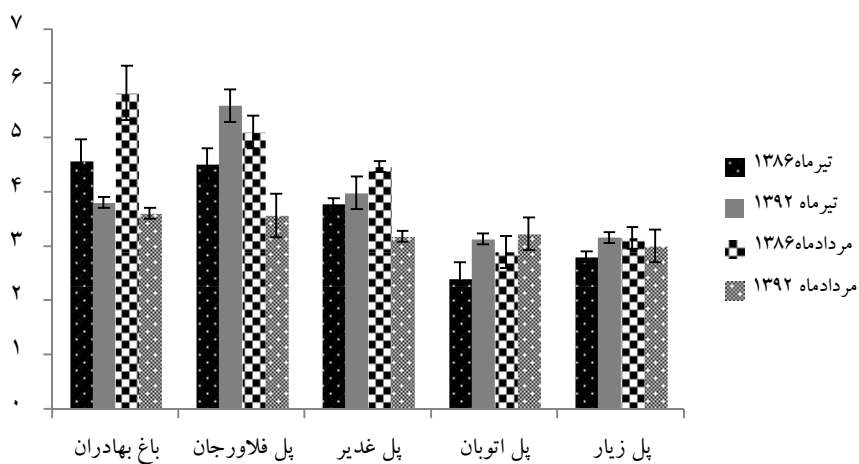
نتایج

براساس داده‌های شکل ۲ مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف روند کاهشی داشته است، به طوری که از محدوده ۶۴/۰۵-۱۲ (طبقه کیفی متوسط تا بد) در سال ۱۳۸۶ به محدوده ۳۱/۹-۹ (طبقه کیفی بد تا خیلی بد) در مدت‌زمان مشابه در سال ۱۳۹۲ رسیده است.



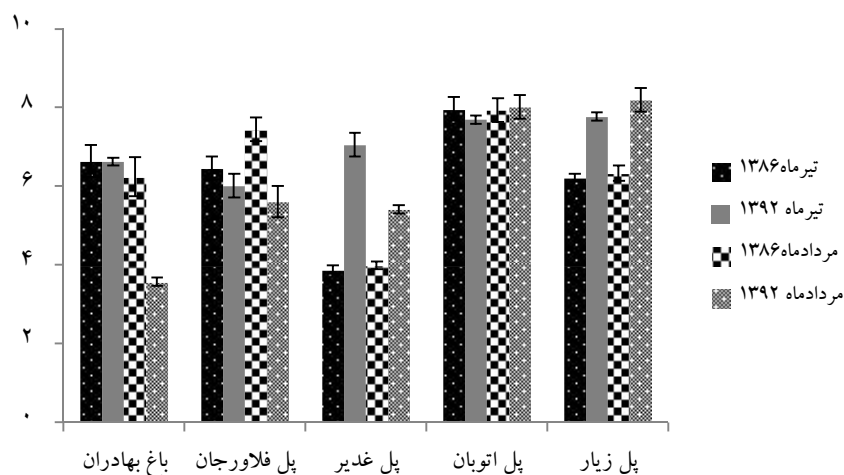
شکل ۲- مقایسه مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

مقادیر شاخص ASPT نیز از محدوده ۲/۴-۵/۸۲ (طبقه کیفی آلوده تا آلودگی شدید) در سال ۱۳۸۶ به محدوده ۳-۵/۵۹ (طبقه کیفی آلوده تا آلودگی شدید) در مدت زمان مشابه در سال ۱۳۹۲ رسیده است (شکل ۳).



شکل ۳- مقایسه مقادیر شاخص ASPT در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

بررسی مقادیر شاخص هلسینهوف شکل ۴ روند افزایش آلودگی آب در ایستگاه‌های مختلف را نشان داد.



شکل ۴- مقایسه مقادیر شاخص هلسینهوف در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی مختلف و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده رود در سال ۱۳۹۲ در جدول ۵ گزارش شده است.

جدول ۵- مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده رود در سال ۱۳۹۲.

| COD | BOD ₅ | فسفات | نیترات | اکسیژن محلول | هدایت الکتریکی | pH | دما | پارامتر |
|--------|------------------|--------|--------|--------------|----------------|--------|--------|------------|
| | | | | | | | | شاخص زیستی |
| -۰/۳۲۸ | -۰/۴۳۶ | -۰/۵۱۴ | ۰/۱۵۳ | ۰/۲۶۶ | -۰/۲۹۰ | ۰/۴۳۱ | ۰/۰۹۰ | BMWP |
| -۰/۴۹۷ | -۰/۴۳۰ | -۰/۵۱۹ | ۰/۵۱۲ | ۰/۲۶۷ | -۰/۳۱۷ | ۰/۴۱۶ | -۰/۳۲۰ | ASPT |
| ۰/۱۲ | ۰/۶۶۷ | ۰/۷۲۷ | ۰/۲۲۵ | ۰/۰۴ | ۰/۴۶۷ | -۰/۴۶۸ | -۰/۰۳۳ | هلسینهوف |

مقادیر پارامترهای کیفی آب (میانگین \pm خطای معیار) در ایستگاه‌های نمونه‌برداری سال ۱۳۹۲ در جدول ۶ گزارش شده است.

بهره‌برداری و پرورش آبزیان (ع)، شماره (ع) زمستان ۱۳۹۴

جدول ۶- مقادیر پارامترهای کیفی آب (میانگین \pm خطای معیار) در ایستگاه‌های نمونه‌برداری سال ۱۳۹۲ (N=6).

| پارامترهای کیفی آب (واحد)/ ایستگاه | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ |
|------------------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| pH | ۸/۰۱ \pm ۰/۳۱ | ۸/۰۳ \pm ۰/۲۲ | ۸/۲۱ \pm ۰/۳۷ | ۷/۷۸ \pm ۰/۷۲ | ۷/۸ \pm ۰/۶۸ |
| هدایت الکتریکی (us/cm) | ۳۴۶ \pm ۲۳/۱۳ | ۴۸۰ \pm ۴۷/۳ | ۴۹۱ \pm ۱۰۱/۱۲ | ۵۴۲ \pm ۶۸/۲ | ۵۸۲ \pm ۷۹/۳۲ |
| اکسیژن محلول (mg/L) | ۹/۸ \pm ۰/۷۱ | ۹/۶ \pm ۱/۴ | ۹/۹ \pm ۱/۲۶ | ۹/۱۲ \pm ۱/۰۶ | ۱۱/۸۲ \pm ۱/۹۱ |
| نیترات (mg/L) | ۶/۶۹ \pm ۰/۵۴ | ۷/۷۵ \pm ۰/۳۸ | ۷/۲۲ \pm ۰/۴۳ | ۷/۷۳ \pm ۰/۶۹ | ۷/۰۷ \pm ۰/۸۳ |
| فسفات (mg/L) | ۰/۱ \pm ۰/۰۱ | ۰/۱ \pm ۰/۰۲ | ۰/۱ \pm ۰/۰۴ | ۰/۶ \pm ۰/۱۸ | ۱/۹ \pm ۰/۳۴ |
| BOD ₅ (mg/L) | ۳/۶ \pm ۱/۱۱ | ۴/۵ \pm ۲/۳۲ | ۴/۲ \pm ۱/۷۸ | ۵/۷ \pm ۱/۴۵ | ۱۱/۴ \pm ۲/۶۹ |
| اکسیژن‌خواهی شیمیایی (mg/L) | ۱۳/۲۷ \pm ۱/۰۱ | ۱۳/۷۷ \pm ۱/۲۱ | ۱۴/۲۴ \pm ۱/۵۹ | ۳۸/۳۳ \pm ۳/۲۶ | ۲۳/۸۹ \pm ۲/۷ |

در جدول ۷ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده تا حد خانواده در ۵ ایستگاه رودخانه زاینده رود در سال ۱۳۹۲ گزارش شده است.

جدول ۷- بی‌مهرگان کفزی مشاهده شده در مطالعه رودخانه زاینده رود.

| رده | راسته | خانواده |
|-------------|-------------------|---------------|
| Insecta | Ephemeroptera | Baetidae |
| | Caenidae | |
| | Diptera | Simuliidae |
| | Chironomidae | |
| | Hemiptera | Corixidae |
| Crustacea | Amphipoda | Gammaridae |
| | Lamellibranchiata | Sphaeriidae |
| Bivalvia | Pulmonata | Limnaeidae |
| Gastropoda | Physidae | |
| | Porosobranchiata | Hydrobiidae |
| | | Valvatidae |
| | | Erpobdellidae |
| Hirudinae | Rhynchobdellida | Tubificidae |
| | Tubificida | Naididae |
| Oligochaeta | Lumbricida | Lumbricidae |
| | Lumbriculida | Lumbriculidae |
| | Haplotaxida | Haplotaxidae |

بحث

مقادیر **BMWP** در ایستگاه باغ بهادران نسبت به سایر ایستگاه‌ها وضعیت بهتری از نظر کیفیت آب داشته و در سال ۱۳۹۲ نسبت به مدت زمان مشابه در سال ۱۳۸۶ کاهش داشته است (شکل ۲). **BMWP** در ایستگاه‌های پل فلاورجان، پل غدیر نوسانات کمتری را نشان داد اما در ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار تغییرات کیفیت آب شدیدتر بود. **ASPT** نیز در ایستگاه‌های پایین دست رودخانه زاینده‌رود (پل اتوبان و پل زیار) کمترین مقدار را دارا بود (شکل ۳). طبق ساختار شاخص هلسینهوف افزایش مقادیر نشان دهنده افزایش آلودگی آب می‌باشد و با بررسی داده‌های شکل ۴ در بیشتر ایستگاه‌ها در مقایسه با سال ۱۳۸۶ روند شاخص افزایش نسبی را نشان داد (به‌خصوص ایستگاه‌های پایین دست) و براین اساس طبقه کیفی بد تا خیلی بد را قرار می‌گیرند.

داده‌های شاخص‌های زیستی مطالعه نعمتی (۲۰۰۷) نیز نشان داد که ایستگاه‌های بالادست رودخانه در طبقه کیفی متوسط تا بد و ایستگاه‌های پایین دست رودخانه (پل اتوبان و پل زیار) تقریباً در طبقه کیفی بد قرار می‌گیرند. همچنین کمترین مقادیر شاخص‌های زیستی مذکور در ایستگاه‌های پل اتوبان و زیار بود که علت آن فراوانی بالای جمعیت گونه‌های مقاوم به آلودگی از قبیل شیرونومیده و ورود پساب‌های شهری و فاضلاب جنوب اصفهان به بستر رودخانه در ایستگاه‌های مذکور می‌باشد. یافته‌های مطالعات پیشین (پیرعلی و ابراهیمی، ۲۰۱۴؛ ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸؛ نعمتی، ۲۰۰۷؛ اکبری، ۲۰۰۷) هم دلیل بر این مطلب است.

کازانسی و همکاران (۲۰۰۸) نسبت‌های میان جوامع بی‌مهرگان و متغیرهای محیطی را در آب‌های جاری شرق ترکیه به‌وسیله آنالیزهای تطبیقی مورد بررسی قرار دادند و تأثیر آلودگی آلی در اکوسیستم آب‌های جاری و تغییرات ایجاد شده در ساختار جوامع کفزی تحت تأثیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی را بیان کردند.

بررسی جدول ۵ نشان می‌دهد، بیشترین همبستگی (مثبت) بین پارامترهای pH، اکسیژن محلول و نترات با شاخص‌های زیستی **ASPT** و **BMWP** بود. همچنین پارامترهای EC، BOD_5 ، COD، فسفات و دما همبستگی منفی را با شاخص‌های زیستی **ASPT** و **BMWP** نشان دادند و از طرفی پارامترهای مذکور با توجه به ساختار شاخص هلسینهوف همبستگی مثبت را با این شاخص داشت که حاکی از افزایش نسبی مقادیر پارامترهای مؤثر در آلودگی از قبیل EC، BOD_5 ، COD و فسفات در سال ۱۳۹۲ نسبت به مدت زمان مشابه و کاهش کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود است.

در مطالعه ابراهیمی و همکاران (۲۰۰۸) نیز پارامترهای pH، EC و مواد آلی بستر همبستگی منفی معنی‌داری را با شاخص‌های شانون، سیمسون، مارگالف و غنا نشان داد. مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه زاینده‌رود اختلاف معنی‌داری را نشان نداد ($p > 0/05$) (جدول ۴).

بر اساس مطالعه ابراهیمی و پیرعلی (۲۰۱۵) مقایسه مقادیر شاخص‌های تنوع شانون-وینر، سیمسون، Brillouin و EPT در برخی از ایستگاه‌های رودخانه زاینده‌رود در سال ۱۳۹۲ با سال ۱۳۸۶ نشان‌دهنده تأثیر شدید خشکسالی بر تنوع و فراوانی موجودات کفزی در این سال‌ها بود. در مطالعه نظامی و خارا (۲۰۰۵) در رابطه با اثر خشکسالی طی سال‌های ۱۳۷۷ تا ۱۳۷۹ در تالاب انزلی، با تغییرات کمیت و کیفیت آب علاوه بر کاهش تنوع موجودات کفزی، اکوسیستم به سمت غالبیت گونه‌های شاخص محیط‌های آلوده پیش رفت. عوامل متفاوتی بر تراکم، پراکنش و تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی دخیل هستند که از جمله می‌توان به ساختار بستر، میزان مواد آلی موجود در بستر، دما، شوری، اکسیژن محلول و pH اشاره نمود (مک لوسکی، ۱۹۹۰). وینز (۱۹۸۹) نیز معتقد است ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی اکوسیستم رودخانه بر نوع، فراوانی و آرایش اجتماعات زیستی اثر بسزایی دارد. پراکنش زمانی موجودات متأثر از ویژگی‌های زیستی از جمله چرخه حیات آن‌ها (اکبری، ۲۰۰۷)، احتمال چند نسلی بودن برخی از آن‌ها یا حمل ناخواسته آن‌ها توسط جریان آب طی فرایندهای شستشوی ارگانیزمی است (ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸). بیشترین عامل ایجاد این پراکندگی وضعیت فیزیکی بستر رودخانه است. در مطالعه حاضر نیز مقایسه نتایج شاخص‌های زیستی در ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار که بستر گلی شنی دارند در مقابل ایستگاه‌های بالادست با بستر ریگی شنی (باغ بهادران، پل فلاورجان) این مطلب را تأیید می‌کند.

با توجه به یافته‌های این پژوهش و ساختار شاخص‌های زیستی ASPT و BMWP که براساس میزان تحمل گونه‌های کفزی به آلودگی محیط می‌باشد، می‌توان نتیجه گرفت استرس‌های محیطی از قبیل خشکسالی منطقه و بار مواد آلی موجود سبب تغییر در مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده‌رود، افزایش جمعیت گروه‌های کفزی مقاوم به آلودگی و کاهش مقادیر شاخص ASPT، BMWP و افزایش هلسینهوف شده است.

نتیجه گیری

براساس نتایج حاصل از شاخص‌های زیستی و همبستگی بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب می‌توان بیان داشت که کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود متأثر از خشکسالی‌های سال‌های اخیر و فعالیت‌های انسانی می‌باشد. کاهش قابل توجه مقادیر شاخص‌های ASPT، BMWP و افزایش هلسینهوف در سال ۱۳۹۲ در مقایسه با سال قبل از خشکسالی (سال ۱۳۸۶)، کیفیت آب رودخانه به همراه شرایط زیستی آن را در شرایط بحرانی نشان می‌دهد و بر اساس مقادیر شاخص‌های مذکور کیفیت آب ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار در شرایط خیلی بد قرار گرفت. ورود آلاینده‌های مختلف موجود در رودخانه در مواقعی که دبی آب کاهش پیدا می‌کند به دلیل کاهش قدرت خودپالایی و اکسیژن‌گیری رودخانه، سلامت این اکوسیستم منحصربفرد را به خطر می‌اندازد. بنابراین داشتن یک استراتژی و برنامه مدون برای حفظ منابع آب و کنترل آلودگی‌های آن با توجه به اهمیت رودخانه زاینده‌رود ضروری است.

سپاسگزاری

به این وسیله از زحمات مهندس جواد معتمدی، همچنین همکاری‌های صادقانه کارشناسان محترم آزمایشگاه‌های گروه شیلات آقایان مهندس ابراهیم متقی، مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی سپاسگزاری می‌شود.

منابع

1. Ahmadi, M.R., and Nafisi, M. 2001. Index invertebrates of streams identification, kheibar press, 240p. (In Persian)
2. Akbary, P. 2007. Distribution of the macrobenthozes in zayandehrud river and their relation with organic matter of bottom, proceeding national conference ecology agriculture, Gorgan, Iran, 1051-1035. (In Persian)
3. Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., and Furse, M. 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(3): 333-347.
4. APHA. 1992. Standard Method For examination of water and wastewater, 18 the edition, American Public Health Association, Washington, DC.
5. Boulton, A.J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, Freshwater Biology, 48: 1173-1185.

6. Czerniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified Biological Monitoring Working Party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment, *Limnologica*, 35: 169-176.
7. Ebrahimi, E., Pirali zefrei, A.R. 2015. The Effect of Drought on the Diversity and Frequency of Benthic Macroinvertebrates: A Case Study of Zayandeh Rud River, Isfahan, Iran, *International Bulletin of Water Resources and Development*. Vol. 3 No. 9, 2015: 1-15. (In Persian)
8. Ebrahimi, E., Mahboubi Soofiani, N., and Keivany, Y. 2008. Seasonal variation of macrobenthic organisms in relation to the substrate type in zayandehrud river (from Isfahan to varzaneh), *journal of the iranian natural resources*. 61(3): 665-680. (In Persian)
9. Erfanmanesh, M., and Afyuni, M. 2012. Environmental pollution water, soil and air. Arcane danesh press. 318p. (In Persian)
10. Fenoglio, S., Bo, T., Cucco, M., Malacarne, G. 2007. Response of benthic invertebrate assemblages to varying drought conditions in the Po river. *Italian Journal of Zoology*, 74: 191-201.
11. Hawkes, H.A. 1997. Technical note: Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. *Water Research*, 32(3): 964-968.
12. Hilsenhoff, W.L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality in Streams. Technical Bulletin. Wisconsin Department of Natural Resources. Pp: 132.22
13. Huang, YY., Teng, DX., and Zhao, ZX. 1982. Monitoring Jiyunhe estuary pollution by use of macroinvertebrate community and diversity index. *Sinozoologia*, 2: 133-146.
14. Kazanci, N., Dugel, M., and Girgin, S. 2008. Determination of indicator genera of benthic macroinvertebrate communities in running waters in western Turkey, *Review of Hydrobiology*, 1, Pp: 1-16.
15. Mahboubi Soofiani, N., and Naderi, G. 2000. Invertebrates of streams and rivers a key identification, jahad press of university technology, Isfahan, 131p. (in Persian)
16. Mellenby, H. 1963. *Animal Life in Freshwater*, Great British, Cox and wyman Ltd., Fakenham, 308p. ic Health Association, Washington, DC.
17. Mclusky, DS. 1990. *The estuarine ecosystem*. Blackie, Glscow and London. 161-182.
18. Nemati, M. 2007. Water quality zoning and diversity macrobenthozes in zayandehrud river, M.Sc. Thesis, Natural Resources Faculty, University Technology, Isfahan, 124p. (In Persian)
19. Nazemi, Sh.A., and Khara, H. 2005. Investigation on drought effects on diversity, frequency and distribution of benthic fauna in amirkelayeh wetland, *Iranian scientific fisheries journal*, 14: 141-156. (In Persian)

20. Pennak, R.W. 1953. Freshwater Invertebrates of the United States, The Ronald press company, New York, 953p.
21. Piralı zefrei, A.R., and Ebrahimi, E. 2014. The contamination Zayandehrood River using bioindicator between 2007 and 2013 years, 1th National Conference of Planning, Conservation and Sustainable Development. Mofateh University of Hamedan, Iran, 2014. (In Persian)
22. Piralı zefrei, A.R., and Ebrahimi, E. 2014. Introduce some qualitative indicators in the assessment of aquatic ecosystems, 1th National Conference of Planning, Conservation and Sustainable Development. Mofateh University of Hamedan, Iran, 2014. (In Persian)
23. Řezníčková, P., Paržil, P., and Zahrádková, S. 2007. The Ecological Effect of Drought on the Macroinvertebrate Fauna of a Small Intermittent Stream An Example from the Czech Republic, *Internat. Review Hydrobiol* 92(4-5): 514-526.
24. Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397.
25. Wally, W.J., and Hawkes, H.A. 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, 31(2): 201-210.

