

بررسی کیفیت آب رودخانه گرگر با استفاده از جوامع کفزی و شاخص BMWP

- پروانه شوکت*: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵
- سیده سحر موسوی ده‌موردی: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵
- سیمین دهقان مدیسه: سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور، اهواز
- لاله موسوی ده‌موردی: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵

تاریخ دریافت: شهریور ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: آذر ۱۳۹۶

چکیده

این مطالعه به منظور ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگر براساس جوامع کفزی و شاخص BMWP انجام شده است. نمونه برداری از ۷ ایستگاه به صورت ماهیانه از بهمن ۱۳۹۳ تا آذر ۱۳۹۴ به مدت یک سال با استفاده از سوربر و گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی مترمربع صورت گرفت. جهت اندازه گیری میزان مواد آلی از روش فیزیکی سوختن در کوره الکتریکی و به منظور آنالیز دانه بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد. در طی دوره بررسی در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده (۴۱ جنس و ۱۶ گونه) از جوامع کفزی شناسایی و شمارش شدند. بیشترین میزان فراوانی به ترتیب مربوط به خانواده‌های مختلف بندپایان با ۵۲/۶ درصد، نرم‌تان با ۲۵ درصد، کم‌تاران با ۲۲ درصد و سایر گروه‌ها با ۰/۴ درصد نسبت به کل جمعیت کفزیان بوده است. در این مطالعه بیشترین فراوانی به ترتیب مربوط به جنس *Tubifex sp.* از رده کم‌تاران، جنس *Astrosimulium sp.* از رده دوبالان، گونه *Melanoides tuberculatus* از رده شکم‌پایان گزارش شده است. براساس نتایج میانگین سالانه مقادیر شاخص BMWP ایستگاه‌های نمونه برداری در رودخانه گرگر در سه طبقه کیفی طبقه بندی شد. در طی دوره بررسی ایستگاه‌های ۱ و ۲ در طبقه کیفی متوسط، ایستگاه‌های ۶ و ۷ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه بندی شدند. همچنین براساس نمره متوسط هر تاکسون ASPT، کلیه ایستگاه‌ها در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند.

کلمات کلیدی: جوامع کفزی، رودخانه گرگر، کیفیت آب، شاخص BMWP، شاخص ASPT

مقدمه

دسترس بودن روش‌های تحقیق، عادات غذایی قابل انعطاف، درجات مختلف حساسیت و مقاومت نسبت به عوامل شیمیایی و استرس‌های ناشی از کمبود اکسیژن، تأثیرپذیری ساختار جوامع از استرس‌های محیطی و پاسخ نسبتاً سریع به استرس از جمله نکاتی است که باعث شده است استفاده از آن‌ها به‌عنوان شاخص‌های زیست محیطی مورد توجه قرار گیرد (Rahbari و همکاران، ۲۰۰۶؛ Chang و Zhu، ۲۰۰۸؛ Pawar، ۲۰۱۵؛ Mark و همکاران، ۲۰۱۶؛ Walage و Canencia، ۲۰۱۶).

شاخص BMWP (Biological Monitoring Working Party)

یکی از سیستم‌های امتیازی است که برای ارزیابی کیفیت بیولوژیکی آب‌ها استفاده می‌گردد و مورد تأیید سازمان بین‌المللی استاندارد قرار گرفته است (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). با توجه به این که شاخص ASPT (Average Score Per Taxon) بیانگر نمره متوسط هر تاکسون می‌باشد جهت به حداقل رساندن اثر اندازه نمونه از این شاخص نیز استفاده می‌گردد. در ارتباط با کارایی این شاخص‌ها در ایران و سایر نقاط مختلف دنیا مطالعاتی انجام شده است که می‌توان به این موارد اشاره نمود: محمدی‌روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲)، شگری و همکاران (۱۳۹۳)، Kazanci و همکاران (۲۰۱۳)، Zeybek و همکاران (۲۰۱۴)، Arslan و همکاران (۲۰۱۶). مطالعه حاضر نیز می‌تواند تکمیل کننده تحقیقات پیشین در این زمینه باشد. امید است در صورت تداوم این بررسی‌ها و تحقیقات از آن‌ها به‌عنوان مطالعات بنیادی و پایه‌ای استفاده شود. رودخانه کارون قبل از رسیدن به شوشتر به‌وسیله یک مانع مصنوعی به نام بند میزان به دو شاخه تقسیم می‌شود که تقریباً ۲/۳ آب رودخانه، شاخه غربی به نام شطیط و ۱/۳ دیگر از آن، شاخه شرقی به نام گرگر را تشکیل می‌دهد (خلفه‌نیلساز و همکاران، ۱۳۷۲). شاخه گرگر رودخانه کارون منبع اصلی مزارع پرورش ماهیان گرمابی در حوضه کارون است که بخش مهمی از تخریب کیفیت آب و مشکلات زیست محیطی آن را می‌تواند موجب شود. اگرچه با استفاده از آب این رودخانه نیازهای بسیاری از صنایع و مراکز شهری و کشاورزی استان خوزستان و کشور از نظر تأمین آب و انرژی برطرف می‌گردد، اما به‌دلیل ورود مازاد آب کشاورزی و پساب‌های دیگر در رودخانه، زمین‌های اطراف و تالاب‌ها موجب آلودگی‌های متعددی می‌گردند (افخمی، ۱۳۸۰). در پی کاهش دبی رودخانه کارون به‌ویژه شاخه گرگر و تخلیه پساب‌های کشاورزی، صنعتی، شهری، روستایی و پرورش ماهی به‌داخل آن کیفیت آب رودخانه به‌شدت تحت تأثیر قرار گرفته است و علاوه بر کاهش کیفیت آب رودخانه موجب کاهش تولیدات ماهی در مزارع پائین‌دست شده است. هدف بنیادی در این تحقیق بررسی نقش پساب پرورش ماهیان گرمابی بر کیفیت آب رودخانه گرگر در ایستگاه‌های مطالعاتی می‌باشد. در همین راستا، تحقیق حاضر به‌منظور ارزیابی وضعیت سلامتی این رودخانه و با تکیه بر جوامع کفزی و شاخص BMWP در

امروزه در بسیاری از نقاط مختلف دنیا رودخانه‌ها به‌عنوان محل تخلیه فاضلاب‌ها، پساب‌های کارخانه‌ها و زهکش‌های کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند. این امر موجب بروز مشکلات زیست محیطی گوناگونی در سطح جهانی شده است. با توجه به بروز خشک‌سالی‌های اخیر و اهمیت این اکوسیستم‌های آبی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین منابع تأمین و انتقال آب مصرفی در بخش‌های صنعت، کشاورزی و مصارف شهری، حفظ این منابع از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Majnunian و همکاران، ۱۹۹۸). طبق نظر Qane (۲۰۰۴)، انواع آلودگی که وارد رودخانه‌ها می‌شوند شامل: آلاینده‌های صنعتی ناشی از کارخانجات و صنایع، آلودگی کشاورزی حاصل از سموم کشاورزی مورد استفاده در مزارع کشاورزی و آلودگی شهری شامل فاضلاب‌های خانگی و شهری می‌باشند. در این راستا با بررسی کیفیت آب رودخانه‌ها می‌توان این مشکلات و خطرات را تا حدی کنترل نمود. از آن‌جا که ظرفیت پذیرش آلاینده‌های ورودی برای هر رودخانه محدود است، با مشخص نمودن نقاطی از رودخانه که از نظر پارامترهای کیفی آب پایین‌تر از حد استاندارد می‌باشد می‌توان نقاط بحرانی را یافته و در جهت جلوگیری از کاهش کیفیت آب و یا بهبود آن راهکارهای مناسبی را ارائه نمود (نظری و همکاران، ۱۳۸۴). محققین برای تعیین کیفیت آب‌ها از شاخص‌های متعددی براساس ارزیابی پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی استفاده می‌نمایند. باید توجه داشت که به‌دلیل محدودیت مکانی و زمانی اطلاعات حاصل از مطالعات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها نمی‌توانند به‌طور کامل بیانگر وضعیت کیفی اکوسیستم‌های آبی باشند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). بنابراین به‌منظور آگاهی از روند تغییرات کیفی آب رودخانه‌ها همراه با شناسایی عوامل اصلی آلودگی، پایش زیستی با استفاده از موجودات آبی براساس گونه‌ها و موجودات اندیکاتور شاخص مناسب‌تری می‌باشد (Kenny و همکاران، ۲۰۰۹). با توجه به نقش مهم جوامع کفزی در زنجیره غذایی ماهیان، مطالعه این جوامع معیار مناسبی برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی و تشخیص سلامت و کیفیت یک اکوسیستم آبی می‌باشد (Chang و Zhu، ۲۰۰۸؛ Mustapha و Yakubu، ۲۰۱۵). آن‌ها بیش‌ترین اطلاعات را در رابطه با مدیریت منابع زیست محیطی فراهم می‌کنند و یکی از مهم‌ترین ابزارهای قابل اعتماد و قابل اندازه‌گیری برای پایش محسوب می‌شوند. این روش در بسیاری از نقاط جهان، در حال حاضر مورد استفاده قرار می‌گیرد و به‌عنوان یکی از تکنیک‌های مطرح در جهان پذیرفته شده است (Romachandra و همکاران، ۲۰۰۵؛ Kevin و همکاران، ۲۰۱۱). اندازه کوچک و تحرک کم، تنوع زیستی بالا، پراکندگی بالای آن‌ها در تمامی محیط‌های آبی و نمونه‌برداری سریع، آسان و نسبتاً ارزان، در



برای رنگ آمیزی نمونه ها از محلول یک گرم در لیتر رز بنگال به مدت ۴۵ دقیقه استفاده گردید (Walton, ۱۹۷۴). گروه های مختلف کفزیان به وسیله استریومیکروسکوپ جداسازی و با استفاده از کلیدهای شناسایی فون کفزی در حد خانواده و در صورت امکان در حد جنس و گونه شناسایی و شمارش گردیدند (Sterreer, ۱۹۸۱؛ Jones, ۱۹۸۶؛ Barnes, ۱۹۸۷؛ Ramesh و همکاران, ۲۰۰۴؛ Pennak, ۲۰۰۷؛ Mellenby, ۲۰۱۰؛ Oscoz, ۲۰۱۱؛ Keshavarz و همکاران, ۲۰۱۶). جهت تعیین درصد مواد آلی رسوبات در هر ایستگاه از روش فیزیکی سوختن در کوره الکتریکی به مدت ۸ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد استفاده گردید (Holme و McIntyre, ۱۹۸۴). به منظور آنالیز دانه بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد (Buchanan, ۱۹۸۴).



شکل ۱: ایستگاه های مطالعاتی در رودخانه گرگر در محدوده مزارع پرورشی گرمایی

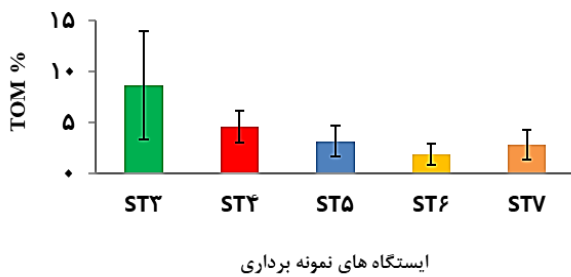
به منظور تعیین شاخص BMWP کفزیان جمع آوری شده از ایستگاه های مختلف تا سطح خانواده مورد شناسایی قرار گرفتند. سپس خانواده ها براساس میزان حساسیت هر خانواده نسبت به استرس های محیطی در محدوده ۱ تا ۱۰ امتیازدهی شدند. خانواده هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی داشتند (حساس ترین خانواده)، با گرفتن نمره ۱۰ بیشترین امتیاز را به خود اختصاص داده و خانواده های خیلی مقاوم نیز نمره ۱ را کسب نمودند. سپس نمرات مربوط به هر خانواده در هر نمونه را با هم جمع نموده تا امتیاز کلی BMWP در هر ایستگاه به دست آید. برای این که اثر اندازه نمونه در این روش امتیازدهی به حداقل برسد باید نمره متوسط هر تاکسون که از تقسیم نمره کل خانواده بر تعداد کل خانواده در یک نمونه به دست می آید را نیز محاسبه نمود. نمره BMWP بالای ۱۰۰ و مقدار ASPT بیش تر از ۴ نشان دهنده کیفیت خوب آب است. در جداول ۱ و ۲ به ترتیب طبقه بندی کیفی آب براساس شاخص BMWP و نمره متوسط هر تاکسون ارائه شده است.

منطقه مورد مطالعه طراحی شده است. نتایج این تحقیق می تواند در ارائه برنامه های مدیریتی و حفاظتی رودخانه برای بهره برداری از آب رودخانه و تصمیم گیری مطلوب به مدیران کمک کند.

مواد و روش ها

نمونه برداری این مطالعه از بهمن ماه سال ۱۳۹۳ آغاز و به مدت یک سال در شاخه گرگر رودخانه کارون ادامه داشته است. از ۷ ایستگاه (۱ ایستگاه قبل از دوشاخه شدن رودخانه و در محل بند میزان و ۴ ایستگاه در طول رودخانه گرگر و پساب مزارع پرورشی و ۱ ایستگاه از شاخه شطیط کارون اصلی و نهایتاً ۱ ایستگاه بعد از تلاقی شاخه شطیط و گرگر و دز، در کارون بزرگ)، به صورت ماهیانه نمونه برداری های منظم از آب، رسوبات و کفزیان صورت گرفت. ایستگاه های ۳ و ۴ دقیقاً در نقطه تخلیه پساب مزارع پرورشی بوده اند. طول شاخه گرگر ۷۸ کیلومتر می باشد. فاصله ایستگاه ۱ و ۲ حدود ۶ کیلومتر، فاصله ایستگاه ۲ تا ۵ حدود ۷۱ کیلومتر و فاصله ایستگاه ۵ تا ۷ حدود ۷ کیلومتر بوده است. عمق ایستگاه های نمونه برداری حدود ۱/۵ تا ۲ متر گزارش شده است. پوشش گیاهی در منطقه مورد نظر همان گیاهان حاشیه رودخانه است که عمدتاً نی و Chenopodiaceae می باشد. موقعیت دقیق ایستگاه ها با استفاده از موقعیت یاب ماهواره ای (Global Position System=GPS) مشخص گردید. نقشه منطقه مورد مطالعه و ایستگاه های تعیین شده در شکل ۱ ارائه شده است.

جهت نمونه برداری از کفزیان، از گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی متر مربع استفاده شد و از آن جایی که بخش هایی از بستر رودخانه گرگر سنگلاخی است، در ایستگاه های ۱ و ۲ از نمونه بردار سوربر با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی متر مربع نیز استفاده گردید. به منظور افزایش دقت در انجام محاسبات آماری نمونه برداری از هر ایستگاه با ۴ تکرار انجام گرفت. از سه تکرار برای شناسایی و شمارش درشت کفزیان و ثبت میانگین فراوانی آن ها و از یک تکرار نیز برای تعیین درصد مواد آلی (Total Organic Matter=TOM) و آنالیز دانه بندی رسوبات آلی (=Grain Size Analysis=GSA) استفاده شد. نمونه های مورد نیاز برای آنالیز رسوبات در کیسه های پلاستیکی در مجاورت یخ به آزمایشگاه انتقال داده شدند. نمونه های مربوط به موجودات کفزی نیز در محل نمونه برداری با استفاده از الک ۵۰۰ میکرون شستشوی اولیه داده شدند. سپس باقی مانده رسوب در ظروف نمونه برداری جمع آوری شده و به میزان ۲ برابر حجم رسوب، الک اتیلیک ۹۶ درجه به آن ها اضافه شده و به آزمایشگاه منتقل گردیدند. پس از انتقال نمونه های رسوب به آزمایشگاه، محتوای هر ظرف نگه داری رسوب، با الک ۵۰۰ میکرون شستشو داده شدند تا دیگر هیچ رسوب و گل و لایی از الک خارج نشد.



شکل ۲: میانگین درصد مواد آلی رسوبات در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر (۹۴-۱۳۹۳)

براساس نتایج حاصل از آنالیز دانه‌بندی رسوبات در طی دوره بررسی بیش از ۵۸ درصد اندازه ذرات بستر ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ را ذرات کم‌تر از ۶۳ میکرون و در ایستگاه‌های ۶ و ۷ نیز بیش از ۵۷ درصد اندازه ذرات بستر را ذرات بین ۱۲۵ و ۶۳ میکرون تشکیل داده بودند (شکل ۳). در این تحقیق ذرات کم‌تر از ۶۳ میکرون با میانگین ۵۲ درصد و ذرات بین ۱۲۵ و ۶۳ میکرون با میانگین ۴۳ درصد به ترتیب بیش‌ترین درصد دانه‌بندی را به‌خود اختصاص داده بودند.



شکل ۳: اندازه ذرات رسوبات بستر در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر (۹۴-۱۳۹۳)

در طی دوره یک‌ساله نتایج حاصل از شناسایی و شمارش کفزیان در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده (۴۱ جنس و ۱۶ گونه) از موجودات کفزی حضور داشته‌اند. فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی شده و حضور یا عدم حضور آن‌ها در ایستگاه‌های مختلف در جدول ۳ ارائه گردیده است. در این تحقیق به‌طور میانگین ۳۵۵ فرد در متر مربع از جانوران کفزی گزارش شده است. حداکثر تراکم درشت کفزیان در بهمن ماه (۹۴۵ فرد در مترمربع) و حداقل آن در تیرماه (۱۱۲ فرد در مترمربع) مشاهده گردیده است. بیش‌ترین تراکم درشت کفزیان در واحد سطح مربوط به ایستگاه ۲ با مجموع میانگین سالانه ۹۶۷ فرد در مترمربع و پس از آن

جدول ۱: طبقه‌بندی کیفی آب براساس شاخص BMWP

BMWP (Mandaville, ۲۰۰۲)		
نمرات کلی شاخص BMWP	طبقه‌بندی کیفی آب	شرح طبقه
۰ - ۱۰	خیلی ضعیف	آلودگی شدید
۱۱ - ۴۰	ضعیف	آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته
۴۱ - ۷۰	متوسط	تحت تأثیر قرار گرفتن متوسط
۷۱ - ۱۰۰	خوب	تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته
> ۱۰۰	خیلی خوب	غیر آلوده

جدول ۲: طبقه‌بندی کیفی آب براساس نمره متوسط هر تاکسون

ASPT (Mandaville, ۲۰۰۲)	
امتیاز بر اساس ASPT	ارزیابی کیفیت آب
> ۶	آب پاکیزه
۵ - ۶	کیفیت مشکوک
۴ - ۵	احتمال آلودگی محدود
۴ <	احتمال آلودگی شدید

در این مطالعه جهت محاسبات آماری، تجزیه و تحلیل داده‌ها و رسم جداول، نمودارها و شاخص‌های مختلف از نرم‌افزارهای Biological Tools، SPSS ۱۹ و Excel ۲۰۱۰ استفاده شده است. نرمال بودن توزیع داده‌ها براساس آزمون کولموگراف-اسمیرنوف انجام شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها از طریق آنالیز واریانس یک‌طرفه One-way ANOVA Single factor انجام پذیرفت و در صورت وجود اختلاف معنی‌دار با توجه به همگن بودن واریانس‌ها (Test Leven) از پس آزمون Tukey در سطح اطمینان ۰/۹۵ (a=۰/۰۵) جهت مقایسه میانگین‌ها استفاده گردید. میزان همبستگی بین فراوانی و تنوع درشت کفزیان، آنالیز رسوبات و شاخص‌های مورد مطالعه از طریق آزمون همبستگی پیرسون مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج

بیش‌ترین و کم‌ترین درصد مواد آلی به‌ترتیب در دی‌ماه با میانگین ۱۴/۷۱ درصد و شهریور ماه با میانگین ۰/۹۲ درصد به ثبت رسیده است. در طی دوره بررسی ایستگاه‌های ۳ و ۴ که در مدخل خروج پساب بودند به‌ترتیب با میانگین‌های ۸/۶۴ درصد و ۴/۵۸ درصد بیش‌ترین درصد مواد آلی را به‌خود اختصاص داده بودند. هم‌چنین کم‌ترین درصد مواد آلی در ایستگاه ۶ با میانگین ۱/۸۹ درصد مشاهده گردیده است. با توجه به شکل ۲ در ارتباط با درصد مواد آلی بین ایستگاه ۳ با سایر ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری مشاهده گردید ($P < 0.05$).



ایستگاه ۴ با مجموع میانگین سالانه ۴۸۵ فرد در مترمربع بوده است. میانگین سالانه ۶۸ و ۷۴ فرد در مترمربع در طول دوره مطالعه محاسبه کمترین تراکم در ایستگاه ۶ در شاخه شطیپ قبل از بند قیر و پس از شده‌اند. آن ایستگاه ۵ در انتهای گرگر گزارش شده است که به ترتیب با مجموع

جدول ۳: فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی شده در ایستگاه‌های مختلف در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

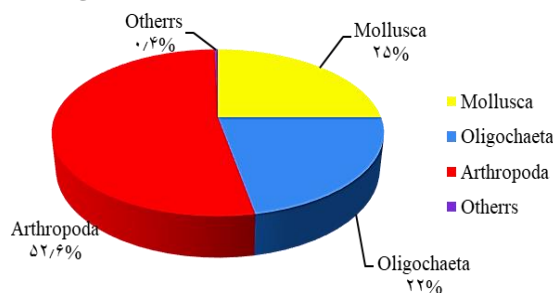
ایستگاه	ایستگاه	ایستگاه	ایستگاه	ایستگاه	ایستگاه	ایستگاه	گونه / جنس	خانواده	رده
۷	۶	۵	۴	۳	۲	۱			
						+		Ampullariidae	
					+		<i>Austropeplea sp.</i>		
				+	+	+	<i>Lymnaea sp.</i>	Lymnaeidae	
			+	+	+	+	<i>Radix bactriana</i>		
+	+	+					<i>Valvata cristata</i>	Valvatidae	
				+			<i>Acroloxus pseudolacustris</i>	Acroloxidae	
					+		<i>Melanopsis costata</i>	Melanopsidae	
	+	+	+	+		+	<i>Physa sp.</i>	Physidae	
					+	+	<i>Hydrobia sp.</i>	Hydrobiidae	Gastropoda
					+	+	<i>Theodoxus fluviatilis</i>		
						+	<i>Neritina schlaeflii</i>	Neritidae	
	+				+	+	<i>Neritina euphratica</i>		
+		+					<i>Gyraulus convexiusculus</i>		
+		+					<i>Gyraulus piscinarum</i>	Planorbidae	
	+				+		<i>Planorbis intermixtus</i>		
			+				<i>Planorbella sp.</i>		
+			+	+	+		<i>Melanoides tuberculatus</i>	Thiaridae	
+	+	+	+		+	+		Sphaeriidae	Bivalves
+								Unionidae	
	+				+	+	<i>Barbronia sp.</i>	Salifidae	
+	+	+	+	+	+	+	<i>Tubifex sp.</i>	Tubificidae	Oligochaeta
+	+	+		+	+	+		Naididae	
+							<i>Paraleptamphopus sp.</i>	Paraleptamphopidae	
	+	+					<i>Phreatogammarus sp.</i>	Phreatogammaridae	Amphipoda
+								Talitridae	
	+							Aegidae	Isopoda
+						+		Calanoida	
+				+				Cyclopoida	Copepoda
+							<i>Amarinus sp.</i>	Hymenosomatidae	
			+	+				Palaemonidae	Decapoda
	+								Ostracoda
					+	+		Hygrobatidae	
					+	+		Limnocharidae	Archanida
		+		+				Pisauridae	
+	+	+			+	+	<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogoniidae	
					+			Empididae	
					+	+	<i>Astrosimulium sp.</i>	Simulidae	
						+		Dolichopodidae	
					+	+		Dixidae	
	+						<i>Psychoda sp.</i>	Psychodidae	
	+						<i>Limonia sp.</i>	Limoniidae	
					+	+	<i>Corynoneura sp.</i>		Diptera
+	+		+	+	+	+	<i>Chironomus sp.</i>		
	+				+	+	<i>Lobodiamesa sp.</i>		
+					+	+	<i>Paucispiningera sp.</i>	Chironomidae	
+					+		<i>Podonominae sp.</i>		
+	+	+		+	+	+	<i>Polypedilum sp.</i>		
	+				+	+	<i>Tanypodinae sp.</i>		
					+		<i>Tanytarsini sp.</i>		
					+			Muscidae	
						+		Blephariceridae	

ادامه جدول ۳: فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی شده در ایستگاه‌های مختلف در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

رده	خانواده	گونه / جنس	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵	ایستگاه ۶	ایستگاه ۷	
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Ceratopsyche sp.</i>	+	+						
		<i>Cheumatopsyche sp.</i>	+	+						
		<i>Hydropsyche sp.</i>	+	+						
		<i>Aoteapsyche sp.</i>	+	+						
		<i>Diplectrona sp.</i>	+	+						
	<i>Orthopsyche sp.</i>	+	+							
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila sp.</i>	+	+						
		<i>Agraylea sp.</i>	+	+						
	Coleoptera	Leptoceridae	<i>Nectopsyche sp.</i>	+	+					
		Limnephilidae	<i>Limnephilus sp.</i>	+	+					
Rhyacophilidae			+	+						
Polycentropodidae			+	+						
Philopotamidae		<i>Chimarra sp.</i>	+	+						
Ephemeroptera	Oeconesidae	<i>Oeconesus sp.</i>	+	+						
	Phryganeidae	<i>Ptilostomis sp.</i>	+	+						
	Baetidae	<i>Baetis sp.</i>	+	+	+					
		<i>Centroptilum luteolum</i>	+	+	+					
	Oligoneuridae		+	+						
Hemiptera	Ephemerllidae	<i>Ephemerella ignita</i>	+	+						
	Leptophlebiidae	<i>Austronella sp.</i>	+	+						
	Corixidae	<i>Diaprepocoris sp.</i>	+	+						
	Saldidae	<i>Saldula sp.</i>	+	+						
Odonta	Corduliidae	<i>Antipodochlora sp.</i>	+	+						
			+	+						
Nematomorpha	Nematoda		+	+						
			+	+						
Oceanidae	Hydridae		+	+						
		<i>Cordylophora sp.</i>	+	+						

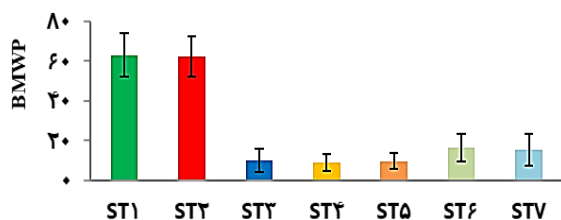
در این مطالعه بیشترین فراوانی به ترتیب مربوط به جنس *Tubifex* sp. از رده کم‌تاران، جنس *Astrosimulium* sp. از رده دوبالان، گونه *Melanoides tuberculatus* از رده شکم‌پایان گزارش شده است. در این بررسی جنس *Tubifex* sp. در مقایسه با سایر کفزیان فراوانی بیشتری را کسب نموده است و بیشترین تراکم آن در ایستگاه ۷ در آذرماه ۱۳۹۴ ثبت شده است. در ایستگاه ۱ در بند میزان بیشترین درصد فراوانی به ترتیب متعلق به یک‌روزه‌ها با ۳۰ درصد، شکم‌پایان با ۲۲ درصد عنکبوتیان با ۱۸/۵ درصد و دوبالان با ۱۴ درصد نسبت به کل جمعیت کفزیان بوده است. در ایستگاه ۲ در شهر شوشتر (در منطقه کشتارگاه) بیشترین درصد فراوانی متعلق به دوبالان با ۷۴ درصد بوده است. پس از آن به ترتیب فراوانی، یک‌روزه‌ها با ۲۰/۳ درصد و موی‌بالان با ۳ درصد حضور دارند. در ایستگاه ۳ کم‌تاران با ۸۵/۶ درصد بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داده بودند. پس از آن رده‌های دوبالان با ۶/۳ درصد و شکم‌پایان با ۶ درصد حضور دارند. در ایستگاه ۴ شکم‌پایان ۹۸ درصد از جمعیت درشت کفزیان را تشکیل می‌دادند. در

بیشترین درصد فراوانی به ترتیب مربوط به خانواده‌های مختلف شاخه بندپایان با ۵۲/۶ درصد، نرم‌تنان با ۲۵ درصد، کم‌تاران با ۲۲ درصد و سایر گروه‌ها با ۰/۴ درصد نسبت به کل جمعیت درشت کفزیان بوده است (شکل ۴). حشرات از شاخه بندپایان با ۴۹ درصد فراوانی بیشترین گروه را به خود اختصاص داده بودند. در بین حشرات دوبالان با ۳۴/۸ درصد و یک‌روزه‌ها با ۱۱/۷ درصد بیشترین فراوانی را داشتند.



شکل ۴: درصد فراوانی گروه‌های غالب درشت کفزیان در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

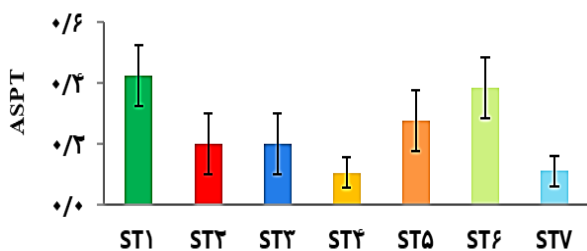




ایستگاه‌های نمونه برداری

شکل ۵: میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف رودخانه

گرگر (۹۴-۱۳۹۳)



ایستگاه‌های نمونه برداری

شکل ۶: میانگین شاخص ASPT در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر

(۹۴-۱۳۹۳)

ایستگاه ۵ بیشترین درصد فراوانی متعلق به کم‌تاران با ۴۴ درصد گزارش شده است. بعد از آن نرم‌تنان (شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها) و دوبالان بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داده بودند. در ایستگاه ۶ کم‌تاران با ۴۶ درصد و پس از آن دوبالان با ۲۹/۸ درصد بیشترین فراوانی را داشته‌اند. در ایستگاه ۷ کم‌تاران با ۸۴/۳ درصد بیشترین فراوانی کسب نموده بودند. دامنه تغییرات میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف بین حداکثر ۶۳ و ۶۲/۳ به ترتیب در ایستگاه‌های ۱ و ۲ و حداقل ۹/۱ در ایستگاه ۴ نوسان داشته است (شکل ۵). بیشترین و کم‌ترین میزان این شاخص به ترتیب در ماه‌های اردیبهشت و تیر محاسبه شده است. براساس نتایج به دست آمده از این شاخص، ایستگاه‌های نمونه برداری در رودخانه گرگر در طبقات کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفتند. حداکثر مقادیر عددی شاخص ASPT ۰/۴۲ در ایستگاه ۱ و حداقل آن ۰/۱۱ در ایستگاه‌های ۴ و ۷ محاسبه شده است (شکل ۶). بیشترین و کم‌ترین میزان این شاخص به ترتیب در ماه‌های آذر و بهمن محاسبه شده است. براساس نتایج به دست آمده از این شاخص، ایستگاه‌های نمونه برداری در رودخانه گرگر در شرایط احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند. نتایج شاخص‌های ASPT، BMWP و درجه بندی کیفیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در طی دوره بررسی در جدول ۴ نشان داده شده است.

جدول ۴: نتایج شاخص‌های BMWP، ASPT و درجه بندی کیفیت ایستگاه‌های مورد مطالعه رودخانه گرگر (۹۴-۱۳۹۳)

ایستگاه‌ها	میانگین سالانه (N/m ²)	گونه‌ها	BMWP	EQS	ASPT	EQS
۱	۲۵۴	۱۴۱	۶۳	متوسط	۰/۴۲	احتمال آلودگی شدید
۲	۹۶۷	۱۶۰	۶۲/۳	متوسط	۰/۲	احتمال آلودگی شدید
۳	۱۶۲	۲۸	۱۰	خیلی ضعیف	۰/۲	احتمال آلودگی شدید
۴	۴۸۵	۱۸	۹/۱	خیلی ضعیف	۰/۱۱	احتمال آلودگی شدید
۵	۷۴	۲۴	۹/۷	خیلی ضعیف	۰/۲۸	احتمال آلودگی شدید
۶	۶۸	۴۱	۱۶/۶	ضعیف	۰/۳۸	احتمال آلودگی شدید
۷	۳۴۳	۳۷	۱۵/۶	ضعیف	۰/۱۱	احتمال آلودگی شدید

براساس نتایج آزمون همبستگی پیرسون فقط بین شاخص ASPT و فراوانی کفزیان ارتباط معنی دار مثبت مشاهده گردید ($p < 0.05$)، هم‌چنین بین شاخص BMWP و ذرات از $r = 0.125$ تا $r = 0.063$ میلی متر ارتباط معنی دار مثبت ($r = 0.189$, $p < 0.05$) و با ذرات کوچک تر از $r = -0.1957$, $p < 0.05$ میلی متر ارتباط معنی دار منفی ($r = -0.1957$, $p < 0.05$) مثبت شده است (جدول ۵).

براساس نتایج آزمون همبستگی پیرسون فقط بین شاخص ASPT و فراوانی کفزیان ارتباط معنی دار مثبت مشاهده گردید ($p < 0.05$)، هم‌چنین بین شاخص BMWP و ذرات از $r = 0.125$ تا $r = 0.063$ میلی متر ارتباط معنی دار مثبت ($r = 0.189$, $p < 0.05$) و با ذرات کوچک تر از $r = -0.1957$, $p < 0.05$ میلی متر ارتباط معنی دار منفی ($r = -0.1957$, $p < 0.05$) مثبت شده است (جدول ۵).

جدول ۵: ماتریکس همبستگی و سطح معنی داری دانه بندی رسوبات و شاخص‌های مورد مطالعه با تنوع و فراوانی کفزیان در طی دوره بررسی

فراوانی کفزیان	شاخص شانون	شاخص BMWP	شاخص ASPT	ذرات بزرگ تر از ۰/۱۲۵ میلی متر	ذرات بین ۰/۱۲۵-۰/۰۶۳ میلی متر	ذرات کوچک تر از ۰/۰۶۳ میلی متر
۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
۰/۶۶۸	۰/۸۰۶	۰/۳۳۹	۰/۷۸۴	۰/۳۱۴	۰/۹۷۵**	۰/۱۹۲
۰/۲۲۱	۰/۷۶	۰/۱۰۵	۰/۰۰۹	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶
۰/۸۸۱*	۰/۷۶	۰/۸۸۹*	۰/۸۸۹*	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶
۰/۷۴۶	۰/۶۶	۰/۱۰۵	۰/۷۸۴	۰/۳۱۴	۰/۹۷۵**	۰/۱۹۲
۰/۱۸۲	۰/۴۷۷	۰/۸۸۹*	۰/۰۰۹	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶
۰/۰۱۶	۰/۶۵۴	۰/۹۵۷*	۰/۱۹۲	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶	۰/۰۹۶

BMWP = مقادیر عددی شاخص، EQS = درجه کیفیت اکولوژیک، ASPT = درجه کیفی گونه‌ها، * سطح معنی داری ۰/۰۵، ** سطح معنی داری ۰/۰۱



بحث

مقایسه با سایر ایستگاه‌ها در وضعیت زیستی بهتری قرار دارند و طبقه کیفی متوسط را به خود اختصاص داده‌اند. در حالی که ایستگاه‌های ۶ و ۷ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه‌بندی شدند. به‌طور کلی از ایستگاه ۳ به بعد با افزایش فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی آلی به‌ویژه کم‌تاران دیده شد و بیش‌ترین درصد حضور آن‌ها با غالبیت بالا به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۳ و ۷ مشاهده شده است. تراکم بالای کم‌تاران شاخص خوبی در تشخیص آلودگی‌های آلی است (Yap و همکاران، ۲۰۰۳). بیش‌ترین درصد تراکم دوبالان نیز به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۲ و ۶ گزارش شده است. در این بررسی حضور فراوان‌تر خانواده‌هایی از رده کم‌تاران و دوبالان، با گونه‌هایی با درجه مقاومت بالا، شاخص‌های زیستی مورد مطالعه را تحت تأثیر قرار داده‌اند. افرادی از خانواده‌هایی مانند Tubificidae، Naididae و Chironomidae از جمله این گونه‌ها هستند. بیش‌ترین تراکم درشت کفزیان در واحد سطح مربوط به ایستگاه ۲ با مجموع میانگین سالانه ۹۶۷ فرد در مترمربع و پس از آن ایستگاه ۴ با مجموع میانگین سالانه ۴۸۵ فرد در مترمربع بوده است. کم‌ترین تراکم در ایستگاه ۶ در در شاخه شطیپ قبل از بند قیر و ایستگاه ۵ در انتهای گرگر گزارش شده است که به‌ترتیب با مجموع میانگین سالانه ۶۸ و ۷۴ فرد در مترمربع در طول دوره مطالعه محاسبه شده‌اند. تراکم و تنوع جوامع کفزی تحت تأثیر ترکیبی از فاکتورهای مختلف مانند عمق، ویژگی‌های رسوبات و شرایط هیدرودینامیکی اکوسیستم آبی قرار می‌گیرد (فارسی و همکاران، ۱۳۹۲). در این تحقیق علی‌رغم اختلاف در ترکیب گونه‌ای کفزیان، اختلاف معنی‌داری در میانگین تراکم جمعیت کفزیان ایستگاه‌های مورد مطالعه در طول دوره مشاهده نشده است که این خود نشان‌دهنده شرایط نسبتاً یکسان در ایستگاه‌های مورد مطالعه از نظر جوامع زیستی بنتیک و در نتیجه وضعیت کیفی رودخانه است. حضور بالای رده شکم‌پایان با غالبیت بالا به‌ویژه در ایستگاه ۴ با میانگین ۹۸ درصد در مدخل پساب و در ماه خرداد، به‌علت عمق کم آب و دمای بالا خصوصاً در ماه‌های گرم سال است. در ماه خرداد هنوز تخلیه پساب مزارع انجام نشده است. شکم‌پایان در آب‌های کم عمق و در دمای بالا یافت می‌شوند و به نوع پوشش گیاهی رودخانه وابسته هستند (Page، ۲۰۰۶). تأثیر دما در رشد و تولیدمثل کفزیان و در نتیجه تغییر تنوع زیستی توسط محققین بسیاری گزارش شده است (Zalmon و همکاران، ۲۰۱۱؛ Ekeroth و همکاران، ۲۰۱۶). کم‌ترین میزان شاخص BMWP و همچنین نمره متوسط هر تاکسون ASPT در این ایستگاه ثبت شده است که وضعیت ایستگاه موجود را تأیید می‌نماید. در مطالعه اخیر در شاخه گرگر بیش‌ترین میزان مواد آلی در ایستگاه‌های ۳ و ۴ گزارش شده است که دقیقاً در مدخل خروج پساب قبل از اختلاط با آب رودخانه می‌باشند و این میزان مواد آلی

در اکوسیستم‌های آبی، فراوانی، بیوماس و تولید ثانویه موجودات کفزی می‌تواند به‌عنوان شاخصی برای شناخت منابع آبی، تشخیص سلامتی محیط زیست، ارزیابی ظرفیت شیلاتی و در نتیجه تعیین پتانسیل‌های بهره‌برداری معقول از ذخایر غذایی زنده کفزیان مورد استفاده قرار گیرد (Desroy و همکاران، ۲۰۰۲؛ Putro و همکاران، ۲۰۱۵). در مطالعه اخیر در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده، ۴۱ جنس و ۱۶ گونه جداسازی، شناسایی و شمارش گردید. جنس *Tubifex* sp. با میانگین ۴۶۲ فرد در مترمربع بیش‌ترین فراوانی را به‌خود اختصاص داده بود. این نتیجه با مطالعه محمدی‌روزبهبانی و همکاران (۱۳۹۲)، در رودخانه دز مطابقت دارد. استفاده از شاخص BMWP و نمره متوسط هر تاکسون ASPT برای ارزیابی آلودگی‌های آلی ناشی از پساب مزارع به‌صورت گسترده گزارش شده است (Blomqvist، ۱۹۹۱؛ Chapman و Jackson، ۱۹۹۶؛ Camargo و Gonzalo، ۲۰۰۷). از آنجایی که در محاسبه شاخص BMWP، خانواده‌های با مقاومت بیش‌تر نسبت به آلودگی، امتیاز کم‌تری می‌گیرند، کاهش این شاخص به معنی افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی و نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب است. در این تحقیق، منطقه مورد مطالعه براساس شاخص BMWP در سه طبقه کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفت و براساس شاخص ASPT، مشخص شد که در رودخانه گرگر آلودگی بسیار شدید وجود دارد. براساس نتایج آزمون همبستگی پیرسون فقط بین شاخص ASPT و فراوانی کفزیان ارتباط معنی‌دار مثبت مشاهده گردید ($p < 0.05$ ، $r = 0.881$). در ایستگاه‌های ۴ و ۷ با افزایش فراوانی کفزیان و در ایستگاه‌های ۶ و ۵ با کاهش فراوانی کفزیان به‌ترتیب کم‌ترین و بیش‌ترین میزان شاخص ASPT ثبت شده است. نتایج حاصل بیانگر وجود ارتباط معنی‌دار مثبت بین این شاخص و فراوانی کفزیان می‌باشد. مطالعه شاخص زیستی BMWP و شاخص ASPT براساس گروه‌های درشت کفزیان نشان داد که سلامت زیستی بستر رودخانه در خطر است و کیفیت پایینی را نشان می‌دهد. وضعیت سلامت ایستگاه‌های مورد مطالعه در موقعیت نامطلوبی ارزیابی شد. به‌جز ایستگاه ۱ و ۲ که در دسته‌بندی کیفی شرایط بهتری را از نظر سلامت زیستی نشان می‌دهند سایر ایستگاه‌ها وضعیت مشابهی داشته و این شامل ایستگاه ۶ در شاخه شطیپ نیز می‌گردد. ایستگاه ۱ یعنی ایستگاه بند میزان در شهر شوشتر و در بالادست رودخانه کارون، قبل از دو شاخه شدن گرگر و شطیپ قرار دارد. فاصله این ایستگاه با محل ورود انواع پساب حاصل از کاربری‌های مختلف در طول رودخانه گرگر، دلیلی برای بالا بودن کیفیت آب این ایستگاه به‌شمار می‌آید. در طی دوره بررسی با توجه به مقادیر شاخص BMWP می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که ایستگاه‌های ۱ و ۲ در



آب به طور معنی داری کاهش می یابد. طبق نظر این محققین مزارع پرورش ماهی، معادن، واحدهای خدماتی و رستوران ها از مهم ترین آلاینده های رودخانه هراز به شمار می رود. طباطبایی و همکاران (۱۳۸۹)، به منظور پی بردن به وضعیت اکولوژیکی و کیفیت آب رودخانه حله، از BMWP استفاده نمودند. براساس این شاخص وضعیت کیفیت آب منطقه از نظر میزان آلودگی در بیش تر ایستگاه های نمونه برداری ضعیف اعلام شده است. شکری و همکاران (۱۳۹۳)، در ارتباط با ارزیابی رودخانه تجن ساری براساس طبقه بندی شاخص BMWP ایستگاه های مطالعاتی را در طبقه کیفی خوب، متوسط و بد قرار دادند. دیانتی نسب (۱۳۹۳)، نیز در بررسی کیفیت زیستی رودخانه کمبل گچساران براساس شاخص های بنتیک، ایستگاه های مورد بررسی را در طبقه کیفی ضعیف ارزیابی نمود. این در حالی است که جرجانی و همکاران (۱۳۸۷)، در تعیین وضعیت کیفی نهر مادرسو در پارک ملی گلستان، نشان دادند که رودخانه مذکور دارای آبی با کیفیت مناسب می باشد که این نتیجه با مطالعه حاضر و سایر مطالعات مشابه مطابقت ندارد. براساس نتایج این تحقیق و سایر مطالعات مشابه در مورد کیفیت پساب های آبری پروری، پساب، کیفیت آب رودخانه را تحت تأثیر قرار می دهد، اما بزرگی این اثر تخریب، به عنوان تنها منبع اثرگذار، کم تر از آن است که اثر معنی داری را روی اکوسیستم رودخانه ایجاد نماید (Amirkolaie, ۲۰۰۸). به طور کلی بررسی میزان مواد آلی رسوبات نشان می دهد که ذرات ریز رسوبات پتانسیل بالایی را برای به دام انداختن مواد آلی و غیر آلی از ستون آب دارند (Gray, ۱۹۸۱). ذرات بسترهای نرم و گلی با داشتن مواد آلی بیش تر نسبت به بسترهای شنی و ماسه ای، آلاینده های بیش تری را در خود نگه می دارند (Mora و Sheikholeslami, ۲۰۰۲). با توجه به نتایج به دست آمده از بررسی بستر رودخانه ها در شرایط عدم وجود استرس محیطی، جنس رسوبات به عنوان یکی از عوامل تعیین کننده در پراکندگی و تراکم موجودات کفزی محسوب می شود. جنس بستر در قسمت های مختلف رودخانه متفاوت است. بسترهای مختلف سبب تنوع گونه ای می شوند و هر گونه بنا به نیاز خود، در قسمتی از رودخانه زندگی می کند. نوع ذرات رسوبی و میزان مواد آلی موجود در آن ها یکی از عوامل بسیار مهمی هستند که نوع و تراکم گونه های زیست کننده را تعیین می نمایند (Hilsenhof, ۱۹۸۲). طبق نتایج جدول ۵ بین شاخص BMWP و ذرات بین $r=0.889$, $p<0.05$ مثبت و ذرات کوچک تر از $r=0.63$ میلی متر ارتباط معنی دار منفی ($p<0.05$)، $r=-0.957$ ثبت شده است. در مطالعه اخیر اندازه ذرات رسوبات در ایستگاه های مختلف درصد بالایی از میزان سیلت- کلی را در ایستگاه های ۳، ۵ و ۴ نشان می دهد (بیش از ۵۲ درصد). کم ترین میزان شاخص BMWP در این ایستگاه ها گزارش شده است که بیانگر

بدیهی به نظر می رسد. افزایش آلودگی باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه های درشت کفزیان می شود، در حالی که در این مناطق گونه های فرصت طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند، غالب می شوند (Saunders و همکاران، ۲۰۰۷). مطالعات بسیاری در رابطه با استفاده از شاخص های BMWP و ASPT به منظور بررسی کیفیت منابع آبی مختلف کشور انجام شده است که نتایج برخی از آن ها به نتایج حاصل از این تحقیق بسیار نزدیک می باشد. مطالعه روغنی زاده گان (۱۳۹۱)، در رودخانه دز، ایستگاه بند قیر در مقایسه با سایر ایستگاه ها بدترین شرایط زیستی را نشان داده است و کم تاران و زالوها که از گروه های فرصت طلب در شرایط نامناسب محیطی هستند فراوان ترین گونه های کفزی در این ایستگاه بوده اند. در مطالعه میررسولی و همکاران (۱۳۹۱)، ایستگاه های بعد از مزارع پرورش ماهی قزل آلا، نسبت به ایستگاه های قبل مزارع پرورش ماهی تنوع درشت کفزیان و فراوانی خانواده های حساس به آلودگی کاهش و خانواده های مقاوم به آلودگی افزایش یافته است که نشانگر کاهش کیفیت آب اعلام شده است. طبق مطالعات محمدی روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲)، براساس نتایج حاصل از شاخص BMWP، کیفیت آب رودخانه دز (فاقد فعالیت آبری پروری گرمایی) در دو طبقه کیفی ضعیف و بسیار ضعیف گزارش شد. هم چنین شاخص ASPT محدوده مورد نظر را در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار داد. در این تحقیق ایستگاه ۴ که در پایین دست کارخانه کاغذ پارس و کشت و صنعت نیشکر هفت تپه انتخاب شده بود در مقایسه با سایر ایستگاه ها از بدترین شرایط زیستی برخوردار بود و با توجه به این که در کل دوره مطالعاتی هیچ گروه جانوری در این ایستگاه مشاهده و ثبت نشده بود شاخص های مورد مطالعه برای این ایستگاه محاسبه نشده و خالی از حیات و دارای بیش ترین آلودگی اعلام شده بود. فتحی و همکاران (۱۳۹۲)، نیز در مطالعه ای مشابه بر روی تالاب چغاخور، کیفیت آب تالاب را براساس شاخص BMWP در طبقه ضعیف و براساس نتایج شاخص ASPT در دو طبقه آلودگی متوسط و شدید گزارش نمودند. حاتمی و همکاران (۱۳۹۰)، نیز در بررسی اثر پساب آبری پروری بر جوامع کفزی و کیفیت آب رودخانه زاینده رود با استفاده از شاخص BMWP، به این نتیجه رسیدند که ایستگاه های خروجی مزارع با تولید بالا، در طبقه کیفی ضعیف قرار دارد. در این مطالعه کاهش معنی دار ($p<0.01$) شاخص BMWP، به ویژه در خروجی مزارع با تولید بالا، با افزایش گروه های مقاوم به آلودگی مانند Simuliidae, Chironomidae و Oligochaeta و کاهش گونه های حساس به آلودگی نظیر Ephemeroptera و Trichoptera همراه بوده است. Sharifinia و همکاران (۲۰۱۲) در بررسی های بوم شناختی رودخانه تجن، گزارش نموده اند که در ایستگاه های پایین دست، به علت وجود مزارع پرورش ماهی و کارخانه چوب و کاغذ، کیفیت



منابع

۱. اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد محیط زیست. تهران. انتشارات نقش مهر. ۷۶۷ صفحه.
 ۲. افخمی، م.، ۱۳۸۰. بررسی تأثیر پساب نیروگاه رامین بر کیفیت آب رودخانه کارون. سومین همایش ملی انرژی. گروه محیط زیست سازمان آب و برق خوزستان. ۱۰ صفحه.
 ۳. جرجانی، س.؛ قلیچی، ا.؛ اکرمی، ر. و خیرآبادی، و.، ۱۳۸۷. ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان. مجله شیلات. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۴۱ تا ۵۲.
 ۴. حاتمی، ر.؛ محبوبی صوفیانی، ن.؛ ابراهیمی، ع. و همای، م.، ۱۳۹۰. ارزیابی اثر پساب آبی‌پروری بر جوامع درشت کفزیان و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP. محیط‌شناسی. سال ۳۷، شماره ۵۹، صفحات ۴۳ تا ۵۴.
 ۵. خلفه نیلساز، م.؛ نجف پور، ن.؛ سبزه‌علیزاده، س.؛ صفی‌خانی، ح.؛ خدادادی، م. و داودی، ف.، ۱۳۷۲. گزارش نهایی پروژه بررسی لیمنولوژیک رودخانه کارون (گتوند تا بند قیر). وزارت جهاد سازندگی. سازمان تحقیقات و آموزش شیلات ایران. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان.
 ۶. دیبانی نسب، ع.، ۱۳۹۳. بررسی تعیین کیفیت زیستی رودخانه کمیل گچساران براساس شاخص‌های بنتیک. پایان‌نامه کارشناسی ارشد علوم محیط‌زیست. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان.
 ۷. روغنی‌زاده‌گان، ن.، ۱۳۹۱. بررسی آلودگی رودخانه دز با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی درشت کفزیان. پایان‌نامه کارشناسی-ارشد علوم محیط زیست. دانشگاه آزاد اسلامی. واحد علوم و تحقیقات خوزستان.
 ۸. شکری ساروی، م.؛ احمدی، م.؛ رحمانی، ح. و کامرانی، ا.، ۱۳۹۳. ارزیابی کیفیت آب براساس شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، تنوع شانون-وینر و شاخص‌های محیطی در رودخانه تجن. فصلنامه علمی پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس علوم و فنون شیلات. دوره ۳، شماره ۴، صفحات ۴۳ تا ۵۵.
 ۹. طباطبایی، ط.؛ امیری، ف.؛ پذیرا، ع. و ممبینی، ش.، ۱۳۸۹. مطالعه ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک در رودخانه حله. مجله علمی پژوهشی بیولوژی دریا. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۳۷ تا ۴۶.
 ۱۰. فارسی، ا.؛ سیف‌آبادی، ج. و عوفی، ف.، ۱۳۹۲. تأثیر پارامترهای محیطی بر تراکم، بیوماس و تنوع درشت کفزیان سواحل استان بوشهر. نشریه بهره‌برداری و پرورش آبزیان. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۱ تا ۱۱.
 ۱۱. فتحی، پ.؛ ابراهیمی، ع.؛ میرغفاری، ن. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۹۲. ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از
- وجود یک ارتباط معنی‌دار منفی بین این شاخص و ذرات مذکور می‌باشد. ایستگاه‌های ۶ و ۷ با بیش از ۳۲ درصد میزان سیلت کلی، رسوبات شنی بیش‌تری را درخود داشته‌اند. در این ایستگاه‌ها با افزایش میزان شاخص BMWP افزایش مقادیر ذرات بین ۰/۰۶۳-۰/۱۲۵ میلی‌متر ثبت شده است. برعکس در ایستگاه‌های ۴ و ۵ با کاهش میزان این شاخص کاهش مقادیر این ذرات نیز مشاهده می‌گردد. نتایج حاصل نیز وجود یک ارتباط معنی‌دار مثبت بین شاخص BMWP و ذرات بین ۰/۰۱۲۵-۰/۰۶۳ میلی‌متر را تأیید می‌نماید. بستر ایستگاه‌های ۱ و ۲، سنگلاخی بوده و نمونه‌برداری درشت کفزیان با سوربر انجام شده است. میزان بالاتر درصد سیلت کلی در ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۴ کاملاً با میزان بالاتر مواد آلی در این ایستگاه‌ها هم‌خوانی دارد. هم‌چنین کم‌ترین درصد مواد آلی مربوط به ایستگاه ۶ در شطیپ و بعدازآن با درصد اختلاف کم در ایستگاه ۷ قبل از ملاثانی درشاخه اصلی کارون به‌دست آمده است که میزان سیلت-کلی کم‌تری در رسوب آن‌ها گزارش شده است. در مطالعه روغنی‌زاده‌گان (۱۳۹۱)، روی رودخانه دز نیز دامنه میزان درصد مواد آلی ایستگاه‌های مورد مطالعه (۱۰/۳۰-۱/۶۵) گزارش شده است که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد.
- در این مطالعه رودخانه گرگر براساس شاخص BMWP در سه طبقه کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفت. نتایج شاخص ASPT، بیانگر آلودگی بسیار شدید در این رودخانه بود. مطالعه شاخص زیستی BMWP و شاخص ASPT براساس گروه‌های درشت کفزیان نشان داد که سلامت زیستی بستر رودخانه در خطر است و کیفیت پایینی را نشان می‌دهد. در این تحقیق وضعیت سلامت ایستگاه‌های مورد مطالعه در موقعیت نامطلوبی ارزیابی شد. به‌جز ایستگاه ۱ و ۲ که در دسته‌بندی کیفی شرایط بهتری را از نظر سلامت زیستی نشان می‌دهند سایر ایستگاه‌ها وضعیت مشابهی داشته و این شامل ایستگاه ۶ در شاخه شطیپ نیز می‌گردد که بدون فعالیت آبی‌پروری، نتایج کیفی مشابه‌ای را نشان داده است. به‌نظر می‌رسد یکی از عوامل مهم در تعیین میزان تأثیر پساب بر کیفیت آب، ظرفیت منبع آبی دریافت-کننده پساب است که در زمان احداث مزارع و تعیین حجم تولید باید به آن توجه داشت.
- از آن‌جایی که آب خروجی رودخانه گرگر وارد سیستم رودخانه کارون در بالادست اهواز می‌گردد، بنابراین، ثبات کیفیت رودخانه گرگر تأثیر به‌سزایی بر روی کیفیت رودخانه کارون در اهواز دارد. بررسی بیش‌تر کیفیت آب رودخانه گرگر و نظارت بر انتخاب مناطق مناسب جهت احداث حوضچه‌های پرورش ماهی، طراحی سیستم‌های تصفیه پساب حوضچه‌های پرورش ماهی جهت کاهش بار آلودگی پساب ورودی به رودخانه و استفاده از پساب این حوضچه‌ها جهت آبیاری اراضی دیم، ازجمله پیشنهادهای است که مستلزم مطالعه بیش‌تر می‌باشد.



- using benthic macroinvertebrates. Review of Hydrobiology. Vol. 6, No. 1, pp: 1-29.
۲۸. **Kenny, M.A.; Sutton-Grier, A.E.; Smith, R.F. and Gresens, S.E., 2009.** Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Journal of Terrestrial Arthropod*. Vol. 2, pp: 99-128.
۲۹. **Keshavarz, M.; Dabbagh, A.B. and Soyuf Jahromi, M., 2016.** Biodiversity Indices for Macroinvertebrate Community structures of Mangrove Forests, Khamir Port, Iran. *International Journal of Animal and Veterinary Sciences*. Vol. 3, No. 1, pp: 1029-1043.
۳۰. **Kevin, B. Lunde., Vincent H. Resh., 2011.** Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to northern California freshwater wetland. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 6, pp: 3653-3674.
۳۱. **Holme, N.A. and McIntyre, A.D., 1984.** Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387 p.
۳۲. **Majnunian, H., 1998.** River conservation, biophysical attributions, habitat values and extraction rules. (1nd Ed.). Tehran. environmental protection organization. pp: 16 -22 (In Persian).
۳۳. **Mandaville, S.M., 2002.** Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters- Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, Project. 128 p
۳۴. **Mark, A.; Walag, P.; Oljae, M. and Canencia, P., 2016.** Physico-chemical parameters and macroinvertebrates of the intertidal zone of Gusa, Cagayan de Oro CITY, Philippines. *Aes Bioflux*. Vol. 8, No. 1, pp: 71-82.
۳۵. **Mellenby, H., 2010.** Animal life in freshwater. Great Britain, Cox & wyman Ltd., Fakenham. 308 p.
۳۶. **Mustapha, M. and Yakubu, H., 2015.** International Journal of Environmental Science and Development. Lakes, reservoirs and ponds. Vol. 9, pp: 56-66.
۳۷. **Mora, S.D. and Sheikholeslmi, M.R., 2002.** ASPT: Contaminant Screening Program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data. *Caspian Environment Program (CPE)*. 27 P.
۳۸. **Oscoz, J.; Galicia, D. and Miranda, R., 2011.** Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain. Springer 1st Edition. 174 p.
۳۹. **Page, L.R., 2006.** Modern insights on gastropod development: Reevaluation of the evolution of a novel body plan. *Integrative and Comparative Biology*. Vol. 2, pp: 134-143.
۴۰. **Pennak, R., 2007.** Freshwater invertebrates of the United States. The Ronald press company, New York. 953 p.
۴۱. **Qane, A., 2004.** Identifying macroinvertebrates population structure of Chaf-roud river in Guilan province regarding some water qualitative factors (within Urmal malal village Boundary). Msc.: Teaching training university. 98 p (Translate in Persian)
۴۲. **Pawar, P.R., 2015.** Monitoring of pollution using density, biomass and diversity indices of macrobenthos from mangrove ecosystem of Uran, Navi Mumbai, and West Coast of India. *International Journal of Animal Biology*. Vol. 1, pp: 136-145.
۴۳. **Putro, S.P.; Widowati, P. and Suhartana, D., 2015.** Assessment Level of Severity of Environmental Disturbance Caused by Aquaculture Activities Using Abundance-Biomass Curves of Macroinvertebrate Assemblages. *International Journal of Environmental Science and Development*. Vol. 6, pp: 178-181.
۴۴. **Rahbari, K.; Bagher Nabavi, S. M. and Moebed, P., 2006.** Study of different methods of biological assessment and شاخص‌های BMWP و ASPT. نشریه شیلات. مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۶، شماره ۱، صفحات ۸۱ تا ۹۳.
۱۲. **میررسولی، ا.؛ نظامی، ش.؛ خارا، ح. و قربانی، ر.، ۱۳۹۱.** تأثیر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زرین گل. مجله توسعه آبرزی پروری. سال ۶، شماره ۲، صفحات ۸۱ تا ۹۲.
۱۳. **محمدی‌روزبهبانی، م.؛ روغنی‌زاده‌گان، ن. و دهقان‌مدیسه، س.، ۱۳۹۲.** بررسی کیفیت آب رودخانه دز با استفاده از شاخص BMWP. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. سال ۵، شماره ۵، صفحات ۵۵ تا ۶۶.
۱۴. **نظری، ح.؛ قدسیان، م. و خدادادی، ا.، ۱۳۸۴.** مطالعه اثرات آلاینده‌ها بر کیفیت آب شفاورد در استان گیلان. پنجمین کنفرانس بین‌المللی مهندسی محیطی. صفحات ۴۳ تا ۵۱.
۱۵. **Amirkolaie, K., 2008.** Environmental impact of nutrient discharged by Aquaculture wastewater on the Haraz River. *Fish Aquaculture Science*. Vol. 3, No. 5, pp: 275-279.
۱۶. **Arslan, N.; Salur, A.; Kalyoncu, H.; Mercan, D.; Barisik, B. and Odabasi, D.A., 2016.** The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Kucuk Menderes River (Turkey). *Biologia Section Zoology*. Vol. 71, No. 1, pp: 49-57.
۱۷. **Barnes, R.D., 1987.** Invertebrate Zoology. Fifth Edition, Saaunders College Publishing. 893 p.
۱۸. **Blomqvist, S., 1991.** A Review: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions". *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 72, pp: 295-304.
۱۹. **Buchanan, D., 1984.** Sediment Analysis Methods. Blackwell Scientific. pp: 41-46.
۲۰. **Camargo, J.A. and Gonzalo, C., 2007.** Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. Vol. 26, No. 2, pp: 405-414.
۲۱. **Chapman, D. and Jackson, j., 1996.** Water quality monitoring- A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization.
۲۲. **Desroy, N.; Warembourg, C.; Dewarumez, J.M. and Dauvin, J.C., 2002.** Macroinvertebrate Resources of the Shallow Soft Bottom Sediments in the Eastern English Channel and Southern North Sea. *ICES Marine Science*. Vol. 60, pp: 120-131.
۲۳. **Ekeroth, N.; Blomqvist, S. and Hall, P., 2016.** Nutrient fluxes from reduced Baltic Sea sediment: effects of oxygenation and macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 544, pp: 77-92.
۲۴. **Gray, J.S., 1981.** The ecology of marine sediments. Cambridge University press. Cambridge. 187 p.
۲۵. **Hilsenhoff, W.L., 1982.** Using a biotic index to evaluate water quality in streams. *Technical Bulletin* Number 132. Department of natural Resources, Madison, WI.
۲۶. **Jones, D.N., 1986.** A Find Guide to the Seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland Ford Press. 182 p.
۲۷. **Kazanci, N.; Turkmem, G.; Ekingen, P. and Basoren, O., 2013.** Preparation of a biotic index (Yeşilirmak-BMWP) for water quality monitoring of Yeşilirmak River (Turkey) by



- biodiversity for water resources quality calculating diversity indices of karoun River's bed from Molasani to Darekhovein, 7th International River Engineering Conference, Ahwaze. Iran.
۴۵. **Ramesh, C.; Sharma, G.B. and Singh, D., 2004.** Aquatic macro invertebrate Diversity in Nanda Devi biosphere Reserve, India. Vol. 24, No. 4, pp: 211-221.
۴۶. **Romachandra, T.V.; Ahalya, N. and Murthy, C.R., 2005.** Aquatic ecosystems conservation, restoration and management capital publishing Company. 61 p.
۴۷. **Sharifinia, M.; Eimanpournamin, J. and Bozorgy Makrany, A., 2012.** Assessment Tajan river ecological using benthic invertebrates of great nutritional and biological indicators. Journal of Applied Ecology, No. 1, page 80. Pathogenic risks. International Journal of PharmTech Research. Vol. 6, No. 2, pp: 455-461.
۴۸. **Saunders, J.; Al ZahedKh, M. and Paterson, D., 2007.** The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai creek [UAE]. Marine pollution Bulletin. Vol. 11, pp: 1715-1723.
۴۹. **Sterreer, W., 1981.** Marine Fauna and Flora of Bermuda, A Systematic Guide to the Identification of Marine Organisms. John Willy and Sons. 742 p.
۵۰. **Walton, S.G., 1974.** Hand book of marine science, Vol.1, C RC press. Cleveland. pp: 117-126.
۵۱. **Walag, A.M.P. and Canencia, M.O.P., 2016.** Physico chemical parameters and macrobenthic invertebrates of the intertidal zone of Gusa, Cagayan de Oro City, Philippines. AES Bioflux. Vol. 8, pp: 71-82.
۵۲. **Yap, C.K.; Rahim Ismail, A.; Ismail, A. and Tan, S.G., 2003.** Species Diversity of Macrobenthic Invertebrates in the Semenyih River, Peninsular Malaysia. Pertanika J. Agric. Vol. 26, pp: 139-146.
۵۳. **Zalmon, L.R.; Krohling, W. and Ferrelra, C.E.L., 2011.** Abundance and diversity patterns of the sessile macrobenthic community associated with environmental gradients in Vitória Harbor, southeastern Brazil. Zoologia. Vol. 28, pp: 641-652.
۵۴. **Zeybek, M.; Kalyoncu, H.; Karakas, B. and OZgul, S., 2014.** The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Degirmendere stream. Department of biology, faculty of Arts and sciences, Suleyman Demirel University. Isparta, Turkey. Turkish Journal of Zoology. Vol. 38, pp: 603- 613.
۵۵. **Zhu, D. and Chang, J., 2008.** Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity [IBI]. Ecological Indicators. Vol. 8, pp: 564-572.

