

استفاده از تحلیل تشخیصی برای بررسی اثرات اکولوژیک پساب کارگاه تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین کمان بر ساختار جوامع بنتیک (مطالعه موردی: رودخانه گاماسیاب)

لیما طیبی^۱، هادی پورباقر^{۲*}، حمید فرحمند^۳، غلامرضا رفیعی^۳، علیرضا میرواقفی^۳

۱. دانش آموخته دکترای تخصصی شیلات، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۲. دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۳. استاد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۱/۲۸ تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۲/۲۹

چکیده

رودخانه گاماسیاب به عنوان یکی از پرآب‌ترین رودخانه‌های غرب کشور بوده و دریافت کننده پساب کارگاه های پرورش قزل‌آلاست. ارزیابی پساب کارگاه بر رودخانه با ارزیابی زیستی کفزیان صورت پذیرفت. نمونه برداری از ماکروبنتوزهای این رودخانه توسط سوربر، طی چهار فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان سال ۱۳۹۲ با انتخاب یک کارگاه پرورش در بالادست رودخانه و چهار ایستگاه در ورودی، خروجی، ۵۰۰ متری و ۱۰۰۰ متری کارگاه در سه تکرار انجام شد. طی این مدت، ۵۴۵۴ نمونه از جانداران کفزی بررسی و شناسایی شد که متعلق به ۱۱ راسته، ۲۲ خانواده و ۲۵ جنس بودند. بیشترین فراوانی را در اکثر ایستگاه ها راسته افروپترا تشکیل داده که ۴ خانواده و ۶ جنس در این راسته شناسایی شدند. فراوانی ماکروبنتوزها و درصد EPT در کلیه فصول در ایستگاه خروجی کاهش یافت، غنای تاکسونی در ایستگاه خروجی در بهار و پاییز کاهش و در تابستان افزایش داشته که این تغییرات معنی دار نبود. تغییرات شاخص تنوع شانون- واینر نیز در غالب ایستگاه‌ها معنی دار نبوده است. شاخص هیلسنهوف کیفیت آب را در ایستگاه‌های مختلف بسیار خوب، خوب و مناسب ارزیابی نمود که غالباً در ایستگاه خروجی کیفیت آب یک درجه کاهش داشت. در بررسی اثر ایستگاه‌ها و فصل‌های مختلف بر ماکروبنتوزها از طریق تحلیل تشخیصی، مشخص گردید که ایستگاه خروجی بیشترین تفاوت را با ایستگاه ورودی دارد و فصل تابستان نیز بیشترین تفاوت را از لحاظ جوامع ماکروبنتوزی با فصول دیگر دارد. همچنین بررسی همبستگی دو شاخص شانون - واینر و EPT/Chir با بزرگ بی مهرگان کفزی نشان داد که این دو شاخص در بررسی اثر ایستگاه‌ها با یکدیگر همبستگی منفی و در بررسی اثر فصل‌ها همبستگی مثبت دارند. با فاصله گرفتن حدود ۱ کیلومتر از ایستگاه خروجی شرایط تا حدودی بهبود یافته ولی بطور کلی فون بنتوزهای رودخانه تغییر کرده و پس از طی یک کیلومتر به حالت اول بر نمیگردد.

واژگان کلیدی: پساب مزرعه پرورش ماهی، قزل‌آلای رنگین کمان، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، رودخانه گاماسیاب، شاخص‌های زیستی

۱. مقدمه

هرگونه عامل آلاینده و استرس زا که باعث آشفته‌گی و دگرگونی بدنه محیط‌های آبی گردد، بر کیفیت آب اثر گذاشته و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی آب را دچار تغییر می‌کند (Karr, 1998). آبی‌پروری از جمله فعالیت‌های تولیدی است که امروزه با افزایش تقاضای جهانی مورد توجه قرار گرفته است و توسعه کنترل نشده آن مانند هر فعالیت تولیدی بر محیط زیست رودخانه‌ها اثر خواهد گذاشت (Boyd and Massaut, 1999). گسترش آبی‌پروری و لزوم توسعه آن با معیارهای زیست محیطی نیاز به مطالعه آثار نامطلوب احتمالی آبی‌پروری را آشکار می‌سازد.

از آن جا که دستیابی به هر مقدار از تولید ماهی قزل‌آلا در محیط‌های آبی مستلزم مصرف مواد غذایی در مراکز پرورش ماهی بوده، پساب این کارگاه‌ها سبب افت کیفیت آب می‌گردد، به خصوص در شرایطی که کارگاه‌های ایجاد شده در فواصل کوتاه آب‌های خروجی را بدون هرگونه سیستم تصفیه به رودخانه رها می‌سازند (Adams, 2002; Volker and Renn, 2000). در خصوص پاسخ بوم‌شناختی بوم‌سازگان‌های طبیعی بر آلودگی ناشی از پساب مزارع پرورش ماهی مطالعاتی انجام شده (Adams, 2002; Hilsenhoff, 1988; CostaPierce, 2002) برای ارزیابی تهدیدات وارد شده بر فون و فلور رودخانه از سنجش زیستی موجودات در محل زندگیشان استفاده می‌شود (Adams, 2002). در بین اجتماعات آبی نهرها و رودخانه‌ها بی‌مهرگان کفزی بسیار مورد توجه‌اند (Loch et al., 1996 ; CostaPierce, 2002). کیفیت و کمیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی به رودخانه بر ساختار جوامع بی‌مهرگان کفزی تاثیرگذار است و بدین ترتیب سبب اختلالاتی در عملکرد بوم‌سازگان‌ها می‌شود. زیرا در مناطقی که مواد آلی زیادی بارگذاری می‌شوند، نسبت EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera) کاهش می‌یابد. بنابراین روند نوسانات جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی ناشی از به هم خوردن تعادل اکولوژیک ایجاد شده در شرایط زیستی مناسب می‌باشد به‌عنوان مثال مواد معلق موجب

افزایش کدورت شده در نتیجه شفافیت کاهش و پیامدهای اکولوژیکی و تبعات بیولوژیکی خاصی به همراه خواهد داشت. همچنین کاهش اکسیژن محلول در پساب خروجی باعث اختلالات تنفسی خواهد گردید. بنابراین با استفاده از ترکیب شاخص‌های زیستی می‌توان به وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه پی برد (Wallace and Merritt, 1980).

پایش زیستی یک ابزار مفید برای تعیین مشخصات پساب آبی‌پروری و مدیریت آن فراهم می‌کند و برتری‌های مهمی نسبت به آنالیزهای شیمیایی دارد. اطلاعات جوامع زیستی در راستای تکمیل داده‌های فیزیکوشیمیایی به کار برده می‌شوند (Chen et al., 2008). چرا که پایش‌ها و پردازش‌های فیزیکوشیمیایی در مقایسه با سیستم‌های ارزیابی زیستی تنها قادر به ثبت مشخصات مربوط به لحظه نمونه‌برداری هستند، در صورتی که جوامع زیستی تغییرات بلندمدت کیفیت آب را منعکس می‌کنند. جوامع زیستی با فراهم کردن یک مقیاس بوم‌شناختی برای هر گونه آشفته‌گی، تاثیر عوامل مختلف تنش زا را بر محیط آبی مشخص می‌کنند و تغییرات جامعه زیستی را در ارتباط با آشفته‌گی‌های ایجاد شده نشان می‌دهند (Fries and Bowels, 2002; Barber et al., 1999). بنابراین حتی طبقه‌بندی کیفی آب‌ها بر اساس پارامترهای زیستی نیز بر اساس شناخت گونه‌های راهنما استوار می‌باشد، چرا که وابستگی شدیدی بین میزان آلودگی آب و موجودات ساکن آن وجود دارد (Mahboobi et al., 2012). ارزیابی تاثیر آلودگی‌های زیستی ناشی از مزارع متراکم پرورش ماهی بر بدنه آب‌های دریافت کننده آن به علت میزان بالای رقیق شدگی مواد زاید اغلب مشکل است (Oberdoff and Stephens and Farris, 2004) (Porcher, 1994). اما به هر حال از تغییرات جوامع زیستی می‌توان به تاثیر مزارع پرورش ماهی بر آب‌های دریافت کننده پساب پی برد (Gebler, 1998; Podemski and Blanchfield, 2006).

گاماسیاب رودی واقع در غرب ایران است که یکی از طولی‌ترین رودخانه‌های ایران به شمار می‌رود. این رودخانه از چشمه‌های آهکی واقع در ۲۱ کیلومتری جنوب شرقی نهاوند واقع در غرب استان همدان، از دامنه‌های شمالی ارتفاعات گرین در شرق

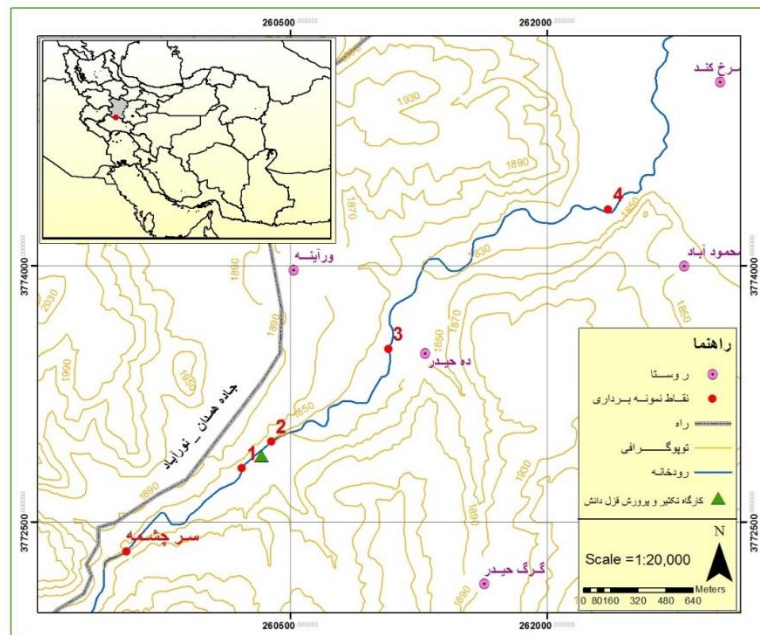
پایش رودخانه درک کیفیت اکولوژیکی رودخانه در محل مزرعه پرورش ماهی و تغییرات اعمال شده بر آن در اثر خروجی پساب کارگاه می‌باشد، کیفیت انتخاب محل نمونه‌برداری و کیفیت نمونه برداشت شده باید به گونه ای باشد که ماهیت بخشی که مورد ارزیابی قرار می‌گیرد را مشخص نماید، بدین منظور چهار ایستگاه در مسیر رودخانه تعیین گردید. نمونه‌برداری‌ها در اواسط فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان سال ۱۳۹۲ طی یکسال انجام گرفت و ایستگاه‌های نمونه برداری شامل ایستگاه شماره ۱، محل ورودی آب به مزرعه ایستگاه شماره ۲، محل خروجی پساب از مزرعه، ایستگاه شماره ۳، ۵۰۰ متر پس از خروجی کارگاه و ایستگاه شماره ۴، حدود ۱۰۰۰ متر پس از خروجی کارگاه در نظر گرفته شدند. جهت جلوگیری از ایجاد اختلال در جوامع کفزی پایین دست، نمونه برداری از سمت پایین دست رودخانه به سمت بالا انجام شد. بستر رودخانه در طول مسیر نمونه برداری قلوه سنگی-ریگی بود و نمونه‌برداری از بنتوزها توسط نمونه بردار سوربر با ابعاد ۳۳ در ۳۳ سانتی‌متر انجام گرفت و در هر ایستگاه در سه تکرار از طرفین و وسط رودخانه نمونه برداشته شد، بطوریکه قاب عمودی سوربر در کف بستر و توری متصل به آن عمود بر جریان آب رودخانه قرار گرفته و با جریان آب باز نگه داشته شد. کف بستر در چارچوب فلزی سوربر با ضربات متوالی به هم زده شد تا موجودات کفزی با جریان آب شسته و به داخل تور وارد شوند. سپس محتویات وارد شده به تور قیفی جمع‌آوری و به ظروف نمونه‌برداری منتقل و تثبیت گردید و جهت شناسایی به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه نمونه‌ها شسته و جداسازی شده و سپس در الکل اتیلیک ۷۰ درصد نگهداری شدند. شناسایی نمونه‌ها توسط لوپ و میکروسکوپ جهت بررسی ضمایم بدنی صورت گرفت و سپس با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر تا سطح جنس و بعضاً گونه شناسایی و شمارش گردیدند (Cliford, 1991; Pennak, 1953; Quigeley, 1977; Thorp and Covich, 2009; Usinger, 1956).

شهرستان دلفان به نام سراب گاماسیاب سرچشمه می‌گیرد و دبی متوسط آن ۴ متر مکعب بر ثانیه می‌باشد. کارگاه‌های تکتیر و پرورش ماهی موجود در مسیر این رودخانه پس از دریافت آب و استفاده از آن پساب خود را به رودخانه وارد می‌نمایند (Tayebi and Sobhanardakani, 2012). از آنجا که این رودخانه از رودخانه‌های دائمی و مهم استان همدان بوده و همچنین تعداد کارگاه‌های پرورش ماهی ساخته شده در مسیر این رودخانه رو به افزایش است که قاعدتاً بر ساختار اکولوژیک این رودخانه موثر خواهد بود، از این رو مطالعه حاضر، با هدف انجام پایش زیستی این رودخانه با استفاده از شاخص‌های زیستی و جمعیتی به بررسی درشت‌بی‌مهرگان کفزی به اجرا درآمد. برای این منظور با استفاده از روش‌های آماری ارتباط و همبستگی هر گروه از ماکروبنتوزها با شاخص‌های فوق در مکان‌ها و زمان‌های مختلف بررسی و میزان تاثیرگذاری ناشی از مواد آلی بر کیفیت آب و جوامع ماکروبنتوز رودخانه مورد مطالعه قرار می‌گیرد.

۲. مواد و روشها

در طول رودخانه گاماسیاب تعداد زیادی مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا وجود دارد که مهم‌ترین آنها مزرعه پرورش قزل‌دانش است که در بالادست رودخانه در مختصات جغرافیایی 34° و $4'$ و $105''$ عرض شمالی و 48° و $28'$ و $154''$ عرض شرقی و ارتفاع ۱۷۵۶ متر از سطح دریا قرار گرفته و معیار نمونه برداری این مطالعه محسوب می‌گردد. این کارگاه آب مورد نیاز خود را از رودخانه دریافت و مجدداً پساب خود را به آب وارد می‌سازد. ظرفیت تولید آن در سال ۱۰۰ تن قزل‌آلای رنگین کمان و جریان آب ورودی یک مترمکعب بر ثانیه است و خروجی پساب مستقیماً یا پس از طی مسافتی وارد رودخانه می‌گردد.

نمونه‌برداری در این مزرعه مستقر در حاشیه رودخانه گاماسیاب انجام گرفت که در بالاترین قسمت رودخانه قرار گرفته و فاصله زیادی با سرچشمه رودخانه ندارد (شکل ۱). از آنجایی که هدف اصلی



شکل ۱. نقشه منطقه مطالعاتی و موقعیت ایستگاه‌های نمونه برداری بر رودخانه گاماسیاب (ایستگاه ۱: ورودی کارگاه، ایستگاه ۲: خروجی کارگاه، ایستگاه ۳: ۵۰۰ متر پس از خروجی، ایستگاه ۴: ۱۰۰۰ متر پس از خروجی).

(Mahboobi *et al.*, 2012). شاخص تنوع جمعیتی شانون- واینر از طریق نرم افزار BioDiversity professional version 2 (Washington, 1984). برای محاسبه شاخص هیلسنهوف تعداد افراد هر تاکسون در ارزش مقاومتی آن ضرب و از حاصل جمع آنها شاخص هیلسنهوف آن ایستگاه بدست آمد (Hilsenhoff, 1988). این شاخص جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه استفاده شده و در این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی به ۷ طبقه تقسیم میشوند (جدول ۱).

۱.۲. محاسبه شاخص‌های زیستی

پس از شمارش ماکروبن‌توزها برای بدست آوردن تراکم ماکروبن‌توزها، تعداد آنها در واحد سطح برای هر ایستگاه با سه تکرار و در تمام فصول نمونه برداری بدست آمد. برای بدست آوردن غنای تاکسونی تعداد تاکسون‌های موجود در کل نمونه‌ها شمارش و ثبت گردید. جهت محاسبه درصد EPT مجموع فراوانی افراد متعلق به سه راسته افروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا در هر یک از نمونه‌ها به دست آمد

جدول ۱. رده بندی کیفیت آب بر اساس شاخص زیستی هیلسنهوف (Hilsenhoff, 1988)

شاخص زیستی	کیفیت آب	درجه آلودگی با مواد آلی
۰-۳/۷۵	عالی	بدون آلودگی آلی
۳/۷۶-۴/۲۵	بسیار خوب	امکان آلودگی آلی بسیار کم
۴/۲۶-۵/۱۰	خوب	امکان آلودگی آلی کم
۵/۱۱-۵/۷۵	مناسب	امکان آلودگی آلی نسبتاً قابل ملاحظه
۵/۷۶-۶/۵۰	نسبتاً ضعیف	امکان آلودگی آلی قابل ملاحظه
۶/۵۱-۷/۲۵	ضعیف	امکان آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه
۷/۲۶-۱۰	بسیار ضعیف	امکان آلودگی آلی شدید

نرم افزار آماری SPSS 19 و با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه بعد از نرمال سازی داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف انجام شد و برای

۲.۲. تجزیه و تحلیل داده‌ها

تجزیه و تحلیل آماری داده‌های بدست آمده با

نمونه برداری در فصول مختلف ۵۴۵۴ نمونه از جانداران کفزی بررسی و شناسایی شد که متعلق به ۱۱ راسته، ۲۲ خانواده و ۲۵ جنس بودند. بیشترین فراوانی را در بیشتر ایستگاه ها راسته افروپترا تشکیل داده که ۴ خانواده و ۶ جنس در این راسته شناسایی شدند که در برخی فصل ها و ایستگاه ها جنس *Epeorus* و در برخی دیگر جنس *Beatis* غالب بود. نمونه های شناسایی شده متعلق به راسته های *Diptera*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera*, *Hirodinea*, *Turbellaria*, *Crustacea*, *Oligochaeta*, *Gastropoda*, *Bivalvia* و *Odonata* و *Plecoptera* بودند (جدول ۲).

مقایسه میانگین ها از آزمون دانکن در سطح ۵ درصد استفاده شد. محاسبه داده ها و شاخص ها با نرم افزار *Bio Diversity* انجام شد. بررسی همبستگی میان داده ها در ایستگاه ها و فصول مختلف توسط نرم افزار *Brodgar* با استفاده از تحلیل تشخیصی صورت گرفت (*Zuur et al., 2007*). نظر به اینکه امکان قرار دادن تنها یک فاکتور در تحلیل تشخیصی وجود دارد، یک بار ایستگاههای نمونه برداری و یک بار فصل نمونه برداری به عنوان فاکتور مستقل قرار داده شد.

۳. نتایج

در منطقه مورد مطالعه طی مدت یک سال

جدول ۲. اسامی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه های نمونه برداری

رده	راسته	خانواده	جنس و گونه	
Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Epeorus spp.</i>	
		Baetidae	<i>Beatis spp.</i>	
		Ecdyonuridae	<i>Rithrogena semicolorata</i> <i>Ecdyonurus venosus</i> <i>Ecdyonurus torrentis</i>	
	Diptera	Ephemeridae		<i>Ephemerella notate</i>
			Chironomidae	<i>Chironomus sp.</i> <i>Spanitoma sp.</i>
		Anthomyiidae		<i>Limnophora sp.</i>
			Simuliidae	<i>Simulium sp.</i>
			Limnoidae	<i>Dicronota sp.</i>
		Trichoptera	Tabanidae	<i>Tabanus sp.</i>
			Rhyacophilidae	<i>Rhiacophila dorsalis</i>
	Hydropsychidae		<i>Hydropsyche instabilis</i> <i>Hydropsyche angustipensis</i>	
	Odonata	Limnephilidae	<i>Limnephilus lunatus</i>	
		Agrionidae	<i>Agrion vigro</i>	
		Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra geniculata</i>
	Crustacea	Amphipoda	Chloroperlidae	<i>Chloroperla tripunctata</i>
Gammaridae			<i>Rivulogammarus pulex</i>	
Hirudinea	Rhyachobdellida	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia complanata</i>	
	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	<i>Erpobdella octoculata</i>	
Turbellaria	Tricladida	Planariidae	<i>Dugesia gonocephala</i>	
Oligochaeta	Opisthopora	Lumbricidae	<i>Lumbricus terrestris</i>	
Gastropoda	Prosobranchia	Valvatidae	<i>Valvata cristata</i>	
Bivalvia	Veneroidea	Spaeriidae	<i>Spaerium corneum</i>	

ایستگاههای شماره ۱ و سپس ۴ بیشترین فراوانی را داشتند و کمترین فراوانی متعلق به ایستگاههای شماره ۲ بود که بلافاصله پس از خروجی کارگاه قرار

در بررسی تراکم ماکروبنتوزها در فصول مختلف مشخص شد که تراکم آنها در فصل تابستان بیشتر از سایر فصلها بوده و همچنین در کلیه فصلها

داشتند، اختلافات موجود در اغلب فصل‌ها معنی دار بوده است (جدول ۳).

جدول ۳. تغییرات تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مطالعاتی (میانگین \pm SD)*

ایستگاه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	b98/188 ± 921/34	a30/425 ± 1352/92	c116/39 ± 1523/69	b190/148 ± 1049/90
۲	a175/193 ± 587/70	a166/0535 ± 1101/92	b79/17 ± 648/91	a224/24 ± 566/27
۳	ab85/317 ± 759/11	a89/186 ± 1227/42	b128/66 ± 1181/51	ab174/55 ± 838/69
۴	ab133/176 ± 829/5	a11/714 ± 1303/94	c64/28 ± 1616/16	b80/46 ± 1174/32

*اعداد در یک ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها می‌باشد ($\alpha = 0/05$)

پاییز میزان تنوع گونه‌ای در ایستگاه دوم کمتر از بقیه ایستگاه‌ها بود که این تفاوت معنی دار نمی‌باشد و تنها تفاوت معنی دار بین ایستگاه‌های ۱ و ۴ در فصل زمستان دیده شد ($P = 0/087$) (جدول ۴).

در بررسی غنای تاکسونی ایستگاه‌های مورد مطالعه مشخص شد که بیشترین غنای تاکسونی متعلق به ایستگاه‌های فصل تابستان می‌باشد. همچنین در ایستگاه‌های مختلف فصل‌های بهار و

جدول ۴. تغییرات مقادیر غنای تاکسونی در ایستگاه‌های مطالعاتی (میانگین \pm SD)*

ایستگاه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	a1/73 ± 13	a1/57 ± 14/33	a4/36 ± 13	a3/21 ± 10/33
۲	a1/15 ± 9/67	a2/08 ± 17/67	a4/04 ± 11/33	a1/53 ± 10/33
۳	a3/05 ± 11/33	ab1/53 ± 16/67	a3/21 ± 13/33	ab3/46 ± 11
۴	a2 ± 12	a1/53 ± 17/67	a1/52 ± 16/33	b2 ± 16

*اعداد در یک ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها می‌باشد ($\alpha = 0/05$)

فراوانی گروه‌های حساس بطور معنی دار و قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته ولی در ایستگاه‌های بعدی و با فاصله از خروجی مجدداً درصد EPT افزایش یافته و جبران شده است (جدول ۵).

روند تغییرات درصد EPT یا گروه‌های حساس در ایستگاه خروجی در کلیه فصول سال اختلاف قابل ملاحظه‌ای با سایر ایستگاه‌ها داشته و این اختلاف در اغلب موارد با سایر ایستگاه‌ها معنی دار بود بطوری‌که در ایستگاه ۲ که خروجی کارگاه می‌باشد درصد

جدول ۵. تغییرات مقادیر درصد EPT در ایستگاه‌های مطالعاتی (میانگین \pm SD)*

ایستگاه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	b102/39 ± 682/58	b259/08 ± 1010/10	c97/34 ± 1052/30	b123/31 ± 627/49
۲	a76/46 ± 410/16	a142/36 ± 575/45	a119/84 ± 436/65	a72/88 ± 284/66
۳	b95/57 ± 602/99	ab163/23 ± 798/9	b95/87 ± 798/90	b578/51 ± 111/33
۴	ab55/35 ± 517/29	ab23/11 ± 850/93	c84/16 ± 1083	b147/02 ± 685/64

*اعداد در یک ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها می‌باشد ($\alpha = 0/05$)

کیفیت آب این شاخص، کیفیت آب خیلی خوب، خوب و مناسب ارزیابی شده است که در غالب فصول ایستگاه خروجی تفاوت معنی دار با سایر ایستگاه‌ها داشت و کیفیت آب آن یک درجه پایین‌تر از ایستگاه ورودی بود (جدول ۶).

مقادیر میانگین شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های نمونه برداری شده در فصول مختلف بین ۴/۱۶ تا ۵/۲۶ متغیر بود که میانگین کلیه مقادیر ایستگاه‌های مختلف در تمامی فصول در جدول ۶ آمده است. بر این اساس و مطابق جدول امتیازدهی

جدول ۶. مقادیر شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مطالعاتی (میانگین \pm SD)*

ایستگاه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	a \pm ۰/۱۹±۴/۲	a \pm ۰/۳۶±۴/۱۱	a \pm ۰/۰۵±۴/۵۶	a \pm ۰/۰۹±۴/۶۹
۲	a \pm ۰/۱۸±۴/۳۳	b \pm ۰/۳۴±۰/۱۹۷۳	a \pm ۰/۱۲±۴/۸۶	b \pm ۰/۲۳±۵/۲۶
۳	a \pm ۰/۱۹±۴/۱۶	ab \pm ۰/۴۵±۴/۴۲	a \pm ۰/۰۸±۴/۷۷	a \pm ۰/۲۴±۴/۷۱
۴	ab \pm ۰/۰۲۶±۴/۴۶	ab \pm ۰/۲۵±۴/۵۳	a \pm ۰/۳۰±۴/۶۳	a \pm ۰/۱۱±۴/۷۲

*اعداد در یک ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها می‌باشد ($\alpha = 0.05$)

که افزایش معنی دار آن در ایستگاه خروجی این فصل احتمالاً به دلیل افزایش تاکسون‌های مقاوم می‌باشد (جدول ۷).

مقادیر شاخص جمعیتی شانون- واینر در اغلب فصول سال تفاوت معنی‌داری در ایستگاه‌های متفاوت نمونه برداری نداشت و تنها تفاوت معنی‌دار در فصل تابستان دیده شده ($F_{3,8} = 14.494, P = 0.001$)

جدول ۷. مقادیر شاخص جمعیتی شانون - واینر (میانگین \pm SD)*

ایستگاه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	a \pm ۰/۰۴±۰/۸۳۴۳	a \pm ۰/۰۵±۰/۷۶۲۳	a \pm ۰/۰۷±۰/۸۰۹۳	a \pm ۰/۱۰±۰/۷۴۲
۲	a \pm ۰/۰۵±۰/۸۰۶۷	bc \pm ۰/۰۲±۰/۹۵۰۳	a \pm ۰/۱۲±۰/۸۳۴۷	a \pm ۰/۰۳±۰/۸۸۸۶
۳	a \pm ۰/۰۶±۰/۸۳۶۷	b \pm ۰/۰۴±۰/۸۸	a \pm ۰/۱۱±۰/۸۴۵۷	a \pm ۰/۱۲±۰/۸۵۶۷
۴	a \pm ۰/۱۰±۰/۸۸۳	c \pm ۰/۰۴±۰/۹۶۹۰	a \pm ۰/۰۵±۰/۸۵۶۷	a \pm ۰/۰۷±۰/۸۶۷۷

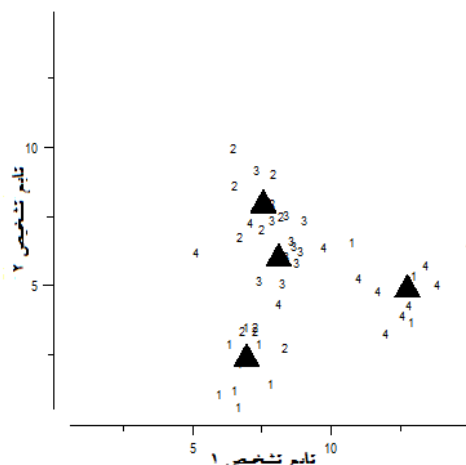
*اعداد در یک ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها می‌باشد ($\alpha = 0.05$)

نشان داد که بین فون این چهار ایستگاه از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری وجود دارد (آماره ویلکز- لامبدا = ۱۴/۰، $P = 0.017$) در تحلیل تشخیصی دو محور اول بیش از ۹۰ درصد از واریانس را توضیح دادند (جدول ۸). درصد نمونه‌های صحیح تخصیص داده شده به چهار ایستگاه نمونه برداری عبارتند از ۱۰۰، ۹۱/۶۷، ۹۱/۶۷ و ۱۰۰ می‌باشد.

شکل ۲ تغییرات فون ماکروبتوزها را در ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد. همانطور که در شکل مشخص است ایستگاه اول بیشترین تفاوت را با ایستگاه دوم که خروجی پساب است، دارد. در ایستگاه سوم و سپس چهارم فون زیستگاه تا حدودی به ایستگاه ورودی نزدیک می‌شود ولی به حالت اول بر نمی‌گردد. آزمون MANOVA در تحلیل تشخیصی

جدول ۸. مقادیر ویژه بدست آمده از تحلیل تشخیصی برای داده‌های مربوط به ایستگاه‌های نمونه برداری

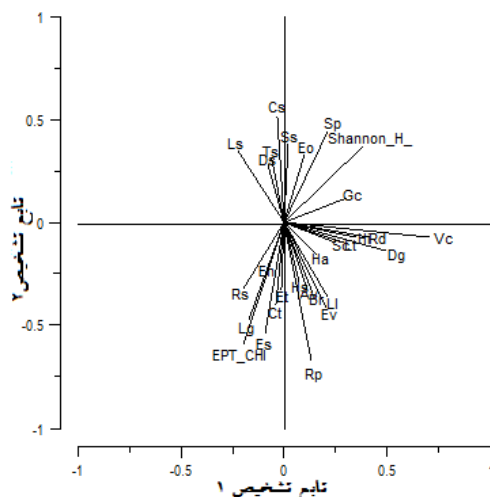
محور	λ	λ به عنوان %	درصد تجمعی λ
۱	۵/۶۴۸	۵۱/۴۱۹	۵۱/۴۱۹
۲	۴/۴۱۰	۴۰/۱۵۳	۹۱/۵۷۲
۳	۰/۹۲۶	۸/۴۲۸	۱۰۰/۰۰۰



شکل ۲. بررسی تغییرات فون بزرگ بی مهرگان کفزی در ایستگاه های مختلف.

Chloroperla sp., *Leuctra sp.*, *Epeorus sp.* که همگی جزو گروه‌های حساس افمروپترا و پلکوپترا می‌باشند همبستگی منفی و با برخی دیگر از قبیل *Limnephilus sp.*، *Limnophora sp.*، *Hydropsyche sp.* هیچ رابطه ای ندارد. شاخص EPT/Chir نیز خلاف شاخص شانون - واینر با گروه های حساس، همبستگی مثبت و با گروه های مقاوم همبستگی منفی دارد همچنین شکل این دو شاخص خلاف جهت یکدیگر بوده و همبستگی ندارند.

شکل ۳ اثر همبستگی ماکروبنتوزها را با شاخص شانون - واینر و EPT/Chir در ایستگاه های مختلف نمونه برداری نشان می دهد. همانطور که در شکل مشخص است شاخص شانون - واینر در این ۴ ایستگاه با جانورانی نظیر *Spanitoma sp.*، *Simulium sp.* از راسته دیپترا و جانوران گروه های کم تاران، توربلاریا و زالوها که جزو نمونه های مقاوم هستند، همبستگی مثبت و با ماکروبنتوزهایی نظیر *Ephemera sp.*، *Rhitrogena sp.*



شکل ۳. همبستگی بزرگ بی مهرگان کفزی با شاخص های شانون - واینر و EPT/Chir در ایستگاه های مختلف

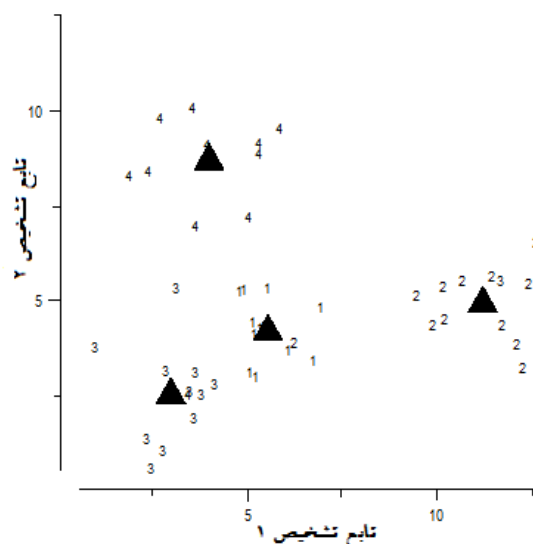
(Es=*Epeorus sp.*, Br=*Beatis sp.*, Rs=*Rhitrogena semicolorata*, Ev=*Ecdyonurus venosus*, Et=*Ecdyonurus torrentis*, Hs=*Heptagenia sulphurea*, En=*Ephemera notata*, cs=*Chironomus sp.*, Ss=*Spanitoma sp.*, Ls=*Limnophora sp.*, Sp=*Simulium sp.*, Ds=*Dicronota sp.*, Ts=*Tabanus sp.*, Rd=*Rhiacophila dorsalis*, Hi=*Hydropsyche instabilis*, Ha=*Hydropsyche angustipennis*, Li=*limnephilus lunatus*, Av=*Agriion virgo*, Lg=*Leuctra geniculata*, Ct=*Chloroperla tripunctata*, Rp=*Rivulogammarus pulex*, Gc=*Glossiphonia complanota*, Eo=*Erpobdella octoculata*, Dg=*Dugesia gonocephala*, Lt=*Lumbricus terrestris*, Vc=*Valvata cristata*, Sc=*Spaerium corneam*).

فصل قرار گرفته اند. در تحلیل تشخیصی دو محور اول بیش از ۸۰ درصد از واریانس را توضیح دادند (جدول ۹). شکل ۴ نشان میدهد که فصل تابستان بیشترین تفاوت را با فصل زمستان دارد و دو فصل بهار و پاییز تا حدودی از لحاظ جوامع ماکروبنتوزی به هم شبیه‌اند.

در بررسی اثر فصل‌ها بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی آزمون MANOVA نشان داد که بین وضعیت ماکروبنتوزها در فصل‌های مختلف اختلاف معنی‌داری وجود دارد (آماره ویلکز-لامبدا = ۰/۰۰۳، ۰/۰۰۱ < P) و اندازه گیری صحت طبقه بندی نشان میدهد هر ۴ گروه فصلی صد در صد به طور صحیح در چهار

جدول ۹. مقادیر ویژه بدست آمده از تحلیل تشخیصی برای داده های مربوط به ایستگاه‌های نمونه برداری

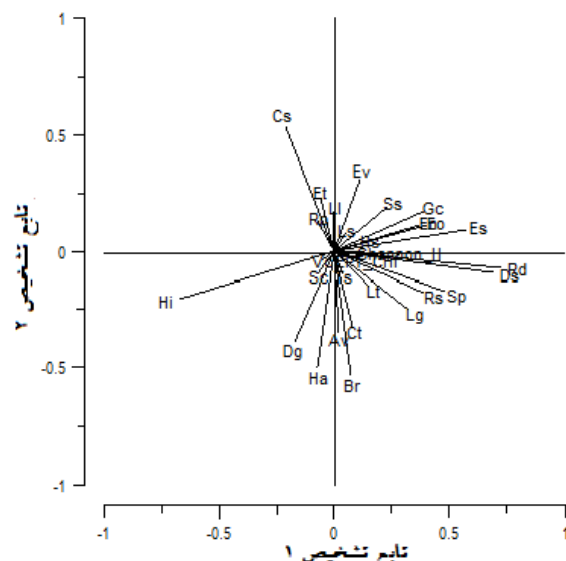
محور	λ	λ به عنوان %	درصد تجمعی λ
۱	۱۰/۸۴۰	۵۴/۱۲۶	۵۴/۱۲۶
۲	۵/۵۱۰	۲۷/۵۱۳	۸۱/۶۴۰
۳	۳/۶۷۷	۱۸/۳۶۰	۱۰۰/۰۰۰



شکل ۴. مقایسه تغییرات فون بزرگ بی‌مهرگان کفزی در فصول مختلف. (۱ = فصل بهار، ۲ = فصل تابستان، ۳ = فصل پاییز، ۴ = فصل زمستان).

simulium sp. و رده Hirudinea همبستگی مثبت و با برخی دیگر نظیر *Hydropsyche* *Valvata* sp.، *Dugesia* sp. *istabilis*، *Rivulogammarus* sp.، *spaerium* sp.، *Chironomus* sp. همبستگی منفی و با حشرات مانند *Limnophilus luntas* *Agrion vigrodrata* *Hydropsyche angostipeni* ارتباطی ندارند (شکل ۵).

در بررسی اثر همبستگی شاخص‌ها بر ماکروبنتوزها در فصل‌های مختلف مشخص گردید که شاخص شانون- واینر با شاخص EPT/Chir همبستگی مثبت داشته و نمودار آنها همسو با یکدیگر است. همچنین این شاخص‌ها با حشرات نظیر *Ephemerella* sp. *Epeorus* sp. *Dicronata* sp. *Rhiacophila* sp.



شکل ۵. همبستگی شاخص‌های شانون - واینر و EPT/Chir بر ماکروبنتوزها در فصول مختلف.

(Es=*Epeorus sp.*, Br=*Beatis sp.*, Rs=*Rhitrogena semicolorata*, Ev=*Ecdyonurus venosus*, Et=*Ecdyonurus torrentis*, Hs=*Heptagenia sulphurea*, En=*Ephemerella notata*, cs=*Chironomus sp.*, Ss=*Spanitoma sp.*, Ls=*Limnophora sp.*, Sp=*Simulium sp.*, Ds=*Dicronota sp.*, Ts=*Tabanus sp.*, Rd=*Rhiacophila dorsalis*, Hi=*Hydropsyche instabilis*, Ha=*Hydropsyche angustipensis*, Li=*limnephilus lunatus*, Av=*Agrion virgo*, Lg=*Leuctra geniculata*, Ct=*Chloroperla tripunctata*, Rp=*Rivulogammarus pulex*, Gc=*Glossiphonia complanota*, Eo=*Erpobdella octoculata*, Dg=*Dugesia gonocephala*, Lt=*Lumbricus terrestris*, Vc=*Valvata cristata*, Sc=*Spaerium corneam*).

۴. بحث و نتیجه گیری

با حضور این گروه‌ها در ایستگاه خروجی صرفاً ناشی از افزایش مواد آلی در پساب کارگاه پرورش ماهی است که موجب تغییر ساختار و ترکیب جمعیتی ماکروبنتوزها گردیده است که این نتیجه با نتایج محققین دیگر در سایر رودخانه‌های ایران و جهان مطابقت دارد (Gowen *et al.*, 1991; Loch *et al.*, 1996; Fries and Boweles, 2002; Naderi *et al.*, 2011; Mahboobi *et al.*, 2012).

براساس نتایج بیشترین تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی در فصل‌های پاییز و تابستان بود. در فصل تابستان تراکم در ایستگاه خروجی نسبت به ایستگاه ورودی کاهش یافته که نشانه تأثیر منفی مواد آلی پساب بر جمعیت ماکروبنتوزها می‌باشد. بطور کلی افزایش مواد آلی و فاقد اکسیژن شدن کف اثرات منفی بر ماکروبنتوزها دارد (Yokoyama *et al.*, 2007). ولی به تدریج با فاصله گرفتن از ایستگاه خروجی بر تراکم ماکروبنتوزها در ایستگاه شماره ۳ و ۴ که با فاصله ۵۰۰ و ۱۰۰۰ متری از خروجی قرار گرفته‌اند، افزوده می‌گردید. لازم به ذکر است که آلاینده خارجی دیگری در فاصله ایستگاه‌های پس از خروجی به

براساس نتایج، لارو حشرات آبزی فون غالب کفزی رودخانه را نسبت به سایر گروه‌های جانوری نشان داد که احتمالاً بدلیل کوهستانی بودن منطقه و وجود گونه‌های گیاهی و درختان زیاد در اطراف رودخانه بوده که برگ‌های این گیاهان وارد رودخانه شده و به عنوان دتریتوس که غذای اصلی این جانوران است، مورد تغذیه لارو حشرات آبزی قرار می‌گیرند که این مورد با نتایج محققین دیگر مطابقت دارد (Loch *et al.*, 1996; Pipan, 2000; Pillay, 2007; Naderi *et al.*, 2011).

پساب مزارع پرورش ماهی می‌تواند یکی از عوامل اثرگذار در تغییر ساختار و ترکیب جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی باشد. از آنجا که مزرعه تکثیر و پرورش ماهی مورد مطالعه در قسمت بالادست رودخانه انتخاب شده و هیچ آلاینده دیگری از سراب رودخانه تا ورودی کارگاه به رودخانه وارد نمی‌شود می‌توان بیان داشت که افزایش گروه‌های حساس و کاهش و یا غیبت گروه‌های مقاوم از قبیل شیرونومیده در ایستگاه ورودی و کاهش گروه‌های حساس و افزایش

در مطالعات دیگر نیز در ایستگاه های بالا دست رودخانه این اختلاف ها بیان شده است. (Mahboobi *et al.*, 2012). اختلاف جامعه بالادست و پایین دست همچنین ممکن است ناشی از تفاوت شرایط بستر و تنوع زیستگاهی باشد (Mahboobi *et al.*, 2012). درصد EPT یا گروه های حساس که به شرایط مناسب برای حیات نیازمندند در ایستگاه خروجی کلیه فصول کاهش قابل ملاحظه و معنی داری داشت که این کاهش کاملاً منطقی و توجیه پذیر است و محققین بسیاری اثرات نامناسب مواد آلی را بر جامعه کفزیان حساس بیان داشته اند (Loch *et al.*, 1996; Yokoyama *et al.*, 2007). همچنین افزایش درصد EPT پس از طی مسافتی در مسیر رودخانه نشان می دهد که رودخانه قادر به خود پالایی و احیا شرایط مناسب برای ادامه حیات گروه های حساس می باشد.

محاسبه شاخص تنوع شانون- واینر نشان داد که اختلاف قابل ملاحظه ای در این شاخص بین ایستگاهها در فصول مختلف سال وجود ندارد که در مطالعات محققین دیگر نیز غالباً به وجود عدم اختلاف معنی دار بین شاخص تنوع شانون- واینر در ایستگاه های مختلف نمونه برداری اشاره شده است (Fries and Bowles, 2002; Mahboobi *et al.*, 2012) و تنها اختلاف معنی دار در این شاخص در فصل تابستان بین ایستگاه ورودی با سایر ایستگاه هاست که می تواند به دلیل افزایش تاکسون های مقاوم در سایر ایستگاهها و به ویژه ایستگاه خروجی باشد (Mahboobi *et al.*, 2012) که در ایستگاه ورودی این فصل بسیار کم و در برخی تکرارها بطور کلی غایب بودند. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن ها با هم لحاظ شده است و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان می باشد، ضمن اینکه این شاخص به تنهایی ارزیابی دقیقی از کیفیت آب ارائه نمی دهد زیرا ممکن است تنوع در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیشتر از مکان غیر آلوده باشد ولی در اثر آلودگی ترکیب موجودات تغییر یابد (Lydy *et al.*, 2000).

مطالعات زیادی از شاخص زیستی هیلستهوف برای طبقه بندی آلودگی آب استفاده نموده اند

رودخانه وارد نمی شود بنابراین رودخانه طی این فواصل کوتاه نیز فرصت خودپالایی و ترمیم جمعیت ماکروبنئوزی خود یافته و تراکم جمعیت آنها احیا شده است. این تغییرات در سایر فصول نیز به همین ترتیب مشاهده شده بطوریکه این کاهش تراکم در فصل بهار، پاییز و زمستان در ایستگاه خروجی با ورودی قابل ملاحظه و معنی دار است. مزاحمت های غیر طبیعی مانند آلودگی آلی باعث جابجایی در جمعیت ماکروبنئوزها می گردد (Loch *et al.*, 1996). در تابستان به دلیل بالا بودن تراکم در کلیه ایستگاهها اختلاف معنی دار نبود ولی در زمستان تراکم ایستگاه خروجی علاوه بر اینکه اختلاف معنی داری را با ایستگاه ورودی داشت و همچنین این اختلاف با ایستگاه شماره ۴، در فاصله یک کیلومتری خروجی نیز معنی دار بود. احتمالاً در زمستان به دلیل کاهش حجم آب و دبی رودخانه تأثیر پساب مشخص تر شده است. این نتایج به دلایل عنوان شده در بالا منطقی بوده و با نتایج محققین دیگر نیز مطابقت دارد (Loch *et al.*, 1996; Fries and Bowles, 2002; Homewood *et al.*, 2004; Yokoyama *et al.*, 2007; Mahboobi *et al.*, 2012).

در بررسی تأثیر پساب بر غنای تاکسونی مشخص شد که غنای تاکسونی در فصل بهار و پاییز در ایستگاه خروجی نسبت به ورودی کاهش داشته و در ایستگاههای با فاصله ۵۰۰ و ۱۰۰۰ متر پس از خروجی به تدریج افزایش می یابد که این نتیجه به دلیل تأثیر مواد آلی بر تغییر ساختار و تنوع ماکروبنئوزها منطقی به نظر می رسد و مطالعات دیگر نیز آن را تأیید مینماید ولی اختلافات معنی دار نیست (Loch *et al.*, 1996; Fries and Bowles, 2002). در تابستان افزایش جزئی در غنای تاکسونی ایستگاه دوم قابل مشاهده بود که البته معنی دار نبود و دلیل آن می تواند به واسطه افزایش گونه های مقاوم باشد (Podemski and Blanchfield, 2006; Yokoyama *et al.*, 2007; Mahboobi *et al.*, 2012). تنها اختلاف معنی دار در این شاخص بین ایستگاههای ورودی و یک کیلومتری فصل زمستان قابل مشاهده است که کاهش آن در ایستگاه شماره ۱ می تواند به دلیل ویژگی های ساختاری خاص در محل چشمه باشد که

ماکروبنتوزهای فصل تابستان با سایر فصول را میتوان به کاهش دبی آب در این فصل و طبعاً افزایش اثرات آلاینده‌گی پساب در این زمان مرتبط دانست. اثر همبستگی شاخص‌های شانون-واینر و EPT/Chir در فصول مختلف با یکدیگر همسو بوده و با غالب تاکسون‌های حساس همبستگی مثبت و با تاکسون‌های مقاوم همبستگی منفی دارد که نشان می‌دهد این دو شاخص برخلاف اثر ایستگاه‌ها در بررسی اثر فصول با همدیگر همبستگی مثبت دارند که منطقی می‌باشد.

نتایج نشان داد در بیشتر مواقع کیفیت پساب خروجی کارگاه تا حد معنی‌داری نسبت به ورودی کاهش می‌یابد. مطالعه شاخص‌های زیستی مرتبط با ماکروبنتوزها نشان داد که آلاینده‌های موجود در پساب در درازمدت باعث کاهش کیفیت آب و تاثیر بر محیط زیست کفزیان گردیده است بطوریکه کاهش فراوانی و غنای تاکسونی ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های خروجی کارگاه مشهود بود. همچنین بررسی ماکروبنتوزها در ایستگاه خروجی در مقایسه با ایستگاه‌های دیگر نشان می‌دهد که در یک کیلومتری پایین دست رودخانه تاثیر مواد آلی بر ماکروبنتوزها کاهش یافته و در بسیاری موارد کیفیت آب همانند ایستگاه ورودی شده که می‌تواند به دلیل دبی بالای رودخانه و سرعت جریان آب باشد که باعث رقیق شدن مواد آلی و مطلوب شدن شرایط می‌گردد به نحوی که می‌توان بیان داشت که این قسمت از رودخانه قابلیت خودپالایی و احیاء جمعیت بزرگ بی مهرگان کفزی را خواهد داشت ولی نتایج نشان داد که به طور کلی فون رودخانه تغییر کرده و پس از طی مسافت یک کیلومتر نیز شبیه ورودی نمی‌گردد.

بدیهی است کلیه آلاینده نظیر فاضلاب‌ها و پساب‌ها می‌تواند بر کیفیت آب و موجوداتی که در آن اکوسیستم آبی می‌زیند مؤثر باشد اما مدیریت صحیح یکی از عوامل مهمی است که می‌تواند میزان این تهدیدات را به حداقل برساند. شاخص‌های زیستی با تأکید بر گروه‌های شاخص بی‌مهرگان کفزی تفاوت‌های کیفی آب در ایستگاه‌های مختلف را به خوبی نشان دادند که برآیند این تغییرات ایجاد شده در قالب تشابه شاخص‌های زیستی بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌ها و زمانهای مختلف نشان دهنده

(Lnat, 1993; Entrekina *et al.*, 1999; Lydy)
(*et al.*, 2000; Voelker and Renn, 2000).

بررسی شاخص هیلسنهوف نشان می‌دهد که کیفیت آب این رودخانه، در ایستگاه‌های ورودی کلیه فصل‌ها، خیلی خوب و خوب ارزیابی شده که به دلیل نمونه‌برداری از قسمت بالا دست رودخانه می‌باشد ولی در ایستگاه خروجی اغلب فصل‌ها شرایط نسبت به بقیه ایستگاه‌ها افت کرده که در غالب موارد اختلافات معنی‌دار نبود و تنها در فصل زمستان ایستگاه خروجی افزایش قابل ملاحظه و معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارد که احتمالاً به دلیل کاهش حجم آب می‌باشد که کاهش کیفیت آب را در ایستگاه خروجی بارزتر نشان می‌دهد (Mahboobi *et al.*, 2012). همچنین ارزیابی کیفیت آب در این ایستگاه مناسب ارزیابی شده بود ولی در سایر ایستگاه‌ها خیلی خوب و خوب بود که این موضوع اهمیت دبی آب در رقیق سازی پساب و کاهش اثر پساب را نشان می‌دهد. بنابراین رقیق سازی پساب و طی مسافتی از خروجی کارگاه اگرچه باعث بهبود شرایط و کیفیت آب می‌گردد ولی در بررسی اثر ایستگاه‌ها بر جوامع بزرگ بی مهرگان کفزی از طریق تحلیل تشخیصی مشخص گردید که تاثیر پساب بر جوامع ماکروبنتوزی قطعی بوده و فون رودخانه را تغییر می‌دهد بطوریکه پس از طی مسافتی از خروجی پساب، ماکروبنتوزهای ایستگاه آخر با ورودی تفاوتشان معنی‌دار است. همچنین در بررسی اثر ایستگاه‌ها بر ماکروبنتوزها، همسو نبودن نمودار همبستگی دو شاخص شانون-واینر و EPT/Chir را می‌توان به افزایش گروه‌های مقاوم نظیر شیرونومیده نسبت داد زیرا همانطور که اشاره گردید از آنجا که شاخص شانون-واینر، شاخص تنوع است، افزایش آن می‌تواند به دلیل افزایش تاکسون‌های مقاوم باشد به همین دلیل میزان این دو شاخص با یکدیگر همسو نبوده و نمودارهای همبستگی آنها خلاف جهت همدیگر خواهد بود.

در بررسی اثر فصل‌ها بر ماکروبنتوزها با توجه به تفاوت قابل توجه بین فصل‌های مختلف میتوان به صحت طبقه بندی و اختلاف معنی‌دار ماکروبنتوزهای بین فصول پی برد. تشابه حدودی ماکروبنتوزهای دو فصل بهار و پاییز را میتوان به یکسان بودن شرایط آب و دبی در این فصول نسبت داد و تفاوت زیاد

را به حداقل رسانید. مسلماً هرچه عوامل مخرب محیط رودخانه بیشتر باشد جوامع کفزیان عکس‌العمل‌های شدیدتری بروز می‌دهند بنابراین پیشنهاد میگردد تأثیر سایر عوامل آلاینده و اثرات توأمان آنها در رودخانه بررسی گردد تا وضعیت آلودگی و کفزیان و خودپالایی رودخانه در شرایط دیگر و در قسمتهای پایین دست رودخانه نیز مشخص گردد.

تأثیر آلودگی ناشی از پساب مزرعه در کلیه شاخص های مورد استفاده در ایستگاه خروجی می‌باشد. در مجموع با نتایج حاصله از ترکیب شاخص ها، تأثیر پساب بر رودخانه گاماسیاب مشهود بود زیرا در غالب موارد ایستگاه خروجی نامناسب ترین شرایط را داشته است ولی باتوجه به توان خودپالایی رودخانه، می‌توان با مدیریت بهتر شرایط مناسب تری را برای آبزیان فراهم نمود و تأثیر پساب بر کفزیان و تغییر فون آنها

References

- Adams, S. M. 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. 644 p.
- Barbour, M.T. Grritsen, J. Synder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadable Rivers, Environmental protection agency, office of water, Washington D.C.
- Boyd, C. E., Massaut, L. 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering* 20(2), 113-132.
- Chen, Q.H., Xu, R.L., Tam, N.F., Cheung, S.G., Shin, P.K., 2008. Use of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as bioindicator to assess sediment quality of two constructed mangrove sewage treatment belts in Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6), 689-694.
- Clifford, H.F., 1991. Aquatic invertebrates of Alberta: An illustrated guide. University of Alberta. CostaPierce, B.A. 2002. Ecological Aquaculture: The evolution of the blue revolution. Dept. of Fisheries, Animal and Veterinary Science. University of Rhode Island, 501 p.
- Entrekin, S., Golladay, S., Ruhlman, M., Hedman, C., 1999. Unique steephead stream segments in Southwest Georgia: invertebrate diversity and biomonitoring. Proceedings of the 1999 Georgia Water Resources Conference, held March 30-31, 1999, at University of Georgia. Kathryn J. Hatcher, editor, Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia.
- Fries, L.T., Bowels, D.E., 2002. Water quality and macro invertebrates community structure associated with a sport fish hatchery outfall, *North American Journal of Aquaculture* 64, 257-266.
- Gowen, R.J., Weston, D.P., Ernik, A., 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review in Nutritional Strategies and Aquaculture waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, pp.187-205.
- Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 65-68.
- Homewood, J.M., Purdie, D.A., Shaw, P.J., 2004. Influence of sewage inputs and fish farm effluents on dissolved nitrogen species in a chalk river. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4(6), 117-125.
- Karr, J.R., 1998. Rivers as sentile: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. Final Report for USEPA, 28 p.
- Kohanestani, Z.M., Ghorbani, R., Hajimoradloo, A., Naeimi, A., Fazel, A., 2013. The effects of trout farm effluents on water quality parameters of Zaringol Stream (Golestan, Iran) using NSFQI and WQI indexes. *The International Journal of Environmental Resources Research* 1(2), 191-201.
- Lenat, D.R., 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society* 12, 279-290.
- Loch, D.D., West, J. L., Perlmutter, D.G., 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture* 147, 37-55.
- Lydy, M.J., Crawford, C.G., Frey, J.W., 2000. A comparison of selected diversity, similarity, and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39(4), 469-479.
- Mahboobi Soofiani, N., Hatami, R., Hemami, M.R., Ebrahimi, E., 2012. Effects of trout farm effluent on water quality and the macrobenthic invertebrate community of the Zayandeh-Roud River, Iran. *North American Journal of Aquaculture* 74(2), 132-141.
- Naderi Jolodar, M., Abdoli, A., Mirzakhani, M.K., Sharifi Jolodar, A., 2011. Benthic macroinvertebrates in the Haraz River to the trout farms effluent. *Iranian Journal of Natral Resources* 64(2), 163-175.
- Noroozrajabi, A., Ghorbani, R., Abdi, O., Nabavi, E., 2013. The impact of rainbow trout farm effluents on water physicochemical properties

- of Daryasar Stream. *World Journal of Fish and Marine Sciences* 5, 342-346.
- Oberdorff, T., Porcher, J.P., 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture* 119, 219-235.
- Pipan, T., 2000. Biological assesment of stream water quality-the example ofthe Reka River (Slovenia). SAZU.
- Podemski, C.L., Blanchfield, P.J., 2006. A Scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. *Fisheries and Oceans Canada* 5, 1-6.
- Quigley, M., 1977. Invertebrates of streams and rivers. Nene collage, Northampton, Edward Arnold, London.
- Stephens, W.W., Farris, J.L., 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture* 231(1), 149-162.
- Tayebi, L., Sobhanardakani, S., 2012. Monitoring of water quality parameters of Gamasiab River and affecting factors on these parameters. *Journal of Environmental Science and Technology* 53, 37-49.
- Townswnd, C., Doledec, S., Scarsbrook, M., 2003. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology* 37(2), 367-387.
- Thorp, J.H., Covich, A.P. (Eds.), 2009. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press.
- Uisinger R.L. (Ed.). 1956. Aquatic insects of California: with keys to North American genera and California species. University of California Press, 489 p.
- Voelker, D., Renn, D., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana, 1995-96. Report Number: USGS/WRI-99-4276.
- Wallace, J.B., Merritt, R.W., 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 25(1), 103-132.
- Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18(6), 653-694.
- Yokoyama, H., Nishimura, A., Inoue, M., 2007. Macroenthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environments. In: Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. Springer Netherlands, pp. 407-423.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606(2), 135-150.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Smith G.M., 2007. Analysing Ecological Data. Springer, USA.