

پاسخ بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه هراز به پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان

مهدی نادری جلودار^{۱*}، اصغر عبدلی^۲، محمد کاظم میرزاخانی^۳ و رحمان شریفی جلودار^۴

^۱ استادیار موسسه تحقیقات شیلات ایران، پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ایران

^۲ دانشیار دانشگاه شهید بهشتی تهران، پژوهشکده علوم محیطی، ایران

^۳ عضو هیئت علمی موسسه آموزش عالی خزر، ایران

^۴ کارشناس ارشد سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان کرمان، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۸/۱۰/۲۰، تاریخ تصویب: ۱۳۹۰/۵/۲۲)

چکیده

اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان رودخانه هراز بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی و توان خودپالایی رودخانه، با انتخاب چهار مزرعه و ده‌ایستگاه در منطقه مورد مطالعه صورت گرفت. نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی، در پنج نوبت در فصول مختلف سال انجام گردید. حدود ۱۷۰۰۰۰ نمونه بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده که به ۳۴ جنس، ۳۲ خانواده و ۱۲ راسته تعلق داشتند. بیشترین فراوانی را در اکثر ایستگاه‌ها، راسته Ephemeroptera تشکیل داده که فراوانی مجموع دو جنس *Acentrella* sp. و *Baetis* sp. ۹۷/۹ درصد از کل اعضای این راسته را در کلیه ایستگاه‌ها تشکیل دادند. شاخص‌های غنای EPT، درصد EPT و (Ephemeroptera+Plecoptera+ Trichoptera/ Chironomidae) EPT/CHIR در ایستگاه‌های بلافاصله پایین دست مزارع نسبت به بالا دست آنها از مقادیر کمتری برخوردار بودند و با فاصله گرفتن از مزارع افزایش پیدا کردند. بر اساس نتایج شاخص زیستی HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index) آلودگی آلی آب در ایستگاه‌های مختلف، در طبقه کیفی خوب، مناسب، نسبتاً ضعیف و ضعیف طبقه بندی شدند. نتایج ترکیبی از شاخص‌های زیستی نشان داد، ایستگاه‌های بلافاصله بعد از مزارع از آلودگی بیشتری نسبت به قبل آنها برخوردار بوده و با فاصله گرفتن از مزارع دارای روند خودپالایی بودند که در فاصله ۳/۵ کیلو متری بطور معنی‌داری از آلودگی کم شده بود.

واژه‌های کلیدی: پساب، مزارع پرورش ماهی، قزل‌آلای رنگین‌کمان، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، EPT، EPT/CHIR، HFBI، خودپالایی، شاخص‌های زیستی، رودخانه هراز، ایران

مقدمه

قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) یکی از گونه‌های مهم پرورشی است که از سال ۱۹۶۰ از اروپا وارد ایران شد. مزارع تکثیر مصنوعی آن سالیانه میلیون‌ها بچه ماهی انگشت قد را تولید و بین مزارع توزیع می‌کنند. رودخانه هراز یکی از رودخانه‌های مهم حوضه جنوبی دریای خزر است که با احداث مزارع جدید تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان روبرو می‌باشد. در حال حاضر در مسیر این رودخانه حدود ۳۴ مزرعه تکثیر و پرورش ماهیان سرد آبی فعالیت دارد که در سال ۱۳۸۵ بالغ بر ۳۰۰۰ تن گوشت ماهی تولید نموده‌اند (Mazandaran Fisheries Department, 2006). پساب جامد حاصل از فرآیند پرورش شامل پساب غذایی و مدفوع ماهیان بوده که به ازای تولید هر تن ماهی حدود نیم تن تولید خواهد شد (Esmaili Sari, 2004). بنابراین حدوداً این مزارع ۱۵۰۰ تن ضایعات در سال تولید و بدون تصفیه کردن وارد اکوسیستم رودخانه می‌کنند. شرایط ایجاد شده می‌تواند استرس‌هایی را بر اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی (*Macro benthic*) وارد نماید. مطالعات فراوانی در خصوص پاسخ اکولوژیک اکوسیستم‌های طبیعی بر آلودگی‌های ناشی از پساب مزارع پرورش ماهی انجام شده است (Hilsenhoff, 1988; CostaPierce, 2002; Adams, 2002). برای ارزیابی تهدیدات وارد شده بر فون و فلور رودخانه از سنجش بیولوژیک موجودات در محل زندگی شان استفاده می‌شود (Adams, 2002; Ghane Sassan Sarai, 2004). در بین اجتماعات آبزی نهرها و رودخانه‌ها بی‌مهرگان کفزی بسیار مورد توجه‌اند (Loch et al., 1996; CostaPierce, 2002). کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی به رودخانه بر ساختار جوامع بی‌مهرگان کفزی تأثیرگذار است و بدین ترتیب سبب اختلالاتی در عملکرد اکوسیستم می‌شود. بنابراین با استفاده از ترکیب شاخص‌های زیستی می‌توان به وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه پی برد (Wallace and Merritt, 1980).

از آن جایی که تاکنون روند توسعه مزارع پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان در رودخانه هراز بر پایه مطالعات علمی صورت نگرفته، این سؤال مطرح است که چگونه آبی‌پروری می‌تواند به عنوان یک فعالیت پایدار مطرح گردد. برای پاسخ به این سؤال لازم است تا یک ارزیابی از فعالیت‌های مزارع پرورش و میزان تأثیر آنها بر اکوسیستم رودخانه داشت. بدین ترتیب تحقیق حاضر به منظور تعیین میزان تأثیرگذاری پساب مزارع بر ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی و گروه‌های غالب آنها صورت گرفته و با استفاده از ترکیب شاخص‌های زیستی یک ارزیابی از وضعیت کیفی آب و توان خودپالایی آن در منطقه مورد مطالعه صورت گرفت. در نهایت با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) کلاس کیفی آب آن تعیین گردید.

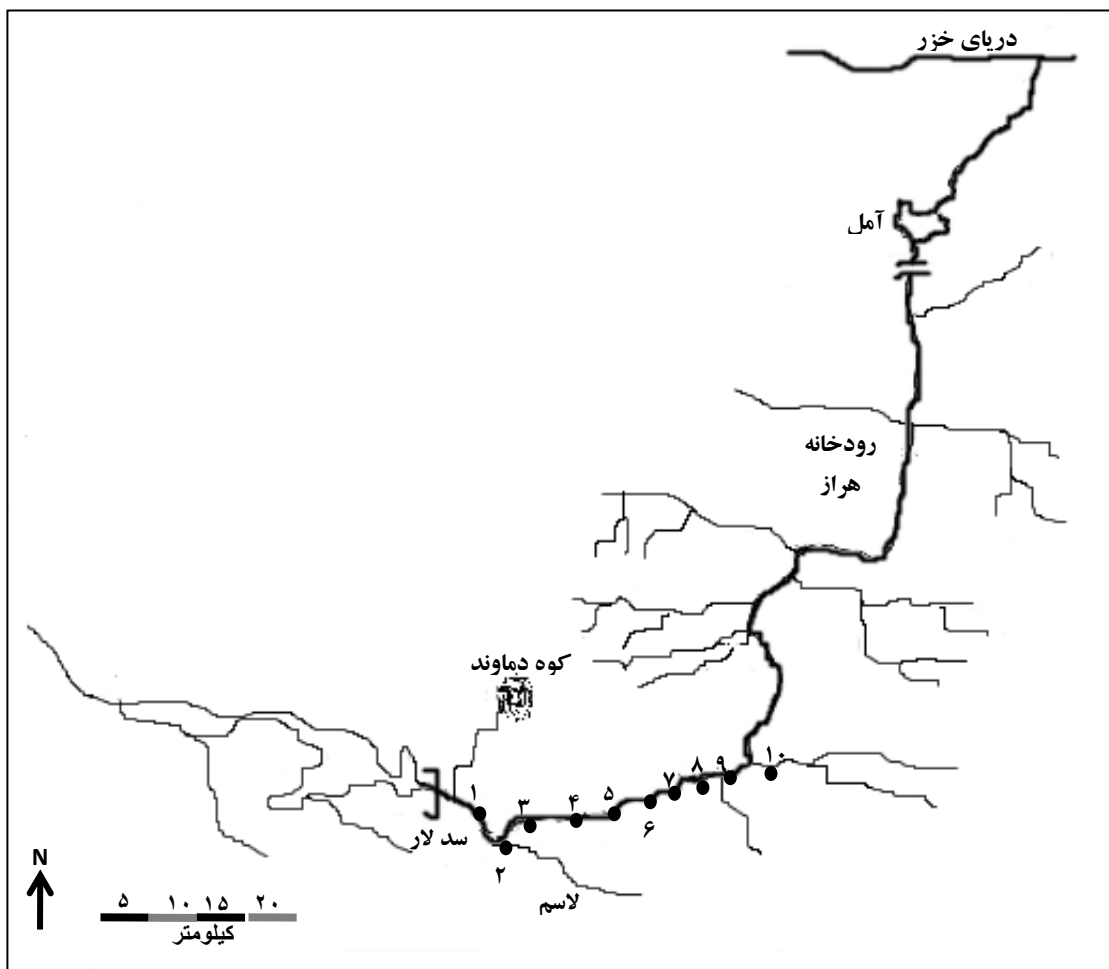
مواد و روش کار

به منظور تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری، چهار مزرعه تکثیر و پرورش ماهی انتخاب شده و قبل از ورودی آب هر مزرعه یک ایستگاه (شاهد) و بعد از آن دو ایستگاه که ایستگاه اول در فاصله ۱۰۰-۵۰ متری (جایی که آب خروجی این مزرعه با آب رودخانه مخلوط می‌شود) و ایستگاه بعدی در فاصله حدود ۲-۱/۵ کیلومتری بعد از آنها، برای مطالعه روند خودپالایی رودخانه (محلی که بخشی از اثرات منفی پساب مزرعه کاهش می‌یافت) تعیین شدند. در مجموع با انتخاب ده ایستگاه کل مزارع پوشش داده شده و تمامی ایستگاه‌ها در فاصله ۲۲/۵ کیلومتری منطقه کوهستانی واقع شدند. در ضمن یک کارگاه معدن شن و ماسه در فاصله ۷۰۰ متری بالا دست ایستگاه دوم قرار دارد (شکل ۱ و جداول ۱ و ۲). همانطوری که در جدول ۲ آورده شده است، به استثنای ظرفیت تولید و دبی آب ورودی مزارع، سایر خصوصیات آنها مشابه بوده که در هنگام مقایسه نتایج مطالعه ایستگاه‌ها، می‌توان به میزان تأثیر فعالیت مزارع برحسب میزان تولید آنها پی برد (Pennak, 1953).

موجودات روانه قیف گردند. محتویات درون توری قیفی ضمن شستشو، به داخل تشت پلاستیکی منتقل شده و سطح سنگ‌های باقیمانده داخل تشت به آرامی برس کشیده شده تا موجودات چسبیده به سنگ‌ها در داخل تشت قرار گیرند. محتویات درون تشت در داخل یک ظرف پلاستیکی ریخته شده و با فرمالین ۴ درصد تثبیت گردید. سپس نمونه‌ها جهت شناسایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه ابتدا با استفاده از الک آزمایشگاهی با قطر چشمه ۵۰۰ میکرون جدا سازی شدند. برای شناسایی موجودات از لوپ آزمایشگاهی و کلیدهای شناسایی معتبر (Pennak, 1953; Edmonson, 1959; Needham, 1976; Quigley, 1986; Tachet *et al.*, 2000) استفاده شد.

Pipan, 2000; CostaPierce, 2002 Loch *et al.*, 1996

نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی طی یک سال در فصول مختلف صورت گرفته و برای این منظور از نمونه‌بردار سوربر (Surber) به مساحت یک فوت مربع با چشمه تور ۳۶۰ میکرون استفاده شد. در هر ایستگاه از ۳ نقطه رودخانه در کناره‌ها و وسط، نمونه‌برداری صورت گرفته و دستگاه در جهت خلاف جریان آب در رودخانه مستقر گردید. در داخل کادر نمونه‌برداری ابتدا سنگ‌ها به آرامی با دست شسته شده تا موجودات و مواد چسبیده به آن کنده و به همراه جریان آب به داخل توری قیفی هدایت گردد. در نهایت کف بستر رودخانه را در داخل کادر تا عمق چند سانتی متر به آرامی به هم زده تا



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه

جدول ۱- ارتفاع از سطح دریا و فواصل ایستگاه‌ها نسبت به مزارع

شماره ایستگاه	ارتفاع از سطح دریا (متر)	فاصله از مزرعه بالادست (متر)	فاصله از ایستگاه اول (کیلومتر)
۱	۲۶۹۰	-	-
۲	۲۶۴۵	-	۴
۳	۲۳۶۰	۱۰۰	۹/۵
۴	۲۱۷۰	۲۱۰۰	۱۱/۵
۵	۲۱۱۰	۱۵۰	۱۳
۶	۲۰۷۰	۱۱۵۰	۱۴
۷	۱۹۹۰	۱۰۰	۱۵/۵
۸	۱۷۸۰	۳۶۰۰	۱۹
۹	۱۷۷۰	۸۰	۱۹/۳
۱۰	۱۶۹۰	۳۲۸۰	۲۲/۵

جدول ۲- خصوصیات مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در منطقه مورد مطالعه

نام مزارع و خصوصیات	۱	۲	۳	۴
محل مزرعه	امامزاده علی	بند کنار	گزنک	شاهان دشت
ظرفیت اسمی مزرعه (تن)	۶۰	۴۰	۲۸۰	۵۰
ظرفیت واقعی مزرعه (تن)	۲۶۵	۱۰۰	۶۴۷	۱۴۰
منبع تامین آب	چشمه و رودخانه	چاه و رودخانه	چاه و رودخانه	چشمه و رودخانه
دبی آب ورودی (لیتر بر ثانیه)	۱۸۰	۱۲۰	۸۴۰	۱۵۰
زمان رهاسازی بچه ماهی	پایان اردیبهشت	پایان اردیبهشت	پایان اردیبهشت	پایان اردیبهشت
میانگین دوره پرورش (ماه)	۵-۶	۵-۶	۵-۶	۵-۶
نوع غذا	دستی	کنسانتره	دستی و کنسانتره	دستی
تعداد دفعات غذایی در روز	۲-۳	۲-۳	۲-۳	۲-۳
مقدار غذای مصرفی در روز (کیلوگرم)	درصد بیوماس و در زمستان ۰-۰/۵	درصد بیوماس و در زمستان ۰-۰/۵	درصد بیوماس و در زمستان ۰/۵	درصد بیوماس و در زمستان ۰/۵

برای محاسبه غنای EPT که شامل گروه‌های حساس به آلودگی بوده، تعداد جنس راسته‌های Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera در هر واحد نمونه‌گیری مورد استفاده قرار گرفت. درصد EPT نیز به عنوان یک شاخص

زیستی در ارزیابی اکوسیستم نهرها و رودخانه‌ها کاربرد وسیعی داشته و لذا مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته برای محاسبه درصد EPT برآورد شدند. برای محاسبه شاخص EPT/CHIR فراوانی مجموع افراد

$$HFBI = \frac{\sum(x_i t_i)}{n}$$

x_i تعداد افراد در هر گروه، t_i ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه، n تعداد کل افراد می باشند (Hilsenhoff, 1988).

متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae در هر واحد نمونه گیری بدست آمد (Loch et al., 1996; Pipan, 2000).

جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی هیلسنهوف استفاده شد. در این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار گرفته (جدول ۳) و جهت برآورد شاخص از فرمول ذیل استفاده گردید:

جدول ۳- ارزیابی کیفیت آب نهرها و رودخانه‌ها با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (Rosenberg, 2004; Hilsenhoff, 1988)

شاخص زیستی در سطح خانواده	کیفیت آب	درجه آلودگی (آلی)
۰-۳/۷۵	عالی	آلودگی آلی وجود ندارد
۳/۷۶-۴/۲۵	خیلی خوب	امکان آلودگی آلی بسیار اندک
۴/۲۶-۵/۰	خوب	احتمال مقدار آلودگی آلی
۵/۰۱-۵/۷۵	مناسب	آلودگی آلی نسبتاً قابل ملاحظه
۵/۷۶-۶/۵۰	نسبتاً ضعیف	آلودگی آلی قابل ملاحظه
۶/۵۱-۷/۲۵	ضعیف	آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه
۷/۲۶-۱۰	بسیار ضعیف	آلودگی آلی شدید

ایستگاه‌ها راسته Ephemeroptera تشکیل داده (در ایستگاه‌های ۹ و ۱۰ راسته Trichoptera غالب بود) که ۸ جنس متعلق به ۴ خانواده از این راسته شناسایی شدند. جنس *Baetis* sp. بیشترین فراوانی را تشکیل داده و جنس *Acentralla* sp. از نظر فراوانی در رتبه بعدی قرار گرفت. دو جنس فوق متعلق به خانواده Baetidae بوده که بیش از ۹۷/۹ درصد کل اعضای این راسته را در تمام ایستگاه‌ها تشکیل دادند.

راسته بعدی Trichoptera بوده که ۱۰ جنس متعلق به ۹ خانواده از این راسته شناسایی شده و جنس *Hydropsyche* sp. از خانواده Hydropsychidae در تمامی ایستگاه‌ها غالب بوده و بیش از ۹۸/۷ درصد کل اعضا این راسته را در تمام ایستگاه‌ها تشکیل می‌داد. پس از این راسته‌ها به ترتیب گروه‌های Diptera، Amphipoda، Planaria، Coleoptera، Oligochaeta

- تجزیه و تحلیل داده‌های بدست آمده با نرم افزار آماری Systat و با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه (one way ANOVA) بعد از نرمال سازی داده‌های غنای EPT، درصد EPT و EPT/CHIR. با روش کولموگروف- اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح ۵ درصد استفاده گردید. محاسبه داده‌ها ی بیان شده و ترسیم شکلها با نرم افزار Excel انجام شد (Conover, 1980; Loch et al., 1996).

نتایج

طی یک سال نمونه‌برداری در فصول مختلف در منطقه مورد مطالعه حدود ۱۷۰۰۰۰ نمونه جاندار کفزی جداسازی و شناسایی شده که به ۳۴ جنس، ۳۲ خانواده و ۱۲ راسته تعلق داشتند. حداکثر فراوانی را در اکثر

روند تغییرات درصد EPT نیز بین ایستگاه‌های بلافاصله بعد هر مزرعه و قبل از آنها مشابه غنای EPT بوده (شکل ۲) و تأثیر قابل توجه و معنی‌دار فقط در ایستگاه ۷ بر روی شاخص فوق دیده شده، به طوری که این ایستگاه با ایستگاه‌های قبل و بعد خود اختلاف معنی‌داری را نشان می‌داد.

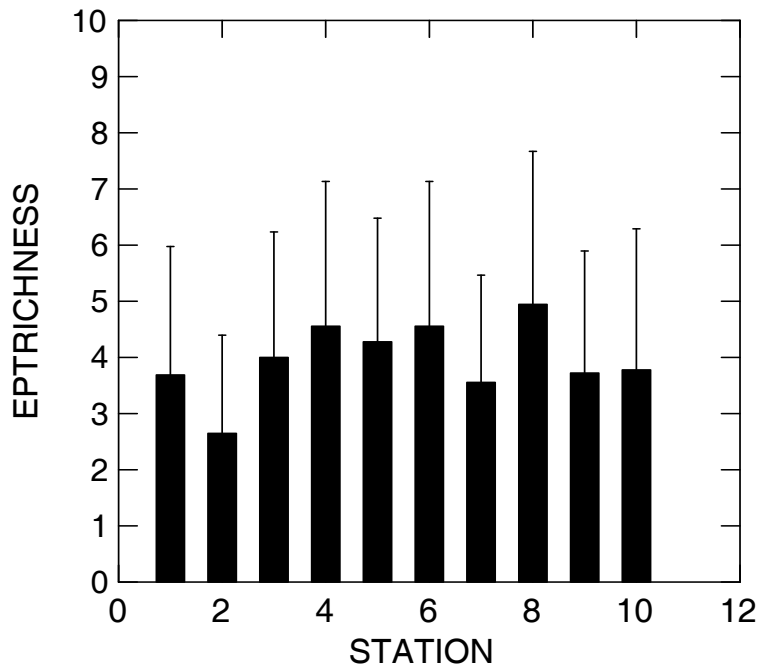
شاخص EPT/CHIR در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه کمتر از قبل آنها بوده و با فاصله گرفتن از مزارع یک روند افزایشی نشان می‌داد (شکل ۳)، به طوری که ایستگاه ۱ با ایستگاه‌های ۲ و ۳ و ایستگاه ۷ با ایستگاه‌های ۱ و ۶ در مقدار آن اختلاف معنی‌داری را نشان دادند. مقدار آن بین ایستگاه‌های ۶ و ۸ اختلاف معنی‌داری را نشان نمی‌داد.

Hemiptera, Pulmonata, Plecoptera, Arachnida Odonata بیشترین تا کمترین فراوانی را در ایستگاه‌های مطالعاتی تشکیل داده بودند.

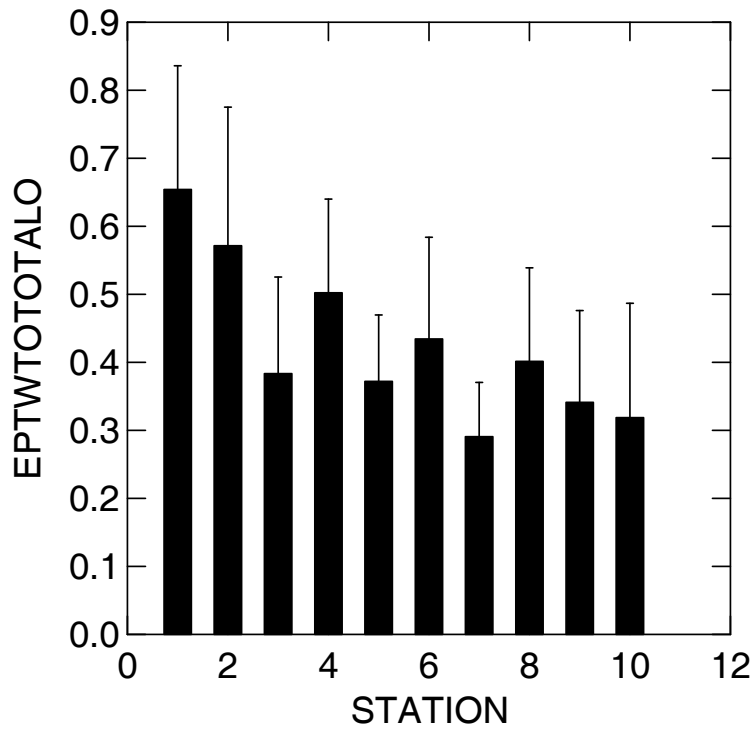
همچنین جنس‌های شناسایی شده از راسته Plecoptera در تعداد کمی از ایستگاه‌ها (ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۴)، آن هم به تعداد اندک حضور داشتند. در بین این راسته بیشترین فراوانی نسبی متعلق به جنس *Chloroperla* sp. بود.

برخی بی‌مهرگان کفزی مثل Simuliidae و Chironomidae (از راسته Diptera)، Oligochaeta و Pulmonata در کل ایستگاه‌ها از فراوانی نسبتاً بالایی برخوردار بودند، ولی به علت حساسیت کمتر آنها نسبت به آلودگی‌ها، در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه نسبت به قبل آنها درصد فراوانی بیشتری را نشان دادند. به عنوان مثال درصد فراوانی گروه‌های فوق در ایستگاه ۷ (که آلودگی آلی بیشتری را از مزرعه پرورش ماهی دریافت می‌کند) از حداکثر مقدار برخوردار بوده، در حالی که گروه‌های حساس به آلودگی آلی (EPT) حداقل درصد فراوانی را تشکیل دادند (شکل ۱).

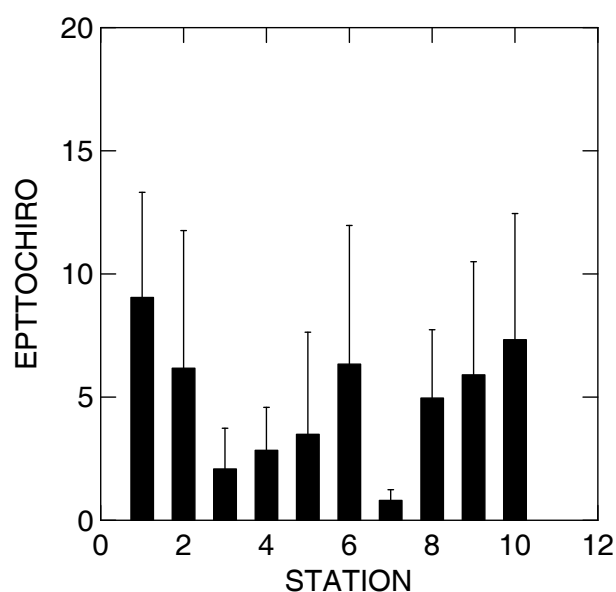
در مجموع غنای EPT از بالا دست رودخانه به پایین دست آن افزایش یافته و در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه (به استثناء ایستگاه ۳ که نشان دهنده تأثیر بیشتر فعالیت‌های کارگاه معدن شن و ماسه در ایستگاه ۲ نسبت به فعالیت‌های مزرعه پرورش ماهی در ایستگاه ۳ بر روی این شاخص بود) کمتر از قبل آنها بوده (شکل ۱)، ولی این نوسانات اختلاف معنی‌داری را نشان نمی‌داد ($P \geq 0.05$). غنای EPT در ایستگاه‌های با فاصله ۲-۱/۵ کیلومتری بعد از هر مزرعه بیشتر از ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه بوده و فقط بین ایستگاه‌های ۸-۷ اختلاف معنی‌داری را نشان می‌داد ($P < 0.05$). غنای EPT در ایستگاه ۲ با تمامی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان داد.



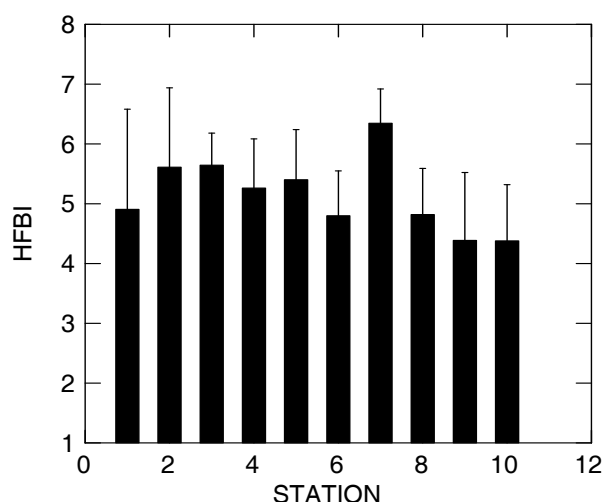
شکل ۱- تغییرات مقادیر غنای EPT در ایستگاه‌های مطالعاتی



شکل ۲- تغییرات مقادیر درصد EPT در ایستگاه‌های مطالعاتی



شکل ۳- تغییرات مقادیر EPT/CHIR در ایستگاه‌های مطالعاتی



شکل ۴- تغییرات مقادیر شاخص HFBI در ایستگاه‌های مطالعاتی

شدند. بر اساس شاخص فوق ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۷ (ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه) نسبت به ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴ و ۶ (ایستگاه‌های قبل از هر مزرعه) آلوده تر به مواد آلی بودند. با فاصله گرفتن از مزارع پرورش ماهی (در ایستگاه‌های ۴، ۶ و ۸) از درجه آلودگی آلی کم شده و در طبقه با کیفیت آب بالاتر قرار گرفتند.

بر اساس یافته‌های ترکیبی از شاخص‌ها، ایستگاه‌های ۳ و ۷ در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها آلوده تر بودند. همچنین

مقادیر شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مطالعاتی در دامنه $4/91 \pm 0/94 - 6/55 \pm 0/49$ متغیر بود (شکل ۴). بر اساس شاخص هیلسنهوف درجه آلودگی آلی و کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف در چهار طبقه کیفی خوب، مناسب، نسبتاً ضعیف و ضعیف قرار گرفتند. بدین ترتیب که ایستگاه‌های ۸ و ۱۰ در طبقه کیفی خوب، ایستگاه‌های ۱، ۴، ۶ و ۹ در طبقه کیفی مناسب، ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف و ایستگاه ۷ به تنهایی در طبقه کیفی ضعیف طبقه بندی

و ۸ تفاوت معنی‌داری مشاهده نگردید، به نظر می‌رسد بازبایی درصد و غنای EPT در فاصله ۳/۵ کیلومتری بعد از مزرعه (ایستگاه ۸) به صورت کامل انجام گردید.

مقدار شاخص EPT/CHIR نیز همانند EPT در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه کمتر از قبل آنها بوده و با فاصله گرفتن از مزارع یک روند افزایشی را نشان داد، بطوری که حداقل آن در ایستگاه ۷ با بیشترین آلودگی به مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع (و از نظر شاخص HFBI این ایستگاه دارای حداکثر مقدار در بین تمام ایستگاه‌ها می‌باشد) و حداکثر آن در ایستگاه ۱ بدست آمد (شکل‌های ۳ و ۴). تغییرات EPT/CHIR بیان شده بین ایستگاه‌های ۱-۲ و ۳-۱ اختلاف معنی‌داری را نشان داده که ناشی از تأثیر فعالیت کارگاه معدن شن و ماسه در ایستگاه ۲ و پساب حاصل از پرورش ماهی در ایستگاه ۳ می‌باشد. همچنین ایستگاه ۷ با ایستگاه‌های ۱ و ۶ در مقدار آن دارای اختلاف معنی‌دار بوده که به دلیل آلودگی آلی ایجاد شده، توسط مزارع در ایستگاه ۷ می‌باشد. تغییر بوجود آمده در ایستگاه ۷ در فاصله ۳/۵ کیلومتری بعد از مزرعه (ایستگاه ۸) به حالت اولیه برگشته که تأیید دیگری مبنی بر خودپالایی بالای رودخانه در این ناحیه می‌باشد. دلایل تغییرات ایجاد شده را می‌توان بدین شکل بیان نمود، در مطالعه‌ای که در رودخانه هراز صورت گرفته، مهمترین دلایل نابودی و حذف گونه‌های حساس EPT بویژه Plecoptera را

افزایش BOD، NH_4^+ ، NO_2^- ، NO_3^- و PO_4^{3-} بیان نمود (اداره کل شیلات مازندران، ۱۳۸۴). معمولاً نهرها و رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسب و غیر آشفته دارند، توازن متعادلی بین چهار گروه مهم Diptera، Ephemeroptera، Plecoptera، Trichoptera وجود دارد. افزایش غیرعادی تعداد Chironomidae نسبت به موجودات حساس که کاهش مقدار EPT/CHIR را در پی دارد، نشان‌دهنده استرس محیطی می‌باشد (Barbour *et al.*, 1999). بدین ترتیب که کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی به رودخانه، می‌تواند بر روی ساختار انرژی و جوامع بی‌مهرگان کفزی

رودخانه توانسته تأثیرات شدید گذاشته شده در ایستگاه ۷ را در فاصله ۳/۵ کیلومتری بعد از مزرعه (ایستگاه ۸) طی عمل خودپالایی بازبایی نماید.

بحث و نتیجه‌گیری

در بررسی انجام شده، لارو حشرات آبی موجودات فون غالب کفزیان رودخانه هراز را در منطقه مورد مطالعه تشکیل دادند. محققان متعددی در مطالعات خود به غالب بودن حشرات آبی در ترکیب کفزیان اکوسیستم نهرها و رودخانه‌ها اشاره نموده اند (Lenat, 1993; Loch *et al.*, 1996; Pipan, 2000; Pillay, 2007). کوهستانی بودن منطقه مورد مطالعه واقع در رودخانه هراز، سبب شده که لارو حشرات آبی موجودات فون غالب کفزیان رودخانه را تشکیل داده که با نتایج مطالعات بیان شده دیگران مطابقت دارد.

در بررسی حاضر بزرگ بی‌مهرگان کفزی مقاوم به آلودگی آلی (Simuliidae, Chironomidae, Pulmonata) در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه نسبت به قبل آنها درصد فراوانی بیشتری را تشکیل دادند. پساب مزارع پرورش ماهی یکی از عوامل مؤثر در تغییر ساختار و ترکیب جمعیت کفزیان می‌باشد و نتیجه آن می‌تواند منجر به افزایش گروه‌های مقاوم و کاهش گروه‌های حساس گردد. بررسی انجام شده در رودخانه هراز با نتایج مطالعات (Gowen *et al.*, 1991; Julio, 1991; Loch *et al.*, 1996; Fries and Bowles, 2002; Ghane Sassan Sarai, 2004) تشابه دارد.

در بررسی حاضر ایستگاه ۲ در کل دوره کمترین غنای EPT را نشان داده که می‌تواند تأثیر فعالیت کارگاه معدن شن و ماسه در این ایستگاه باشد. بعد از ایستگاه ۲، ایستگاه ۷ نیز دارای درصد و غنای EPT پایینی بوده که می‌تواند نشان‌دهنده تأثیر فعالیت مجتمع پرورش ماهی (این مجتمع با تولید حدود ۷۰۰ تن، دارای بیشترین میزان تولید ماهی در بین چهار مزرعه بود) در ایستگاه مذکور باشد. از آنجائی که این شاخص‌ها بین ایستگاه‌های ۷ و ۸ اختلاف معنی‌دار را نشان دادند، اما بین ایستگاه ۶

آمده از ترکیب شاخص‌ها می‌توان بیان کرد، تأثیر پساب ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی بر روی اکوسیستم رودخانه هراز کاملاً مشهود بوده و ایستگاه ۷ که تحت تأثیر شدید فعالیت مزارع پرورش ماهی قرار دارند، نامطلوب‌ترین شرایط را از نظر آلودگی در مناطق مورد مطالعه دارا بودند. همچنین روند تغییرات نتایج شاخص‌های مورد استفاده در ایستگاه‌های مطالعاتی، توان بالای خودپالایی رودخانه را مخصوصاً در ایستگاه ۸ نشان می‌داد. در حال حاضر به نظر می‌رسد فواصل تعیین شده بین مزارع، در رودخانه هراز مبنای علمی نداشته و حداقل این فاصله با در نظر گرفتن میزان خوपालایی رودخانه، بیشتر از ۳/۵ کیلومتر پیشنهاد می‌شود. در ضمن لازم است، این گونه مطالعات در سطح وسیع تری از رودخانه هراز انجام گیرد تا به ادامه وضعیت آلودگی آب و روند خودپالایی آن پی برده و بر اساس توان خودپالایی رودخانه مدیریت مطلوب تری در این خصوص صورت گیرد. لازم است بر اساس نوع جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شرایط اکولوژیکی در هر رودخانه، باید شاخص یا شاخص‌های خاصی را در هر رودخانه تعریف نمود.

تشکر و قدردانی

در پایان از اساتید محترم آقایان دکتر عباس اسماعیلی ساری و دکتر بهرام کیابی که نهایت همکاری را با اینجانب داشته و از راهنمایی‌های ارزنده آنها نیز استفاده کرده‌ایم نهایت تشکر را داریم.

تأثیر گذاشته و بدین ترتیب سبب اختلالاتی در عملکرد اکوسیستم شود. زیرا در مناطقی که مواد آلی زیادی بارگذاری می‌شود، نسبت EPT به شیرونومیده کاهش و گروه‌های تغذیه‌ای فیلترینگ افزایش می‌یابد (Rosenberg, 2004). این نتیجه با نتایج مطالعات Rosenberg and Resh (1993) و Loch et al. (1996) مطابقت دارد. بنابراین روند نوسانات جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های قبل و بعد از مزارع که ناشی از بهم خوردن تعادل اکولوژیک ایجاد شده در شرایط زیستی مناسب می‌باشد، بی‌ارتباط با دلایل بیان شده نمی‌باشد.

در تحقیق حاضر ایستگاه‌های مطالعاتی براساس شاخص زیستی HFBI در چهار طبقه کیفی خوب، مناسب، نسبتاً ضعیف و ضعیف قرار گرفتند. بر این اساس ایستگاه ۷ به تنهایی در طبقه کیفی ضعیف (آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه) قرار گرفته که ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی در این ناحیه می‌باشد. براساس شاخص فوق سایر ایستگاه‌های بلافاصله بعد از مزارع پرورش ماهی نیز نسبت به قبل آنها آلودگی بیشتری را نشان دادند (شکل ۴). این تغییرات بین ایستگاه‌های ۷-۶ معنی‌دار بوده که نشان‌دهنده آلودگی آلی بالای ایستگاه ۷ می‌باشد. همچنین ایستگاه‌های ۶ و ۸ به ترتیب دارای کیفیت آب مناسب و خوب بوده، که نشان‌دهنده توانایی بالای خودپالایی رودخانه (مخصوصاً در ایستگاه ۸) می‌باشد. نتایج این تحقیق همسو با مطالعات (Voelker and Renn, 2000; Ghane Sassan Sarai, 2004; Kamali et al., 2006) بوده است.

شاخص‌های زیستی با تکیه بر گروه‌های شاخص بزرگ بی‌مهرگان کفزی تفاوت‌های کیفی آب و زیستگاه‌ها را به خوبی نشان دادند. برآیند تغییرات ایجاد شده، در قالب تشابه شاخص‌های زیستی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مختلف نشان داد که آثار آلودگی ناشی از پساب در پایین دست مزارع پرورش ماهی (بخصوص در ایستگاه ۷) تقریباً در تمامی شاخص‌های زیستی مورد استفاده نمایان گردید. در مجموع بر اساس نتایج بدست

References

- Adams, S.M., 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. 644 p.
- Afraz, A., Ghane Sassan Sarai, A., 1996. Survey of the Biotic and Abiotic in the Hovigh river. Gilan's fishery Research Center. Anzalli. 60 p.
- Barbour, M.T., Plafkin, J.L., Bardley, B.P., Graves, C.G. Wisseman, R.W., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable river: phytoplankton, benthic invertebrates and fish, 2nd edition EPA, Washington D.C., 408 p.
- Conover, W.J., 1980. Practical nonparametric statistics, 2nd edition. Wiley, New York. 219 p.
- 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.
- Edmonson, W.T., 1959. Freshwater Biology. John Wiley and Sons. Inc, U.S.A. 1248 p.
- Entrekin, S., Golladay, S., Ruhlman, M., Hedman, C., 1999. Unique steephead stream segments in Southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. The University of Georgia, Athens., Georgia. 4 pp.
- Esmaili Sari, A., 2004. Hydrochemistry and Aquaculture. 250 p.
- Fries, L.T., Bowles, D.E., 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. Sanmarcos. Texas. USA. 10 p.
- Ghane Sassan Sarai, A., 2004. Identifying of the Macroinvertebrate population structure in the Chafrud river in Gilan province with regard to some factors water quality (within the village of Orman Malall). Tarbiat Moddares University.
- Gowen, R.J., Weston, D.P., Ernik, A., 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review. In: C.B. Cowey and Cho C.Y. (Editors), Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of 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. J. N. Am. Benthol. Soc. 7: 65-68
- Julio, A.C. 1991. Temporal and spatial variations in dominants, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent Central Research and Technology (CIT- INIA). Valdeolmos, Madrid, Spain. 11 p.
- Kamali, M., Esmaili Sari, A., Kaivan, A., Naderi jolodar, M., 2006. Biological assessment of the Lasem river by using the Macroinvertebrate population structure. Environmental Science magazine. Shahid Beheshti University. 13 p.
- Lenat, D., 1993. A biotic index for southeastern United States, Derivation and list of tolerance values with criteria for assessing water quality ratings. JNABS. 12: 179-290.
- Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G., 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. Aquaculture, 147: 37-55.
- Mazandaran Fisheries Department, 2006. Booklet fishery performance of Iran. 138 p.
- Mazandaran Fisheries Department, 2005. Potential to produce Rainbow trout in the Haraz river. 145 p.
- Metcalf, J.L., 2003. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. Environmental Pollution, 60: 101-139
- Needham, J.G., 1976. A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107 p.
- Pennak, R.W., 1953. Freshwater invertebrates of the United States. The Ronald Press Company. 769 p.
- Pillay, T.V.R., 2007. Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Ltd. 189 p.
- Pipan, T., 2000. Biological assessment of stream water quality The example of the Reka river (Slovenia). Karst Research Institute ZRC SAZU, Titov trg 2, Slovenia. 21 p.
- Quigley, M., 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold. 83 p.

- Rosenberg, D.M., 2004. Taxa tolerance values. *Bull. Entomol. Soc. Can.* 30: 144-152.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall. Newyork. 448 p.
- Stephens, W.W., Farris, J.L., 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture*, 112: 149-162.
- Tachet, H., Richoux, P., Oumaud, M., UsseglioPolatera, P., 2000. *Invertebres d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie..* CNRS Editions, Paris. 275 p.
- Voelker, D.C., Renn, D.E., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana. *USGS Science for a Changing World*. 55 pp.
- Wallace, J.B., Merritt, R.W., 1980. Filter feeding ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*. 25: 103-132.

Benthic Macroinvertebrates Response in the Haraz River to the Trout Farms Effluent

M. Naderi Jolodar*¹, A. Abdoli², M. K. Mirzakhani³ and R. Sharifi Jolodar⁴

¹ Iran Fisheries Research Organization, Ecology Research Institute of the Caspian Sea, I.R. Iran

² Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, G.C, I.R. Iran

³ Fisheries Department, Khazar University, I.R. Iran

⁴ Managment and Planning Organization, Kerman Province, I.R. Iran

(Received: 31 December 2010, Accepted: 13 August 2011)

Abstract

The effect of rainbow trout farms outflow in the Haraz river on benthic macroinvertebrates and the self-purification potential of river was investigated from each of ten selected stations along four farms. Benthic macroinvertebrates was investigated for different seasons a year by taking five samples. About 170000 macroinvertebrate specimens at 34 genera, 32 families and 12 orders were isolated and distinguished in this study. Maximum abundance at most stations was possessed by order Ephemeroptera, of which *Baetis* sp. followed by *Acentrella* sp. constituted 97.9% of the Ephemeroptera at all stations. Indices of EPT richness, EPT percentage and EPT/CHIR (Ephemeroptera+Plecoptera+Trichoptera/Chironomidae) decreased at the immediate vicinity of the fish farms outflows, and increased upon distancing from the farms. On the basis of HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index) index, four grades of good, suitable, relatively poor and poor water qualities were distinguished at all the sampling stations. The combined results of biotic indices indicated that pollution was higher at the stations at the immediate vicinity of the fish farms outflows than the preceding ones, and the self-purification potential of water increased upon distancing from the farms, peaking to a significant level at a distance of 3.5 km.

Keywords: Outflow- Fish farms - *Oncorhynchus mykiss* – Macroinvertebrates - EPT .EPT/CHIR HFBI - Self-purification - Biological indices - Haraz River- Iran