

اثرات پساب کارگاه‌های پرورش قزل‌آلای رنگین کمان بر جوامع ماکروزئوبنتوزی رودخانه شمرود (سیاهکل - استان گیلان)

محمد رضا رحیمی بشر*^۱، حر ترابی جفرودی^۲، مجید راستا^۳، علی خدادوست^۴،
شهریار تقی پور کوه بنه^۴، خیام دل افکار^۳

۱- گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم پایه، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران، صندوق پستی: ۱۶۱۶

۲- گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، پردیس بابلسر، دانشگاه مازندران، ایران، صندوق پستی: ۱۵۹

۳- گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومه سرا، ایران، صندوق پستی: ۱۱۴۴

۴- باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران، صندوق پستی: ۱۶۱۶

تاریخ پذیرش: ۲ آبان ۱۳۹۴

تاریخ دریافت: ۲۶ خرداد ۱۳۹۴

چکیده

یکی از مشکلات رودخانه‌های ایران تخلیه فاضلاب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان به داخل آنها است و رودخانه شمرود یکی از مراکز پرورش این ماهی در استان گیلان دارای چهار کارگاه فعال می‌باشد. این تحقیق با هدف بررسی اثرات خروجی این کارگاه‌ها بر روی این رودخانه با استفاده جوامع ماکروبتوزی انجام گردید. هشت ایستگاه در محل‌های ورودی و خروجی این کارگاه‌ها انتخاب و به مدت یک سال بزرگ بی مهرگان کفزی نمونه‌برداری، شناسایی، شمارش شده و توسط شاخص‌های بوم‌شناختی و زیستی مورد ارزیابی قرار گرفتند. ۶۵ گروه کفزیان شامل کرم‌ها، نرم‌تان و راسته‌های مختلف حشرات آبی در این ایستگاه‌ها وجود داشتند که میانگین سالانه تعداد آنها $۴/۷۷ \pm ۳۰۴/۶۵$ عدد در متر مربع بوده است. همچنین میانگین شاخص $BMWP$ $۱۰۲/۱۶ \pm ۲۶/۵۱$ ، $ASPT$ $۱۶/۷۷ \pm ۵/۵۷$ و هلسینهوف $۴/۵۸ \pm ۰/۸۲$ تعیین شده است. شاخص $BMWP$ در ایستگاه‌های خروجی در شرایط خوب قرار داشته ولی شاخص $EPT\%$ و $EPT/Chiro$ کاهش و میزان زی‌توده بنتوزی افزایش نشان داده است. بنابراین تخلیه پساب کارگاه‌ها در رودخانه شمرود بر جوامع ماکروبتوزی و کیفیت آب کم اثر و قدرت خودپالایی این رودخانه را با شرایط موجود باید مناسب توصیف کرد.

کلمات کلیدی: بزرگ بی مهرگان، پساب، کارگاه‌های پرورش قزل‌آلای رنگین کمان، شاخص‌های زیستی، رودخانه شمرود.

مقدمه

آلودگی رودخانه‌ها تحت تاثیر فعاليت‌های آبرزی پروری دارای تاريخچه طولانی مدت می‌باشد (Lagler, 1949). پساب کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا مواد آلاینده‌ای شامل: باکتری‌ها، ویروس‌ها و انگل‌ها، داروها و مواد کنترل‌کننده بیماری‌ها، اضافات غذا و مواد دفعی ماهیان در حال پرورش بوده که همگی وارد آب رودخانه‌ها می‌شوند (Liao, 1970). مواد خروجی حاصل از استخرهای پرورش ماهی حدود ۱۵۰ تا ۳۵۰ کیلوگرم وزن خشک از فضولات ماهیان به ازای پرورش هر تن ماهی قزل‌آلای رنگین کمان می‌باشد (Philips *et al.*, 1985). همچنین بر اساس نظریه Gowen و همکاران (۱۹۹۱) در حدود ۱۰ تن فاضلاب مواد آلی برای هر ۱۰۰ تن غذای داده شده به ماهیان در حال پرورش به آب‌های جاری افزوده می‌گردد. افزایش بار مواد آلی و رسوب گذاری آنها در بستر رودخانه باعث افزایش موجودات میکروسکوپی مصرف‌کننده اکسیژن شده و شرایط را برای دیگر آبریان مشکل می‌سازد (Stechey, 1988). یکی از مهمترین گروه‌های زیستی نهرها و رودخانه‌ها که به بستر وابسته‌اند، جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌باشند که نقش بسیار مهمی را در جریان ماده و انرژی این زیستگاه‌ها ایفا کرده و همچنین ارزش بالایی در ارزیابی سلامت این اکوسیستم‌ها داشته و جهت ارزیابی آب‌های جاری به‌طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرند (Wallace and Webster, 1996). همچنین این گروه‌های ماکروبنیتیک برای آب‌های جاری بهترین شاخص‌های زیستی کیفیت زیست محیطی تلقی شده (Reice and Wohlenberg, 1993) و همواره در کنار بررسی‌های رسوبات و خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب

می‌توانند تصویری کامل از وضعیت پاکی یا آلودگی این آب‌ها را نشان دهند (Peeters and Gardeniers, 1998). البته تغییرات زمانی و مکانی آنها بغير از ورودگی آلودگی‌ها تحت تاثیر خصوصیات اقلیمی و حوضه آبریز، کیفیت آب مظهر، جنس بستر و ارتباطات زیستی و اکولوژیکی نظیر رقابت و شکار نیز قرار دارد (Macneil *et al.*, 1999). از فواید استفاده از این گروه‌ها در آب‌های جاری می‌توان به سرعت ارزیابی توسط آنها و همچنین تغییرات تدریجی آنها نسبت به تغییرات دوره‌ای و حاد یک اکوسیستم اشاره نمود (Ormerod and Edward, 1987) ارزیابی رودخانه‌ها بر اساس فون بنتیک بر روی حساسیت و مقاومت این موجودات نسبت به تغییرات زیستی و آلودگی بنا گذاشته شده است (Allan *et al.*, 1997) و استفاده گسترده از آب‌های جاری به‌عنوان منبع تامین آب به جهت آبرزی پروری، محل دفع فاضلاب و پساب تغییرات بستر و حوضه آبریز به‌صورت یک آینه تمام نما در جوامع ماکروژئوبنتوزی آشکار می‌گردد (Henio *et al.*, 2003). این موجودات با تغییرات ترکیب گونه‌ای، تعدادشان و بیوماس خود مشکلات کیفیت آب و اثرات پساب‌ها و دستکاری‌های انسانی را با کمترین هزینه مشخص کرده و پاسخ رودخانه نسبت به این عوامل استرس‌زا را نیز مشخص می‌کنند (Stephens and Farris, 2004). در این بررسی‌ها گونه‌های حساس به آلودگی مشخص شده که مهمترین آنها راسته‌های حشرات آبرزی (EPT) Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera بوده که در مقابل آنها گروه‌های مقاوم به آلودگی مانند اعضای خانواده Chironomidae و جنس Tubifex قرار دارند که بررسی تغییرات زمانی و مکانی این گروه‌ها می‌توان

تولید طبیعی آن بر اساس تنوع و فراوانی کفزیان تعیین و ۹ راسته حشرات نیز در آن شناسایی کرده بوده است (نوان مقصودی و همکاران، ۱۳۸۲). ولی در چند سال اخیر ایجاد ۴ کارگاه پرورش قزل‌آلا بر روی این رودخانه موجب تغییراتی در این اکوسیستم شده که هدف اصلی این تحقیق بررسی اثرات ورود پساب خروجی این کارگاه‌ها بر روی این رودخانه بوده که این ارزیابی به وسیله بررسی تغییرات زمانی و مکانی جوامع ماکروبنتوزی و باکمک شاخص‌های زیستی انجام گردیده و مشخص می‌نماید که این فاضلاب‌ها چه تغییراتی را بر روی این جوامع و در نتیجه بر رودخانه ایجاد کرده‌اند.

مواد و روش‌ها

اکوسیستم مورد مطالعه رودخانه شمرود بوده که از رشته کوه‌های البرز غربی و از ارتفاعات دیلمان در جنوب شهرستان سیاهکل سرچشمه گرفته و دارای حوضه آبریزی حدود ۶۰ هزار هکتار بوده و چندین سرشاخه کوچک دیگر، روان آب‌های این حوضه را به این رودخانه می‌ریزند. این رودخانه پس از طی مسیری در حدود ۱۷۰ km در منطقه‌ای موسوم به دهنه سر به مصب رودخانه سفیدرود پیوسته و از آنجا وارد دریای خزر می‌گردد. با توجه به حوضه آبریز آن که بیشتر دارای پوشش جنگلی می‌باشد و چندین چشمه طبیعی که ورودی آن را تامین می‌کند آب این رودخانه زلال و دارای آلودگی‌های انسانی و طبیعی کمی بوده و با توجه به دما و دبی مناسب در چند سال اخیر چندین کارگاه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر روی آن و شاخه‌های فرعی آن تاسیس شده که مستقیماً از آب آن جهت پرورش استفاده و فاضلاب خروجی خود

نشان از تغییرات زیست‌محیطی رودخانه باشد. همچنین شاخص‌های زیستی دیگر مانند شاخص هلسینهوف (Hilsenhoff, 1988) و شاخص BMWP و ASPT (Armitage *et al.*, 1983) از روش‌های رایج این گونه مطالعات می‌باشند. از مطالعات پیشگام در این راستا می‌توان به تحقیقات Peeters و همکاران (۲۰۰۴) و Armitage و همکاران (۱۹۸۳) اشاره کرد که بر روی جوامع ماکروژئوبنتوزی رودخانه‌ها کار کرده و در هر گروه در سطح خانواده پاسخ نسبت به آلودگی و درجه تحمل یا حساسیت آنها را روشن کرده‌اند. در ایران در سال‌های اخیر از روش‌ها فوق جهت ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌های مختلفی استفاده شده که برخی از آنها مانند: استفاده از فون حشرات آبی کفزی در تعیین میزان آلودگی و کیفیت آب چشمه‌های فارس (حافظیه، ۱۳۸۰)، ارزیابی کیفی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی بر اساس جوامع کفزی (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۸۷)، برآورد شاخص زیستی و کیفیت آب رودخانه کر (استوان و نیاکان، ۱۳۸۸)، برآورد شاخص زیستی و کیفیت آب رودخانه شاپور کازرون (استوان و نیاکان، ۱۳۸۶) و تعیین زیتوده توان تولید رودخانه‌های آغشت و کردان (احمدی و همکاران، ۱۳۷۹) اشاره کرد. از مطالعات غیرایرانی می‌توان به بررسی اثرات پساب مزارع پرورش ماهی بر روی رودخانه Tresnjilu (Zivice *et al.*, 2009) و ارزیابی آلودگی ناشی از مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا توسط شاخص‌های مبتنی بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی (Camargo *et al.*, 2010) و بسیاری از موارد مشابه اشاره کرد.

یکی از مهمترین رودخانه‌های حوضه جنوبی دریای خزر رودخانه شمرود است که در گذشته توان

گرفته و مکان ورودی و محل آب‌های خروجی جهت نمونه‌برداری و بررسی انتخاب گردید.

را بدون تصفیه به داخل آن رهاسازی می‌کنند. در این بررسی ۴ کارگاه (جدول ۱) پرورش ماهی، مد نظر قرار

جدول ۱: مختصات جغرافیایی، جنس بستر و پوشش گیاهی حوضه آبریز ۸ ایستگاه نمونه‌برداری در رودخانه شمرود

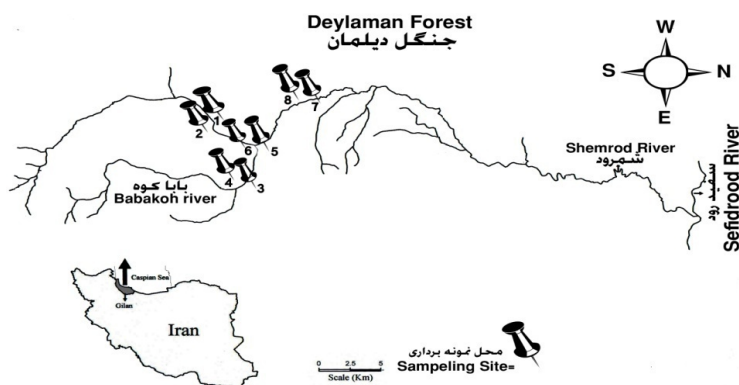
ایستگاه	ارتفاع از سطح دریا	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	جنس بستر*	پوشش گیاهی
۱	۳۴۳	E ۴۹° ۵۳' ۸"	N ۳۷° ۵۶' ۰۱"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۱۰۰٪
۲	۳۴۳	E ۴۹° ۵۳' ۸"	N ۳۷° ۵۶' ۰۱"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۱۰۰٪
۳	۳۴۲	E ۴۹° ۵۳' ۸"	N ۳۷° ۵۶' ۰۱"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۷۰٪-علفزار ۱۰٪-زمین کشاورزی ۲۰٪
۴	۳۴۰	E ۴۹° ۵۳' ۸"	N ۳۷° ۵۶' ۰۱"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۶۰٪-علفزار ۱۵٪-زمین کشاورزی ۲۵٪
۵	۳۱۷	E ۴۹° ۵۵' ۱۲"	N ۳۷° ۰۲' ۸"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۶۰٪-علفزار ۱۵٪-زمین کشاورزی ۲۵٪
۶	۳۱۷	E ۴۹° ۵۵' ۱۲"	N ۳۷° ۰۲' ۸"	BO, CO, GR, SA	جنگلی ۶۰٪-علفزار ۱۵٪-زمین کشاورزی ۲۵٪
۷	۲۰۰	E ۴۹° ۵۴' ۲۹"	N ۳۷° ۰۲' ۴۳۸"	BO, CO, GR, SA, SI	جنگلی ۶۰٪-علفزار ۲۰٪-زمین کشاورزی ۲۰٪
۸	۱۹۷	E ۴۹° ۵۴' ۲۹"	N ۳۷° ۰۲' ۴۳۸"	BO, CO, GR, SA, SI	جنگلی ۶۰٪-علفزار ۲۰٪-زمین کشاورزی ۲۰٪

*BO=boulder, CO=cobble, GR=gravel, SA= Sand, SI=silt

نمونه‌برداری سوربر انجام گرفته است (شکل ۱). در هر مرحله نمونه‌های ماکروژنوبنتوزی جهت شناسایی، شمارش و تعیین بیوماس جوامع ماکروژنوبنتوزی از ایستگاه‌ها جمع‌آوری و پس از تثبیت کردن با فرمالین ۴ درصد به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

ایستگاه‌بندی و نمونه‌برداری

بر اساس مکان کارگاه‌ها، برای هر یک از آنها یک ایستگاه در نزدیکترین فاصله به ورودی و یک ایستگاه بعد از خروجی فاضلاب و در مجموع ۸ ایستگاه انتخاب و عوامل فیزیکی‌شیمیایی آب بر اساس روش استاندارد (APHA, 2005). سنجش و نمونه‌برداری‌های بنتوزی به صورت ماهانه و توسط



شکل ۱: نقشه ایستگاه‌های نمونه‌برداری از کارگاه‌های پرورش ماهی در رودخانه شمرود

مربع مورد سنجش و توسط کلیدهای شناسایی معتبر (Maccafferty and Provonsha, 1981, Quigley, 1986, Pennak, 1953, Pescardor *et al.*, 2004,

در آزمایشگاه ابتدا نمونه‌ها شستشو و سپس توسط لوپ، بنتوزها جداسازی و توزین و بر حسب گرم بر متر

جدول ۲: وضعیت آلودگی اکوسیستم‌ها با توجه به اعداد شاخص شانون (Welch, 1992)

$H' < 1$	$H' = 2-1$	$H' > 3$	شاخص تنوع H'
شدیداً	نسبتاً	غیر	وضعیت آلودگی
آلوده	آلوده	آلوده	

همچنین شاخص‌های زیستی: BMWP و ASPT نیز مطابق فرمول زیر تعیین گردید:

$$ASPT = \frac{BMWP}{N} \quad BMWP = \sum B.NB$$

امتیاز BMWP در سطح خانواده، N: تعداد افراد

خانواده و پس از محاسبه به کمک جدول‌های ۳ و ۴ کیفیت آب و میزان آلودگی تعیین می‌گردد.

جدول ۳: طبقه بندی کیفی آب‌ها بر اساس امتیازبندی BMWP

کیفیت آب	نمره
کم	< ۲۵
متوسط	۲۶-۵۰
خوب	۵۱-۱۰۰
خیلی خوب	۱۰۱-۱۵۰
استثنایی	> ۱۵۰

جدول ۴: رتبه بندی کیفیت آب بر اساس مقادیر شاخص ASPT (Mandville, 2002)

کیفیت آب	مقادیر ASPT
عدم وجود آلودگی آب	< ۶
آلودگی وجود آلودگی آلی جزئی	۵-۶
آلودگی آلی متوسط	۴-۵
آلودگی آلی شدید	> ۴

معیارهای جمعیتی: ۱- غنای EPT ۲- غنای شیرونومیده
 ۳- غنای کل (TR) ۴- شانون-وینر (H) ۵- نسبت EPT به Chironomidae
 TR: غنای کل یا تعداد کل

(Elliott, 1988) تا حد خانواده مورد شناسایی قرار گرفتند. جهت بررسی تغییرات انجام گرفته بر اثر ورود فاضلاب‌ها نمونه‌های ورودی و خروجی توسط شاخص‌های اکولوژیک شانون-وینر، سیمپسون و مارگالف توسط فرمول‌های زیر تعیین گردیدند:

شاخص غنای گونه‌ای مارگالف (Margalef, 1958)

$$R = \frac{S-1}{LnN}$$

شان دهنده تنوع در جمعیت‌های زیستی است. غنا و یا فقر یک اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه‌ها نشان می‌دهد و هرچه عدد آن بیشتر باشد اکوسیستم به لحاظ سلامت وضعیت بهتری دارد.

شاخص غنای تنوع گونه‌ای منهنیک (Menhinick, 1964)

$$R = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

هرچه عدد آن بیشتر، تنوع و سلامت اکوسیستم بیشتر است.

شاخص تنوع و غنای (غالبیت) سیمپسون:

$$\lambda = 1 - \sum P_i^2$$

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad n_i = \text{تعداد افراد گونه} \quad N = \text{تعداد کل افراد}$$

$$P_i = \text{فراوانی نسبی گونه}$$

$$\lambda = \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i-1)}{n(n-1)}$$

شاخص تنوع شانون (Wilhm and Dorris, 1968)

$$H' = -\sum_{i=1}^s (P_i \ln P_i)$$

که با توجه به عدد به دست آمده بر اساس جدول ۲ وضعیت آلودگی تعیین می‌گردد.

شاخص زیستی میزان آلودگی و کیفیت آب ایستگاه‌ها بر اساس امتیاز دهی هیلسنهوف که توسط معادله زیر محاسبه گردید:

$$HFBI = \sum (x_i t_i) / n$$

HFBI: شاخص زیستی هیلسنهوف، X_i تعداد افراد هر خانواده، t_i : ارزش تحمل آلودگی در گروه، n : تعداد کل افراد

پس از محاسبه این شاخص به کمک جدول ۵ میزان آلودگی و کیفیت آب هر ایستگاه سنجش شده است.

taxa (جنس، خانواده و غیره)های شناسایی شده در هر ایستگاه به درصد

درصد غنای EPT: درصد فراوانی کل خانواده‌های شناسایی شده متعلق به راسته‌های Ephemeroptera، Plecoptera، Trichoptera، که نشان دهنده حساسیت آنها به آلودگی است.

نسبت فراوانی EPT/Chiro: نسبت فراوانی مجموعه افراد متعلق به راسته های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae

جدول ۵: میزان آلودگی و کیفیت آب ایستگاه‌ها بر اساس امتیاز دهی هیلسنهوف.

شاخص زیستی در سطح خانواده	کیفیت آب	شاخص آلودگی
۰-۳/۷۵	عالی	آلودگی آلی وجود ندارد
۳/۷۶-۴/۲۵	خیلی خوب	امکان آلودگی بسیار اندک
۴/۲۶-۵	خوب	احتمالا مقداری آلودگی آلی
۵/۷۶-۶/۵۰	نسبتا ضعیف	آلودگی آلی نسبتا قابل ملاحظه
۶/۵۱-۷/۲۵	ضعیف	آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه
۷/۲۶-۱۰	بسیار ضعیف	آلودگی آلی شدید

گرفته‌اند که نتایج جداگانه هر ایستگاه و میانگین سالانه آنها در جدول ۶ آورده شده است.

نتایج

فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب اعم از دبی و سرعت آب، عمق و عرض رودخانه، دما، اکسیژن محلول آب و... در ایستگاه‌ها مورد سنجش قرار

جدول ۶: میانگین و انحراف معیار سالیانه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه شمرود در ایستگاه‌های مختلف در طول یک سال

ایستگاه	دبی آب (m ³ /s)	سرعت آب (m/s)	پهنا (m)	عمق (cm)	اکسیژن محلول (ml/l)	EC (μs/cm)	pH	دمای آب (°C)	دمای هوا (°C)
۱	۲/۹۹ ± ۰/۹۸	۰/۷۲ ± ۰/۱۵	۶/۳ ± ۰/۳۰	۴۷ ± ۱۰	۷/۴۹ ± ۰/۲۷	۲۶۹ ± ۲۰	۸/۳۷ ± ۰/۳۴	۱۱/۴ ± ۵/۵	۱۵/۳ ± ۸/۲
۲	۱/۸۳ ± ۳/۷۲	۰/۶۳ ± ۰/۲۱	۸/۹ ± ۱/۲۰	۴۵ ± ۱۰	۷/۵۱ ± ۰/۱۵	۲۶۳/۵ ± ۱۸/۹	۸/۳۴ ± ۰/۳۴	۱۱/۴ ± ۵/۵	۱۵/۵ ± ۸/۴
۳	۰/۸۱ ± ۴/۵	۰/۷۸ ± ۰/۲	۱۱ ± ۰/۲۲	۳۹ ± ۱۳	۷/۷۷ ± ۰/۳۲	۲۴۲/۸ ± ۳۷/۴	۷/۸۷ ± ۰/۷۷	۱۲/۳ ± ۴/۶	۱۵/۲ ± ۶
۴	۰/۷۵ ± ۴/۳	۰/۸۳ ± ۰/۲۱	۸/۳ ± ۰/۲۷	۴۷ ± ۵	۷/۴۲ ± ۰/۴۴	۲۲۵/۴ ± ۳۴	۸/۱۱ ± ۰/۶۷	۱۲/۶ ± ۴/۷	۱۵/۳ ± ۶/۲
۵	۰/۵۸ ± ۳/۳۱	۰/۷۴ ± ۰/۱۸	۷/۸ ± ۰/۴۸	۴۳ ± ۵	۷/۴۹ ± ۰/۱۱	۲۴۴ ± ۳۷/۳	۷/۸۲ ± ۰/۷۸	۱۲/۷ ± ۴/۹	۱۶/۴ ± ۷/۲
۶	۰/۵۲ ± ۲/۵۵	۰/۶۶ ± ۰/۲	۸/۳ ± ۰/۵۷	۳۵ ± ۴	۷/۸ ± ۰/۰۵	۲۴۷ ± ۳۶/۸	۷/۸۵ ± ۰/۵۳	۱۲/۸ ± ۵	۱۶/۴ ± ۷/۲
۷	۰/۸۹ ± ۳/۲۵	۰/۷۵ ± ۰/۲۳	۷/۸ ± ۰/۲۷	۴۱ ± ۶	۷/۵۸ ± ۰/۰۸	۲۶۶/۴ ± ۱۴/۷	۸/۴۷ ± ۰/۲۴	۱۳/۴ ± ۵/۵	۱۶/۷ ± ۷/۶
۸	۱/۶۱ ± ۳/۷۶	۰/۶۹ ± ۰/۱۷	۸/۲ ± ۳	۴۶ ± ۸	۷/۶۷ ± ۰/۱۸	۲۴۵ ± ۴/۳	۸/۲۵ ± ۰/۳۹	۱۳/۳ ± ۵/۵	۱۶/۸ ± ۷/۴
میانگین سالیانه	۳/۵ ± ۰/۶۵	۰/۷ ± ۰/۶۶	۸/۳ ± ۱/۳۱	۴۲/۸ ± ۴/۲	۷/۵ ± ۰/۱۳	۲۵۰/۳ ± ۱۴/۸۲	۸/۱ ± ۰/۲۹	۱۲/۴ ± ۰/۷۶	۱۵/۹ ± ۰/۶۸

اساس نتایج گروه‌های غالب این رودخانه بیشتر از حشرات و راسته‌های Diptera, Trichoptera بوده و گروه‌های دیگر از نظر تنوع و تعداد در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند.

همچنین گروه‌های مختلف کفزیان ایستگاه‌ها مورد بررسی، تا حد امکان شناسایی گردیدند و بر اساس رده، راسته و خانواده در جدول ۷ آورده شده‌اند که نشان از حضور ۳۶ تاکسون در این ایستگاه‌ها را دارد همچنین بر

جدول ۷: شاخه‌ها، راسته‌ها، خانواده‌ها و جنس‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ۸ ایستگاه رودخانه شمرود

<u>Class/Orders</u>	<u>Family</u>	<u>Genus</u>	<u>Class/Orders</u>	<u>Family</u>	<u>Genus</u>
Hydrachnidea		Acari	Diptera	Simuliidae	Simulium
Decapoda	Cambaridea	Sp.		Chironomidea	Chironomus
Nematoda				Stratiomyidae	Euparyphus
Hymenoptera				Tipulidae	Sp.
Collembola	Isotomidae	Agrenia		Tipulidae	Hexatoma
	Sminthuridae	Sp.		Tipulidae	Antocha
Gastropoda	Hydrobiidae	Sp.		Tipulidae	pupa Antocha
	Valvatidae	Sp.		Tipulidae	Erioptera
	Physidae	Sp.		Tipulidae	Dicranata
	Planorbidae	Sp.		Tipulidae	Tipula
	Sphaeriidae	Sp.		Ceratopogonidae	Sp.
	Lymnaeidae	Sp.		Empididae	Sp.
Amphipoda	Gammaridae	Gammarus		Dixidae	Dixa
Oligocheata	Lumbricidae	Sp.		Tabanidae	Tabanus
Odonata	Gomphidae	Ophiogomphus		Blephariceridae	Agathon
	Calopterygidae	Calopteryx		Blephariceridae	Liponeura
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis		Athericidae	Atherix
	Heptageniidae	Heptagenia		Sciomyzidae	Sp.
	Heptageniidae	Epeuros		Ephydriidae	Sp.
	Heptageniidae	Rhithrogena		Anthomyiidae	Sp.
	Caenidae	Caenis	psychodidae	Psychoda	
	Leptophlebiidae	Paraleptophlebia	Elmidae	Sp.	
	Ephemerellidae	Serratella	Hydraenidae	Sp.	
	Oligoneuridae	Lachlania	Gyrinidea	Sp.	
Plecoptera	Nemouridae	Sp.	Helodidae	Sp.	
	Taeniopterygidae	Taenionema	Hydrophilidea	Sp.	
	Leuctridae	Leuctra	Stuphylinidae	Sp.	
	Perlidae	Claassenia	Corixidae	Sp.	
Trichoptera	Baeridae	Sp.			
	Limnephilidae	Ecclisomyia			
	Llimnephilidae	Allomyia			
	Psychomiidae	Psychomyia			
	Polycentropodidae	Neureclipsis			
	Glossosomatidae	Anagapetus			
	Hydroptilidae	Ochrotrichia			
	Odontoceridae	Sp.			
	Rhyacophilidae	Rhyacophila			
	polycentropodidae	Polycentropus			
	Hydropsychidae	Hydropsyche			
	Lepidostomatidae	Lepidostoma			

ایستگاه ۳ و بالاترین مقدار ASPT در تیرماه و ایستگاه ۲ دارد.

نتایج به دست آمده از شاخص‌های BMWP و ASPT در ماه‌ها (جدول ۸) و ایستگاه‌های (جدول ۹) نشان از بیشترین مقدار BMWP در ماه اسفند و

جدول ۸: میانگین و انحراف معیار سالانه شاخص های BMWP و ASPT در ماه های مختلف سال در هشت ایستگاه

ماه سال	BMWP	ASPT
	انحراف معیار \pm میانگین	انحراف معیار \pm میانگین
فروردین	۱۲۱/۲۵ \pm ۱۸/۷۴	۵/۸۳ \pm ۰/۳۵۲
اردیبهشت	۱۲۰ \pm ۷/۵۷	۶/۱۰ \pm ۰/۲۵۹
خرداد	۹۸/۸۵ \pm ۱۸/۶۸	۵/۹۱ \pm ۰/۲۵۴
تیر	۸۲/۶۳ \pm ۲۸/۵۵	۶/۸۵ \pm ۰/۲۲۱
مرداد	۸۲ \pm ۲۰/۹۳	۵/۸۲ \pm ۰/۲۲۱
شهریور	۸۰/۷۵ \pm ۹/۳۶	۵/۵۸ \pm ۰/۵۲۱
مهر	۷۷/۱۳ \pm ۸/۲۳	۵/۴۸ \pm ۰/۴۸۰
آبان	۹۶ \pm ۲۰/۲۳	۵/۵۶ \pm ۰/۴۵۴
آذر	۱۳۵ \pm ۱۵/۹۰	۵/۵۷ \pm ۰/۶۰۸
دی	۶۰/۴۲ \pm ۲۹/۲۳	۵/۷۹ \pm ۰/۵۵۲
بهمن	۱۳۲/۸۸ \pm ۲۰/۷۱	۵/۶۱ \pm ۰/۴۶۵
اسفند	۱۳۹/۱۳ \pm ۱۵/۵۸	۵/۷۸ \pm ۰/۴۸۶
میانگین سالانه	۱۰۲/۱۶۱ \pm ۲۶/۵۱	۵/۵۷ \pm ۰/۴۷۷

جدول ۹: میانگین و انحراف معیار شاخص های BMWP و ASPT در ایستگاه های مختلف سال

ایستگاه	BMWP	ASPT
	انحراف معیار \pm میانگین	انحراف معیار \pm میانگین
۱	۹۲/۸۳ \pm ۳۴/۵۹	۶/۱۰ \pm ۰/۲۵۶
۲	۹۳/۷۳ \pm ۴۴/۱۳	۶/۱۱ \pm ۰/۳۵۴
۳	۱۱۰/۸۱ \pm ۴۰/۳۰	۵/۹۴ \pm ۰/۴۲۶
۴	۱۰۴/۴ \pm ۴۴/۵۷	۵/۸۷ \pm ۰/۳۹۱
۵	۱۰۹/۷۵ \pm ۲۱/۳۵	۵/۷۰ \pm ۰/۴۴۵
۶	۹۹/۴۲ \pm ۳۳/۴۵	۵/۵۳ \pm ۰/۳۵۰
۷	۱۰۳/۵۰ \pm ۲۶/۰۷	۵/۶۰ \pm ۰/۴۷۹
۸	۱۰۲/۸۳ \pm ۲۷/۲۳	۵/۴۷ \pm ۰/۶۰۶

گونه ای، تعداد گروه های حساس و مقاوم به آلودگی و زیتوده گروه های بنتوزی نیز نشان تغییرات این عوامل در ایستگاه های هشت گانه (جدول ۱۱) دارد.

همچنین نتایج بررسی های شاخص های اکولوژیک (غالبیت، سیمپسون، شانون، منهنگ و مارگالف) نشان از تغییرات این فاکتورها در ایستگاه های مختلف دارد (جدول ۱۰) و تعداد افراد در واحد سطح، غنای

جدول ۱۰: نتایج شاخص‌های اکولوژی بررسی شده در ۸ ایستگاه رودخانه شمرود

شاخص	ایستگاه							
	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
غالبیت_D Dominance	۰/۲۱	۰/۲۴	۰/۱۴	۰/۲۸	۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۱۶	۰/۳۳
سیمپسون_1-D Simpson	۰/۷۸	۰/۷۵	۰/۸۵	۰/۷۱	۰/۸۴	۰/۸۴	۰/۸۳	۰/۶۶
شانون_H Shannon	۲/۰۱۷	۲/۰۲	۲/۳۰	۱/۸۰	۲/۲۸	۲/۲۶	۲/۳۷	۱/۷۶
منهینیک Menhinick	۱/۵۳	۱/۶۶	۱/۴۲	۱/۱۴	۱/۵	۱/۴۴	۱/۸۸	۱/۶۰
مارگالف Margalef	۵/۷۶	۶/۹۸	۹/۳۶	۵/۸۸	۶/۳۶	۶/۰۸	۵/۷	۶/۹۱

جدول ۱۱: نتایج تعداد افراد راسته‌های EPT، و خانواده Chironomidae و شاخص‌های هیلسنهوف، غنای کل و بیوماس و درصد EPT و EPT/chrio در ۸ ایستگاه رودخانه شمرود

فاکتورها	ایستگاه							
	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
HFBI	۵/۹۳	۴/۹۵	۴/۲۵	۵/۲۴	۴/۲۴	۴/۱۹	۳/۱۷	۴/۶۹
غنای کل (تعداد تاکسون‌ها)	۳۷	۴۸	۴۳	۴۴	۴۳	۴۱	۳۳	۴۷
تعداد کل افراد در یک مترمربع	۶۲۶/۷۹	۸۱۰/۸۱	۹۲۹/۸۷	۱۴۹۶/۵	۸۷۸/۲۱	۸۵۳/۶۴	۳۳۹/۱۱	۹۰۹/۸۵
تعداد افراد Ephemeroptera	۲۳۴/۹۸	۱۷۲/۱۹	۱۷۶/۳۶	۲۴۹/۹۸	۲۳۷/۶۸	۲۱۶/۵	۹۶/۴	۹۱/۸۵
تعداد افراد Plecoptera	۴۰/۸۵	۲۱/۹۸	۱۱۷/۲۴	۲۷/۳۷	۱۲۸/۲۷	۶۴/۸۷	۸۶/۴۱	۱۱۴/۲۷
تعداد افراد Trichoptera	۵۱/۳۸	۵۵/۸۷	۱۵۵/۳۷	۱۶۵/۳۴	۴۰/۹۵	۱۳۴/۳۷	۱۷/۶۸	۴۷/۳۴
تعداد افراد Chironomidae	۱۷۶/۱۱	۱۶۸/۱	۱۷۷/۶۲	۲۵۶/۳۷	۱۹۷/۵۶	۱۹۰/۲۴	۸۶/۴۲	۸۸/۲۴
درصد EPT	۵۲/۲۷	۲۹/۵۳	۴۸/۳۲	۲۹/۵۹	۴۶/۳۶	۴۷/۵۶	۵۹/۱۴	۲۷/۸۹
زیتوده g/m ²	۱/۲۸	۲/۱۱	۱/۵	۴/۵۶	۰/۵۶	۱/۱۸	۰/۴۲	۱/۴۵
EPT/Chiro	۱/۸۵	۱/۴۹	۲/۵۳	۱/۷۲	۲/۰۶	۲/۱۳	۲/۳۲	۲/۸۷
جمع EPT	۳۲۷/۲۱	۲۵۱/۰۴	۴۴۸/۹۸	۴۴۲/۶۹	۴۰۶/۹	۴۵/۸۳	۲۰۰/۴۹	۲۵۳/۵۶

بحث

در تحقیق حاضر اثرات پساب ۴ کارگاه پرورش قزل‌آلای کوچک مقیاس بر روی کیفیت آب و جوامع ماکروزئوبنتوزی در طول یک سال در رودخانه شمرود مورد مطالعه و پایش قرار گرفته است. البته بسیاری از مطالعات گذشته در جهان بیشتر بر روی مراکز پرورشی بزرگ و متوسط مقیاس تمرکز داشته‌اند (Engle, 2005). ولی در شمال ایران با توجه به دبی رودخانه‌ها بیشتر کارگاه‌های قزل‌آلا میزان پرورشی در حدود ۵ تا ۱۰ تن در سال را دارند. ولی با توجه به کوچک بودن و

میزان نسبتاً پایین دبی رودخانه شمرود و نزدیکی کارگاه‌ها به هم بررسی این اثرات حتی برای کارگاه‌های کوچک نیز می‌تواند معنی‌دار باشد. این اثرات به صورت تغییر ترکیب گونه، تعداد افراد وزیتوده خودنمایی می‌کند. یکی از مهمترین تغییرات جوامع بنتوزی به وسیله پساب‌های کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا تغییرات آنها بر اساس ساختار تغذیه‌ای بوده که مشخص گردیده گونه‌ها در پایین دست خروجی فاضلاب‌ها عمدتاً به سمت گروه‌های تکه‌تکه‌خوار و دیتریست خوار تغییر می‌کنند (Rawer-Jost et

دبی آب، تلاطم و شکل بسترو غیره می تواند بسیار متغیر باشند (Zivic et al., 2009). با توجه به خصوصیات گفته شده فوق بررسی تاثیرات هر کارگاه در هر رودخانه باید کامل به طور مجزا مورد ارزیابی قرار گیرد چون هم خصوصیات رودخانه و هم نحوه استفاده از آن می تواند کاملاً انحصاری باشد.

سپاسگزاری

از مسئولین محترم آزمایشگاه شیلات دانشگاه آزاد اسلامی واحد لاهیجان مهندس علی نیا، آقایان اسماعیلی و حیدری به جهت همکاری در انجام تحقیق کمال تشکر و قدردانی را داریم.

منابع

۱. احمدی، م. ر. و، کرمی، م.، کاظمی، ر.، ۱۳۷۹. تعیین زیتوده و برآورد تولید در رودخانه های آغشت و کردان. مجله منابع طبیعی ایران، ۵۳(۱)، ۲۰-۳.
۲. استوان، ه.، نیاکان، ج.، ۱۳۸۶. برآورد شاخص زیستی و کیفیت آب رودخانه شاپور منطقه کازرون با استفاده ازفون حشرات آبرزی. مجله علمی پژوهشی علوم کشاورزی. سال سیزدهم، ویژه نامه یک.
۳. استوان، ه.، نیاکان، ج.، ۱۳۸۸. برآورد شاخص زیستی و کیفیت آبرودخانه کر در فصل پائیز با استفاده ازفون حشرات آبرزی. مجله علمی گیاه پزشکی، ۱، ۱۱-۱.
۴. حافظیه، م.، ۱۳۸۰. حشرات کفزی به عنوان شاخص آلودگی آب. مجله علمی شیلات ایران، ۱۰(۱)، ۳۶-۱۹.
۵. میرزاجانی، ع.، قانع ساسانسرای، الف.، خداپرست شریفی، ح.، ۱۳۸۷. ارزیابی کیفی رودخانه های منتهی به تالاب انزلی براساس جوامع کفزیان. مجله محیط شناسی، ۴۵، ۳۸-۳۱.

2000, *al.*) و معمولاً با افزایش بارمواد الی ورودی بر میزان بیوماس جوامع کفزی نیز افزوده می گردد (Zivic et al., 2009). این تغییرات همچنین به سمت گروه های مقاوم به آلودگی و کاهش گروه های حساس EPT می انجامد (Barbour, 1999). البته تغییرات ترکیب گونه ای ماکرو زئوبنتوزی در جهت حفظ تعادل اکولوژیک اکوسیستم در برابر شرایط پر استرس تغییر می کند (Fore et al., 1996) و در تحقیقات گذشته نیز مشخص گردید که با ورود پساب و کاهش کیفیت آب رودخانه کاهش راسته های EPT یک مساله معمول می باشد. بررسی های انجام گرفته بر روی برخی از فاضلاب های کارگاه های پرورش قزل آلا نشان داده که افزایش بار آلودگی می تواند به دلیل افزایش فسفات محلول و نامحلول (Bartoli et al., 2007, Pulatsu, 1997, Boavantura et al., 2004) افزایش غلظت نیتروژن به اشکال نترات، آمونیم و نترات (Selong Loch et al., 1996, Helfrich., 1998, and) کاهش غلظت اکسیژن محلول و تجمع ذرات مواد معلق بر روی بستر (Boavantura et al., 1997) صورت گیرد. به طور کلی پساب کارگاه های پرورش قزل آلا دلیل اصلی کاهش تنوع بزرگ مهرگان کفزی، جایگزین شدن گونه های کمتر حساس و تغییر ساختار شبکه غذایی بتئیک با توجه به افزایش گونه های که تکه خوار می شود (Loch et al., 1996) بر اساس نظریه Selong و Helfrich (۱۹۹۸) تغییرات ساختار، فون، بستر رودخانه ها تحت تاثیر خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب و ترکیب جنس و اندازه ذرات بستر قرار دارد. البته میزان تغییرات این جوامع زیستی با توجه به اندازه کارگاه، میزان پرورش، نوع سیستم مورد استفاده و خصوصیات منبع آب مانند شیب بستر با سرعت جریان،

- of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, pp. 187-205.
17. Heino, J., Muotka, T., Paavola, R., Paasivirta, L., 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 1039–1049.
 18. Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. –*J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7, 65–68.
 19. Lagler, K.F., 1949. *Studies in freshwater biology*. Ann. Arbor., Michigan, p. 119.
 20. Liao, P.B., 1970. Pollution potential of salmonid fish hatcheries. – *Water and Sewage Works*, 117, 291–297.
 21. 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.
 22. Maccafferty, P., Provonsa, A., 1981. *Aquatic Entomology. the fishers and Ecologists Illustrated Guide to Insect and Their Relativs.* Jones and Bartlett Publishers London. 448 p.
 23. Macneil, C., Dick, J.T.A., Elwood, R.W., 1999. The dynamics of predation on *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda). *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 74, 375–395.
 24. Mandaville, S.M., 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics and Protocols*. Project H-1, Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax. xviii, 48 p., Appendices A-B. 120 p.
 25. Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *General systems*, 3, 36-71.
 26. Menhinick, E.F., 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 859-861.
 27. Munoz, M.J., 1989, *Indice de calidad y toxicidad de agua para salmonidos*. PhD Thesis No. 77, National Institute for Agrarian Research (INIA), Spain, (in Spanish).
 28. Ormerod, S.J., Edwards, R.W., 1987. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, 17(3), 533-546.
 29. Peeters, E.T.H.M., Gardeniers, J.J.P., 1998. Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology*, 39, 605–615.
 30. Peeters, E.T.H.M., Gylstra, R., Peeters, J.H., Vos, E.T.H., 2004. Benthic macroinvertebrate
۶. نوان مقصودی، م.، احمدی، م.ر.، کیوان، الف.، ۱۳۸۲. بررسی توان تولید براساس تنوع و فراوانی کفزیان در رودخانه شمرود سیاهکل. *مجله علمی شیلات*. ایران. ۱۲(۲)، ۱۳۸–۱۲۳.
 7. Allan, D., Erickson, D., Fay, J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37(1), 149-161.
 8. American Public Health Association. APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21th ed. Washington: APHA.
 9. Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.
 10. Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.
 11. Bartoli, M., Nizzoli, D., Longhi, D., Laini, A., Viaroli, P., 2007. Impact of a trout farm on the water quality of an Apennine creek from daily budgets of nutrients. *Chemistry and Ecology*, 23(1), 1-11.
 12. Boaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J., Lencastre, E., 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. – *Environ. Pollut*, 95, 379–387.
 13. Elliott, J.M., Humpesch, U.H., Macan, T.T., 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, No 49.
 14. Engle, C.R., Pomerleau, S., Fornshell, G., Hinshaw, J.M., Sloan, D., Thompson, S., 2005. The economic impact of proposed effluent treatment options for production of trout *Oncorhynchus mykiss* in flow-through systems. – *Aquacult. Eng.* 32, 303–323.
 15. Fore, L.S., Karr, J.R., Wiseman, R.W., 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 212-231.
 16. Gowen, R.J., Weston, D.P., Emik, A., 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review. In: C.B.Cowey and C.Y. Cho (editors), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University

- 287–305 in D. M. Rosenberg, and V. H. Resh, eds. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, NY.
38. Selong, J.H., Helfrich, L.A., 1998. Impacts of trout culture effluent of water quality and biotic communities in Virginia headwater streams. – *Prog. Fish. Cult*, 60, 247–262.
 39. Stechey, D., 1988. Factors influencing the design of effluent quality control facilities for commercial aquaculture. *Aquacult. Ass. Can. Bull.*, 88(4), 208-210.
 40. Stephens W.W., Farris, J.L. 2004. In stream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture*, 231, 149–162
 41. Wallace, J.B., Webster, J.R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1), 115-139.
 42. Welch, E.B., 1992. *Ecological effects and wastewater*. Second edition. Chapman & Hall publ. 425 p.
 43. Wilhm, J., Land Dorris, T.C. 1968. Biological parameters or water quality criteria. *BioScience*. 18: 477-481.
 44. Živić, I., Marković, Z., Filipović-Rojka, Z., and Živić, M., 2009. Influence of a trout farm on water quality and Macrozoobenthos Communities of the receiving stream (Trešnjica River, Serbia). *International Review of Hydrobiology*, 94(6), 673-687.
- community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia*, 519(1-3), 103-115.
31. Pennak, R.W., 1953. *Freshwater Invertebrates of the United States*, The Ronald Press, New York, p. 769.
 32. Pescador, M.L., Rasmussen, A.K., Harris, S.C., 2004. *Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida*. Revised edition. Florida. Department of Environmental Protection. Tallahassee, 136 p.
 33. Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M., Ross, L.G., 1985. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. *J. Fish Biol.*, 27(Suppl. A): 123- 137.
 34. Pulatsu, S., Rad, F., Koksai, G., Aydin, F., Benli, C.K., Topcu, A., 2004. The impact of rainbow trout farm effluents on water quality of Karasu stream, Turkey. – *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 4, 9–15.
 35. Quigley, M., 1986. *Invertebrates of streams and rivers, a key to Hdentification*, Edward Arnold Publisher, L.T.D. 84p.
 36. Rawer-jost, C., Bohmer, J., Blank, J., Rahmann, H., 2000. Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. – *Hydrobiologia* 422/423, 225–232.
 37. Reice, S.R., Wohlenberg, M., 1993. *Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health*,