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

محمدرضا رحیمی بشر*[۱]، حر ترابی جفرودی[۲]، مجید راستا[۳]، علی خدادوست[٤]، شهریار تقی پور کوه بنه[٤]، خیام دل افکار[۳]

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

تاریخ دریافت: ۲۶ خرداد ۱۳۹۴ تاریخ پذیرش: ۲ آبان 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 ماکروبنتوزی 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 بوم شناختی و زیستی مورد ارزیابی قرار گرفتند. ۶۵ گروه کفزیان شامل کرم‌ها، نرمتنان و راسته های مختلف حشرات آبزی در این ایستگاه‌ها وجود داشتند که میانگین سالانه تعداد آنها ۳۰۴/۷۷±۸۵۵/۶۵ عدد در متر مربع بوده است. همچنین میانگین شاخص BMWP ۲۶/۵۱±۱۰۲/۱۶، ASPT ۱۶/۷۷±۵/۵۷ و هلسینهوف ۰/۸۲±۴/۵۸ تعیین شده است. شاخص BMWP در ایستگاه‌های خروجی درشرایط خوب قرارداشته ولی شاخص EPT% و EPT/Chiro کاهش و میزان زی‌توده بنتوزی افزایش نشان داده است. بنابراین تخلیه پساب کارگاه‌ها در رودخانه شمرود برجوامع ماکروبنتوزی وکیفیت 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.

* عهده‌دار مکاتبات (✉). rahimibashar@yahoo.com

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

مقدمه

آلودگی رودخانه‌ها تحت تاثیر فعالیت‌های آبزی‌پروری دارای تاریخچه 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 واردآب 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 قزل‌آلا ی 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 آبزیان 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 ماکروبنتیک 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 بغیر 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 آبزی‌پروری، محل دفع فاضلاب و پساب و تغییرات بستر و حوضه آبریز به‌صورت یک آینه تمام نما در جوامع ماکروزئوبنتوزی 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 آبزی Trichoptera (EPT) Ephemeroptera, Plecoptera, بوده که در مقابل آنها گروه‌های مقاوم به آلودگی مانند اعضای خانواده Chironomidae وجنس Tubifex قرار دارند که بررسی تغییرات زمانی و مکانی این گروه‌ها می‌توان

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

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 ماکروزئوبنتوزی رودخانه‌ها کارکرده 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 آبزی 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)، براورد شاخص زیستی وکیفیت آب رودخانه کر(استوان و نیاکان، ۱۳۸۸)، براورد شاخص زیستی وکیفیت 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 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 دراین اکوسیستم شده که هدف اصلی این تحقیق بررسی اثرات ورود پساب خروجی این کارگاه‌ها بر روی این رودخانه بوده که این ارزیابی به‌وسیله بررسی تغییرات زمانی و مکانی جوامع ماکروبنتوزی و باکمک شاخص‌های زیستی انجام گردیده ومشخص 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 سر شاخه 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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

را بدون تصفیه به داخل آن رهاسازی می‌کنند. در این بررسی ۴ کارگاه (جدول۱) پرورش ماهی، مد نظر قرار گرفته و مکان ورودی و محل آب‌های خروجی جهت نمونه‌برداری و بررسی انتخاب گردید.

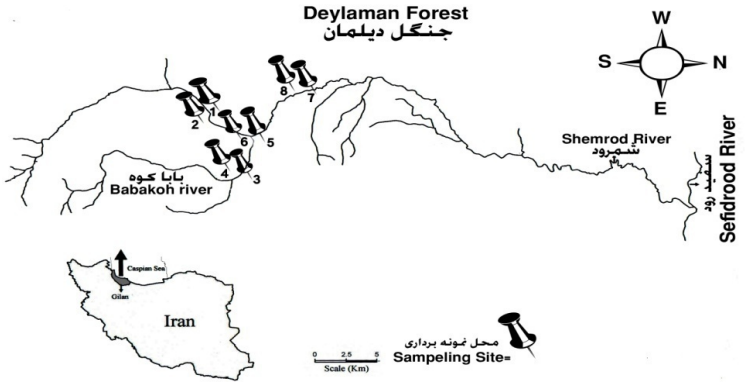
جدول۱: مختصات جغرافیای، جنس بستروپوشش گیاهی حوضه آبریز ۸ ایستگاه نمونه‌برداری در رودخانه شمرود

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

ایستگاه‌بندی و نمونه‌برداری

بر اساس مکان کارگاه‌ها، برای هر یک از آنها یک ایستگاه در نزدیکترین فاصله به ورودی ویک ایستگاه بعد از خروجی فاضلاب و در مجموع ۸ ایستگاه انتخاب وعوامل فیزیکوشیمیایی آب بر اساس روش استاندارد (APHA, 2005). سنجش و نمونه‌برداری‌های بنتوزی به‌صورت ماهانه و توسط نمونه‌بردار سوربر انجام گرفته است (شکل ۱). در هر مرحله نمونه‌های ماکروزئوبنتوزی جهت شناسایی، شمارش و تعیین بیوماس جوامع ماکروزئوبنتوزی از ایستگاه‌ها جمع‌آوری و پس از تثبیت کردن با فرمالین ۴ درصد به آزمایشگاه انتقال داده شدند.



شکل۱: نقشه ایستگاه‌های نمونه‌برداری از کارگاه‌های پرورش ماهی در رودخانه شمرود

در آزمایشگاه ابتدا نمونه‌ها شستشو و سپس توسط لوپ، بنتوزها جداسازی و توزین و بر حسب گرم بر متر مربع مورد سنجش و توسط کلیدهای شناسایی معتبر (Maccaferty and Provonsha, 1981, Quigley, 1986, Pennak, 1953, Pescardor *et al*., 2004,

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

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 ومارگالف توسط فرمول‌های زیر تعیین گردیدند:

شاخص غنای گونه‌ای مارگالف (Margalef ,1958)

$$R = \frac{S - ۱}{LnN}$$

نشان دهنده تنوع در جمعیت های زیستی است. غنا ویا فقر یک اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه ها نشان می دهد و هرچه عدد آن بیشتر باشد اکوسیستم به لحاظ سلامت وضعیت بهتری دارد.

شاخص غنا یا تنوع گونه‌ای منهینگ (Menhinick,1964)

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

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

شاخص تنوع و غنای(غالبیت) سیمپسون:

$$\lambda = ۱ - \sum P_i^{۲}$$

$Pi = \frac{ni}{N} n_i$ = تعداد افراد گونه N= تعداد کل افراد

P_i = فراوانی نسبی گونه

$$\lambda = \sum_{i=۱}^{s} \frac{ni\,(n-۱)}{n(n-۱)}$$

شاخص تنوع شانون (Wilhm and Dorris,1968)

$$H' = -\sum_{i-۱}^{s} (PiLnpi)$$

که با توجه به عدد به‌دست آمده براساس جدول ۲ وضعیت آلودگی تعیین می گردد.

جدول۲: وضعیت آلودگی اکوسیستم ها با توجه به اعداد شاخص شانون(Welch, 1992)

شاخص تنوع H′	H′>۳	H′=۲-۱	H′<۱
وضعیت آلودگی	غیر آلوده	نسبتاً آلوده	شدیداً آلوده

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

ASPT= BMWP/N BMWP=∑B.NB

B امتیاز BMWP درسطح خانواده، N: تعداد افراد خانواده و پس از محاسبه به کمک جدول‌های ۳و۴ کیفیت آب ومیزان الودگی تعیین می گردد.

جدول ۳: طبقه بندی کیفی آب‌ها براساس 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 مقادیرشاخصASPT (Mandville , 2002)

کیفیت آب	مقادیر ASPT
عدم وجود آلودگی آب	<۶
آلودگی وجود آلودگی آلی جزیی	۶-۵
آلودگی آلی متوسط	۵-۴
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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

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

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 هرخانواده، t_i: ارزش تحمل آلودگی در گروه، n: تعداد کل افراد

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

جدول۵: میزان آلودگی و کیفیت آب ایستگاه‌ها بر اساس امتیاز دهی هیلسنهوف.

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

نتایج

فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب اعم از دبی وسرعت آب، عمق و عرض رودخانه، دما، اکسیژن محلول آب و... در ایستگاه‌ها مورد سنجش قرار گرفته‌اند که نتایج جداگانه هر ایستگاه و میانگین سالانه آنها در جدول ۶ آورده شده است.

جدول۶: میانگین و انحراف معیار سالیانه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه شمرود در ایستگاه‌های مختف 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)	*p*H	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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

همچنین گروه‌های مختلف کفزیان ایستگاه‌ها مورد بررسی، تاحد امکان شناسایی گردیدند و بر اساس رده، راسته و خانواده در جدول ۷ آورده شده‌اندکه نشان از حضور ۳۶ تاکسون در این ایستگاه‌ها را دارد همچنین بر اساس نتایج گروه‌های غالب این رودخانه بیشتر از حشرات و راسته‌های Diptera, Trichoptera بوده وگروه‌های دیگر از نظر تنوع و تعداد در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند.

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

Class/Orders	Family	Genus	Class/Orders	Family	Genus
Hydrachnidea		Acari	**Diptera**	Simulidae	Simulium
Decapoda	Cambaridea	Sp.		Chironomidea	Chironomus
Nematoda				Stratiomyidea	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
				Tipulidae	Tipula
	Planorbidae	Sp.		Ceratopogonidae	Sp.
	Sphaeridae	Sp.		Empididae	Sp.
	Lymnaeidae	Sp.		Dixidae	Dixa
Amphipoda	Gammaridae	Gammarus		Tabanidae	Tabanus
Oligocheata	Lumbricidae	Sp.		Blephariceridae	Agathon
Odonata	Gomphidae	Ophiogomphus		Blephariceridae	Liponeura
	Calopterygidae	Calopteryx		Athericidae	Atherix
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis		Sciomyzidae	Sp.
	Heptageniidae	Heptagenia		Ephydridae	Sp.
	Heptageniidae	Epeuros		Anthomyiidae	Sp.
	Heptageniidae	Rhithrogena		psychodidae	Psychoda
	Caenidae	Caenis	**Coleptera**	Elmidae	Sp.
	Leptophlebiidae	Paraleptophlebia		Hydraenidae	Sp.
	Ephemerellidae	Serratella		Gyrinidea	Sp.
	Oligoneuridae	Lachlania		Helodidae	Sp.
Plecoptera	Nemouridae	Sp.		Hydrophilidea	Sp.
	Taeniopterygidae	Taenionema		Stuphylinidae	Sp.
	Leuctridae	Leuctra		Corixidae	Sp.
	Perlidae	Claassenia			
	Baeridae	Sp.			
Trichoptera	Limnephilidae	Ecclisomyia			
	Llimnephilidae	Allomyia			
	Psychomiidae	Psychomyia			
	Polycentropodidae	Neureclipsis			
	Glossosomatidae	Anagapetus			
	Hydroptilidae	Ochrotrichia			
	Odontoceridae	Sp.			
	Rhyacophilidae	Rhyacophila			
	polycentropodidae	Polycentropus			
	Hydropsychidae	Hydropsyche			
	Lepidostomatidae	Lepidostoma			

نتایج به‌دست آمده ازشاخص‌های BMWP و ASPT در ماه‌ها (جدول۸) و ایستگاه‌های (جدول ۹) نشان از بیشترین مقدار BMWP در ماه اسفند و ایستگاه۳ و بالاترین مقدار ASPT در تیرماه و ایستگاه ۲ دارد.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

جدول ۸: میانگین و انحراف معیار سالانه شاخص‌های BMWP و ASPT در ماه‌های مختلف سال درهشت ایستگاه

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

جدول ۹: میانگین و انحراف معیار شاخص‌های BMWP و ASPT در ایستگاه‌های مختلف سال

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

همچنین نتایج بررسی‌های شاخص‌های اکولوژیک (غالبیت، سیمپسون، شانون، منهینگ و مارگالف) نشان از تغییرات این فاکتورها در ایستگاه‌های مختلف دارد (جدول ۱۰) و تعداد افراد در واحد سطح، غنای گونه‌ای، تعداد گروه‌های حساس و مقاوم به آلودگی و زیتوده گروه‌های بنتوزی نیز نشان تغییرات این عوامل در ایستگاه‌های هشت‌گانه (جدول ۱۱) دارد.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

جدول۱۰: نتایج شاخص‌های اکولوژی بررسی شده در ۸ ایستگاه رودخانه شمرود

شاخص / ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
غالبیت Dominance_D	۰/۲۱	۰/۲۴	۰/۱۴	۰/۲۸	۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۱۶	۰/۳۳
سیمپسون Simpson_1-D	۰/۷۸	۰/۷۵	۰/۸۵	۰/۷۱	۰/۸۴	۰/۸۴	۰/۸۳	۰/۶۶
شانون Shannon_H	۲/۰۱۷	۲/۰۲	۲/۳۰	۱/۸۰	۲/۲۸	۲/۲۶	۲/۳۷	۱/۷۶
منهینگ 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

جدول۱۱: نتایج تعداد افراد راسته های EPT، وخانواده 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(تعدادتاکسون‌ها)	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	۴۵/۷۳	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 برروی 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 به‌صورت تغییرترکیب گونه، تعداد افراد وزیتوده خودنمایی می‌کند. یکی از مهمترین تغییرات جوامع بنتوزی به‌وسیله 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 دیتریت خوار تغییر می‌کنند (Rawer-Jost *et*

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

al.,2000) و معمولاً با افزایش بارمواد الی ورودی بر میزان بیوماس جوامع کفزی نیز افزوده می گردد (Zivic *et al.*, 2009). این تغییرات همچنین به‌سمت گروه‌های مقاوم به آلودگی و کاهش گروه‌های حساس EPT می‌انجامد (Barbour, 1999). البته تغییرات ترکیب گونه‌ای 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 راسته‌های EPT یک مساله معمول می‌باشد. بررسی‌های انجام گرفته برروی برخی از فاضلاب‌های کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا نشان داده که افزایش بار آلودگی می‌تواند به دلیل افزایش فسفات محلول و نامحلول (Bartoli *et al.*, 2007, Pulatsu, 2004, Boavantura *et al.*, 1997) افزایش غلظت نیتروژن به اشکال نیترات، آمونیم و نیترات (Selong and Helfrich ,1998 , Loch *et al* ,1996)، کاهش غلظت اکسیژن محلول و تجمع ذرات مواد معلق برروی بستر (Boavantura *et al.*, 1997) صورت گیرد. به‌طور کلی پساب کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا دلیل اصلی کاهش تنوع بزرگ مهرگان کفزی، جایگزین شدن گونه‌های کمتر حساس و تغییر ساختار شبکه غذایی بنتیک با توجه به افزایش گونه‌های که تکه‌خوار می‌شود (Loch *et al.*, 1996) بر اساس نظریه Selong و Helfrich (۱۹۹۸) تغییرات ساختار، فون، بستر رودخانه‌ها 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، دبی آب، تلاطم و شکل بستر و غیره می‌تواند بسیار متغیر باشند (Zivic *et al.*,2009). با توجه به خصوصیات گفته شده فوق بررسی تاثیرات هر کارگاه در هر رودخانه باید کامل به‌طور 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 علی‌نیا، آقایان اسماعیلی و حیدری به جهت همکاری در انجام تحقیق کمال تشکر و قدردانی را داریم.

منابع

۱. احمدی، م.رو.، کرمی، م.، کاظمی، ر.، ۱۳۷۹. تعیین زیتوده و برآورد تولید در رودخانه‌های آغشت وکردان. 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 آبزی. مجله علمی پژوهشی علوم کشاورزی. سال سیزدهم، ویژه نامه یک.
۳. استوان، ه.، نیاکان، ج.، ۱۳۸۸. برآورد شاخص زیستی وکیفیت آبرودخانه کر در فصل پائیز با استفاده ازفون حشرات آبزی. 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 ساسانسرایی، الف.، خداپرست شریفی، ح.، ۱۳۸۷. ارزیابی کیفی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی براساس جوامع کفزیان. مجله محیط شناسی، ۴۵، ۳۸ -۳۱.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

۶. نوان مقصودی، م.، احمدی، م.ر.، کیوان، الف.، ۱۳۸۲. بررسی توان تولید براساس تنوع و فراوانی کفزیان در رودخانهٔ شمرود سیاهکل. مجلهٔعلمی 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., Wisseman, 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 @ditors), Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Stategies in Management of Aquaculture Waste. University 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 og 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., Provonsha, A., 1981. Aquatic Entomology.the fishers and Ecologysts 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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]

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): l23- 137.
34. Pulatsu, S., Rad, F., Koksal, 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, 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.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-04]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1394.9.4.8.7]