اثر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر بی‌مهرگان کفزی رودخانه اسفیدان (خراسان شمالی)

مجتبی رحمتی[۱]، محمد هرسیج *[۲]، رحمان پاتیمار[۳]، محمد قلی زاده[۲]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد بوم شناسی آبزیان، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

۲- استادیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

۳- دانشیار، گروه شیلات، اکولوژی آبزیان، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳ بهمن ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: ۱۸ اردیبهشت ۱۳۹۷

چکیده

ورود پساب پرورش ماهی باعث بر هم زدن تعادل اکوسیستم نهرها و رودخانه‌ها و تغییر در فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌شود. در این تحقیق برای تعیین اثرات پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه اسفیدان (استان خراسان شمالی) نمونه‌برداری در فصل تابستان از ۴ ایستگاه انجام گرفت. طی بررسی از بزرگ بی‌مهرگان کفزی ۱۲ راسته و ۲۴ خانواده شناسایی شد. بیشترین فراوانی کفزیان رودخانه اسفیدان را لارو حشرات آبزی تشکیل دادند. کل فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در تمام ایستگاه‌ها ۴۲۶۶/۶۸±۶۶۰۱ عدد شمارش شد. مطالعات نشان داد که بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری شاخص‌های EPT، EPT/CHIR، شانون و هیلسنهوف اختلاف معنی‌داری وجود دارد ($p<0.05$). نتایج شاخص زیستی هیلسنهوف نشان داد که میزان تغییرات کیفیت آب رودخانه در محدوده مناسب تا بسیار ضعیف است که نشان دهنده اثر کارگاه‌های پرورش ماهی بر کیفیت آب رودخانه می‌باشد.

کلمات کلیدی: پساب مزارع پرورش ماهی، درشت بی‌مهرگان کفزی، شاخص‌های زیستی، رودخانه اسفیدان.

* عهده‌دار مکاتبات (✉). m_harsij80@yahoo.com

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

مقدمه

آلودگی رودخانه‌ها تحت تاثیر فعالیت‌های آبزی پروری، دارای تاریخچه طولانی مدت می باشد. مزارع پرورش قزل آلا 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. قزل آلای رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) یکی از گونه‌های مهم پرورشی است که از سال ۱۹۶۰ از اروپا وارد ایران شد. نهر اسفیدان از رودخانه‌های مهم خراسان شمالی و یکی از سرشاخه‌های رودخانه اترک است که با احداث مزارع جدید تکثیر و پرورش قزل-آلای رنگین کمان روبرو می‌باشد.

کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی به رودخانه بر ساختار جوامع بی‌مهرگان کفزی تاثیر گذار است و بدین ترتیب با استفاده از ترکیب شاخص‌های زیستی می‌توان به وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه پی برد (Wallace and Merritt, 1980). استفاده از بی‌مهرگان کفزی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که تحت تاثیر عوامل آلاینده نیستند، تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی گونه‌های غیر مقاوم در آنجا غالبیت دارند و بر عکس آن‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کمتری داشته و گونه‌های مقاوم غالب‌اند (Davis and Simon, 1995; Quigley, 1986). این جانداران به دلیل داشتن خصوصیات خاص (غنای گونه‌ای بالا، ساکن بودن، عکس العمل‌های متفاوت در قبال عوامل محیطی) بیش از دیگر جانداران آبزی (ماهیان و جلبک‌ها) در ارزیابی بوم شناختی اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرند (Volker and Renn, 2000; Shanon, 1948).

معمولاً در آب‌های جاری که شرایط زیستی مناسب و محیط غیر آشفته دارند، شاهد فراوانی متوازن و مناسبی از چهار خانواده Plecoptera، Ephemeroptera، Trichoptera، Diptera می‌باشیم. بنابراین افزایش غیر متعارف تعداد خانواده‌های مقاوم نسبت به گروه‌های حساس (EPT) نشان دهنده استرس محیطی می‌باشد. در نتیجه برای مطالعه و ارزیابی بزرگ بی‌مهرگان کفزی استفاده از شاخص‌های زیستی EPT و EPT/CHIR استفاده می‌شود (میررسولی وهمکاران، ۱۳۹۱). همچنین کاربرد شاخص هلسینهوف در ارزیابی نهرها و رودخانه‌ها یکی از پرکاربردترین شاخص‌ها می‌باشد، زیرا براساس مقاومت خانواده‌های بزرگ بی‌مهرگان به آلودگی می‌باشد که از ۱۰-۰ در نظر گرفته شده است. هر چقدر در یک اکوسیستم آبی آلودگی آلی بیشتر و موجود مقاوم‌تر باشد، مقدار این شاخص نیز بیشتر می‌شود (Camargo and Gonzalo, 2007).

روستای اسفیدان که از توابع بخش گرمخان شهرستان بجنورد است و در طول جغرافیایی ۵۷ درجه و ۳۴ دقیقه و در عرض جغرافیایی ۳۷ درجه و ۱۹ و در ارتفاع تقریبی ۱۶۰۰ متر از سطح دریا قرار گرفته است. در حال حاضر در مسیر رودخانه، در بالادست چهار مزرعه پرورش ماهی سرد آبی فعالیت دارد که مجموع کل ظرفیت مزارع ۵۲ تن ماهی قزل‌آلای رنگین کمان تولید می‌گردد. 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 ۲۶

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

تن ضایعات در سال تولید و بدون تصفیه وارد اکوسیستم رودخانه می‌کنند. شرایط ایجاد شده می‌تواند استرس‌هایی را بر اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی وارد نماید. مطالعات متعددی در زمینه آبزی پروری نشان می‌دهد که از ماکروبنتوزها برای تعیین میزان آلودگی ایجاد شده از خروجی مزارع، استفاده کرده‌اند (Gowen *et al.*, Pedro, 1997; Helfrich, 1998; 1991; Boaventura and Kirkagac *et al.*, 2009).

بیاتی و همکاران (۱۳۹۴) در بررسی اثر پساب مزارع تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین کمان بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه ماربر استان اصفهان در ماه‌های کم آبی بیان کردند لارو حشرات آبزی موجودات غالب فون کفزیان رودخانه ماربر را تشکیل می‌دادند. قانع (۱۳۹۲) در بررسی ترکیب جمعیت ماکروبنتوزها و توسعه آبزی پروری در رودخانه زاینده‌رود در سال ۱۳۸۷ نشان داد که در میان ایستگاه‌های مطالعاتی، ایستگاه ۳ که بعد از خروجی یک مزرعه پرورش ۲۰۰ تنی قزل آلا واقع است، بیشترین غنای کل و ایستگاه‌های بعدی بیشترین غنای گروههای حساس (EPT) را داشته‌اند. مقایسه شاخص زیستی هیلسنهوف نیز بهبود کیفیت آب رودخانه، بعد از ایستگاه ۳ و طبقه کیفیتی خوب (شاخص زیستی برابر ۴/۲ تا ۴/۸) را نشان می‌دهد. مواد مغذی طبیعی وارده از حوضه اطراف، حاصله از فعالیت کارگاه قزل‌آلا، فعالیتهای کشاورزی منطقه، همچنین چرخه زندگی موجودات کفزی، از عوامل مهم در تغییر ترکیب جمعیت جانوران بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود بوده است.

Mahboobi Soofiani و همکاران (۲۰۱۲) تاثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود را بررسی کرده و نشان دادند که پساب مزارع پرورش بر ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی تاثیر بسزایی در افزایش اکسیژن لازم بیوشیمیایی (BOD)، مواد معلق کل (TSS) و کاهش در اکسیژن محلول داشته و باعث کاهش راسته‌های حساس به آلودگی (EPT) شده‌اند.

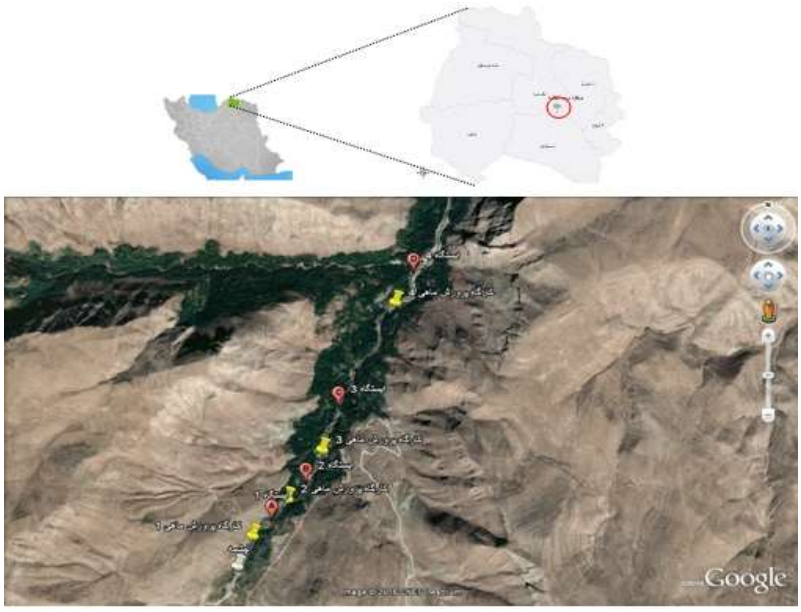
تحقیق حاضر جهت تعیین میزان تاثیرگذاری پساب مزارع بر ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی و گروه‌های غالب آن‌ها صورت گرفت و با استفاده از ترکیب شاخص‌های زیستی یک ارزیابی از وضعیت کیفی آب و توان خودپالایی آن در منطقه مورد مطالعه صورت گرفت. در نهایت با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) کلاسه کیفی آب آن تعیین گردید.

مواد و روش‌ها

این بررسی در مدت سه ماه از فصل تابستان (به علت وجود شرایط بحرانی آب رودخانه و اثر گذاری حداکثری عوامل محیطی)، در سال ۱۳۹۴ بر رودخانه اسفیدان در استان خراسان شمالی و در یک مسافت حدود ۴ کیلومتر صورت پذیرفت. در طول مسیر ذکر شده ۴ ایستگاه مطالعاتی (جدول ۱) بر اساس فاصله از مزرعه پرورش ماهی (ایستگاه اول: بالادست نهر، ایستگاه دوم و سوم: ۵۰ متر بعد از هر مزرعه پرورش ماهی و ایستگاه ۴: ۱۰۰ متر بعد از آخرین مزرعه) انتخاب گردید (شکل ۱).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]



شکل ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رودخانه اسفیدان (تصویر گرفته شده از Google Earth)

میزان تناژ هر پرورش ماهی از اول رودخانه به پایین به ترتیب ۱۲، ۷/۵ و ۷/۵ تن بود. از ایستگاه‌های مختلف به صورت ماهانه با دستگاه سوربر سمپلر (ابعاد دستگاه نمونه بردار سوربر ۳۰ در ۳۰ سانتی‌متر) با چشمه ۵۰۰ میکرون نمونه‌برداری انجام شد. نمونه‌ها با استفاده از فرمالین ۴٪ فیکس و برای بررسی و شناسایی (احمدی و نفسیی، ۱۳۸۰ ، صوفیانی و نادری، ۱۳۷۹) به آزمایشگاه منتقل شد.

جدول ۱: مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه اسفیدان

ایستگاه‌ها	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
۱	۳۷,۲۹۱۷۶۵	۵۷,۵۶۱۷۷۹
۲	۳۷,۲۹۴۷۲۳	۵۷,۵۶۴۷۴۵
۳	۳۷,۲۹۹۰۶۳	۵۷,۵۶۶۵۸۵
۴	۳۷,۳۰۷۱۳۲	۵۷,۵۷۱۸۶۴

اطلاعات به دست آمده به صورت سنجه‌های جمعیتی شامل فراوانی EPT، EPT%، نسبت فراوانی EPT به شیرونومیده و شاخص تنوع شانون (H´) برای ایستگاه‌های مختلف محاسبه شد. جهت بررسی تنوع زیستی از فرمول شانون (H´) استفاده گردید (Wilhm et al., 1968) و شاخص هیلسنهوف (HFBI) جهت ارزیابی کیفیت آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی مورد استفاده قرار گرفت.

شاخص‌های زیستی

غنای EPT

این شاخص کل تعدادافراد خانواده‌های متعلق به راسته‌های Ephemeroptera و Plecoptera و Trichopter را شامل می‌شوند که مقدار عددی این شاخص با افزایش کیفیت آب رابطه مستقیم دارد. بطوری که با افزایش کیفیت آب این شاخص افزایش می‌یابد (Hilsenhoff, 1988).

شاخص شیرونومیده/EPT

این نسبت عبارت است از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده شیرونومیده. در این شاخص EPT و

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

شیرونومیده به ترتیب به عنوان نماد موجودات حساس و مقاوم نسبت به تنش‌های محیطی مطرح هستند. مقدار این نسبت با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می‌یابد (Fries and Bowles, 2002).

شاخص شانون

این شاخص نشان‌دهنده تنوع ماکروبنتوزها در منطقه مطالعاتی می‌باشد. تنوع بیشتر اکوسیستم نشان دهنده سلامت اکوسیستم می‌باشد و می‌تواند مقادیر بین ۵-۱ را به خود اختصاص دهد و هر چه مقدار عددی شاخص پایین باشد، نشان دهنده آلودگی بالاتر می‌باشد. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها با هم در محاسبه لحاظ می‌شود که در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان است (Rosenberg *et al.*, 1999; Shannon, 1948; Camargo *et al.*, 2007).

$$H' = -\sum_{n=1}^{\infty} P_i(LNP_i) \quad (۱)$$

n_i = تعداد افراد گونه n = کل تعداد افراد در نمونه P_i = نسبت افراد یافت شده از گونه i H' = مقدار شاخص شانون

جدول ۲: طبقه بندی کیفی منابع آبی بر اساس شاخص تنوع شانون – وینر (ویلهم و دوریس، ۱۹۶۸)

وضعیت آلودگی	شاخص تنوع H
منطقه با آلودگی بالا	H<۱
منطقه با آلودگی متوسط	H=۱-۲
منطقه فاقد آلودگی	H>۳

۴-۱-۲ شاخص زیستی هیلسنهوف

برای ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه یکی از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی، HFBI می‌باشد. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می‌گیرد. دامنه تحمل آلودگی با مواد آلی برای خانواده‌های کفزیان بین ۱۰-۰ است که مقدار عددی این شاخص با غلظت آلودگی نسبت عکس دارد (Hilsenhoff.,1988).

$$HSBI = \frac{\sum(Xi.ti)}{n} \quad (۲)$$

X_i = تعداد افراد در هر گروه t_i = ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه n = تعداد کل افراد

جدول ۳: ارزیابی کیفیت آب به وسیله شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (Hilsenhoff.,1988).

میزان آلودگی آلی	کیفیت آب	میزان آلودگی آلی
عدم وجود مواد آلی	عالی	۰-۳/۷۵
مواد آلی جزیی	بسیار خوب	۳/۷۶-۴/۲۵
مقداری مواد آلی	خوب	۴/۲۶-۵/۰
میزان متوسط مواد آلی	متوسط	۵/۰۱-۵/۷۵
مقدار زیاد مواد آلی	نسبتا ضعیف	۵/۷۶-۶/۵۰
میزان بسیار زیاد مواد آلی	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰

نتایج

۳-۱-بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده

در مدت نمونه‌برداری در فصل تابستان از ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه اسفیدان، ۱۳۲۰۲ نمونه کفزی جداسازی و شناسایی شدند (جدول ۴) که به ۱۲ راسته و ۲۴ خانواده تعلق دارند. در این بررسی راسته دوبالان (Diptera) با تراکم ۶۴/۲۵٪ نسبت به دیگر جوامع بی‌مهرگان کفزی غالب بودند و بیشترین تراکم در این راسته متعلق به جنس Spaniotoma از خانواده Chironomidae با تراکم ۳۵/۵۴٪ و کمترین آن خانواده Anthomyiidae با تراکم ۰/۰۳٪ می‌باشد. پس از راسته دوبالان بیشترین تراکم از آن رده کم‌تاران

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

(Oligochaeta) با تراکم ۲۴/۰۱٪ که از این رده جنس Nadidae با تراکم ۲۳/۷۷٪ بیشترین سهم از آن خود کرده است.

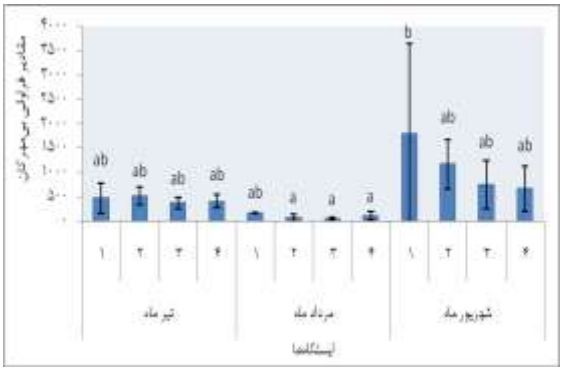
جدول ۴: بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در رودخانه اسفیدان

Order	Family	Genus	Species
Amphipoda	Gammaridae	Rivulagammarus pulex	_
Arachnidae	Hygrobatidae	_	_
Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscus sp.	_
collembola	Entomobryidae	_	_
Diptera	Chironomidae	Spaniotoma	_
	Chironomidae	Chironomus	_
		Pupa	_
	Ceratopogonidae	_	_
		Pupa	_
	Simuliidae	Simulius sp.	_
		Pupa	_
	Tipulidae	Tipula sp.	_
		Pupa	_
	Empididae	Neoplasta	_
		Pupa	_
	Tabanidae	Tabanis sp.	_
		Pupa	_
	Muscidae	_	_
		Pupa	
	Anthomyiidae	Limnophora sp.	_
	Psychodidae	_	_
	Dixidae	Pupa	_
	Culicidae	Culex	_
	Ephydridae	_	_
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	*B.rhodani*
	Caenidae	_	*caenis moesta*
Hydracarina	Hydrobatidae	_	_
Nematod	_	_	_
Osteracoda	_	Cypridopsis nidua	
Pulmonata	Limnaeidae		*L.peregra*
Trichoptera	Hydropsychidae	_	_
Oligochaeta	Nadidae	Nais	_
_	Lumbricuidae	_	_
_	Piscicodidae	_	_

در کل ایستگاه‌ها طی سه ماه نمونه‌برداری فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه اسفیدان ۶۶۰۱ عدد بنتوز در متر مربع شناسائی شدند که حداکثر تراکم متوسط آن‌ها ۱۶۶۰ عدد در متر مربع در ایستگاه ۱ در شهریور ماه و حداقل تراکم متوسط آن ۱۱ عدد در ایستگاه ۳ در مرداد ماه بود. در طول سه ماه نمونه‌برداری راسته دوبالان (Diptera) از نظر فراوانی (۶۴/۲۵ درصد) غالب بود که یکی از متنوع‌ترین و بزرگ‌ترین راسته حشرات آبزی را به خود اختصاص داده است و غالب محیطی محسوب گردید.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

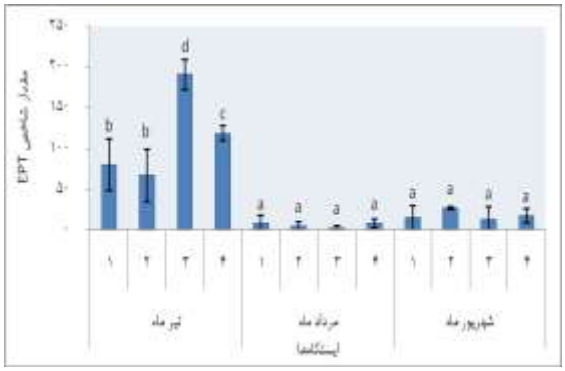
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]



شکل ۲: مقادیر فراوانی بزرگ بی مهرگان کفزی در فصل تابستان

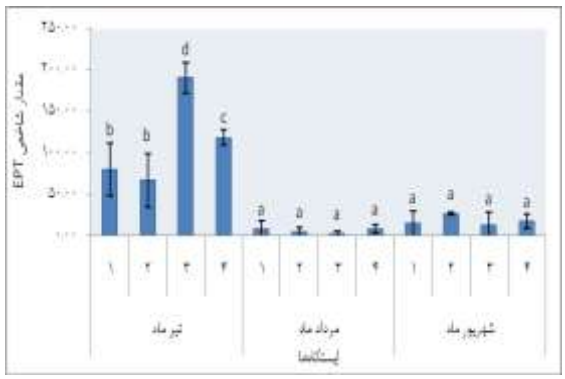
برای بررسی روند نوسانات بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده به ترتیب از غنای گونه‌ایی و شاخص تنوع استفاده شد که می‌تواند معیاری مناسب برای ارزیابی آلودگی نهرها باشد.

در این مطالعه بین ماه‌های فصل تابستان از لحاظ مقدار شاخص EPT اختلاف معنی‌داری مشاهده شد (ANOVA, $p<0.05$). بیش‌ترین مقدار شاخص در ایستگاه ۳ (۱۸/۳۸±۱۹۱/۰۰) در تیر ماه و کمترین مقدار در ایستگاه ۳ (۵/۶۶±۸/۰۰) مرداد ماه مشاهده گردید (شکل ۳). در تیر ماه بین ایستگاه ۱ و ۲ اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد اما ایستگاه ۳ دارای بیشترین مقدار در این شاخص بود که بیان کننده بهتر شدن محیط است اما در ایستگاه ۴ دوباره کاهش یافت. در مرداد ماه بین ایستگاه‌های مورد مطالعه تغییرات زیادی مشاهده نشد و بیشترین تغییرات بین ایستگاه ۳ و ۴ می‌باشد. شهریور ماه نیز همانند تیر ماه بیشترین اختلاف را از نظر شاخص EPT بین ایستگاه ۲ و ۳ داشت.



شکل ۳: مقادیر شاخص EPT در فصل تابستان

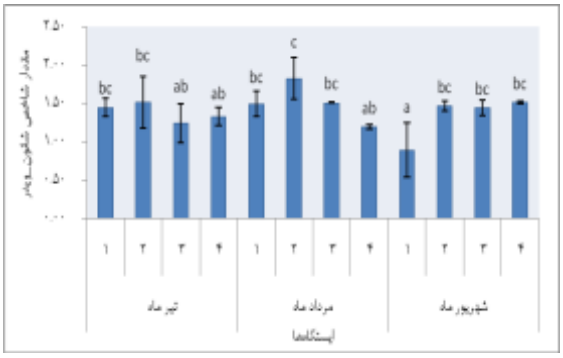
در بررسی شاخص EPT/CHIR بین ماه‌های فصل تابستان اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (ANOVA, $p<0.05$). در ماه های مرداد و شهریور و همچنین در تیر ماه بین ایستگاه‌های ۱ و ۲ اختلاف معنی‌داری وجود نداشت با اینکه در تیر ماه مقادیر شاخص فوق نسبت به ماه مرداد و شهریور ماه بالا بود. در تیر ماه ایستگاه ۳ (۱/۶۰±۰/۷۷) با بقیه ایستگاه‌ها در تمام ماه‌های مورد بررسی اختلاف معنی‌داری مشاهده شد (شکل ۴).



شکل ۴: مقادیر شاخص .EPT/CHIRO در فصل تابستان

بررسی میزان شاخص تنوع، شانون در ایستگاه‌ها و زمان های نمونه برداری اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید (شکل۵) (ANOVA, $p<0.05$). حداکثر شاخص شانون_وینر در ایستگاه ۲ (۱/۸۲±۰/۲۷) مرداد ماه و حداقل آن در ایستگاه ۱ (۰/۸۹±۰/۳۶) شهریور ماه بود.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]



شکل ۵: مقادیر شاخص شانون وینر در فصل تابستان

در جدول (۵) نتایج حاصل از بررسی ارزیابی میزان کیفیت آب رودخانه اسفیدان بر اساس شاخص هیلسنهوف بیان داشت که شاخص هیلسنهوف در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی افزایش و کیفیت آب نهر کاهش یافته است. بطوری‌که بیشترین مقدار شاخص مذکور در ایستگاه ۱ در شهریور ماه که در محدوده بسیار ضعیف و حداقل مقدار شاخص، ایستگاه ۳ در تیر ماه که در محدوده مناسب بود.

جدول ۵: مقادیر شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مورد بررسی رودخانه اسفیدان و طبقه کیفی آب

ماه	ایستگاه	هیلسنهوف (HFBI)	طبقه کیفی آب
تیر	۱	۵/۸۱±۰/۰۴	نسبتا ضعیف
	۲	۵/۹۲±۰/۰۱	نسبتا ضعیف
	۳	۵/۴۵±۰/۰۸	مناسب
	۴	۵/۷۴±۰/۰۴	مناسب
مرداد	۱	۶/۱۷±۰/۲۰	نسبتا ضعیف
	۲	۶/۳۱±۰/۱۸	نسبتا ضعیف
	۳	۶/۴۰±۰/۳۹	نسبتا ضعیف
	۴	۵/۹۳±۰/۰۳	نسبتا ضعیف
شهریور	۱	۷/۳۲±۰/۴۶	بسیار ضعیف
	۲	۶/۵۷±۰/۰۵	ضعیف
	۳	۷/۰۱±۰/۲۸	ضعیف
	۴	۶/۳۷±۰/۰۷	نسبتا ضعیف

بحث

نتایج این بررسی نشان داد که در نهر اسفیدان لارو حشرات آبزی بیشترین موجودات فون کفزی را در منطقه مورد مطالعه تشکیل دادند. محققان متعددی در مطالعات خود به غالب بودن حشرات آبزی در ترکیب کفزیان اکوسیستم نهرها و رودخانه‌ها اشاره نموده‌اند (Lenat, 1993; Loch *et al*.,and 1996 1999; Pipan,.2000; Pillay, 2007). در بررسی‌های انجام شده توسط نادری جلودار (۱۳۸۵) در رودخانه هراز (مازندران)، قانع ساسان سرایی (۱۳۸۵) در رودخانه چافرود (گیلان) فون حشرات آبزی غالب بودند. نتیجه این تحقیق با نتایج نادری جلودار، قانع ساسان سرایی مطابقت دارد. نتایج مطالعه ابراهیم نژاد (۱۳۷۹) در رودخانه زاینده‌رود و قریب خانی و تاتینا (۱۳۸۷) در رودخانه لوندویل آستارا و بیاتی و همکاران (۱۳۹۲) در رودخانه ماربر اصفهان نشان داد که بیشترین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان آبزی در فصل تابستان بوده است. در این تحقیق راسته Diptea با ۱۲ خانواده، متنوع‌ترین گروه حشرات آبزی شناسایی شد که در تمامی ایستگاه‌ها نمایندگانی از آن‌ها یافت شد. از راسته دیپترا خانواده شیرونومیده و سیمولیده بیشترین درصد را به خود اختصاص دادند. به این علت که جزء گروه‌های مقاوم به‌شمار آمده و از مواد آلی در بستر تغذیه می‌کند. در راسته دیپترا، خانواده Simuliidae از نظر فراوانی بعد از خانواده شیرونومیده قرار دارد. در تحقیق شریفی نیا و همکاران (۱۳۹۱) در رودخانه تجن، دو خانواده Chironomidae و Simuliidae بین افراد راسته دو بالان غالب بودند. در مطالعه‌ای که میررسولی و همکاران (۱۳۹۱) در رودخانه زرین گل انجام دادند بیشترین سهم را خانواده‌های شیرونومیده و سیمولیده در

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

بین راسته دوبالان داشتند. نتایج حاصل با نتایج شریفی نیا و همکاران (۱۳۹۱) و همچنین میررسولی و همکاران (۱۳۹۱) مطابقت دارد.

معمولا در نهرها و رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسب و غیر آشفته دارند، توازن متعادلی بین چهار گروه مهم، Plecoptera، Ephemeroptera، Diptera، Trichoptera وجود دارد افزایش غیر عادی تعداد Chironomidae نسبت به موجودات حساس که کاهش مقدار .EPT/CHIRO را در پی دارد، نشان‌دهنده استرس محیطی می‌باشد (Barbour *el al.*, 1999). بدین ترتیب که کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت مزارع پرورش ماهی به رودخانه، می‌تواند بر ساختار انرژی و جوامع بی‌مهرگان کفزی تاثیر گذاشته و بدین ترتیب سبب اختلالاتی در عملکرد اکوسیستم شود. زیرا در مناطقی که مواد آلی زیادی بارگذاری می‌شود، نسبت EPT به شیرومنده کاهش و گروه‌های تغذیه‌ای فیلترینگ افزایش می‌یابد. در فصل تابستان به علت کاهش جریان آب، خروجی پساب مزارع پرورش ماهی و همچنین ورود مواد آلی از اطراف نهر (فعالیت باغات)، بیشترین اثر را بر فعالیت های زیستی نهر دارد. نتایج به دست‌آمده نشان می‌دهد که ایستگاه ۱ در شهریور ماه با مقدار نسبت ۴۴/۴۸٪ بیشترین استرس محیطی و ایستگاه ۳ در تیر ماه با نسبت ۱/۳۷٪ کمترین استرس محیطی را داشته است. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که مقادیر شاخص‌ها .EPT/CHIRO در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای نوساناتی بوده و بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری را نشان داده است. نتیجه این تحقیق با نتیجه مطالعه میررسولی و همکاران (۱۳۹۰) در رودخانه زرین گل و همچنین بیاتی و همکاران (۱۳۹۲) در رودخانه ماربر اصفهان مطابقت دارد. رحیمی بشر و همکاران (۱۳۹۴) تحقیقی بر اثرات پساب ۴ کارگاه پرورش قزل آلای کوچک مقیاس بر کیفیت آب و جوامع ماکروبنتوزی در طول یک سال در رودخانه شمرود انجام دادند که نشان داد با توجه به کوچک بودن کارگاه‌ها و میزان نسبتاً پایین دبی رودخانه شمرود و نزدیکی کارگاه‌ها به هم، این اثرات به‌صورت تغییرترکیب گونه، تعداد افراد و زی‌توده خودنمایی کرده که یکی از این تغییرات آنها بر اساس ساختار تغذیه ای بوده است. Camargo و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی تاثیر پرورش ماهی بر بی‌مهرگان کفزی در رودخانه تاجونا در اسپانیا نشان داده شد که در ایستگاه‌های پایین دست، فراوانی گروه‌های حساس (EPT) کاهش یافته و گروه‌های مقاوم به آلودگی شامل سیمولیده و شیرونومیده افزایش یافتند. این بررسی با نتایج رودخانه اسفیدان مطابقت دارد.

در بررسی تاثیر فاضلاب آلی بر بی‌مهرگان کفزی در رودخانه کارولینای شمالی آمریکا ۹ ایستگاه تعیین شد. یکی از نتایج این مطالعه کاهش جمعیت گروه‌های حساس (EPT) در ایستگاه‌های آلوده به مواد آلی و بر عکس افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی شامل شیرونومیده و سیمولیده بود (Loch *et al.*, 1999). همچنین مطالعه‌ای در رودخانه چافرود گیلان انجام شده که مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا در این رودخانه سبب کاهش گروه‌های حساس (EPT) و افزایش گروه‌های مقاوم شامل Diptera عمدتاً خانواده‌های شیرونومیده و سیمولیده گردید (قانع ساسان سرایی، ۱۳۸۳). خسروانی (۱۳۹۳) نشان داد به طور کلی در مدت مطالعه و نمونه‌برداری از جانوران کفزی رودخانه

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

حاجی آباد در منطقه مورد بررسی، خانواده‌هایی که شناسایی شدند بخش عمده آن‌ها را لارو حشرات آبزی تشکیل می‌داد. ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (مخصوصاً پرورش ماهی اول که تولید و فعالیت بیشتری دارد) تنوع بنتوزها و گونه‌های حساس به آلودگی Ephemeroptera، Plecoptera و Trichoptera کاهش و فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی مخصوصاً راسته Diptera افزایش یافته است که نشان دهنده کاهش کیفیت آب در این ایستگاه‌ها می‌باشد. این نتیجه با نتایج مطالعات Loch (۱۹۹۶) و Rosenberg and Resh (۱۹۹۳) مطابقت دارد. بنابراین روند نوسانات جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های قبل و بعد از مزارع که ناشی از به‌هم خوردن تعادل اکولوژیک ایجاد شده در شرایط زیستی مناسب می‌باشد، بی ارتباط با دلایل بیان شده نمی‌باشد.

بر اساس شاخص شانون-وینر هرچه مقدار آن شاخص کمتر و نزدیک به صفر باشد محیط آلوده‌تر می‌باشد. همچنین افزایش میزان شاخص به بیش از ۳ نشان‌گر عدم آلودگی منبع آبی است (Wilhm and Dorris, 1968; Lenat,1993). بطور کلی در مدت بررسی حداکثر مقادیر شاخص تنوع شانون-وینر مربوط به ایستگاه ۲ در مرداد ماه و به میزان ۱/۸۲ بوده و حداقل مقدار مربوط به شهریور ماه در ایستگاه ۱ اندازه‌گیری گردید. در مجموع، ارزیابی ایستگاه‌ها از نظر شاخص تنوع شانون-وینر در فصول مختلف نشان داد بهترین وضعیت مربوط به ایستگاه ۲ در مرداد ماه یعنی در منطقه با آلودگی متوسط و بدترین وضعیت مربوط به ایستگاه ۱ در شهریور ماه یعنی منطقه با آلودگی بعد از کارگاه پرورش ماهی‌گیری بوده است که در اثر ورود پساب پرورش ماهی در این رودخانه یکی از دلایل کاهش میزان تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی و افزایش گروه‌های مقاوم است. مطالعات دیگر نیز نتایج مشابهی را نشان می‌دهد. (Aura *et al*, 2010).

در تحقیق حاضر ایستگاه‌های مطالعاتی بر اساس شاخص زیستی HFBI که اختلاف معنی‌داری را نشان داد در چهار طبقه کیفی خوب، مناسب، نسبتا ضعیف و ضعیف قرار گرفتند. بر این اساس فقط ایستگاه ۱ در شهریور ماه در طبقه بسیار ضعیف (آلودگی آلی شدید) قرار گرفت که ناشی از فعالیت بالا دست مزرعه می‌باشد و ایستگاه‌های ۳ و ۴ تیر ماه در طبقه مناسب (آلودگی آلی نسبتاً قابل ملاحظه) می‌باشند که نشان از شرایط بهبود محیطی پس از کارگاه‌های پرورش ماهی دوم و سوم در طی رودخانه اسفیدان می‌باشد. بقیه ایستگاه‌ها در شاخص فوق در محدوده بین مناسب و بسیار ضعیف می‌باشد. به جز ماه مرداد، بقیه ماه‌ها با افزایش طی مسیر رودخانه از شرایط بهتری برخوردار می‌شود که نشان‌دهنده توانایی بالای خودپالایی رودخانه اسفیدان (مخصوصا ایستگاه ۳ و ۴ تیر ماه) می‌باشد. نتایج این تحقیق همسو با مطالعات Voelker و Renn (۲۰۰۰) بوده است.

رودخانه اسفیدان با وجود پساب‌های وارد شده از مزارع پرورش ماهی به اکوسیستم رودخانه باعث شده است که کیفیت آب از نظر شاخص‌های زیستی به منطقه‌ای با آلودگی متوسط تعیین گردد. با این وجود نمی‌توان با یک دوره نمونه‌گیری در یک سال بیان درستی از منطقه داشت زیرا که هر سال با میزان بارندگی و تولید و فعالیت مزارع پرورش ماهی در فراوانی زیستی بی‌مهرگان کفزی و سایر شاخص‌های تغییراتی ایجاد می‌گردد.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم از زحمات کلیه کسانی که مارا در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نماییم.

منابع

۱. ابراهیم‌نژاد، م.، ۱۳۷۹. مطالعه شاخص‌های بیولوژیک رودخانه زاینده‌رود. مجله پژوهشی دانشگاه اصفهان، ۱۴ (۲) ، ۹۴-۸۵.

۲. بیاتی، م.، پاتیمار، ر.، ابراهیمی، ع.، فرهنگی، م.، ۱۳۹۲. بررسی شاخص‌های بنتوزی جهت ارزیابی اثرات مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر رودخانه ماربر اصفهان در فصل تابستان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه گنبد کاووس. ۶۰ صفحه.

۳. بیاتی، م.، پاتیمار، ر.، ابراهیمی، ع.، فر هنگی، م.، فروهر واجارگاه، م.، ۱۳۹۴. اثر پساب مزارع تکثیر پرورش قزل‌آلای رنگین کمان بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه ماربر استان اصفهان در ماه‌های کم آبی. مجله علمی پژوهشی زیست شناسی جانوری تجربی، ۳ (۴)، ۷۸-۶۷.

۴. خسروانی، ش.، محمدی‌زاده، ف.، یحیوی، م.، ۱۳۹۳. ارزیابی زیستی رودخانه حاجی آباد (استان هرمزگان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوز. مجله بوم شناسی آبزیان، ۴ (۱)، ۴۳-۳۵.

۵. رحیمی بشر، م،ر.، ترابی جفرودی، ح.، راستا، م.، خدادوست، ع.، تقی پور کوه بنه، ش.، دل افکار، خ. ۱۳۹۴. اثرات پساب کارگاه‌های پرورش قزل-آلای رنگین‌کمان بر جوامع ماکروزئوبنتوزی رودخانه شمرود (سیاهکل – استان گیلان). نشریه توسعه آبزی پروری، ۹ (۴)، ۳۱ -۴۲.

۶. شریفی‌نیا، م.، ایمانپور نمین، ج.، بزرگی‌ماکرانی، ا.، ۱۳۹۱. ارزیابی بوم شناختی رودخانه تجن با استفاده از گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های زیستی. نشریه بوم شناسی کاربردی، ۱ (۱) ، ۹۵-۸۰.

۷. قانع ساسان سرایی، ا.، ۱۳۸۳. شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمان ملال). پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ صفحه.

۸. قانع، ا. ۱۳۹۲. ترکیب جمعیت ماکروبنتوزها و توسعه آبزی پروری در رودخانه زاینده رود. نشریه توسعه آبزی پروری، ۷ (۴)، ۵۷-۶۵.

۹. قانع، ل.، احمدی، م. ر.، اسماعیلی، ع.، میرزاجانی، ع. ر.، ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوز. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۰ (۱)، ۲۴۷-۲۵۸.

۱۰. قریب‌خانی، م.، تاتینا، م.، ۱۳۸۷. توان تولید طبیعی رودخانه لوندویل آستارا بر اساس جوامع کفزیان. مجله شیلات، ۲ (۴)، ۱۴-۱.

۱۱. میررسولی، ا.، قربانی، ر.، ۱۳۹۰. ارزیابی زیستی رودخانه زرین گل (استان گلستان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزها. شیلات (منابع طبیعی ایران)، ۶۴ (۴)، ۳۵۷-۳۶۹.

۱۲. میررسولی، ا.، نظامی، ش.، خارا، ح.، قربانی، ر.، ۱۳۹۱. تاثیر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

قزل‌آلای رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر روی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زرین گل. مجله توسعه آبزی پروری، ۶ (۲)، ۸۱-۹۲.

۱۳. نادری جلودار، م.، اسماعیلی ساری، ع.، احمدی، م.، سیف آبادی، ج.، عبدلی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاههای پرورش ماهی قزلآلای رنگین کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی. ۴(۲)، ۲۱-۳۶.

14. Aura, C.M., Raburu, P.O., Hermann, j., 2010. Macroinvertebrates' community structure in Rivers Kipkaren and Sosiani, River Nzoia basin, Kenya. Journal of Ecology and the Natural Environment, 3(2), 39-46.
15. Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic invertebrates and Fish. 2nd ed, EPA Pub, Washington D.C. 408 P.
16. Boaventura, R., Pedro, A.M., 1997. Trout farm effluents: Characterization and impacts on receiving streams. Environmental pollution, 95(3), 379-387.
17. Camargo, J.A., Gonzalo, C., 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. 26(2), 405-414.
18. Camargo, J.L., Gonzalo, C., Alonso, A. 2010. Assessing trout farm pollution by biological metric and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebraes: A case study. Ecological Indicators. 11, 911-917.
19. Coasta_pierce, B.A. 2002. Ecological Aquaculture: The evolution of the blue revolution. Dept. of Fisheries, Animal and Veterinary Science. University of Rholde Island, 501 P.
20. Davis, W.S., Simon, T.P., 1995. Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making; Chapter 8 – Development and application of biological impairment criteria for rivers and streams in New York State, pp: 97-107.
21. Esmaili Sari, A., 2004. Hydrochemistry and Aquaculture. 250 P.
22. Fries, L.T., Bowles, D.E., 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. Sanmarcos. TEXAS. USA.12 P.
23. 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.
24. Helfrich, L., 1998. Impacts of trout culture effluents on water quality and biotic communities in Virginia headwater streams. The progressive fish-culturist, 60(4), 247-262.
25. Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index, J. North American Benthological Society, 7(1), 65–68.
26. Kırkağaç, M.U., Pulatsu, S., Topcu A., 2009. Trout farm effluent effects on water sediment quality and benthos CLEAN – Soil, Air, Water. 37(4-5), 386–391.
27. Lental, D., 1993. A biotic index for Southeast-tern United Sates, Derivation and list of tolerance values with criteria for assessing water quality ratings. JNABS. 12, 179-290.
28. Loch, D.D., 1996. The effects of trout farm effluents on the taxa richness of the benthic macroinvertebrates. Aquaculture, (147), 37-55.
29. Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G., 1999. The effect of trout farm effluent on taxa richness of benthic macroinvertebrates. Aquaculture, 147, 37-55.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]

30. 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 ZayandehRud River, Iran. North American Journal of Aquaculture. 742, 132-141.
31. Pillay, T.V.R., 2007. Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Ltd. 189 P.
32. Pipan, T., 2000. Biological assessment of Stream Water Quality. The Example of the Reka River (Slovenia). Acta Carsologica. 29/1(15): 201-222.
33. Quigley, M., 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold, 83 P.
34. Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macro invertebrates in freshwater. Department of Fisheries and Oceans Freshwater Institute, Winnipeg, Mniotoba, 42 P.
35. Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory communication. Bell System Technical Journal, 27, 379–423 and 623–656.
36. Volker, 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, pp: 55.
37. Wallace, J.B., Merritt, R.W., 1980. Filter feeding ecology of aquatic insects. Annual Review of Entomology, 25, 103-132.
38. Whashington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic systems. Water Resources, 18, 653-694.
39. Wilhm, J., Land Dorris, T.C., 1968. Biological parameters for water quality criteria. BioScience,18, 477–481.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1397.12.2.6.2]