مجله بوم‌شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

مطالعه اثرات مزارع پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی بر اساس شاخص‌های زیستی نهر زرین گل- استان گلستان

محمد قلی‌زاده*، سپیده ایزدی

دانشکده شیلات، دانشگاه گنبد کاووس، گلستان

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۶/۰۱/۲۴
اصلاح: ۹۶/۱۱/۱۷
پذیرش: ۹۷/۰۸/۰۶

کلمات کلیدی:
بی‌مهرگان
زرین گل
شاخص زیستی
ASPT
BMWP

چکیـــده

یکی از معضلات رودخانه‌ها و نهرهای ایران خروجی پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان به داخل آن‌ها است. هدف از انجام تحقیق حاضر، تعیین میزان آلودگی آلی نهر زرین گل در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده، با استفاده از شاخص زیستی، هیلسنهوف و BMWP وASPT می‌باشد. نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان کف زی این رودخانه توسط نمونه‌بردار سوربر، طی دو فصل از ۶ ایستگاه در محل‌های ورودی، خروجی و ۵۰۰ متر بعد از هر مزرعه در سه تکرار انجام شد. در مجموع ۲۱۷۹ نمونه از بزرگ بی‌مهرگان کف زی شناسایی شدند که به ۱۵ جنس، ۳۰ خانواده و ۸ راسته تعلق داشتند. نتایج نشان داد که پساب مزارع پرورش ماهی تأثیر معنی‌داری بر پارامترهای نیترات و اکسیژن محلول آب داشته است. همچنین بیشترین امتیاز شاخص BMWP و ASPT مربوط به ایستگاه اول در فصل زمستان به دست آمد؛ درحالی‌که کمترین امتیاز به ایستگاه پنجم و دوم (بعد از خروجی پرورش ماهی) در فصل بهار تعلق گرفت که در طبقه متوسط از نظر کیفیت آب است. بیشترین امتیاز شاخص هیلسنهوف در ایستگاه دوم (۵/۳۱) فصل زمستان، کیفیت آب در کلاسه نسبتاً ضعیف قرار دارد. نتایج کلی از کاهش خانواده‌های حساس به آلودگی و شاخص‌های زیستی نشان داد، ایستگاه‌های بلافاصله بعد از مزارع از آلودگی بیشتری نسبت به قبل آن‌ها برخوردار بوده که نشانگر کاهش کیفیت آب است.

مقدمــه

تجمع بیش از حد مواد آلی در رسوبات به علت فعالیت‌های انسانی (خروجی مزارع ماهی) می‌تواند نقش مهمی در تغییرات جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی بازی کند از جمله مهم‌ترین اثرشان تغییر در ساختار غذایی آن‌هاست (Ramirez and Gutierrez-Fonseca, 2014). همچنین این اثرات می‌تواند باعث حذف گونه‌های حساس و حضور گونه‌های مقاوم شود (Galbrand *et al.*, 2007).

نظارت زیستی عبارت است از استفاده از پارامترهای محیطی به منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی (Gerhardt, 2001). یکی از مهم‌ترین گروه‌های زیستی نهرها و رودخانه‌ها که به بستر وابسته‌اند، جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی می‌باشند که نقش بسیار مهمی را در جریان ماده و انرژی این زیستگاه‌ها ایفا می‌کنند. آن‌ها همچنین ارزش بالایی در ارزیابی سلامت این

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: gholizade_mohammad@yahoo.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

اکوسیستم‌ها دارند و جهت ارزیابی آب‌های جاری به‌طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرند (Wallace and Webster, 1996). درشت بی‌مهرگان کف زی به دلیل شاخصه‌هایی نظیر مقاومت متفاوت گروه‌های مختلف آن‌ها در برابر آلودگی، تحرک محدود و نمونه‌برداری مقرون به صرفه، گروه‌های زیستی مناسبی برای مطالعات پایشی هستند (Artemiadou and Lazaridou, 2005). خانواده‌های مختلف درشت بی‌مهرگان آبزی حساسیت‌های متفاوتی را نسبت به مواد آلاینده آلی و به ویژه سطح آب دارا می‌باشند (Azrina *et al.*, 2006). بنابراین استفاده از شاخص‌های زیستی ابزار مهمی در ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آب شیرین است و نتایج قابل دسترسی را برای مدیران دولتی فراهم می‌آورد. از این‌رو می‌توان به شاخص زیستی BMWP وASPT ، هیلسینهوف و غنای EPT به عنوان شاخص‌های مهم ارزیابی کیفی آب اشاره نمود (Gerhardt *et al.*, 2004).

آلودگی رودخانه‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های آبزی‌پروری دارای تاریخچه طولانی مدت می‌باشد (Lagler, 1949). پساب مزارع پرورش قزل‌آلا حاوی مواد آلاینده‌ای شامل: باکتری‌ها، ویروس‌ها و انگل‌ها ، داروها و مواد کنترل‌کننده بیماری‌ها ، اضافات غذا و مواد دفعی ماهیان در حال پرورش است که همگی وارد آب رودخانه‌ها می‌شوند (Liao, 1970). قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) یکی از گونه‌های مهم پرورشی است که از سال ۱۹۶۰ از اروپا وارد ایران شد. نهر زرین گل یکی از رودخانه‌های مهم گرگان رود از حوضه جنوبی دریای خزر است که با احداث مزارع جدید تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان روبرو می‌باشد. در حال حاضر در مسیر این رودخانه ۵ مزرعه تکثیر و پرورش ماهی (سردآبی) فعالیت دارد که بالغ بر ۱۴۰ تن گوشت ماهی تولید نموده‌اند (Golestan Fisheries Department, 2014).

بررسی‌های انجام‌شده در خصوص اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر درشت بی‌مهرگان کف زی و توان خودپالایی رودخانه هراز با استفاده از شاخص زیستی هیلسینهوف نشان داد که ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه نسبت به ایستگاه‌های قبل از آن از کیفیت بسیار نامطلوبی برخوردار بود. علاوه بر آن میزان تأثیرگذاری پساب مزارع بر تمامی شاخص‌های مورد بررسی در فصول گرم سال بیشتر از سایر فصول برآورد گردید (Naderi Jelodar *et al.*, 2007).

Loch و همکاران (1999) تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه کارولینای شمالی آمریکا را بررسی کردند و نشان دادند که پساب مزارع پرورش بر روی ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی تأثیر بسزایی داشته و باعث کاهش راسته‌های حساس به آلودگیEPT شده است. Guilpart و همکاران (2012) در رودخانه‌ای در فرانسه از شاخص‌های جمعیتی درشت بی‌مهرگان کف زی و آنالیزهای کیفی آب برای ارزیابی اثر بوم‌شناسی پساب کارگاه‌های پرورش ماهی استفاده کردند. نتایج به دست آمده مشخص کرد که فراوانی و تنوع درشت بی‌مهرگان کف زی به‌طور ثابت بلافاصله در پایین دست محل تخلیه پساب مزارع کاهش می‌یابد. در مطالعه ایشان نسبت فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی در پایین دست مزرعه افزایش یافته و در مقابل نسبت غنای EPT که نشان‌دهنده گونه‌های حساس به آلودگی هستند کاهش یافته بود.

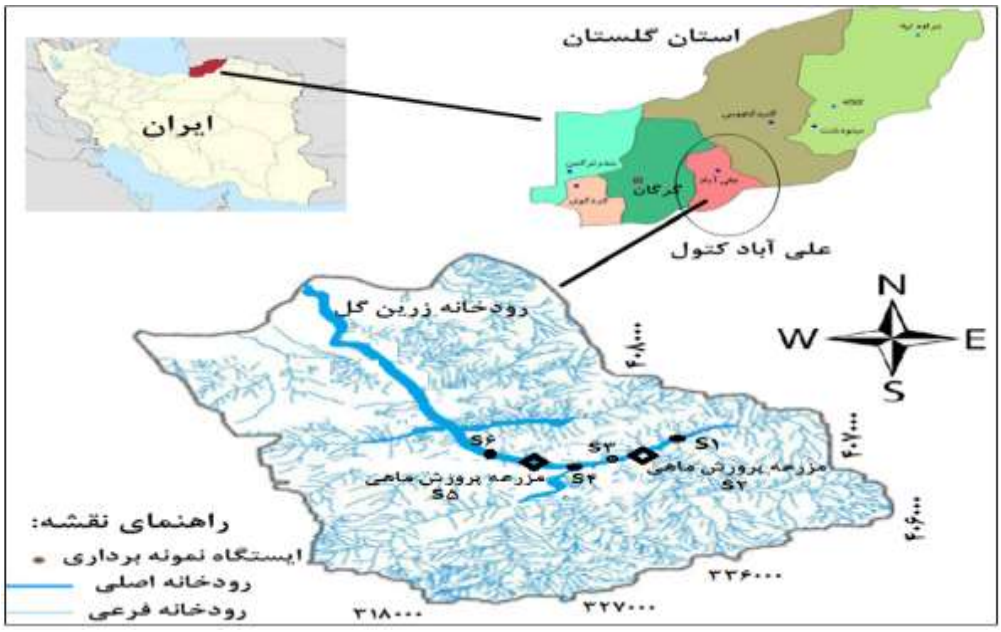
نهر زرین گل در استان گلستان از منابع آبی دریافت‌کننده پساب چندین مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در طول مسیر خود می‌باشد که موجب تغییرات در اکوسیستم آن شده است. این رودخانه دارای پتانسیل آبزی پروری خوبی است. با توجه به عدم وجود اطلاعات در خصوص اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی با کمک شاخص‌های زیستی در این رودخانه، تحقیق حاضر در این راستا طراحی و اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

نهر زرین گل در شهرستان علی‌آباد، استان گلستان واقع شده است. موقعیت جغرافیایی رودخانه (طول جغرافیایی'۵۷ ،°۳۷ و عرض جغرافیایی'۵۲ ،°۳۶) می‌باشد. این رودخانه در تمام طول سال جریان دارد و جزء رودخانه‌های دائمی محسوب می‌شود که از چشمه‌های طبیعی و به هم پیوستن چند آبراهه از دامنه‌های شمالی البرز شرقی سرچشمه می‌گیرد. با توجه به دما و دبی مناسب در سال‌های اخیر چندین کارگاه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی آن و شاخه‌های فرعی آن تأسیس شده است که فاضلاب خروجی خود را به داخل آن رهاسازی می‌کنند. در این مطالعه ۲ مزرعه پرورش ماهی، مد نظر قرار گرفته و مکان ورودی و محل آب‌های خروجی جهت نمونه‌برداری و بررسی انتخاب گردید (شکل۱).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]



شکل ۱. رودخانه زرین گل علی‌آباد کتول، استان گلستان، ایران.

نمونه‌برداری در ۲ فصل زمستان و بهار (سال ۹۶-۱۳۹۵) به صورت ماهیانه در ۶ ایستگاه با استفاده از سوربر سمپلر (۳۰×۳۰ سانتی‌متر) انجام گرفت. در هر ایستگاه نمونه‌برداری بی‌مهرگان کف زی از سه نقطه رودخانه از کناره‌ها و وسط رودخانه (به‌عنوان تکرار) انتخاب گردیدند (Barbour *et al.*,1999). سپس نمونه‌ها در فرمالین ۴٪ فیکس گردید و به آزمایشگاه انتقال داده شد. جداسازی و شناسایی تاکسون‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود (Tachet *et al.*, 2000 ; Needham, 1976; Quigley, 1986) تا سطح راسته، خانواده و جنس در زیر لوپ و استریومیکروسکوپ انجام شد. اندازه‌گیری عوامل محیطی شامل : درجه حرارت، اکسیژن محلول (در نزدیکی بستر)، نیترات و فسفات (با استفاده از روش (APHA, 1992)) در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه گنبد اندازه‌گیری شد، کدورت (HACH, 2100 NTURBIDIMETER)، pH و هدایت الکتریکی در هر ایستگاه قبل از شروع نمونه‌برداری و با استفاده از دستگاه آنالیز آب (HACH sension TM 156-378) و فتومترهای قابل حمل اندازه‌گیری گردید.

شاخص‌های زیستی

شاخص شانون نشان‌دهنده تنوع ماکروبنتوزها در منطقه مطالعاتی می‌باشد. تنوع بیشتر اکوسیستم نشان‌دهنده سلامت اکوسیستم می‌باشد و می‌تواند مقادیر بین ۱-۵ را به خود اختصاص دهد و هر چقدر مقدار عددی شاخص پایین باشد، نشان‌دهنده آلودگی بالاتر می‌باشد (جدول ۱).

$$H' = - \Sigma \, pi \log 2pi$$

H´= مقدار شاخص شانون

Pi= نسبت افراد یافت شده از گونه i

جدول ۱. طبقه‌بندی کیفی منابع آبی بر اساس شاخص تنوع شانون – وینر (Shannon, 1948)

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

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

شاخص سیمپسون (D) که مقدار آن بین ۱-۰ متغیر است بر اساس فرمول زیر محاسبه گردید:

$$D = 1 - \left(\frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)}\right)$$

n= تعداد کل موجودات از یک گونه خاص، N= تعداد کل موجودات از همه گونه‌ها

شاخص غنای گونه‌ای مارگالف نشان‌دهنده تنوع در جمعیت‌های زیستی است. غنا و یا فقر یک اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه‌ها نشان می‌دهد و هر چه عدد آن بیشتر باشد اکوسیستم به لحاظ سلامت وضعیت بهتری دارد (Margalef,1958).

$$R1 = \frac{S-1}{Ln\ N}$$

شاخص غنای گونه‌ای منهینیگ، نشان می‌دهد که هر چه عدد بزرگ‌تر باشد یعنی تنوع و سلامت آن اکوسیستم بیشتر است (Menhinick,1964).

$$R2 = \frac{S}{\sqrt{n}}$$

S= عدد کل گونه‌ها، N= فراوانی کل گونه‌ها

EPT غنای کل خانواده‌های شناسایی شده متعلق به راسته‌های Ephemeropterta و Plecoptera و Trichoptera می‌باشد که در واقع راسته‌های حساس به آلودگی به‌شمار می‌روند. این شاخص با افزایش کیفیت آب افزایش می‌یابد (Hilsenhoff, 1988). نسبت شاخص EPT به شیرونومیده، عبارت است از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده شیرونومیده. در این شاخص EPT و شیرونومیده به‌ترتیب به‌عنوان 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 زیستی هلسینهوف، 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. طبق جدول ۲ 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).

$$HFBI = \Sigma\ xi\ ti\ /n$$

xi: میزان تحمل هر خانواده، ti : تعداد افراد مربوط به هر خانواده

در جدول سیستم امتیاز، به هر خانواده امتیازی تعلق می‌گیرد، سپس با جمع زدن امتیاز هر خانواده مقدار شاخص BMWP در هر ایستگاه به دست می‌آید که از تقسیم این عدد بر تعداد کل خانواده‌های موجود، شاخص ASPT محاسبه می‌شود (Armitage *et al.*, 1983). در نتیجه می‌توان با استفاده از اعداد به‌دست آمده از طریق این شاخص و جدول مربوطه آن (جدول ۳و۴) ایستگاه‌ها را از نظر کیفیت آب کلاسه‌بندی کرد.

جدول ۲. امتیازدهی کیفیت آب بر اساس شاخص هیلسینهوف.

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
احتمال مقداری آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶-۵
آلودگی آلی قابل ملاحظه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶-۶/۵
آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

جدول ۳. طبقه‌بندی کیفی آب‌ها بر اساس امتیازبندی BMWP.

کلاسه	امتیاز	طبقه کیفی	کیفیت آب
۵	<۱۰	خیلی بد	آلودگی شدید
۴	۱۱-۴۰	بد	آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته
۳	۴۱-۷۰	متوسط	متوسط تحت تأثیر قرار گرفته
۲	۷۱-۱۰۰	خوب	تمیز اما کمی تحت تأثیر قرار گرفته
۱	۱۰۰<	خیلی خوب	غیر آلوده

جدول ۴. رتبه‌بندی کیفیت آب بر اساس مقادیرشاخص ASPT

کیفیت آب	میزان ASPT
آلودگی آلی شدید	۶<
آلودگی آلی متوسط	۵-۶
کیفیت مشکوک	۴-۵
آب تمیز	۴<

تجزیه و تحلیل داده‌های به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS نسخه۲۳ انجام شد. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف استفاده شد. در این نرم‌افزار به‌منظور بررسی اختلاف معنی‌داری داده‌های فیزیکی و شیمیایی آب و شاخص‌های زیستی در بین ایستگاه‌ها از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One Way ANOVA) و مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد (Camargo *et al.*, 2011). همچنین محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم‌افزار Excel با نسخه ۲۰۱۳ انجام شد.

نتایـج

عوامل فیزیکوشیمیایی آب نهر شامل عمق و دبی آب، اکسیژن محلول، دما، pH، نیترات و... در هر ایستگاه در طول فصول بهار و زمستان مورد ارزیابی قرار گرفته که نتایج آن در جدول ۵ آورده شده است.

جدول ۵. میانگین عوامل فیزیکی و شیمیایی آب نهر زرین گل در ۶ ایستگاه.

ایستگاه	شوری (ppt)	کدورت (NUT)	هدایت الکتریکی (µmos/cm)	TSS (mg/L)	نیترات (mg/L)	pH	درجه حرارت (°C)	اکسیژن محلول (mg/L)	دبی آب (m3/s)	عمق (m)
۱	۰/۰۵	۴/۴۲	۰/۵۱	۰/۴۳	۱/۳۷	۸/۷۳	۱۲/۵	۹/۱	۱/۲۲	۰/۳۷
۲	۰/۰۸	۷/۳۴	۱/۵۷	۱/۰۸	۲/۱۹	۸/۵۵	۱۴	۸/۵	۱/۰۴	۰/۴۵
۳	۰/۰۹	۷/۲۲	۱/۸۲	۱/۲۶	۰/۷۷	۸/۵۱	۱۴/۵	۸/۹	۱/۶	۰/۵۷
۴	۰/۰۵	۹/۳۵	۱/۲۹	۰/۸۸	۰/۶۱	۸/۷۴	۱۷/۵	۹	۱/۸	۰/۹۸
۵	۰/۰۶	۱۳/۴۸	۱/۴۵	۰/۹۷	۲	۸/۳۷	۱۸	۸/۳	۱/۲۶	۱/۱۸
۶	۰/۰۴	۱۱/۰۵	۱/۲۳	۰/۸۵	۲/۰۹	۸/۵۷	۱۹	۸/۶	۱/۴	۰/۷۱

شوری در این نهر دارای تغییرات محدود و دامنه‌ای از ۰/۰۴ (ایستگاه ۶) تا ۰/۰۹ (ایستگاه۳) قسمت در هزار بوده که اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها مشاهده نشد ($p>0/05$). کدورت در ایستگاه بعد از پرورش ماهی (ایستگاه ۵) افزایش یافت اما اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها نشان داده نشد ($p>0/05$). بیشترین مقدار کدورت متعلق به ایستگاه ۵ (۱۳/۴۸) است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

تغییرات هدایت الکتریکی و کل مواد معلق (TSS) در ایستگاه‌های مختلف افزایشی را بعد از ایستگاه اول نشان داد (p>۰/۰۵). مقدار pH در کل ایستگاه‌های نمونه‌برداری تغییرات قابل محسوس نداشته است. همچنین بیشترین مقدار نیترات در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (ایستگاه‌های ۲ و ۵) اختلاف معنی‌داری با دیگر ایستگاه‌ها نشان داد (p<۰/۰۵). از نظر درجه حرارت یک روند افزایشی از ایستگاه‌های بالادست نهر به سمت پایین دست مشاهده گردید. میزان اکسیژن محلول در ایستگاه‌های ۲ و ۵ که بعد از مزارع پرورش ماهی واقع شده‌اند، یک روند کاهشی مشاهده شد که ایستگاه ۵ اختلافی را با دیگر ایستگاه‌ها نشان داد (p<۰/۰۵).

گروه‌های مختلف درشت بی‌مهرگان کف زی در ایستگاه‌های مورد مطالعه، تا حد امکان شناسایی گردیدند و بر این اساس ۸ راسته، ۳۰ خانواده و۱۵ جنس شناسایی شده در جدول ۵ آورده شده‌اند که نشان از وجود ۳۱ تاکسون در بین ایستگاه‌ها است. بر اساس نتایج، گروه‌های غالب این نهر بیشتر از حشرات و راسته Diptera, Trichoptera و Ephemeroptera بوده و گروه‌های دیگر از نظر تنوع و تعداد در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند (جدول ۶).

جدول ۶. راسته‌ها، خانواده‌ها و جنس‌های درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ۶ ایستگاه نهر زرین گل.

راسته	خانواده	جنس	گونه	امتیاز BMWP
Amphipoda	Gammaridae	Gammarus		۶
Trichoptera	Psychomyiidae			۷
	Hydropsychidae	*Hydropsyche*	*nstabilis*	۵
	Glossosomatidae			۷
	Philopotamidae			۸
	Hydroptilidae			۶
Plecoptera	Perlidae			۱۰
	Leuctridae			۱۰
	Chloroperlidae			۱۰
	Taeniopterygidae			۱۰
Ephemeroptera	Caenidae	*Caenis*		۷
	Heptageniidae	*Heptagenia*		۱۰
	Baetidae	*Baetis*		۴
	Leptophlebiidae	*Pseudocloeon*		۱۰
	Oligoneuriidae			۱۰
Odonata	Chrysomelidae			۵
	Gomphidae			۸
	Calopterygidae			۸
	Coenagrionidae	*Argia*		۶
Diptera	Chironomidae			۲
	Simuliidae	*Simullium*		۵
	Athericidae			۸
	Tabanidae	*Chrysops*		۴
	Ceratopogonidae	*Atrichopogon*		۵
	Tipulidae	*Antocha*		۵
		Tipula		۵
	Blephariceridae	Bibiocephala		۱۰
	Empididae	*Hemerodromia*		۵
	Dixidae	*Dixa*		۴
Oligochaeta	Lumbrucidae			۱
Prosobranchiata	Viviparidae			۶

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

کمترین میزان شاخص شانون برای ایستگاه ۲ در فصل زمستان به میزان ۰/۸۴ محاسبه گردید که از نظر طبقه‌بندی کیفی منابع آبی در منطقه‌ی با آلودگی بالا واقع شده و اختلاف معنی‌داری با دیگر ایستگاه‌ها نشان داده است (p< ۰/۰۵). بیشترین میزان این شاخص نیز در ایستگاه ۳ به میزان ۱/۸۵ در فصل بهار می‌باشد که از لحاظ کیفیت آب در منطقه با آلودگی متوسط است. نتایج حاصل از محاسبات شاخص سیمپسون نشان داد که کمترین مقدار (۰/۲۸) در فصل زمستان در ایستگاه خروجی پرورش ماهی اول دیده شده است. همچنین نتایج بررسی‌های شاخص غنای گونه‌ای (مارگالف و منهینیک) نشان از تغییرات این عوامل در ایستگاه‌های مختلف دارد (جدول ۷). بعلاوه بیشترین میزان غالبیت در ایستگاه اول (۰/۴۹) در زمستان و کمترین مقدار آن (۰/۱۷) در ایستگاه دوم و فصل بهار مشاهده گردید.

جدول ۷. نتایج شاخص‌های اکولوژی بررسی شده در ۶ ایستگاه در فصول بهار و زمستان نهر زرین گل.

ایستگاه	فصل	شانون	سیمپسون	منهینیک	مارگالف	غالبیت
۱	بهار	۱/۲۸	۰/۶۷	۰/۸۸	۱/۹۸	۰/۳۳
	زمستان	۱/۰۹	۰/۵۱	۰/۵۹	۱/۲۲	۰/۴۹
۲	بهار	۰/۸۹	۰/۳۱	۰/۸۹	۲/۵۹	۰/۱۷
	زمستان	۰/۸۴	۰/۲۸	۰/۸۵	۲/۳۲	۰/۲
۳	بهار	۱/۸۵	۰/۸۱	۰/۸	۲/۱۵	۰/۱۹
	زمستان	۱/۷۶	۰/۷۶	۰/۷	۱/۷	۰/۲۴
۴	بهار	۱/۲۳	۰/۶۵	۰/۴	۱/۰۵	۰/۳۵
	زمستان	۱/۲۶	۰/۶۶	۰/۳۳	۰/۸۶	۰/۳۴
۵	بهار	۱/۰۳	۰/۵	۰/۷۷	۲/۱۲	۰/۲۴
	زمستان	۰/۹۵	۰/۴۵	۰/۷	۱/۹۴	۰/۲۴
۶	بهار	۱/۶۱	۰/۷۳	۰/۵۸	۲/۱۵	۰/۲۷
	زمستان	۱/۶۴	۰/۷۴	۰/۶۱	۲/۲۹	۰/۲۶

بیشترین غنای کل در ایستگاه ۶ (۱۶) و کمترین این شاخص در ایستگاه پنج (۶) در فصل زمستان مشاهده گردید. از نظر تعداد کل افراد در یک متر مکعب، بیشترین مقدار در ایستگاه ۶ (۷۷۵۵/۵) در فصل زمستان و کمترین مقدار در ایستگاه دوم (۱۵۴۴/۴) در فصل بهار گزارش شد که اختلاف معنی‌داری با دیگر ایستگاه‌ها نشان داد (p< ۰/۰۵). بیشترین درصد EPT مربوط به ایستگاه اول در فصل بهار است (جدول ۸).

نتایج جدول BMWP نشان داد که بیشترین امتیاز مربوط به ایستگاه اول (۱۰۷) در فصل زمستان بوده و از نظر کیفیت آب در کلاسه خیلی خوب قرار گرفته است، که اختلاف معنی‌داری با دیگر ایستگاه‌ها نشان داد (p<۰/۰۵). درحالی‌که کمترین امتیاز مربوط به ایستگاه پنج (۴۵) (بعد از خروجی پرورش ماهی دوم) در فصل بهار می‌باشد که در طبقه متوسط از نظر کیفیت آب است. بعلاوه نتایج مقادیر ASPT نشان داد که کمترین امتیاز به ایستگاه دوم (۴/۱۱) با کیفیت آب با آلودگی متوسط احتمالی در بهار و بالاترین امتیاز متعلق به ایستگاه اول (۶/۱۴) در فصل زمستان با کیفیت آب تمیز است. در مورد شاخص هیلسنهوف، بیشترین امتیاز از ایستگاه دوم (۵/۳۱) و در فصل زمستان که از نظر شاخص آلودگی با آلودگی نسبتاً قابل ملاحظه و همچنین از نظر کیفیت آب در کلاسه نسبتاً ضعیف قرار دارد. بعلاوه کمترین مقدار این شاخص مربوط به ایستگاه اول (۳/۷۱) در فصل بهار بوده که از لحاظ شاخص آلودگی این ایستگاه عاری از آلودگی می‌باشد و از لحاظ کیفیت آب در کلاسه عالی قرار دارد (جدول ۹).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

جدول ۸. نتایج غنای کل، تعداد افراد در یک متر مکعب، درصدEPT و EPT/chiro در ۶ ایستگاه در فصول بهار و زمستان نهر زرین گل.

ایستگاه	فصل	غنای کل	تعداد کل افراد در یک متر مکعب	درصد EPT	EPT/chiro
۱	بهار	۱۱	۳۶۱۱/۱	۸۴/۱۷	۶۷
	زمستان	۱۰	۳۰۳۳/۳	۸۳/۹	۶۵
۲	بهار	۹	۱۵۴۴/۴	۴۰	۱/۶۴
	زمستان	۸	۱۷۳۳/۳	۳۵/۹	۱/۶
۳	بهار	۱۳	۲۹۱۱/۱	۴۷/۸	۹/۴۵
	زمستان	۱۰	۲۲۷۷/۷	۵۰/۱	۸/۵۹
۴	بهار	۱۲	۳۳۵۵/۵	۷۷/۴۸	۲۹/۲۵
	زمستان	۱۳	۳۶۰۰	۷۴/۰۷	۳۰
۵	بهار	۷	۱۹۴۴/۴	۴۹/۶۶	۶/۷
	زمستان	۶	۲۱۲۲/۲	۵۲/۰۷	۷/۵
۶	بهار	۱۵	۷۵۲۲/۲	۶۹/۲۷	۱۱/۸۹
	زمستان	۱۶	۷۷۵۵/۵	۶۹/۰۵	۱۵/۴۲

جدول ۹. نتایج شاخص‌های هیلسنهوف، BMWP وASPT در ۶ ایستگاه در فصول بهار و زمستان نهر زرین گل.

ایستگاه		شاخص هیلسنهوف	BMWP	ASPT
۱	بهار	۳/۷۱	۱۰۱	۶/۰۷
	زمستان	۳/۸۷	۱۰۷	۶/۱۴
۲	بهار	۵/۲۵	۵۹	۴/۱۱
	زمستان	۵/۳۱	۵۴	۴/۱۶
۳	بهار	۴/۷۳	۹۱	۵/۵۹
	زمستان	۴/۷۸	۸۹	۵/۶۲
۴	بهار	۴/۲۶	۹۵	۵/۴۹
	زمستان	۴/۳۱	۹۰	۵/۵۲
۵	بهار	۴/۹	۴۵	۵/۰۳
	زمستان	۴/۹۷	۴۸	۵/۱۶
۶	بهار	۴/۵۲	۷۲	۵/۳۹
	زمستان	۴/۴۷	۶۸	۵/۳۵

بحث

در مطالعه حاضر اثرات پساب ۲ مزرعه پرورش قزل‌آلا با مقیاس متوسط بر روی کیفیت آب و جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی در طول فصول زمستان و بهار در نهر زرین گل مورد بررسی قرار گرفته است. البته بسیاری از مطالعات گذشته در جهان بیشتر بر روی مراکز پرورشی ماهی با مقیاس بزرگ تمرکز داشته‌اند (Engle, 2005). اما در استان گلستان با توجه به دبی رودخانه‌ها بیشتر کارگاه‌های قزل‌آلا میزان پرورشی در حدود ۱۰ تا ۴۰ تن در سال را دارند. همچنین با توجه به میزان دبی نهر زرین گل و فاصله بین این مزارع اثرات پساب خروجی آن‌ها می‌تواند اثرات معنی‌داری داشته باشد. این اثرات می‌تواند به صورت تغییر در تنوع گونه‌ای و فراوانی افراد بروز کند. در مطالعه حاضر اثر پساب در ایستگاه‌های مطالعاتی بر میزان اکسیژن محلول بی‌تأثیر نبوده و سطح پایین اکسیژن محلول در ایستگاه‌های ۲ و ۵ نسبت به ایستگاه اول به‌علت خروجی پساب کارگاه‌های پرورش ماهی می‌باشد. قبل از ایستگاه ۴ پیوستن یک سرشاخه فرعی (خاک پیرزن) باعث افزایش دبی و اکسیژن محلول آب نسبت به ایستگاه ۳ گردید. در مطالعه Varedi و همکاران (۲۰۱۰) غلظت اکسیژن در پساب مزارع پرورش ماهی

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

قزل آلا نسبت به آب ورودی مزارع پرورش ماهی کاهش یافته بود ولی این کاهش از لحاظ آماری دارای اختلاف معنی‌داری نبود. در رودخانه زرین گل غلظت نسبتاً بالای اکسیژن در همه نقاط و حتی در پایین دست مزارع پرورش ماهی احتمالاً به این علت است که رودخانه زرین گل دارای یک بستر سنگلاخی با شیب بالا است، که هوادهی را به صورت مکانیکی انجام می‌دهد. البته کاهش اکسیژن به‌دلیل وجود مزارع پرورش ماهی نیز در این منطقه اتفاق می‌افتد ولی موازنه اکسیژن به‌دلیل هوادهی به‌وسیله نیروی گرانشی منطقه، این کاهش را جبران می‌نماید. نتایج حاصل از این بخش با مطالعات Camargo و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد. درجه حرارت در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی یک افزایش نسبی مشاهده گردید. تغییرات دمای آب در ایستگاه‌های نمونه‌گیری از دمای هوا و ارتفاع ایستگاه پیروی می‌کند. البته می‌توان نتیجه گرفت که دما در ایستگاه‌هایی که تحت تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قرار دارند، به‌دلیل حضور ماهی در استخرها و واکنش‌های گرمازا در اثر تجزیه مواد آلی رو به افزایش است، ولی این تفاوت دمایی چندان محسوب نمی‌باشد. به‌طورکلی می‌توان گفت دما یک عامل بسیار مهم در تکامل، توزیع و بروز ویژگی‌های بوم‌شناسی موجودات زنده نهرها در طولانی‌مدت محسوب می‌شود. کدورت احتمالاً به‌خاطر تأثیر عوامل انسانی (کشاورزی، دامپروری و کارگاه تکثیر و پرورش ماهی) در طول مسیر رودخانه بالاست ولی در ایستگاه ۵ (بعد از کارگاه پرورش ماهی) نسبت به سایر ایستگاه‌ها مقدار بالایی را نشان داده است که می‌تواند مربوط به تأثیر پساب کارگاه و ورود آن به رودخانه باشد (Gholizadeh and Boveiri, 2018).

درشت بی‌مهرگان کف زی غالباً به‌طور گسترده‌ای به‌عنوان شاخص‌های زیستی مؤثر جهت تشخیص و کنترل تغییرات طبیعی زیست‌محیطی یا استرس‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به کار گرفته می‌شود (Perus *et al.*, 2004). در تحقیق حاضر بیشترین فراوانی در ایستگاه‌های نمونه‌گیری شده، متعلق به راسته دوبالان بوده که یکی از متنوع‌ترین و بزرگ‌ترین راسته‌های حشرات آبزی می‌باشد، نه خانواده از این راسته شناسایی شدند که بیشترین سهم را خانواده Simuliidae و Chironomidae به خود اختصاص دادند. در این زمینه تحقیقات مختلفی با هدف بررسی کیفیت آب‌های جاری به غالبیت حشرات آبزی در ترکیب جمعیت درشت بی‌مهرگان کف زی اشاره نموده‌اند (Hepp *et al.*, 2010; Bass, 1995).

کاربرد شاخص‌های تنوع (شانون و سیمپسون) در فرابینی کیفیت آب بر این فرض استوار است که ساختار اجتماعات درشت بی‌مهرگان کف زی همراه با آشفتگی‌های محیطی تغییر می‌نماید. زیرا برخی از گونه‌ها بیش از سایرین تحت فشار قرار می‌گیرند (Stephens and Farris, 2004).

مطالعات نشان می‌دهد که مهم‌ترین تغییرات جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی به‌علت پساب خروجی مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا در ایستگاه‌های ۲ و ۵ است. اینگونه تغییرات از بالا دست (منطقه تمیز) (ایستگاه اول و چهارم) می‌تواند باعث حضور گونه‌های حساس نسبت به منطقه پایین دست مزارع شود که موجب افزایش گونه‌های مقاوم به آلودگی و کاهش گروه‌های حساس EPT می‌گردد و البته گونه‌هایی که ساختار تغذیه‌ای متفاوت دارند که عمدتاً گرایش به سمت گروه‌های تکه تکه خوار و دتریت خوار تغییر می‌کنند. لازم به ذکر است که چنین تفاوتی در فراوانی و تنوع گونه‌ای درشت بی‌مهرگان کف زی در جهت حفظ تعادل بوم‌شناسی این بوم‌سازگان آبی در برابر شرایط پر استرس تغییر می‌کند. در مطالعات انجام گرفته مشخص گردید که با ورود پساب مزارع و همچنین کاهش کیفیت آب نهر و کاهش راسته‌های EPT، مسئله‌ی معمول آلودگی می‌تواند به‌دلیل بالا بودن فسفات محلول و نامحلول (Bartoli *et al.*, 2007)، افزایش غلظت نیتروژن به اشکال نیترات، آمونیم و نیتریت (Loch et *al.*, 1999)، کاهش غلظت اکسیژن محلول و تجمع ذرات مواد معلق بر روی بستر (Boaventura *et al.*, 1997) صورت گیرد.

ساختار جمعیت EPT که یکی از شاخص‌های معتبر برای مطالعات تغییرات و اثرات وارده می‌باشد و بر اساس گروه‌های حساس به آلودگی طرح‌ریزی شده است. نتایج نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (ایستگاه ۲ و ۵) ساختار جمعیت EPT کاهش پیدا کرده است که نشانگر افت کیفیت آب می‌باشد. همچنین شاخص EPT/CHIR در نهر زرین گل علی آباد کتول نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی نسبت به ایستگاه‌های قبل مزارع کاهش یافته است که این خود نشانگر افت کیفیت آب است. نتایج تحقیقات انجام گرفته در رودخانه چافرود توسط Ghane Sassan Sarai در سال ۲۰۰۴ و Naderi Jolodar و همکاران (۲۰۱۱) در رودخانه هراز نیز مشابه نتایج مطالعات بالا بوده است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

برآورد شاخص زیستی هیلسینهوف مشخص کرد که مقدار این شاخص در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی افزایش داشته است. ایستگاه یک به‌دلیل قرار نداشتن در شرایط تنش‌زای محیطی و ایستگاه‌های سه و شش به‌دلیل فاصله گرفتن از مزارع پروش ماهی از مقادیر کمتر این شاخص برخوردار بودند. این واقعیت نشان‌دهنده کیفیت مناسب آب (پاکیزه بودن آب) در ایستگاه یک و انجام عمل خود پالایی در حد مناسب در ایستگاه‌های سه و شش پس از طی مسافتی از مزرعه پرورش ماهی است و نشان‌دهنده توانایی مناسب رودخانه در انجام فرآیند خودپالایی می‌باشد. تغییرات مشاهده شده نشان می‌دهد که پساب مزارع پرورش ماهی باعث تغییر نامطلوب در شرایط زیستی بستر رودخانه گردیده است.

همچنین استفاده از شاخص‌هایی که در سطح خانواده قابل محاسبه است (BMWP و ASPT) با توجه به محاسبه آسان‌تر و نیاز به دانش تاکسونومیک کمتر، در زمانی که دسترسی به متخصصان تاکسونومی محدود است، مناسب و به‌صرفه‌تر است (Mustow, 2002). همانطور که نتایج مطالعه حاضر مشخص کرد کاهش مقادیر این شاخص‌ها در ایستگاه‌های ۲ و ۵ مشهود است. به نظر می‌رسد که عامل اصلی آشفتگی محدود در این ایستگاه‌ها ورود مواد مغذی محلول از استخرهای پرورش ماهی بوده است که می‌تواند عامل استرس‌زا و ناشی از آلودگی در نهر محسوب شده و موجب تغییر در فون درشت بی‌مهرگان کف زی می‌گردد.

به‌طورکلی نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که مزارع پرورش ماهی منجر به کاهش کیفیت آب در ایستگاه‌های بعد از مزارع در نهر زرین گل بر اساس وجود گونه‌های کف زی مقاوم شده است. در نهایت با مدیریت صحیح مزارع و همچنین استفاده از فیلترهای تصفیه آب در خروجی مزارع پرورش ماهی و تعیین حد فاصل بین کارگاه‌های پرورش ماهی بر اساس میزان خودپالایی رودخانه که مبنای علمی داشته باشد می‌توان ضمن بهره‌برداری مستمر شیلاتی نگران تخریب چشم‌اندازهای طبیعی اکوسیستم رودخانه زرین گل نیز نبود.

منابـع

American Public Health Association, APHA. 1992. Standard methods of the examination of water and wastewater (18th Edition), APHA, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington D.C.

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: 333–347.

Artemiadou, V., Lazaridou, M. 2005. Evaluation score and interpretation index for the ecological quality of running waters in central and northern Hellas. Environmental Monitoring and Assessment. 110: 1-40.

Azrina, M.Z., Yap, C.K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., Tan, S.G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. Ecotoxicology and Environmental Safety. 64: 337-347.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B., Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. USEPA, Washington.

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.

Bass, D. 1995. Species composition of aquatic macroinvertebrates and environmental conditions in Cucumber Creek. Proceedings-Oklahoma Academy of Science. 75: 39-44.

Boaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J., Lencastre, E. 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. Environmental Pollution. 95: 379-387.

Camargo, J.A., Gonzalo, C., Alonso, A. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macro invertebrates: a case study. Ecology Indicators. 11: 911-917.

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. Aquacultural Engineering. 32: 303-323.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macro-invertebrate community structure associated with a sport fish hatchery outfall, North American. Journal of Aquaculture. 64: 257-266.

Galbrand, C., Lemieux, I.G., Ghaly, A.E., Côté, R,. Verma, M. 2007. Assessment of constructed wetland biological integrity using aquatic macroinvertebrates. Online Journal of Biological Sciences. 7: 52-65.

Gerhardt, A. 2001. A new multispecies freshwater biomonitor for ecologically relevant supervision of surface waters. In Biomonitors and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2, Springer US. pp: 301-316.

Gerhardt, A., De Bisthoven, L.J., Soares, A.M.V. 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. Environmental Pollution. 130: 263-274.

Ghane Sassan Sarai, A. 2004. Identifying of the Macrobenthic 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.

Gholizadeh, M., Boveiri, S. 2018. The investigation of macroinvertebrates abundance in the Zarin-Gol River, Golestan Province. Experimental Animal Biology. 7(3): 89-100. (in Persian)

Golestan Fisheries Department. 2014. Booklet statistics and performance fisheries. 88 p.

Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M., Le Bris, H. 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. Ecological Indicators. 23: 356-365.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R.M. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). Zoologia (Curitiba). 27: 106-113.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society. 7: 65-68.

Lagler, K.F. 1949. Studies in freshwater biology. Ann. Arbor., Michigan. p. 119.

Liao, P.B. 1970. Pollution potential of salmonid fish hatcheries. Water and Sewage Works. 117: 291-297.

Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G. 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macro-invertebrates. Aquaculture. 147: 37-55.

Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. General Systems. 3: 36-71.

Menhinick, E.F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. Ecology. 45: 859-861.

Mustow S.E. 2002. Biological monitoring in rivers of Thailand: use and adaptation of the BMWP score. Hydrobiologia. 479: 191-229.

Naderi Jelodar, M., Esmaeili Sari, A., Ahmadi, M.R., Seifabadi, S.J., Abdoli, A. 2007. The effect of Trout farm effluents on the water quality parameters of Haraz River. Journal Environmental Sciences. 4(2): 21-36. (In Persian)

Naderi Jolodar, M., Abdoli, A., Mirzakhani, M.K. and Sharifi Jolodar, R. 2011. Benthic Macroinvertebrates Response in the Haraz River to the trout farms effluent. Iranian Journal of Natural Resources. 64: 163-175. (in Persian)

Needham, J.G. 1976. A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107 p.

Perus, J., Bäck, S., Lax, H.G., Westberg, V., Kauppila, P., Bonsdorff, E. 2004. Coastal marine zoobenthos as an ecological quality element: a test of environmental typology and the European Water Framework Directive. Coastline Reports. 4: 27-38.

Quigley, M. 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold. 83 p.

Ramirez, A., Gutierrez-Fonseca, P.E. 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. Revista de Biología Tropical. 62(2): 155-167.

Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory communication. Bell System Technical Journal. 27: 379-423 and 623-656.

Stephens W.W., Farris, J.L. 2004. In stream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture. 231: 149-162.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]

Tachet, H., Richoux, P., Oumaud, M., UsseglioPolatera, P. 2000. Invertebres d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions, Paris. 275 p.

Varedi, S.E., Nasrollahzadeh, H.S., Farabi, S.M.V., Vahedi, F., Gholamipour, S., Varedi, S.R. 2010. Characterization and impact of Rainbow Trout farm effluent on water quality of Haraz River. Proceedings of the 8th International Workshop on River Engineering. Shahid Chamran University. (in Persian)

Wallace, J.B., Webster, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annual Review of Ecology and Systematics. 41: 115-139.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.3.11.7]