مجله بوم شناسی آبزیان

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

اثرات پساب خروجی مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر کیفیت آب، شاخص-های زیستی، و بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه شش‌رودبار سوادکوه

احمد علی صالحی فیروزکلائی[۱]، محمدکاظم خالصی[۱*]، خسرو جانی خلیلی[۱]

۱ . گروه شیلات، دانشکده علوم دامی و شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

نوع مقاله
پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۲/۰۳
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۲۲
تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۲/۰۲/۲۶

***نویسنده مسئول:**

khalesi46@gmail.com

چکیده

کیفیت آب رودخانه شش رودبار سوادکوه با استفاده از شاخص‌های جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی و نمونه‌برداری در پنج ایستگاه، طی دوازده نوبت و در سه تکرار به همراه برخی از فراسنجه‌های فیزیکوشیمیایی در سال ۱۳۹۵-۱۳۹۴ بررسی شد. از میان بی‌مهرگان رودخانه (۱۶ خانواده از ۷ راسته و ۶ رده با تعداد کل ۵۲۳۰ عدد)، لارو حشرات آبزی بیشترین تنوع را داشتند. شاخص‌های EPT و EPT/CHI در ایستگاه‌های مختلف اختلافات معنی‌داری داشتند ($p \leq ۰/۰۵$)، ولی شاخص‌های شانون و هلسینهوف بین ایستگاه‌ها اختلافات معنی‌داری نشان نداد ($p \geq ۰/۰۵$). راسته Diptera در ایستگاه‌های ۱و۲ و راسته‌هایDiptera, Ephemeroptera, Trichoptera در ایستگاه ۳ حداکثر میانگین سالانه فراوانی (به ترتیب ۲۰۲، ۲۵۶، و ۲۸۲ عدد) را داشتند. میانگین سالانه فراوانی راسته‌های Haplotaxida، Tubificida، Lmbricida، Lumbriculida، Oligochaeta و رده Ephemeroptera در ایستگاه ۴ و راسته Trichoptera در ایستگاه ۵ حداکثر بود. بالاترین (۰/۱۱±۳/۱۲) و پایین‌ترین (۰/۲۴ ±۱/۶۶) میانگین سالانه شاخص شانون-وینر به ترتیب برای ایستگاه‌های ۱ و ۴ برآورد شد. کیفیت سالانه آب (شاخص هیلسنهوف) از ایستگاه‌های ۱ تا ۳ (بالادست تا میانه) بسیار خوب (۰/۱۸±۳/۹۹) تا متوسط (۰/۲۱ ± ۵/۲۱) بود. کیفیت سالانه آب در ایستگاه ۴ در پایین‌دست نسبتاً ضعیف (۰/۳۴ ± ۶/۱۱) و در ایستگاه ۵ به علت خودپالایی رودخانه در حد خوب (۰/۳۹ ± ۴/۵۵) اندازه‌گیری شد.

کلید واژه‌ها: آبزی‌پروری، بی‌مهرگان کفزی، پساب، شش‌رودبار، سوادکوه، قزل‌آلای رنگین‌کمان

مقدمه

با توجه به رشد جمعیت، نیاز به تولید ماهی پرورشی به عنوان یک منبع مهم پروتئین نیز رو به افزایش خواهد بود. این توسعه اگرچه منبع درآمد و سود است، هم‌چنین ریسک‌ها و تأثیرات زیست محیطی منفی را نیز در بر دارد (Biao *et al.*2004,). پرورش متراکم ماهی باعث ورود مقادیر زیادی از محصولات زاید و غذای خورده نشده به داخل محیط زیست آبی می‌شود (Gowen *et al.*, 1989; Gowen and Bradbury, 1989). ورود مقادیر زیادی از واحد پرورش ماهی باعث افزایش کدورت می‌شود که این به نوبه خود، شدت نور را کاهش می‌دهد و در نتیجه باعث کاهش فتوسنتز می‌شود (Mendez *et al.*, 1997). یکی از اولین تأثیرات غنی‌شدگی ناشی از ورود مواد مغذی، افزایش مصرف اکسیژن و در نتیجه افزایش تقاضای اکسیژن

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

شیمیایی (COD) و فعالیت میکروبی است. بررسی اطلاعات نشان می‌دهد که اثرات پساب جامد حاصل از فرآیند پرورش (شامل پساب غذایی و مدفوع ماهیان) بر اکوسیستم‌های آبی در صورتی که این مواد مستقیماً وارد محیط‌های طبیعی شوند، خطرناک خواهد بود (Costa Pierce, 2002). بنابراین، برای این که بشر در نسل‌های آتی با پیامدهای وخیم حاصل از استفاده نادرست و آلودگی آب‌های سطحی مواجه نشود، لازم است اطلاعات بیشتری در مورد عوامل تأثیرگذار بر کمیت و کیفیت آن‌ها کسب شود. اساس کار شناخت بوم‌سازگان آبی، بررسی اکولوژیکی آن می‌باشد (Rabinson and Uehlinger, 2001).

خروجی مواد جامد دفعی از سیستم‌ها نسبت به شرایط تولیدی و محیطی نظیر فصل، کیفیت آب، میزان استرس‌پذیری ماهیان، الگوی تغذیه‌ای جیره‌های فرموله شده، بازده تولید و الگوی برداشت متفاوت است. در مکانی که مقادیر بالای مواد مغذی انباشته می‌شود، می‌تواند استرس‌هایی را به اجتماعات زنده بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی وارد نماید (Loch *et al.*,1999). اثرات زیست‌محیطی رسوبات بر جوامع کف‌زی به اندازه، تراکم، مدیریت واحد پرورشی، ریخت‌شناسی و پستی و بلندی بستر، ویژگی‌های فیزیکی، هیدرولوژیک و لیمنولوژیک رودخانه بستگی دارد (Costa Pierce, 2002; Adams, ; Hilsenhoff, 1988 2002). غذاهای رسوب شده و مواد دفعی خارج شده از مزارع پرورش ماهی بیشترین نقش را در تغییرات زیستی و فیزیکوشیمیایی دارند مخصوصاً وقتی که از غذای مصنوعی با پلت‌های خشک استفاده شود (Naderi Jelodar *et al.*,2006).

کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت پرورش ماهی به رودخانه‌ها بر روی ساختار انرژی و جوامع بی‌مهرگان کف‌زی ممکن است سبب کاهش جمعیت یک گونه و یا حذف کامل یک جامعه بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در منطقه آلوده شود. استفاده از بی‌مهرگان کف‌زی بر این فرض استوار است که تنوع و فراوانی گونه‌های غیرمقاوم این کفزیان در نهرها و رودخانه‌هایی که تحت تأثیر عوامل آلاینده نیستند، غالبیت دارند و برعکس آن‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کم‌تری داشته و گونه‌های مقاوم غالب هستند (Davis, 2001 ;Rosenberg and Resh, 1993). در بین اجتماعات آبزی در نهرها و رودخانه‌ها، بی‌مهرگان کفزی در این مقوله بسیار مورد توجه هستند زیرا بررسی خصوصیات فون کفزی نه تنها ارزیابی مستقیمی از شرایط کیفی محیط آبی را فراهم می‌کند بلکه می‌تواند آشفتگی‌ها و فعالیت‌های انسانی و طبیعی حوزه اطراف را بازتاب دهد (Karr, 1998).

بی‌مهرگان کف‌زی به دلیل داشتن خصوصیات خاص بیش از دیگر جانداران آبزی (ماهیان و جلبک‌ها) در ارزیابی زیستی زیست‌بوم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرند. بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی چرخه زندگی نسبتاً طولانی دارند و مقاومت نسبی بسیاری از آنها نسبت به سایرآلودگی‌ها مشخص شده است. به همین دلیل این گروه مهم اکولوژیکی در مطالعات ارزیابی زیستی نسبت به سایر گروه‌ها، اولویت دارند (Spellman and Drinan, 2001). استفاده از بی‌مهرگان کف‌زی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که در فشار آلودگی هستند، تنوع کمتری دارند و در آنها، گونه‌های مقاوم غالبیت دارند (Wallen, 2002). شناخت و بررسی کمی و کیفی منابع آبی یکی از عوامل اساسی اعمال مدیریت مناسب و اولویت‌بندی در نوع کاربری از این منابع محدود است که پایه آن، شناخت بوم‌سازگان آبی و بررسی اکولوژیکی آن می‌باشد (Rabinson and Uehlinger, 2001).

قزل‌آلای رنگین‌کمان از جمله ماهیان پرورشی است که به صورت تجاری به عنوان منبع پروتئینی قابل عرضه به بازار پرورش داده می‌شود (Cha *et al*., 2008). دستیابی به تولید اقتصادی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستلزم استفاده مناسب از غذا و ترکیب مناسب اجزای جیره غذایی است به شکلی که بتواند علاوه بر تأمین نیازهای اولیه، رشد، مقاومت در برابر شرایط نامناسب محیطی، کاهش تلفات، ماهیانی با وزن بالاتر و در نهایت دستیابی به تولیدی بالاتر در شرایط موجب بهبود شرایط پرورشی گردد.

رودخانه شش رودبار در روستای دراسله در شهرستان سوادکوه در استان مازندران دارای رژیم دائمی، به طول ۳۰ کیلومتر، حداقل دبی آب سالانه۲۵۰ لیتر در ثانیه و حداکثر یک متر مکعب در ثانیه و شیب متوسط ۱۰درصد است که تعداد چهار مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در این رودخانه در حال فعالیت هستند و پساب آنها وارد رودخانه می‌شود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

با توجه به اهمیت موضوع، حفظ بوم سازگان رودخانه شش رودبار در روستای دراسله در شهرستان سوادکوه در استان مازندران، و عدم انجام تحقیقات مرتبط در منطقه، پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه نظیر دما، pH، اکسیژن محلول، نیتریت، نیترات، آمونیاک، فسفر کل، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی و اکسیژن مورد نیاز شیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف اثرات پساب خروجی آب مزارع پرورش ماهی مورد اندازه‌گیری قرار گرفت تا اطلاعات پایه در مورد کیفیت آب، شاخص‌های زیستی و تنوع گونه‌ای بزرگ بی‌مهرگان آبزی رودخانه شش‌رودبار در اختیار دست اندرکاران برای مدیریت پساب مزارع قرار گیرد.

مواد و روش کار

نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها

نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی

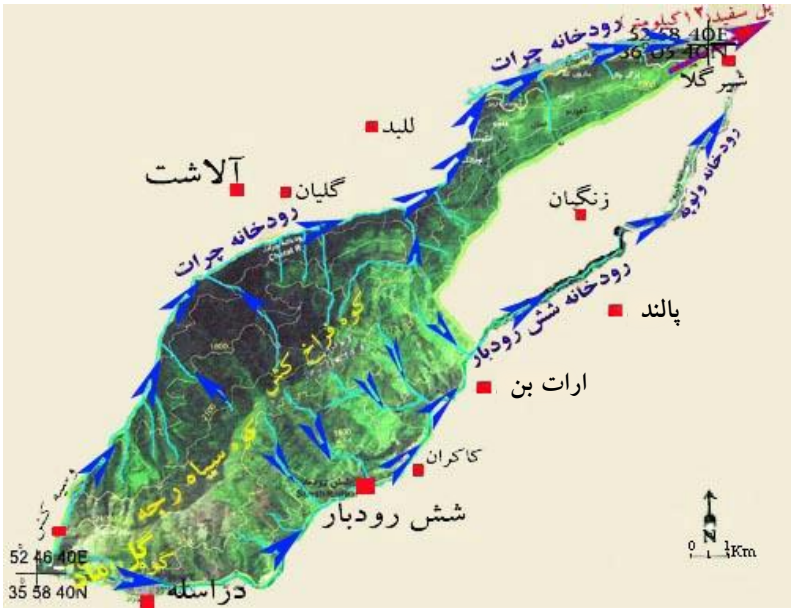
نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه شش‌رودبار در فصول زمستان ۱۳۹۴، بهار و تابستان ۱۳۹۵ در ایستگاه‌های مختلف (جدول ۱) به فاصله زمانی هر ۱۵ روز یکبار رأس ساعت ۸:۴۵ دقیقه صبح از ایستگاه اول آغاز و تا ساعت ۱۵ بعدازظهر به وسیله‌ی نمونه‌بردارسوربر به مساحت یک فوت مربع (به ابعاد cm^2 ۵/۳۰ × ۵/۳۰) با چشمه تور ۳۶۰ میکرون انجام شد. نمونه‌برداری در هر ایستگاه از سه نقطه رودخانه، در حاشیه‌ها و بخش میانی انجام شد و تور سوربر طوری قرار داده شد که دهانه آن به سمت بالادست جریان بود و قاب تور در رسوبات فرو برده شد و در جای خود محکم گردید. درون دهانه سوربر با جریان آب شست و شو داده شد تا تمامی جانداران سطح سنگ‌ها و بستر زیرین وارد تور شوند (Rezaei *et al.*, 2014).

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوضه رودخانه شش‌رودبار

ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
سکن (۱)	۰۷.۰" ۵۸' ۳۵°	۳۱.۰" ۴۸' ۵۲°
شش رودبار (۲)	۵۱″ ۵۹′ ۳۵°	۱۹″ ۵۲′ ۵۲°
پالند رودبار (۳)	۰۰.۶" ۰۱' ۳۶°	۵۶.۷" ۵۴' ۵۲°
ارات بن (۴)	۴۸.۸" ۰۲' ۳۶°	۰۲.۵" ۵۶' ۵۲°
شیرکلا (۵)	۰۷.۷" ۳۲' ۳۶°	۵۸.۱" ۳۶' ۵۳°

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]



شکل ۱. نقشه ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری (شش‌رودبار، سکن در دراسله، ارات‌بن، پالند و شیرکلا) در حوضه رودخانه شش‌رودبار

ابتدا سنگ‌ها با دست به آهستگی شستشو شدند تا جانداران و مواد چسبیده به داخل کادر نمونه‌برداری جدا شده و توسط جریان آب به درون توری قیفی وارد شوند. سپس بستر رودخانه در درون کادر تا عمق چند سانتی‌متر به آهستگی همزده شد تا جانداران به درون قیف وارد شوند. همراه با شستشو، مواد داخل توری قیفی به درون تشت پلاستیکی انتقال یافتند و جانداران چسبیده به سطح سنگ‌های مانده در درون تشت با کشیدن برس به آهستگی جدا و وارد تشت شدند. این عمل سه بار تکرار شد تا با توجه به زیستگاه‌های مختلف در هر ایستگاه (مانند نواحی با سرعت جریان کم‌آب و نواحی با سرعت جریان زیاد آب) نمونه‌برداری شامل حداکثر تنوع کلان‌بی‌مهرگان کفزی شود (Yandora, 1998). همچنین نام هر ایستگاه و شماره تکرار بر روی هر ظرف با برچسب مشخص گردید. پس از ریختن این محتویات در داخل یک ظرف پلاستیکی، نمونه‌های هر ایستگاه به صورت جداگانه با محلول فرمالین ۴ درصد تثبیت شدند. پس از انتقال به آزمایشگاه، ابتدا نمونه‌ها در الک‌های ۱۵۰، در ادامه ۲۰۰ و تا اندازه ۱۰۰۰ شستشو شدند و در هر مرتبه در زیر دستگاه استریومیکروسکوپ با بزرگنمایی X ۴۰ با منبع نوری بالا و پایین جداسازی و با کلیدهای شناسایی تشخیص داده شدند (Loch *et al.*,1999 ;Pennak, 1953).

جداسازی و شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی

مواد و کفزیان جمع‌آوری شده در هر یک از ظروف نمونه به داخل یک غربال یا الک آزمایشگاهی با قطر چشمه ۲۵۰ میکرون منتقل شدند و برای شسته شدن ذرات ریز مواد آلی و فرمالین در زیر جریان ملایم آب قرار گرفتند. سپس اقدام به جداسازی نمونه‌های جانوری با پنس گردید. نمونه‌های جداسازی شده در الکل نگه‌داری، سپس محتویات الک به داخل سینی‌های مسطح و وسیع با رنگ زمینه روشن (سینی‌های تشریح سفید رنگ) منتقل و در زیر نور از مواد زمینه جداسازی شدند. کفزیان پس از جداسازی در سطح خانواده و در صورت امکان در سطح جنس با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود شناسایی شدند (Quigley, M. 1977; Pennak, 1953). برای شناسایی کفزیان از لوپ آزمایشگاهی و کلیدهای شناسایی معتبر (Needham, 1976؛ Edmonson, 1959 ؛ Tachet *et al.*, 2000) استفاده شد. کفزیان شناسایی شده در داخل ظروف کوچک شیشه‌ای محتوی الکل اتیلیک ۷۵ درصد جهت تهیه عکس و اسلاید نگهداری شدند. اطلاعات بدست آمده در فرم‌هایی که قبلاً بدین منظور تهیه شدند، ثبت گردید.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

سنجش فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب

نمونه برداری آب از ایستگاه‌های انتخاب شده، طی اسفند تا مرداد سال ۱۳۹۵ به فاصله زمانی ۱۵ روز یکبار به دلیل شدت فعالیت مزارع پرورش ماهی انجام گرفت (Hartnett *et al*., 2005).

پس از نمونه‌برداری، پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه شامل دما، هدایت الکتریکی، pH، NH_3، NO_3، PO_4، COD و BOD_5 اندازه‌گیری شدند. در ایستگاه یک تا چهار تمام پارامترها در محل اندازه‌گیری شد و فقط جهت اندازه گیری BOD_5 و COD نمونه آب به آزمایشگاه انتقال یافت. در ایستگاه پنج اندازه‌گیری دما، pH، اکسیژن، هدایت الکتریکی، و COD در محل انجام گرفت. نمونه آب در ظروف در بسته همراه با یخ نگهداری شد. جهت اندازه‌گیری پارامترهای NH_3، NO_3، PO، COD و BOD_5 در مدت حداکثر دو ساعت پس از نمونه‌برداری، نمونه‌ها به آزمایشگاه انتقال داده شدند و اندازه‌گیری پارامترها بلافاصله آغاز شد.

سنجش دما، pH، و هدایت الکتریکی توسط دستگاه Sension156 انجام شد. برای اندازه‌گیری پارامترهای NH_3، NO_3، و PO دستگاه photometer ۷۱۰۰ و برای اندازه‌گیری COD دستگاه Eco & thermoreactor مورد استفاده قرار گرفت. همچنین برای اندازه‌گیری BOD5 از دستگاه BODTrack و روش نگهداری نمونه آب در انکوباتور در دمای ۲۰ درجه به مدت ۵ روز استفاده شد. اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکو شیمیایی آب به فاصله زمانی ۱۵ روز یکبار تکرار شد.

محاسبه نمایه‌های زیستی

شاخص هیلسنهوف

این شاخص برای ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه یکی از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی است. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می‌گیرند. 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).

تجزیه و تحلیل آماری

به منظور استاندارد کردن و محاسبه میزان استاندارد خطای محاسبه آماری و مقایسه تاثیرات مناطق و ایستگاه‌های نمونه-برداری با نمایه‌های محاسبه شده و فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، ابتدا داده‌ها وارد نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۰ شدند و با نرم افزار SPSS نسخه ۲۲ مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. از آزمون آنالیز واریانس یکطرفه و روش دانکن برای میزان معنی-دار بودن داده‌ها استفاده شد.

نتایج

دمای آب

در مقایسه بین ایستگاه‌ها و دمای آب، نتایج حاصل از اختلاف بین ایستگاه ۱ نسبت به ایستگاه ۵ و ایستگاه‌های دیگر به جز ایستگاه ۲ بیشتر بود. بیشترین میزان حرارت آب در ایستگاه‌های ۴ و ۵ بود که در پایین دست قرار داشتند و دارای ارتفاع کمتری بودند (جدول ۲). در مقایسه بین ماه‌ها و دمای آب رابطه معنی‌داری وجود داشت ($P < ۰/۰۵$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

جدول ۲. مقادیر (میانگین ± انحراف معیار) پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در اسفند ماه سال ۹۴

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش‌رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۶/۳۶ ± ۰/۳۵	۷/۳۷ ± ۰/۴	۹/۳۳ ± ۰/۴	۹/۶۴ ± ۰/۱	۹/۷۶ ± ۰/۲
pH	۸/۱۶ ± ۰/۲^{a}	۸/۱۳ ± ۰/۱^{a}	۸/۲ ± ۰/۲^{a}	۸ ± ۰/۱^{a}	۸/۱ ± ۰/۱^{a}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۲۵۱/۳± ۱/۵^{b}	۲۶۶/۶ ± ۲/۵^{c}	۲۵۲/۶ ± ۳/۷^{b}	۲۹۵/۳ ± ۴/۵^{d}	۲۲۴/۳ ± ۴^{a}
فسفات کل (mg/l)	۰/۱۰±۰/۰۲^{a}	۰/۱۵±۰/۰۴^{a}	۰/۳۱±۰/۰۳^{bc}	۰/۳۵±۰/۰۴^{c}	۰/۲۴±۰/۰۴^{b}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۱±۰/۰۰۸^{a}	۰/۰۴±۰/۰۳^{a}	۰/۳۱±۰/۲۵^{a}	۰/۷۵±۰/۱۶^{b}	۰/۳۳±۰/۳۹^{a}
نیترات (mg/l)	۱/۵±۰/۶۶^{a}	۱/۷±۰/۵۰^{a}	۱/۵۰±۰/۵۷^{a}	۱/۶۵±۰/۸۶^{a}	۱/۴۶±۰/۵۷^{a}
BOD_5 (mg/l)	۱/۳۰± ۰/۲۰^{a}	۲ ± ۰/۲۶^{a}	۴/۶۵ ± ۰/۷۷^{b}	۴/۵۰ ± ۰/۹۵^{b}	۳/۹۳ ± ۱^{b}
COD (mg/l)	۳۷/۲۳± ۰/۹^{a}	۳۷/۴۵ ± ۰/۵^{a}	۴۲/۵ ± ۱/۱^{b}	^{c}۴۵/۵۳ ± ۰/۸	۴۱/۲۹ ± ۰/۹^{b}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلافات معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq 0/05$).

هدایت الکتریکی

در این مطالعه میزان هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده در خروجی کارگاه چهارم 3/6 ± 287 میلی‌گرم در لیتر بود، در حالی که میزان هدایت الکتریکی در ایستگاه ۵ به 4±225/3 میلی‌گرم در لیتر رسید (جدول ۲).

فسفات کل (TP)

در این بررسی مقدار متوسط فسفر بدست آمده بین 0/03± 0/08 و 0/06± 0/31میلی‌گرم در لیتر به ترتیب در ایستگاه‌های 1 و ۴ متغیر بود. حداقل و حداکثر مقدار متوسط اندازه‌گیری شده به ترتیب در ایستگاه ۱ در فصل بهار (0/03±0/08 میلی‌گرم در لیتر) و در ایستگاه ۳ در فصل تابستان (0/08±0/32) بدست آمد (جدول ۲). مقدار فسفر کل بین ایستگاه‌ها در مدت بررسی و در هر یک از فصول سال اختلاف معنی‌داری را در ایستگاه‌های ۱ و ۲ نسبت به سایر ایستگاه‌ها نشان داد ($P \leq ۰/۰۵$).

آمونیاک

میزان متوسط آمونیاک در ایستگاه ۱ (سرچشمه)، ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر که بعد از مزارع پرورش ماهی تا ایستگاه ۴ افزایش یافت و میزان آن به میانگین ۰/۱۸± ۰/۶۶ میلی‌گرم در لیتر رسید. بعد از آن در ایستگاه ۵ میزان متوسط آمونیاک کاهش یافت و به میزان ۰/۰۱±۰/۱۰ میلی‌گرم در لیتر رسید. با افزایش دما میزان نیترات در ایستگاه‌های ۳ و ۴ نسبت به دو ایستگاه قبل و ایستگاه آخر اختلاف معنی‌داری را نشان داد (جدول ۲).

اکسیژن مورد نیاز زیستی (BOD_5)

در رودخانه شش‌رودبار سوادکوه میزان BOD_5 در بین ایستگاه‌های مختلف دارای نوسان بود و اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه ۱، ۲ و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ وجود داشت. همچنین میزان آن دارای نوسانات فصلی هم بود به طوری که در فصل تابستان بیشترین میزان BOD_5 وجود داشت. میزان BOD_5 در رودخانه شش رودبار سوادکوه در ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ از استانداردهای موجود بیشتر بود (جدول ۲) و بر اساس استاندارد ارائه شده، نسبتا آلوده است و ایستگاه ۱ و ۲ در ردیف آب‌های تمیز قراردارند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

جدول ۳ . مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب (میانگین± انحراف معیار) در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در فروردین ماه سال ۹۵

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۸/۴۹ ± ۰/۴	۹/۲۴ ± ۰/۳	۱۰± ۰/۱	۱۰/۱۴± ۰/۰۵	۱۰/۱۹ ± ۰/۱
pH	۸/۳۵ ± ۰/۵^{a}	۸/۴۹ ± ۰/۳^{a}	۸/۳۸± ۰/۱^{a}	۸ ± ۱^{a}	۸/۰۹ ±۰/۱^{a}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۲۵۲ ± ۱^{b}	۲۶۴/۶ ± ۳^{c}	۲۵۵ ± ۲^{b}	۲۹۳/۳ ± ۱^{d}	۲۲۵/۳ ± ۳^{a}
فسفات کل (mg/l)	۰/۰۸±۰/۰۱^{a}	۰/۱۴±۰/۰۴^{a}	۰/۲۷±۰/۰۴^{b}	۰/۳۱±۰/۰۶^{b}	۰/۳۰±۰/۰۹^{b}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۲±۰/۰۲۰^{a}	۰/۰۴±۰/۰۳۰^{a}	۰/۳۸±۰/۱۸^{b}	۰/۶۹±۰/۱۹^{c}	۰/۰۸±۰/۰۳^{a}
نیترات (mg/l)	۱/۱۲±۰/۰۲^{a}	۱/۴۰±۰/۴۳^{a}	۱/۲۵±۰/۱۳^{a}	۱/۵±۰/۳۰^{a}	۱.۲۶±۰/۱۴^{a}
نیتریت (mg/l)	۰/۰۱۲±۰/۰۰۲^{a}	۰/۰۱۸±۰/۰۰۲^{b}	۰/۰۲۹±۰/۰۰۴^{c}	۰/۰۳۲±۰/۰۰۲^{c}	۰/۰۱۲±۰/۰۰۱^{a}
BOD_5 (mg/l)	۱/۶۳ ± ۰/۶^{a}	۲/۳۳ ± ۰/۷۰^{a}	۴/۹۸±۰/۲۷^{b}	۴/۸۳± ۰/۴۹^{b}	۴/۲۶±۰/۵۶^{b}
COD (mg/l)	۳۴/۲۲±۱/۴^{b}	۳۶/۵۴ ± ۰/۸^{b}	۴۲/۱۳±۱/۷^{c}	۵۶/۷۷± ۲/۳^{d}	۲۷/۶۳± ۳/۸^{a}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq ۰/۰۵$).

جدول ۴. مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب (میانگین± انحراف معیار) در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در اردیبهشت ماه سال ۹۵

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۷/۳۷± ۰/۵۴	۸/۳۵ ± ۰/۵۲	۸/۴۳ ± ۰/۴۹	۱۱/۱۲ ± ۰/۳۷	۱۱/۴۳ ± ۰/۵۹
pH	۸/۲±۰/۶^{ab}	۸.۶±۰/۴^{b}	۸/۳±۰/۲^{ab}	۷/۶±۰/۲^{a}	۷/۸±۰/۲^{ab}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۲۵۰/۶±۲/۵^{b}	۲۶۲/۶±۵/۵^{c}	۲۵۵±۴/۵^{b}	۲۸۷±۳/۶^{d}	۲۲۵/۳±۴^{a}
فسفات کل (mg/l)	۰/۰۸±۰/۰۳^{a}	۰/۲۲±۰/۰۵^{b}	۰/۳۲±۰/۰۵^{c}	۰/۲۹±۰/۰۳^{c}	۰/۲۱±۰/۰۲^{b}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۲±۰/۰۱^{a}	۰/۰۶±۰/۳^{a}	۰/۳۸±۰/۲۲^{b}	۰/۷۲±۰/۱۷^{c}	۰/۰۸±۰/۰۴^{a}
نیترات (mg/l)	۰/۷۳±۰/۵۵^{a}	۱/۱۵±۰/۰۵^{ab}	۱/۳۲±۰/۱۷^{ab}	۱/۴۴±۰/۳۳^{b}	۱/۲۰±۰/۱۱^{ab}
نیتریت (mg/l)	۰/۰۲۵±۰/۰۲۱^{a}	۰/۰۱۸±۰/۰۰۲^{a}	۰/۰۲۷±۰/۰۰۴^{a}	۰/۰۳۱±۰/۰۰۳^{a}	۰/۰۱۳±۰/۰۰۱^{a}
BOD5 (mg/l)	۱/۶۳±۰/۴۱^{a}	۲/۳۳±۰/۷۰^{a}	۴/۹۸±۱/۲۵^{b}	۴/۵۰±۰/۹۵^{b}	۴/۶۰±۱/۱۳^{b}
COD (mg/l)	۳۳/۸۲±۳/۲۶^{a}	۳۵/۳۸±۰/۶۴^{a}	۴۱/۲۰±۱^{b}	۳۴±۳/۴۲^{a}	۳۱/۳۷±۰/۸۵^{a}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq 0/05$)

جدول ۵. مقادیر (میانگین ± انحراف معیار) پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش‌رودبار در خرداد ماه سال ۹۵

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۸/۲۰±۰/۵۷^{a}	۹/۰۷±۰/۲۵^{a}	۹/۱۴±۰/۰۵^{a}	۱۳/۴۷±۰/۸۸^{b}	۱۴/۲۷±۰/۷۳^{b}
pH	۸/۲۱±۰/۸^{a}	۸/۳۰±۰/۲۶^{a}	۸/۵۴±۰/۵۵^{a}	۸/۲۷±۰/۱۳^{a}	۸/۹۰±۰/۷^{a}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۲۵۲±۳/۶^{a}	۲۶۳/۳±۴/۱^{b}	۲۵۳/۳^{b}	۲۸۴/۶±۸/۳^{c}	۲۲۶/۶±۳^{d}
فسفات کل (mg/l)	۰/۰۹±۰/۰۳^{a}	۰/۱۶±۰/۰۴^{ab}	۰/۳۰±۰/۰۲^{c}	۰/۳۱±۰/۰۵^{c}	۰/۲۲±۰/۰۴^{b}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۳±۰/۰۱^{a}	۰/۰۸±۰/۰۱^{ab}	۰/۲۵±۰/۰۷^{b}	۰/۴۹ ± ۰/۲۲^{c}	۰/۰۶±۰/۰۲^{ab}
نیترات (mg/l)	۱/۲۲±۰/۰۸^{a}	۱/۵۸±۰/۱۳^{bc}	۱/۷۰±۰/۰۹^{c}	۱/۵۴±۰/۲۷^{bc}	۱/۳۰±۰/۱۲^{ab}
نیتریت (mg/l)	۰/۰۱۴±۰/۰۰۱^{a}	۰/۰۲۱±۰/۰۰۲^{ab}	۰/۰۲۶±۰/۰۰۴^{b}	۰/۰۳۲±۰/۰۰۵^{b}	۰/۰۱۴±۰/۰۰۵^{a}
BOD_5 (mg/l)	۱/۹۶±۰/۴۱^{a}	۲/۶۶±۰/۴۵^{a}	۵/۳۲±۰/۸^{b}	۵/۱۶±۰/۵۸^{b}	۴/۶±۰/۷۰^{b}
COD (mg/l)	۳۶/۲±۱/۱^{c}	۳۶/۳±۰/۷^{c}	۳۹/۳±۰/۹^{d}	۳۲/۲±۱/۴^{b}	۲۹/۱±۰/۹^{a}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq ۰/۰۵$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

جدول ۶. مقادیر (میانگین ± انحراف معیار) پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش‌رودبار در تیر ماه سال ۹۵

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۱۲/۵±۰/۵^{a}	۱۳/۴±۱^{ab}	۱۵±۱^{b}	۱۷±۰/۱^{c}	۱۸/۲±۰/۹^{c}
pH	۸/۳±۰/۴^{a}	۸/۳±۰/۸^{a}	۸±۰/۵^{a}	۸/۱±۰/۴^{a}	۸/۱±۰/۶^{a}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۲۶۲/۳±۲^{b}	۲۵۸/۱±۰/۷^{b}	۲۵۸/۳±۱/۵^{b}	۲۴۱±۳/۶^{a}	۲۶۰/۶±۳^{b}
فسفات کل (mg/l)	۰/۰۸±۰/۰۳^{a}	۰/۱۵±۰/۰۹^{a}	۰/۳۲±۰/۰۸^{b}	۰/۳۵±۰/۱۲^{b}	۰/۲۱±۰/۰۲^{ab}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۹±۰/۰۰۷^{a}	۰/۲۵±۰/۰۸^{a}	۰/۰۴۶±۰/۱۰^{b}	۰/۶۶±۰/۱۸^{c}	۰/۱۰±۰/۰۱^{a}
نیترات (mg/l)	۱/۰۹±۰/۰۶^{a}	۱/۲۰±۰/۱۱^{a}	۱/۳۶±۰/۲۴^{ab}	۱/۵۱±۰/۱۷^{b}	۱/۱۹±۰/۰۳^{a}
نیتریت (mg/l)	۰/۱۱±۰/۰۱۰^{a}	۰/۰۱۳±۰/۰۱۱^{a}	۰/۰۳±۰/۰۰۳^{b}	۰/۰۳±۰/۰۰۲^{b}	۰/۰۱۶±۰/۰۰۳^{a}
BOD_5 (mg/l)	۲/۳±۰/۸^{a}	۳±۰/۹۸^{a}	۵/۶۵±۰/۷۷^{b}	۵/۵۰±۱^{b}	۴/۹۳±۱^{b}
COD (mg/l)	۱۶/۶±۰/۷^{b}	۱۹/۳±۱/۵^{c}	۱۵/۳±۱^{ab}	۱۴/۷±۰/۵^{a}	۱۴/۴±۰/۶^{a}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq ۰/۰۵$).

جدول ۷. مقادیر (میانگین± انحراف معیار) پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در مرداد ماه سال ۹۵

ایستگاه / پارامتر	سکن (۱)	شش رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
دما (°C)	۱۰/۳±۰/۱^{ab}	۱۲/۲±۰/۸^{a}	۱۳/۴±۱/۱^{bc}	۱۴/۳±۰/۹^{c}	۱۴/۷±۱^{c}
pH	۸/۶±۰/۸^{a}	۸/۵±۰/۳^{a}	۸/۷±۰/۵^{a}	۸/۴±۰/۴^{a}	۸/۵±۰/۹^{a}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۱۶۲/۸±۲/۵^{a}	۱۸۱/۸±۲/۸^{b}	۱۶۲/۷±۳^{a}	۱۹۲/۲±۳^{c}	۱۶۳/۴±۲/۹^{a}
فسفات کل (mg/l)	۰/۰۸±۰/۰۲^{a}	۰/۱۷±۰/۱۰^{ab}	۰/۳۱±۰/۰۶^{c}	۰/۲۸±۰/۰۷^{bc}	۰/۲۲±۰/۰۴^{bc}
آمونیاک (mg/l)	۰/۰۳±۰/۰۲^{a}	۰/۱۳±۰/۰۴^{a}	۰/۳۸±۰/۱۸^{b}	۰/۸۱±۰/۱۲^{c}	۰/۱۱±۰/۰۵^{a}
نیترات (mg/l)	۱/۲۰±۰/۱۰^{a}	۱/۳۲±۰/۱۰^{ab}	۱/۵۰±۰/۰۹^{bc}	۱/۵۷±۰/۱۵^{c}	۱/۲۹±۰/۰۹^{a}
نیتریت (mg/l)	۰/۰۱۳±۰/۰۰۵^{a}	۰/۰۱۸±۰/۰۰۱^{a}	۰/۰۳۱±۰/۰۰۵^{b}	۰/۰۳۲±۰/۰۰۴^{b}	۰/۰۱۵±۰/۰۰۷^{a}
BOD_5 (mg/l)	۲/۲۳±۰/۳^{a}	۳/۱±۱/۱۵^{a}	۵/۶۲±۰/۷۱^{b}	۵/۵۶±۱^{b}	۴/۹۶±۱^{b}
COD (mg/l)	۳۵/۳±۰/۸^{a}	۳۵/۶±۰/۹^{a}	۴۶/۴±۱/۳^{b}	۶۳/۵±۱/۴^{c}	۷۵/۳±۱/۵^{d}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq ۰/۰۵$).

جدول ۸. شاخص شانون-وینر (میانگین ± انحراف معیار) جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در طی ۶ ماه از فصل‌های زمستان، بهار و تابستان سال ۹۵

ایستگاه / ماه	سکن (۱)	شش‌رودبار (۲)	پالند رودبار (۳)	ارات بن (۴)	شیرکلا (۵)
اسفند	۳/۱۲±۰/۱۱^{a}	۲/۹۷±۰/۱۰^{a}	۲ ±۰/۰۳^{b}	۱/۶۶±۰/۲۴^{b}	۳±۰/۴۵^{a}
فروردین	۳/۰۹±۰/۰۳^{c}	۲/۹۸±۰/۱۲^{c}	۱/۹۰±۰/۲۲^{c}	۱/۱۷±۰/۰۸^{b}	۲/۸۱±۰/۶۳^{a}
اردیبهشت	۳/۰۵±۰/۰۴^{c}	۲/۸۴±۰/۱۵^{c}	۱/۷۶±۰/۲۵^{c}	۱/۱۱±۰/۰۴^{b}	۲/۶۹± ۰/۵۱ ^{a}
خرداد	۳±۰/۰۲^{C}	۲/۷۵±۰/۱۶^{c}	۱/۶۸±۰/۲۹^{c}	۱±۰/۱۰^{b}	۲/۵۶±۰/۴۸^{a}
تیر	۳±۰/۰۳^{b}	۲/۸۸±۰/۰۹^{b}	۱/۱۹±۰/۲۸^{a}	۰/۹۹±۰/۰۹^{a}	۲/۶۷±۰/۱۵^{b}
مرداد	۲/۹۶±۰/۰۷^{b}	۲/۲۶±۰/۹۷^{b}	۱/۱۲±۰/۲۶^{a}	۱±۰/۱^{a}	۲/۵۹±۰/۱۶^{b}

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف هستند ($p \leq ۰/۰۵$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

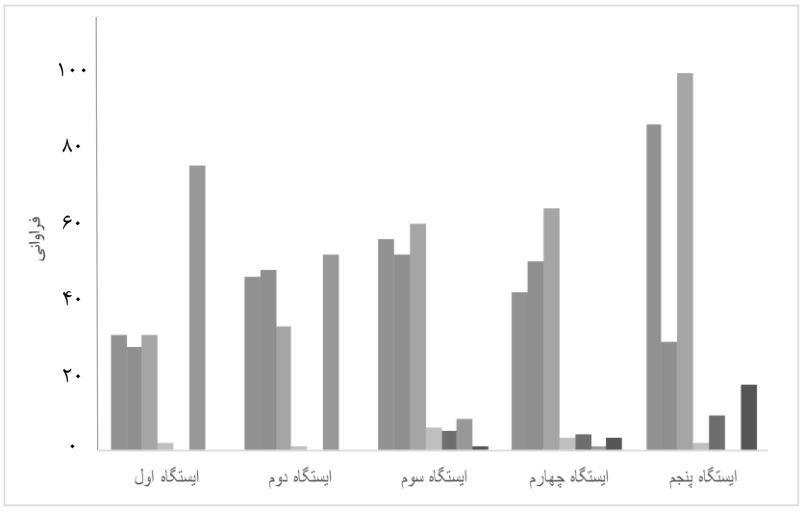
جدول ۹. مقادیر و طبقه کیفیتی شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مختلف رودخانه شش رودبار در سال ۹۵

ایستگاه	HFBI (هیلسنهوف)	طبقه کیفی آب
سکن (۱)	۳/۹۹±۰/۱۸	خیلی خوب
شش رودبار (۲)	۴/۵۵ ± ۰/۳۹	خوب
پالند رودبار (۳)	۶/۱۱ ± ۰/۳۴	نسبتا ضعیف
ارات بن (۴)	۶/۷۸ ± ۰/۳۰	ضعیف
شیرکلا (۵)	۵/۲۱ ± ۰/۲۱	متوسط

نتایج بدست آمده از نمایه هیلسنهوف (جدول ۹) نشان می‌دهد که کمترین آلودگی (۳/۹۹) در ایستگاه ۱ و در اسفند ماه کیفیت آب خیلی خوب بود و بیشترین آلودگی (۶/۷۸) در ایستگاه چهارم در انتهای رودخانه و پایین‌دست در مرداد ماه و کیفیت آب ضعیف و آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه بود. بر اساس جدول ۹، در ایستگاه اول به طور میانگین کیفیت آب خیلی خوب تا متوسط در طی نمونه‌گیری ۶ ماهه مشاهده شد.

فراوانی کفزیان

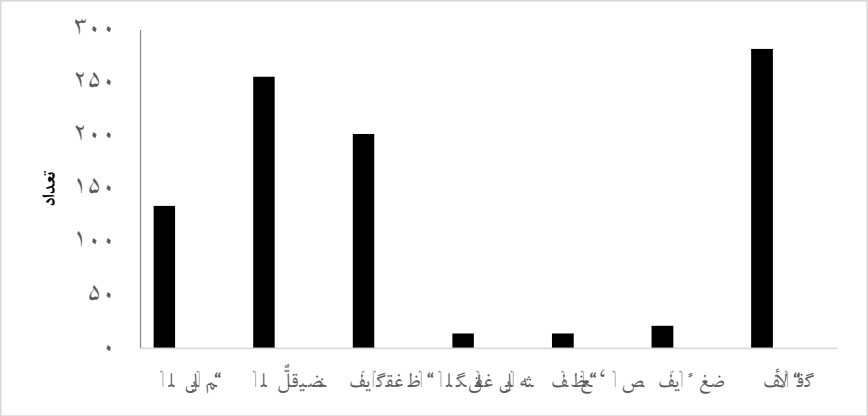
شکل‌های ۲ و ۳ به ترتیب فراوانی و تعداد راسته‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی صید شده در شش ماه نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه را نمایش می‌دهند. در این بررسی ۱۶ خانواده از ۷ راسته و ۶ رده شناسایی شدند که مجموع کل آنها ۵۲۳۰ عدد بود. بیشترین تعداد مربوط به خانواده‌های Chironomidae، Hydropsychidae، Baetidae، Chironomidae و Heptageniidae از راسته بال مودار‌ان، دوبالان و یکروزه‌ها (Ephemeroptera، Diptera و Trichoptera) بود. بیشترین حجم نمونه (شکل ۲) مربوط به ایستگاه ۵ بود و همچنین بیشترین تعداد راسته (شکل ۳) به راسته دوبالان تعلق داشت. خانواده شیرونومیده بیشترین تعداد را در مدت نمونه‌برداری به خود اختصاص داد.



شکل ۲. فراوانی نمونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی صید شده در ایستگاه‌های مورد بررسی رودخانه شش‌رودبار در سال ۹۵

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]



شکل ۳. مجموع تعداد نمونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی صید شده در ایستگاه‌های مورد بررسی رودخانه شش رودبار در سال ۹۵

بحث

فعالیت‌های آبزی‌پروری با برخی تأثیرات محیط زیستی همراه است که برخی از آنها شامل غنی شدن آب از مواد مغذی (به ازای تولید هر تن ماهی حدود نیم تن ماده جامد قابل رسوب تولید خواهد شد)، آلوده شدن محیط به داروها گندزداها و آسیب به جمعیت ماهیان و دیگر جانوران آبزی است (Rosenthal, 1997Esmaili Sari, 2000). از جمله مهمترین ترکیبات آلاینده پساب مزارع پرورش قزل‌آلا که تأثیرات مخربی بر بوم‌سازگان رودخانه دارد، می‌توان به مواد مغذی (به ویژه ازت و فسفر)، مواد جامد معلق، عوامل بیماریزا و باقیمانده‌های شیمیایی اشاره نمود (Rose, 2005). یکی از شایع‌ترین آلودگی‌ها، آلاینده‌های آلی هستند که می‌توانند از منابع مختلفی سرچشمه بگیرند (Zawala *et al*., 2007). یکی از این منابع، مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا هستند که به طور مداوم روند افزایشی دارند و یک تهدید جدی برای کیفیت آب رودخانه‌های تمیز کوهستانی به شمار می‌آیند (Zivic *et al*., 2009). بنابراین، اگر کارگاه‌های تاسیس شده در فواصل بسیار کوتاه، پساب خروجی را بدون هرگونه سیستم تصفیه به رودخانه رها سازند، این امر می‌تواند به افت شدید کیفیت آب منجر گردد (Costa Pierce, 2002). بر اساس این اطلاعات، پرورش دهندگان ماهی ملزم به توسعه سیستم های تصفیه پساب مزارع و بهبود شرایط محیطی در منابع آبی خواهند شد (Pulatsu *et al*., 2004).

پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب

نتایج حاصل از آنالیز آماری رابطه معنی‌داری را بین ایستگاه‌ها و دمای آب نشان داد و اختلاف بین ایستگاه اول نسبت به پنج و ایستگاه‌های دیگر به جز ایستگاه دوم بیشتر بود. مقادیر درجه حرارت آب در ایستگاه اول ودوم حاکی از خنک‌تر بودن آن نسبت به دیگر ایستگاه‌ها است که به دلیل ارتفاع بالاتر آن از سطح دریا نسبت به چهار ایستگاه دیگر در شش رودبار است. بیشترین حرارت آب در ایستگاه چهارم و پنجم واقع در پایین‌دست و با ارتفاع کمتر ثبت شد. در مقایسه بین ماه‌ها و دمای آب رابطه معنی‌داری وجود داشت.

میزان غلظت هدایت الکتریکی (EC) با توجه به ورود مواد آلی موجود در پساپ مزارع پرورش ماهی در پایین‌دست مزارع افزایش یافت. به طوری که در خروجی پرورش ماهی به علت حجم بالای تولید و افزایش نرخ تغذیه و مواد آلی خروجی، افزایش قابل توجه EC در این ایستگاه مشاهده شد. میزان EC اندازه‌گیری شده در خروجی کارگاه چهارم ۳/۶ ± ۲۷۸ میلی-

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

گرم در لیتر بود، در حالی که در ایستگاه ۵ (۴ ± ۲۲۵/۳ میلی‌گرم در لیتر) کاهش یافت که نشانگر فرآیند خودپالایی در این نهر است.

نتایج مقدار pH در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شش‌رودبار سوادکوه نوسان داشت و در محل خروج پساب مزارع پرورش ماهی کاهش یافت ولی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد که با نتایج مطالعات پیشین (Kazancý and Dügel, 2000; Pulatsu *et al*., 2004; Boaventura *et al*., 1997) مطابقت دارد.

در این بررسی، مقادیر متوسط فسفر بدست آمده در ایستگاه‌های مطالعاتی بین 0/03±0/08 و 0/06±0/31 میلی‌گرم در لیتر به ترتیب در ایستگاه‌های **1** و ۴ و نیز در فصول مختلف سال و در ایستگاه‌های مختلف در نوسان بود به طوری که در فصول گرمتر با شدت گرفتن فعالیت مزارع پرورش ماهی از مقدار بیشتری برخوردار بود و در مناطقی بلافاصله بعد از هر مزرعه مقادیر بیشتری داشتمقادیر فسفر کل بین ایستگاه‌ها در مدت بررسی و در هر یک از فصول سال، اختلاف معنی‌داری را در ایستگاه-های ۱ و ۲ نسبت به سایر ایستگاه‌ها نشان داد. میزان فسفر برای آب‌های طبیعی سطحی حداکثر ۰/۱میلی‌گرم در لیتر بیان گردید (EPA, 1996). لذا با توجه به مقادیر فسفر آمده در ایستگاه‌های مطالعاتی، ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ با مقدار متوسط فسفر 0/04±0/22 میلی‌گرم در لیتر از وضعیت مطلوبی برخوردار نبودند. در رودخانه قزل‌اوزن (منطقه ماه‌نشان)، مقایسه مقادیر میانگین فسفات در نمونه‌های آب چاه‌ها و پساب‌های مورد بررسی بیانگر افزایش میانگین فسفات موجود در آب پساب‌های خروجی مزارع پرورش ماهی بود (Taheri *et al*., 2016). در رودخانه هراز نیز شدت گرفتن فعالیت‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان با افزایش مقادیر فسفر در آب ایستگاه‌های مطالعاتی همراه بود (Naderi Jelodar *et al*., 2006).

آمونیاک به شکل مولکولی NH_3 در آب به راحتی از طریق پدیده انتشار از آبشش ماهی جذب می‌شود، از طریق خون به کلیه اندام‌ها می‌رسد و بسیار کشنده است. آمونیاک عمده‌ترین ترکیب نیتروژنی دفعی (۹۰-۶۰ درصد) در ماهیان است (Evans, 1993). با توجه به نتایج، افزایش تولید ماهی منجر به مصرف بیشتر موادغذایی و مواد شیمیایی می‌شود و در نتیجه مواد دفعی افزایش می‌یابد. مطالعات زیادی در اروپا و آمریکای جنوبی میزان نیتروژن تخلیه شده از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان را مشخص کرده‌اند. اندازه‌گیری انجام شده بر روی دو مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلا در مینسوتا نشان داد که افزایش معنی‌داری در مقادیر نیتریت و نیترات رودخانه وجود نداشت (Axler *et al*., 1994).

با افزایش مزارع پرورشی ماهی، میزان متوسط آمونیاک از ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر در ایستگاه ۱ (سرچشمه) به حداکثر (۰/۱۸ ±۰/۶۶ میلی‌گرم در لیتر) در ایستگاه شماره ۴ رسید و سپس در ایستگاه ۵ (شیرکلا) به ۰/۰۱±۰/۱۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش یافت. به هر حال، غلظت آمونیاک در ایستگاه ۱ پایین‌تر از حد مجاز (۰/۱ میلی‌گرم در لیتر) توصیه شده برای محافظت و بهبود شرایط ماهیان در آب شیرین بود (Boaventura *et al*., 1997).

با افزایش دما، مقادیر نیترات در ایستگاه‌های ۳ و ۴ نسبت به دو ایستگاه قبل و ایستگاه آخر اختلافات معنی‌داری را نشان داد. میزان نیترات در آب طبیعی سطحی بر اساس منابع موجود و استانداردهای محیط زیست تا ۱ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (EPA, 1996). لذا سطوح نیترات در تمام ایستگاه‌ها در طول مدت مورد مطالعه با وجود فرآیند خودپالایی در نهر شش رودبار سوادکوه، همچنان از حد استاندارد محیط زیستی بیشتر بودند و ایستگاه‌ها از نظر این پارامتر در وضعیت مطلوبی قرار نداشتند.

در طول مدت بررسی، میانگین غلظت نیتریت در ایستگاه‌های مختلف به میزان 0/026 میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد و در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی افزایش یافت. میزان نیتریت از نظر استاندارد محیط زیست نباید از ۰/۵۱ میلی‌گرم در لیتر بیشتر باشد (McNeely and Neimanis, 1979). بنابراین، تمام ایستگاه‌ها در این بررسی از نظر نیتریت در وضعیت مطلوبی قرار داشتند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

مانند دیگر آلاینده‌های مزارع پرورش ماهی، بیشترین اکسیژن مورد نیاز زیستی و شیمیایی در زمان تمیز کردن استخر اتفاق می‌افتد. میزان BOD می‌تواند با جامدات معلق در پساب مزارع پرورش ماهی ارتباط داشته باشددر رودخانه شش رودبار سوادکوه، میزان BOD_5 بین ایستگاه‌های ۱ و ۲ و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ اختلافات معنی‌داری داشت و دارای نوسانات فصلی نیز بود به طوری که در فصل تابستان بیشترین میزان BOD_5 یافت شد. طبق استانداردهای پیشنهادی، BOD_5 (میلی‌گرم در لیتر) ۰-۲ بسیار تمیز، ۲-۵ نسبتا آلوده، و ۵ < شدیداً آلوده (EPA, 1996)، میزان BOD_5 در رودخانه شش‌رودبار سوادکوه در ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ از استانداردهای موجود بیشتر بود و نسبتا آلوده است، ولی ایستگاه‌های ۱ و ۲ در ردیف آب‌های تمیز قرار داشتند.

تغییرات مقادیر BOD_5 در رودخانه شش رودبار به علت مواد آلی خارج شده از مزارع پرورش ماهی هستند. Naderi Jelodar و همکاران (۱۳۸۵) گزارش دادند که مواد مغذی دارای نوسانات فصلی نیز بودند به طوری که با شدت گرفتن میزان فعالیت مزارع پرورش ماهی و افزایش تولید مواد مغذی، کاهش دبی آب رودخانه و افزایش دما در فصل تابستان، آثار پساب مزارع بر زیست‌بوم رودخانه و کیفیت آب آن شدت بیشتری پیدا کرد. در مطالعه Miller and Semmens (2002) ، افزایش میزان BOD در ماه‌های تابستان بیشتر مشخص بود و علت احتمالی آن به افزایش دمای آب، مقدار بیشتر تغذیه ماهیان توسط مزارع پرورش ماهی، و ورود مواد آلی فراوان حاصل از مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا به داخل رودخانه نسبت داده شد. در ایستگاه ۵ (شیرکلا)، میزان این فاکتور نسبت به ایستگاه ۴ به دلیل خود پالایی رودخانه به طور غیر معنی‌داری کاهش یافته بود. Boaventura و همکاران (۱۹۹۷) گزارش دادند که میزان اکسیژن مورد نیاز زیستی در ۲ تا ۳ کیلومتر پایین‌تر از نقطه تخلیه پساب مزارع پرورش ماهی به داخل رودخانه اینها و فورنلو در کشور پرتغال به حالت اولیه خود برگشت.

مزارع پرورش ماهی در رودخانه شش رودبار باعث افزایش میزان COD تا ایستگاه شماره ۴ شدند. نتایج مطالعه Miller and Semmens (2002) نیز نشان داد که پساب مواد آلی خارج شده از مزارع پرورش ماهی باعث افزایش میزان COD در رودخانه شد. که به اثر غذای خورده نشده یا مدفوع ماهی تولیدی نسبت داده شد. نتایج این مطالعه نشان داد که پساب مزارع پرورش ماهی زمانی که بدون تصفیه وارد آب شود، تاثیر قابل توجهی را بر روی کیفیت آب می‌گذارد و تغییرات زیادی را در پارامترهای نیترات، نیتریت، آمونیاک، فسفات و هدایت الکتریکی ایجاد می‌کند.

در شش ماه نمونه‌برداری، کمترین فراوانی و تعداد راسته بی‌مهرگان کفزی صید شده را خانواده‌های Gomphidae، Perlodidaet، Elmidae و Leuctridae از راسته بهاره‌ها، ده‌پایان و قاب‌بالان در ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ تشکیل داده بودند. همچنین بیشترین تعداد کفزیان از راسته دوبالان در ایستگاه‌های ۳ و ۴ در رودخانه وجود داشت که کم‌شدن شدید کیفیت آب، پهن‌تر شدن عرض رودخانه و کاهش شدت جریان آب این پدیده را تشدید کرد. خانواده Chironomidae به خاطر مقاومت بالا پراکنش زیادی را در این نقطه داشت. شرایط محیطی از نظر تنوع و کیفیت بستر، درجه حرارت آب، مقدار اکسیژن محلول و ... از عوامل بسیار مؤثر در میزان تراکم کفزیان هستند. افراد متعلق به سه راسته مهم حشرات آبزی (Diptera، Trichoptera و Ephemeroptera) درصد قابل ملاحظه‌ای را از جمعیت کفزیان تشکیل می‌دهند که حضور این گونه‌های حساس به شرایط محیط و آلاینده‌ها تأییدی بر کیفیت مناسب رودخانه می‌باشد (Wallen, 2002). نتایج تحقیقات Qane Sasan Saraei و همکاران (۱۳۸۵) در ارزیابی زیستی رودخانه چافرود گیلان و Jorjani و همکاران (۱۳۸۷) در ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو در پارک ملی گلستان با داده‌های ما مطابقت دارند..

در نمایه زیستی هلسینهوف، بزرگ بی‌مهرگان‌کفزی در حد خانواده شناسایی و بردباری آنها نسبت به آلودگی آب رودخانه از نظر میزان آلودگی، با امتیازی بین صفر تا ده به هر خانواده تعیین می‌شود (جدول ۳). با در نظر گرفتن رژیم رودخانه در دوره‌های پرآبی و کم‌آبی، بیشترین آلودگی در دوره کم‌آبی رود مشاهده گردید که غلظت آلودگی با توجه به کاهش دبی در این دوره زیاد شد و کمترین مقدار در دوره پر آبی نشان می‌دهد که با افزایش دبی رود از غلظت آلودگی کاسته گردید. بر اساس جدول ۹، ایستگاه اول به طور میانگین دارای آبی با کیفیت خیلی خوب تا متوسط در طی نمونه‌گیری ۶ ماهه بود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

در تحقیق حاضر، نمایه‌ی EPT بیانگر این واقعیت بود که ایستگاه اول غنای گونه‌ای بسیار خوبی در کل فصول نسبت به گونه‌های حساس به آلودگی در مقایسه با چهار ایستگاه دیگر داشت، لذا ایستگاه اول از کیفیت آب بسیار خوب و غنای بسیار خوبی برخوردار بود. با کاهش دبی در ماه‌های کم‌آبی و همچنین فصل سرما، مقدار EPT در این ایستگاه کاهش یافت. در رودخانه شش رودبار، به جز ایستگاه ۲ که تقریبا مانند ایستگاه ۱ بود، مقادیر EPT در چهار ایستگاه دیگر با تفاوت بیشتری کاهش پیدا کرد و کم‌ترین مقدار مقدار EPT مربوط به ایستگاه‌های ۳ و ۴ در تمام ماه‌ها بود که نشانگر آلایندگی مزارع پرورش قزل‌آلا است. آلودگی کمتر و EPT بیشتر در ایستگاه ۵ به دلیل مسافت طولانی آن با ایستگاه‌های قبلی، شدت جریان بالای آب و خودپالایی است و بدیهی است که در چنین شرایطی، شاخص غذایی رودخانه و در نتیجه آبزیان تغذیه کننده از گروه EPT دچار کاهش خواهند شد. تعیین اثرات پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی بر زیست‌بوم رودخانه با استفاده از غنای EPT (Spellman and Drinan, Rosenberg and Resh, 1993; Qane Sasan Saraei *et al*., 2006; 2001) نشان داد که این شاخص بین ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست مزارع پرورش ماهی اختلاف معنی‌داری داشت که با نتایج مطالعات ما در رود شش‌رودبار مطابقت دارد.

نمایه شانون عموماً برای محاسبه تنوع زیستی موجودات آبزی و خشکی‌زی استفاده می‌شود و ارزش آن همزمان با افزایش تعداد و پراکنش گونه‌ها در جمعیت افزایش پیدا می‌کند (گریتسن، ۱۹۹۸).

ایستگاه ۱ به دلیل عدم منابع آلاینده دارای بیشترین ارزش و بیشترین تنوع گونه‌ای بود و بعد آن شاخص ایستگاه ۲ که کمتر از ایستگاه اول ولی بیشتر از ایستگاه‌های ۳ ، ۴ و ۵ بود. کمترین ارزش نمایه شانون و کم‌ترین تنوع گونه‌ای در ایستگاه‌های ۳ و ۴ به دلیل حجم زیاد پساب خروجی از مزارع پرورشی و بالطبع مرگ و میر گونه‌های حساس و بر هم زدن شرایط زیستی مناسب برای کفزیان بود. ارزش نمایه شانون در ایستگاه ۵ واقع در پایین‌دست تمامی مزارع به دلیل افزایش فاصله با سایر ایستگاه‌ها و خودپالایی رودخانه از ایستگاه‌های ۳ و ۴ بیشتر بود. همچنین هر چه ارزش شانون کمتر شود آب آلوده‌تر است. نتایج شاخص شانون در رودخانه هراز نشان داد که تمامی ایستگاه‌ها در منطقه نسبتا آلوده قرار داشتند (Naderi Jelodar *et al*., 2006).

نتیجه‌گیری

عوامل انسانی تاثیرات بسیار زیادی را بر کیفیت آب و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه شش‌رودبار داشتند. لذا ورود پساب خروجی کارگاه‌های قزل‌آلا به این رودخانه و آلوده شدن آن برای محیط زیست و شیلات بسیار اهمیت دارد زیرا این ماکروبنتوزها غذای طبیعی بسیاری از ماهیان کفزی خوار هستند که روند زندگی آنها با از بین رفتن این زنجیره مختل می‌شود و نظم سیستم اکولوژیکی را بر هم می‌زند. بنابراین، پیشنهاد می‌شود که نظارت‌های بیشتری توسط اداره کل محیط زیست در خصوص مدیریت پساب مزارع پرورش ماهیان سردابی صورت گیرد و زیرساخت‌های لازم، در جهت اعمال مکانیزاسیون در مزارع و استفاده چندباره از آب و مدیریت پساب برگشتی فراهم شود. کاهش مصرف داروها، آنتی‌بیوتیک‌ها، مواد شوینده، گندزداها و سموم مصرفی در هر دوره پرورشی، تولید ماهی ارگانیک و سبز در مزارع حوالی این رودخانه، و در نهایت آموزش همگانی دست‌اندرکاران این مراکز پرورشی از سایر راهکارهای پیشنهادی در این زمینه هستند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

منابع

Axler, R., Owen, C., Ameel, J., Ruzycki, E. and Henneck, J. 1994. Water quality issues associated with aquaculture: A case study in Minnesota Mine pit lakes. Lake Reservoir Management, 9(2): 53- 63.

Biao, X., Zhuhong, D. and Xiaorong, W. 2004. Impact of intensive shrimp farming on the water quality of adjacent coastal creeks from Eastern China. Marine Pollution Bulletin, 48(5): 543-553.

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

Cha, S.H., Lee, J.S., Song, C.B. and Lee, K.J. 2008. Effects of chitosan-coated diet on improving water quality and innate immunity in the Oliver flounder, *Paralichthys olivaceus*. Aquaculture, 278: 110-118.

Costa 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.

Davis, M.W., Olla, B. L. and Schreck, C.B. 2001. Stress induced by hooking, net towing, elevated sea water temperature and air in sablefish: lack of concordance between mortality and physiological measures of stress. Journal of Fish Biology, 58(1): 1-15.

EPA 1996. Quality criteria for waters, Washington D.C.

Esmaili Sari, A. 2000. Principles of Water Quality Management in Aquaculture. Iranian Fisheries Research Institute Publications; p. 122-26. (in Persian).

Evans, D.H. 1993. Ionic and osmotic regulatin. In: Evans, D.H. (ED), the physiology of fish. CRC press, Boca Raton, FL. Pp: 315-341.

Qane Sasan Saraei, A., Ahmadi, M.R., Esmaili, A. and Mirzajani, A. 2006. Biological evaluation of the Chafrood River (Guilan province) using the macrobenthic population structure. Journal of Agricultural Sciences and Techniques and Natural Resources, 10(9): 247-258.

Gowen, R.J. and Bradbury, N.B. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. Oceanography and Marine Biology, 25: 563-575.

Hartnett, K., Marquez, R.B. and Soward, L.R. 2005. A Guide to Freshwater Ecology, Texas Commission on Environmental Quality, 1: 134.

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

Jorjani, S., Ghelichi, A., Akrami, R. and Kheirabadi, V. 2008. Bioassessment index and Macrobenthose fauna of Madarsu Stream, National Park of Golestan. Journal of Fisheries, 1: 49-61.

Karr, J.R. 1998. Rivers as sentile: using the biology of Rivers to guide landscape management. Final report for USEPA, 28 p.

Kazancý, N. and Dügel, M. 2000. An evaluation of the water quality of Yuvarlakçay Stream, in the Köceðiz-Dalyan protected area, SW Turkey. Turkish Journal of Zoology, 24: 69-80.

Loch C.H. and Huberman, B.A. 1999. A punctuated-equilibrium model of technology diffusion. Management Science, 45(2): 160-177.

McNeely, R.N. and Neimanis, V.P. 1979. Water quality sourcebook, a guide to water quality parameter, water quality branch. OTAWA, Canada.14p

Méndez, E., Sanhueza, J., Speisky, H. and Valenzuela, A. 1997. Comparison of rancimat evaluation modes to assess oxidative stability of fish oils. Journal of the American Oil Chemists' Society, 74(3): 331-332.

Miller, D. and Semmens, K. 2002. Waste Management in Aquaculture. West Virginia University Extension Service Publication No. AQ02-1.USA, 8 pp.

Naderi Jelodar, M. 2006. Assessment of contamination of rainbow trout culture ponds in the Haraz River using biological indicators. National Conference of Fisheries and Aquatic Sciences, Lahijan, pp. 452-465.

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

Pulatsu, S., Rad, F., Koksal, G. and Aydın, F. 2004. The impact of rainbow trout farm effluents on water quality of Karasu stream, Turkey. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 4: 9-15.

Rezaei, K., Kiani, S., Moghaddam, M., Pahlavi, S. and Saeedpour, B. 2014. Investigation of the Structure of Benthic Communities in Jajrood River Based on Biological Indicators (Khojir Region). Environmental Science and Engineering, 2(5): 77-84. (In Persian)

Rosenthal, H. 1997. Environmental issues and the interaction of aquaculture with other competing resource users. Aquaculture Association of Canada Special Publication, 2: 1-13.

Rose, P.E. and Pedersen J.A. 2005. Fate of oxytetracycline in streams receiving aquaculture discharges: model simulations. Environmental Toxicology and Chemistry, 24: 40-50.

Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. 1993. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, pp 1-9.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

Spellman, F.R. and Drinan, J.E. 2001. Stream Ecology and Self Purification. Lancaster Technomic Pub. Inc., U.S.A., 261p. Wally W.J. Hawkes H.A.

Taheri, M., Abbasi, M. and Khush Zaman, T. 2015. The effect of fish culture pond effluents on the phosphate content in the water of the Qezel Ozan River in the Mahneshan region. The fourth international conference on new ideas in agriculture, environment, and tourism (6 pages).

Wallen, J.K., 2002. Assessment of stream habitat, fish, macro invertebrates, sediment and water chemistry for eleven streams in Kentucky and Tennessee,Virginia Polytechnic Institute. CATT. 71 p.

Zawala, J., Swiech, K. and Malysa, K. 2007. A simple physicochemical method for detection of organic contaminations in water. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 302(1): 293-300.

Zivic, I., Markovic, Z., Ilipovic-Rojka, Z. and Zivic, M. 2009. Influence of a trout farm on water quality and Macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). Hydrobiology, 94: 673-687.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 4, Spring 2023
Pages:35-50

Journal of Aquatic Ecology

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

University Of Hormozgan

Effects of rainbow trout farm effluent on the water quality, biological indices, and macroinvertebrates of Sheshroodbar River, Savadkooh, northern Iran

Ahmadali Salehi Firoozkolaee[1], Khalesi Mohammadkazem[1*], Khosrow Janikhalili[1]

1. Department of Fisheries, Faculty of Animal Science and Fisheries, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari - Iran, P.O. Box: 578

Abstract

The water quality of Sheshroodbar River in Savadkooh was studied with population indices of benthic macroinvertebrates through sampling in 12 intervals at five stations in three replications, along with measuring some physicochemical parameters during 2014-2015. Among the invertebrates of the river (16 families from seven orders and six classes, n = 5230), aquatic insects larvae had the highest diversity. Significant differences were found between EPT and EPT/CHIR indices at different stations ($p \leq 0.05$), but Shannon and Hilsenhoff indices were not significantly different among stations ($p \geq 0.05$). Diptera at stations 1 and 2 and Diptera, Ephemeroptera, and Trichoptera at station 3 (n = 202, 256, & 282, respectively) showed the highest annual mean abundance. Mean annual frequency of orders was maximum for Haplotaxida, Tubificida, Lmbricida, Lumbriculida, Oligochaeta and Ephemeroptera at station 4, and for Trichoptera at station 5. The highest (12.3 ± 0.11) and the lowest (1.66 ± 0.24) annual averages of the Shannon-Wiener index were estimated for stations 1 and 4, respectively. The annual water quality was found to be very good (3.99 ± 0.18) to moderate (5.21 ± 0.21) from station 1 to station 3 (upstream to middle stations). Annual water quality was relatively poor (6.11 ± 0.34) downstream of station 4 while it was fairly good (4.55 ± 0.39) at station 5 due to the river self-purification. With changes and stresses of the river, increased and relatively decreased frequencies were observed in resistant and susceptible groups of the macroinvertebrates, respectively.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 22 February 2020
Accepted: 11 April 2022
ePublished: 16 May 2023

* Corresponding Author:
khalesi46@gmail.com

Keywords: Wastewater, fish farm, rainbow trout, bacterial invertebrates, Seshroodbar Savadkooh

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.3.3]