مجله بوم شناسی آبزیان

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

بررسی تأثیر مزارع پرورش ماهی پالنگان بر کیفیت آب رودخانه سیروان با استفاده از شاخص‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی

طیب ویسی[۱]، نصراله احمدی فرد[۱*] ناصر آق[۲]، مرتضی کمالی[۳]

[۱] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه

[۲] گروه آرتمیا، پژوهشکده آرتمیا و آبزی‌پروری، دانشگاه ارومیه، ارومیه

[۳] گروه شیلات، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۶/۰۲/۱۶
اصلاح: ۹۶/۱۱/۱۳
پذیرش: ۹۶/۱۲/۱۴

کلمات کلیدی:
پساب
رودخانه سیروان
شاخص‌های زیستی
قزل‌آلای رنگین‌کمان

چکیده

کیفیت آب رودخانه سیروان پالنگان با استفاده از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب و شاخص‌های بیولوژیکی (EPT و فراوانی) ماکروبنتوزهای رودخانه از دی ماه ۱۳۹۴ تا خرداد ماه ۱۳۹۵ بررسی شد. پنج ایستگاه شامل ایستگاه بالادست (ایستگاه ۱)، ایستگاه خروجی پساب (ایستگاه ۲)، ایستگاه انشعاب فرعی (ایستگاه ۳)، ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب (ایستگاه ۴) و ایستگاه یک کیلومتری از پساپ (ایستگاه ۵) تعیین شد. هدایت الکتریکی به لحاظ فصلی و ایستگاهی دارای تفاوت معنی‌داری بود ($p<0.05$) اما اکسیژن محلول، درجه حرارت و pH آب فقط ازنظر فصلی و آمونیاک فقط ازنظر ایستگاهی دارای تفاوت معنی‌دار بود ($p<0.05$). بقیه عوامل از نظر ایستگاهی و فصلی تفاوت معنی‌داری نشان ندادند ($p>0.05$). بر اساس شاخص کیفیت آب WQI، رودخانه سیروان در فصل بهار نسبت به زمستان از وضعیت بهتری برخوردار بود. شاخص‌های زیستی EPT و فراوانی از نظر فصلی و ایستگاهی تفاوت معنی‌داری نداشتند ($p>0.05$). اما کمترین میزان فراوانی و شاخص EPT در ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب حاصل شد. نتایج این پژوهش نشان داد پساب مزارع پرورش ماهی پالنگان، رودخانه سیروان را در فاصله کم تحت تأثیر قرار می‌دهد. اما با فاصله گرفتن از ورودی پساب مزارع پرورش ماهی، کیفیت آب به حالت قابل قبول برمی‌گردد. همچنین نتایج شاخص‌های فروانی و غنای EPT تأثیر پساب بر کیفیت آب را تأیید کرد.

مقدمــه

رودخانه‌های یک حوزه آبخیز به‌عنوان شریان‌های حیاتی به شمار می‌آیند، که هرگونه فعالیت بشری به‌صورت مستقیم یا غیرمستقیم بر روی آن‌ها تأثیر می‌گذارد. حوزه آبخیز در جهت حفظ تعادل، مواد زائد آلوده‌کننده را از راه رودخانه تا حدی که به بوم نظام رودخانه صدمه وارد نشود، خارج می‌نماید (Sioli, 1975). فعالیت‌های تولید غذا، مانند هر فعالیت دیگر بشر بر محیط‌زیست اثر می‌گذارد. صنعت آبزی‌پروری هم از این قاعده مستثنا نیست. پساب خروجی از سیستم‌های آبزی‌پروری ممکن است باعث تغییراتی در اکوسیستم‌های دریافت‌کننده آن‌ها گردد. البته سهم آثار زیست‌محیطی آبزی‌پروری در جهان در مقایسه با دیگر فعالیت‌های بشر مانند کشاورزی، صنعت، مسکن‌سازی و ... اندک است (Ackefors and Enell, 1994؛ Pillay, 2003). مشخص نمودن میزان پارامترهای فیزیکی و شیمیایی پساب مزارع پرورش ماهی که به منابع آبی رها می‌شوند و

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: N.ahmadifard@urmia.ac.ir

تعیین تأثیر آبزی‌پروری بر این پارامترها، اطلاعات پایه را جهت تنظیم مقررات حفاظت از محیط‌زیست فراهم می‌نماید و براساس این اطلاعات، پرورش‌دهندگان ماهی ملزم به توسعه سیستم‌های تصفیه پساب مزارع و بهبود شرایط محیطی در منابع آبی خواهند شد (Pulatsu *et al.*, 2004). تأثیر پساب کشاورزی بر روی کیفیت آب رودخانه‌ها از قبیل رودخانه سیمره (Sabzalizadeh and dehghan-medise, 2006) و رودخانه سیکان در شهرستان دره شهر (Feyzi *et al.*, 2010) مورد مطالعه قرار گرفته است. در این رودخانه‌ها پارامترهای فیزیکی و شیمیایی از قبیل هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، گاز CO_2، یون کربنات، TDS، BOD، COD، نیترات، TSS، سولفات، آمونیاک و فسفات بررسی شده است. نتایج نشان داد که میزان بعضی از پارامترهای مورد مطالعه افزایش قابل ملاحظه‌ای داشته است و تنها برخی از این رودخانه‌ها از قدرت خودپالایی لازم برای کاهش میزان این پارامترها برخوردار بودند. در مورد تأثیر پساب آبزی‌پروری بر روی کیفیت آب رودخانه‌ها مطالعات گسترده‌ای در داخل کشور و خارج از کشور انجام شده است. Hosseini و همکاران (2013) با بررسی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه ریجاب در استان کرمانشاه نشان دادند که از لحاظ میزان نیترات بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت اما پساب پرورش ماهی تأثیر معنی‌داری بر پارامترهای pH، دی‌اکسید کربن، اکسیژن، قلیائیت، سختی کل، هدایت الکتریکی، آمونیاک، فسفات، جامدات محلول کل، اکسیژن مورد نیاز زیستی و اکسیژن مورد نیاز شیمیایی آب نشان داد. Zarzuela و همکاران (2009) با بررسی کیفیت آب رودخانه‌های شمال شرقی اسپانیا (۱۲رودخانه) بیان کردند که کاهش معنی‌داری در pH و اکسیژن محلول و افزایش مصرف اکسیژن شیمیایی، آمونیاک، فسفات و پارامترهای میکروبیولوژی در پایین دست مزارع وجود دارد. در مطالعه Selong و Helfrich (1998) تأثیر ۵ کارگاه پرورش ماهی قزل‌آلا بر کیفیت آب رودخانه Head water ویرجینیا بررسی شد و مشخص شد که غلظت یون‌های آمونیوم و نیتریت به طور چشمگیری در پایین‌دست رودخانه افزایش یافته ولی زیر سطح آستانه پیشنهادی برای تماس کشنده با موجودات آبزی بوده است. همچنین غلظت اکسیژن محلول نیز در پایین‌دست رودخانه کاهش یافته ولی در دمای آب، pH و کل غلظت فسفر بالادست و پایین‌دست رودخانه مذکور تفاوت معنی‌دار مشاهده نشد. در مطالعه Rennert (1994) اثر پساب ناشی از کارگاه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر پیراسنجه‌های کیفی رودخانه براندن برگ بررسی گردید و بیان شد که میزان آمونیوم پساب خروجی افزایش چشمگیری داشت که علت آن دفع آمونیوم از آبشش‌های ماهی‌ها بوده است ولی هیچ‌گونه تفاوتی در ازت نیتراتی و نیتریتی در آب ورودی و پساب خروجی وجود نداشته که این مسئله احتمالاً به دلیل فقدان باکتری‌های عامل واکنش نیتریفیکاسیون بوده است. از شاخص WQI نیز در بررسی کیفیت رودخانه استفاده شده است. Sanchez و همکاران (2007) از شاخص WQI و کمبود اکسیژن در بررسی رودخانه‌های Guadarm و Manzanarz استفاده است. Alobaidy و همکاران (2010) از شاخص WQI برای ارزیابی کیفیت دریاچه Dokan عراق استفاده کردند و بیان کردند که از سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۹ کیفیت آب روند کاهشی (از خوب به فقیر) را نشان می‌دهد. شاخص‌های کیفی روش‌های هستند که می‌توان با استفاده از آن‌ها به‌عنوان ابزار قوی در تصمیم گیری‌های مدیریتی بهره برد.

مطالعات زیادی در زمینه ارزیابی کیفی آب رودخانه‌های مختلف بر اساس جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی و همچنین تلفیقی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در کنار شاخص‌های زیستی انجام گرفته است. Loch و همکاران (1996) در ارزیابی رودخانه وایت در ایالت متحده، Voelker و Renn (2000) در بررسی رودخانه جنوب غربی جورجیا در ایالت متحده، Ghane Sasan Saraee (2004) در ارزیابی رودخانه چافرود گیلان، Ghane (2013) در ارزیابی رودخانه زاینده‌رود و Kamali و Esmaeili-sari (2009) در بررسی رودخانه لاسم مازندران اشاره کردند که حشرات آبزی موجودات غالب فون کفزیان رودخانه را تشکیل داده و در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و برعکس گونه‌های مقاوم افزایش یافت. همچنین Abbaspour و همکاران (2013) در ارزیابی کیفی آب رودخانه چشمه کیله و Mirrasouli و همکاران (2012) در بررسی کیفی آب رودخانه زرین گل (استان گلستان) به این نتیجه رسیدند که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی نسبت به ایستگاه‌های قبل از مزارع پرورش ماهی فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی کاهش و خانواده‌های مقاوم به آلودگی افزایش یافته است که نشانگر کاهش کیفیت آب بود.

مطالعات فوق نشان‌دهنده اهمیت بررسی کیفیت رودخانه‌های متأثر از پساب‌های کشاورزی و پرورش ماهی می‌باشد. مزارع پرورش ماهی پالنگان واقع در رودخانه سیروان دارای تولید تقریبی ۵۴۰ تن در یک دوره بوده و ازآنجایی‌که رودخانه سیروان یکی از رودخانه‌های پر آب استان کردستان و حتی کشور ایران است و با توجه به اهمیت حفظ بوم‌سازگان رودخانه‌ها، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب و شاخص‌های زیستی مختلف این رودخانه در ایستگاه‌های مختلف در محدوده مزارع پرورش ماهی مورد بررسی قرار گرفت تا کیفیت آب رودخانه سیروان مشخص شده و اطلاعات پایه در اختیار دست اندرکاران برای مدیریت پساب مزارع قرار گیرد.

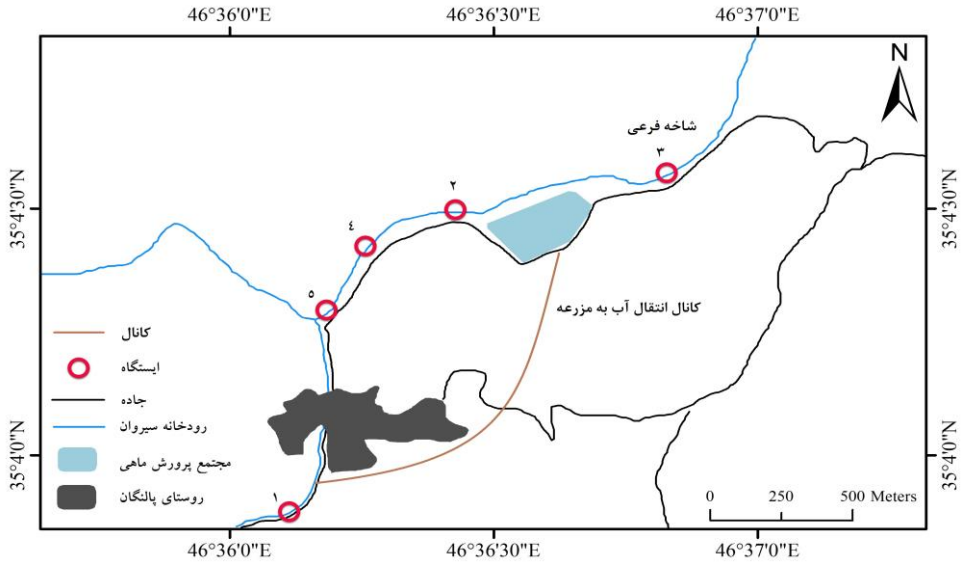
مواد و روش‌ها

روستای پالنگان دارای مجتمع تکثیر و پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان با ظرفیت تولید ۵۴۰ تن ماهی قزل‌آلا و تکثیر ۳ میلیون قطعه بچه ماهی در سال می‌باشد و مساحت زمین مجتمع در حدود ۷/۱ هکتار و همچنین منبع تأمین آب مزارع چشمه‌های پالنگان در مسیر رودخانه تنگیور با دبی ۳/۵ متر مکعب در ثانیه می‌باشد. لازم به ذکر است که این مجتمع ۵۴ مزرعه‌ایی فعالیت خود را در سال ۱۳۸۲ آغاز نمود. در مطالعه حاضر بر اساس موقعیت منطقه و نحوه قرارگیری استخرهای پرورش ماهی قزل‌آلا، پنج ایستگاه به این ترتیب که ایستگاه یک به عنوان ایستگاه بالادست، ایستگاه دو در محل خروج پساب مزارع پرورش ماهی، ایستگاه سه در انشعاب فرعی، ایستگاه چهار در ۱۰۰ متری از خروجی پساب مزارع پرورش ماهی و ایستگاه پنج در فاصله یک کیلومتری مزارع پرورش ماهی و قبل از تلاقی پساب خانگی با رودخانه سیروان به منظور تعیین توان خود پالایی رودخانه تعیین شد (شکل و جدول ۱). همچنین به دلیل وجود پساب خانگی و تلاقی آن با رودخانه در پایین‌دست مزارع پرورش ماهی امکان سنجش خودپالایی در فاصله بیشتر از یک کیلومتر پایین‌تر وجود نداشت.

بر اساس جدول زمان‌بندی نمونه‌برداری به‌صورت ماهانه و از دی ماه ۱۳۹۴ تا خرداد ماه ۱۳۹۵ انجام گرفت. لازم به ذکر است که جهت تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری در پاییز ۱۳۹۴ یک بررسی میدانی انجام شد. در طی مدت ۶ ماه از ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۳۰ نمونه آب جمع‌آوری شد (در هر ماه ۵ نمونه و از هر ایستگاه یک نمونه آب نمونه‌برداری شد، جهت تثبیت شرایط محیط نمونه‌ها پس از نمونه‌برداری در کنار یخ نگه‌داری شد) و در کوتاه‌ترین زمان ممکن به آزمایشگاه شیمی پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه منتقل شد. میزان آمونیاک، نیتریت، نیترات، قلیائیت، TSS و TDS در آزمایشگاه سنجش شد. لازم به ذکر است که سنجش اکسیژن، pH، هدایت الکتریکی و دما در محل نمونه‌برداری توسط دستگاه سنجش کیفیت آب مدل ۸۶۰۳ صورت گرفت. از روش استاندارد برای سنجش فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی استفاده شد. با استفاده از دستگاه سنجش کیفیت آب مدل ۸۶۰۳ فاکتورهای دما، اکسیژن، هدایت الکتریکی و pH اندازه‌گیری شدند (Standard , 2005 Method). پارامترهای آمونیاک، نیترات و نیتریت به وسیله دستگاه پالین تست مدل ۷۵۰۰ اندازه‌گیری شد. برای سنجش پارامتر TSS از روش وزن‌سنجی و اندازه‌گیری جرم رسوب استفاده شد (Standard method, 2005). با استفاده از دستگاه سنجش TDS (مدل CRISON M M 40) میزان کل مواد جامد محلول بر طبق روش استاندارد اندازه‌گیری شد (Standard method, 2005). برای محاسبه پارامتر قلیائیت از روش تغییر رنگ از معرف‌های فنل فتائین و متیل اورانژ استفاده شد (Standard method, 2005).

جدول ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از پساب مزارع پرورش ماهی در منطقه رودخانه سیروان در استان کردستان

شماره ایستگاه	اسم ایستگاه	مختصات جغرافیایی		ارتفاع از سطح دریا (متر)	عمق (سانتی‌متر)
		E	N		
۱	بالادست	۴۶۳۵۷۱	۳۵۳۴۸۴	۱۰۰۵	۶۰
۲	پساب خروجی	۴۶۳۶۸۲	۳۵۴۲۳۲	۱۰۰۰	۱۵۰
۳	انشعاب فرعی	۴۶۳۶۵۵	۳۵۴۳۱۶	۹۸۴	۸۰
۴	۱۰۰ متری از پساب	۴۶۳۶۱۲	۳۵۴۲۷۴	۹۹۶	۷۰
۵	یک کیلومتری از پساب	۴۶۳۶۲۳	۳۵۴۱۸۴	۹۸۶	۵۰



شکل ۱. ایستگاه‌های نمونه‌برداری از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب و ماکروبنتوزها در رودخانه سیروان

جدول ۲. نسبت وزنی و مقادیر استاندارد پارامترهای کیفی آب (WHO, 2004)

پارامتر	استاندارد نوشیدنی	وزن اختصاص داده شده	منبع
pH	۶-۵ – ۸/۵	۲/۱	(Boyd and Gautier, 2000)
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی‌متر)	۲۵۰	۲/۷	(Kelly *et al.*, 1998)
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	۵	۴	(Boyd and Gautier, 2000)
کل مواد جامد محلول (TDS) (میلی‌گرم بر لیتر)	۵۰۰	۱/۱	(Kelly *et al.*, 1998)
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر) (برای آب‌های سطحی)	۵۰	۲/۲	(McNeely and Neimanis, 1979)
نیتریت (میلی‌گرم بر لیتر)	۳	۲	(Schwartz and Boyd, 1994)

نتایج به‌دست‌آمده در اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی و میدانی توسط نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۰ آنالیز شده و نمودارهای مربوطه رسم و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. جهت تجزیه و تحلیل داده‌ها از آزمون آنالیز واریانس دوطرفه و برای بررسی اختلاف بین میانگین داده‌ها از آزمون دانکن در نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۱ استفاده گردید (Goldasteh *et al.*, 1998). به‌علاوه در جهت تعیین نرمال بودن داده‌ها نیز از آزمون کلموگروف - اسمیرنوف استفاده شد.

روش محاسبه شاخص WQI

جهت محاسبه این شاخص از ۶ فاکتور اندازه‌گیری شده اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، نیترات، نیتریت، کل مواد محلول (TDS) و pH استفاده شده است (جدول ۲). مقادیر مورد نیاز بر اساس فرمول‌ها و اعداد مربوطه برآورد گردید (Ramakrishnaiah *et al.*, 2009).

$$RW=AW/\sum AW \qquad \text{فرمول ۱)}$$

RW = نسبت وزنی هر پارامتر و AW = وزن اختصاص یافته به هر پارامتر

$$Qi=(Ci/Si)\times 100 \qquad \text{فرمول ۲)}$$

Ci= میزان اندازه‌گیری شده از هر پارامتر و Si= میزان استاندارد هر پارامتر

$$Sli=RW\times Qi \qquad \text{فرمول ۳)}$$

$$WQI=\sum SLi \qquad \text{فرمول ۴)}$$

با استفاده از فرمول‌های فوق شاخص کیفیت آب (WQI) در ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری به دست آمد. در نهایت وضعیت کیفیت محاسبه بر اساس جدول ۳ مشخص گردید.

جدول ۳. طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص WQI (Ramakrishnaiah *et al*., 2009)

طبقه کیفی آب	مقدار شاخص
نامناسب	بیشتر از ۳۰۰
خیلی فقیر	۲۰۰-۳۰۰
فقیر	۱۰۰-۲۰۰
خوب	۵۰-۱۰۰
عالی	کمتر از ۵۰

نمونه‌برداری از ماکروبنتوز و محاسبه شاخص‌ها

نمونه‌برداری از ماکروبنتوزهای رودخانه به‌وسیله سوربر (به ابعاد ۳۰/۵ در ۳۰/۵ و با تور چشمی ۵۰۰ میکرون) انجام و بعد از تثبیت در فرمالین ۴ درصد به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه نمونه‌ها شستشو داده شدند و در الکل اتیلیک ۷۰ درصد جهت شناسایی با استفاده از برخی کلیدهای شناسایی معتبر نگهداری شدند (sladecek, 1973; Engelhardt ,1977; Wegl, 1983; Michael, 1977; Gislason et al., 1994; Milligan, 1997; Rasmussen and Pescador, 2002).

نمونه‌ها در زیر لوپ با بزرگنمایی ۱۰ تا ۴۰ شناسایی شدند. بعد از شناسایی نمونه‌ها، شاخص فراوانی و شاخص EPT به‌صورت زیر برای مقایسه ایستگاه‌ها در ماه‌های مختلف محاسبه شد. برای محاسبه شاخص فراوانی تعداد کل افراد خانواده‌های جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی و برای محاسبه شاخص زیستی EPT تعداد خانواده‌های متعلق به راسته Ephemeropterta (یک‌روزه‌ها)، Plecoptera (بهاره‌ها) و Trichoptera (بال موداران) که در واقع راسته‌های حساس به آلودگی به شمار می‌روند، شمارش شدند (Loch *et al*., 1996). از روی فراوانی گروه‌های حساس، ایستگاه‌های نمونه‌برداری طبق جدول ۴ ارزیابی شدند.

جدول ۴. طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص EPT (NCDENR, 1997)

امتیاز	ضعیف	متوسط	نسبتاً خوب	خوب	عالی
فراوانی گروه EPT	۰-۶	۷-۱۳	۱۴-۲۰	۲۱-۲۷	>۲۷

نتایــج

نتایج حاصل از داده‌ها بر اساس آزمون آنالیز واریانس دوطرفه در جدول ۵ نشان داده شده است. نتایج میزان پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در جدول ۶ و میزان هر پارامتر در فصول زمستان و بهار در جدول ۷ نشان داده شده است. در جدول ۸ برخی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده پژوهش حاضر با استانداردهای مربوطه مورد مقایسه قرارگرفته است.

بر اساس جدول ۵ هدایت الکتریکی به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر ایستگاه‌ها و فصول مختلف بود ($p<۰/۰۵$). در بین ایستگاه‌های مختلف حداکثر میزان هدایت الکتریکی ۵۳۹ میکروموس بر سانتی‌متر در ایستگاه ۵ و کمترین میزان این پارامتر با ۳۶۳/۳۳ میکروموس بر سانتی‌متر در ایستگاه ۲ مشاهده شد (جدول ۶). بر اساس فصل بیشترین میزان هدایت الکتریکی در فصل زمستان با ۵۱۲ میکروموس بر سانتی‌متر و کمترین میزان این پارامتر در فصل بهار با ۴۳۸ میکروموس بر سانتی‌متر مشاهده شد (جدول ۷). درجه حرارت آب تحت تأثیر فصول مختلف بود اما از نظر ایستگاهی تفاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌ها مشاهده نشد. حداکثر درجه حرارت (۱۶/۲۱ درجه سانتی‌گراد) به طور معنی‌داری در فصل بهار مشاهده شد (جدول

۷)($p<۰/۰۵$). حداکثر و حداقل اکسیژن محلول به ترتیب در فصل زمستان با ۹/۴۳ میلی‌گرم در لیتر و بهار با ۸/۶۱ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد (جدول ۷) که با هم تفاوت معنی‌داری داشتند ($p<۰/۰۵$). بر اساس نتایج بین فصل زمستان و بهار از نظر میزان پارامتر pH تفاوت معنی‌داری مشاهده شد که میانگین حداکثر میزان pH در فصل زمستان حدود ۷/۸۷ و در فصل بهار در حدود ۷/۱۰ مشاهده شد (جدول ۷) ($p<۰/۰۵$). بر اساس نتایج میانگین حداکثر آمونیاک در ایستگاه ۱ با ۱/۱۷ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین آن در ایستگاه ۳ با ۰/۰۶ میلی‌گرم بر لیتر مشاهده شد (جدول ۶) که بین ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$).

بر اساس نتایج آنالیز واریانس دوطرفه (جدول ۵) سایر فاکتورهای اندازه‌گیری شده تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند ($p>۰/۰۵$). حداکثر مقدار نیتریت متعلق به ایستگاه انشعاب فرعی با ۰/۱۳ میلی‌گرم بر لیتر و حداقل آن متعلق به ایستگاه بالادست و خروجی پساب با ۰/۰۴ میلی‌گرم بر لیتر بود (جدول ۶). همچنین بیشترین و کمترین مقدار نیتریت به ترتیب در فصل بهار و زمستان با ۰/۱۲ و ۰/۰۷ میلی‌گرم بر لیتر مشاهده شد (جدول ۷). مقدار نیترات هم از نظر فصلی و ایستگاهی تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند ($p>۰/۰۵$). حداکثر و حداقل مقدار نیترات به ترتیب متعلق به ایستگاه انشعاب فرعی با ۱۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر و ایستگاه بالادست با ۷/۴ میلی‌گرم بر لیتر بود (جدول ۶). همچنین حداکثر نیترات در فصل بهار با ۹/۳۱ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین میزان میانگین متعلق به فصل زمستان با ۸/۵۴ میلی‌گرم بر لیتر دیده شد (جدول ۷).

حداکثر مقدار قلیائیت متعلق به ایستگاه انشعاب فرعی با ۱۲۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر و حداقل میانگین قلیائیت متعلق به ایستگاه ۱۰۰ متری پساب با ۱۱۳/۷ میلی‌گرم بر لیتر حاصل شد ($p>۰/۰۵$) (جدول ۶). در فصل بهار و زمستان مقدار قلیائیت به ترتیب برابر با ۱۲۲/۹۲ و ۱۱۸/۶۲میلی‌گرم بر لیتر بود (جدول ۷) که تفاوت معنی‌داری با هم‌دیگر نداشتند.

بیشترین مقدار مواد جامد معلق (TSS) متعلق به ایستگاه ۱۰۰ متری پساب با ۳۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین مقدار آن متعلق به ایستگاه بالادست با ۱۷/۵میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد و به‌دلیل تفاوت زیاد در ماه‌های مختلف ازنظر آماری تفاوت معنی‌داری یافت نشد. همچنین حداکثر میانگین در فصل بهار با ۳۴/۹۳ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین میزان میانگین متعلق به فصل زمستان با ۱۵/۶۱میلی‌گرم بر لیتر یافت شد (جدول ۷).

بر اساس نتایج حداکثر و حداقل مواد جامد محلول (TDS) متعلق به ایستگاه ۴ با ۱۹۳/۲ میلی‌گرم بر لیتر و ایستگاه بالادست با ۱۴۲/۷میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (جدول ۶). مواد جامد محلول در فصل زمستان و بهار به ترتیب ۱۷۶/۶ و ۱۶۷/۰۹میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (جدول ۷) که بر اساس نتایج آنالیز واریانس دوطرفه به لحاظ فصلی و همچنین در بین ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری نداشتند ($p>۰/۰۵$). در جدول ۸ پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در رودخانه سیروان با استاندارد آلودگی آب‌های جاری مورد مقایسه قرار گرفت و نشان داد که مقدار آمونیاک و نیترات در بعضی از ایستگاه‌ها و ماه‌ها بالاتر از حد استاندارد جهانی می‌باشد. در جدول ۹ نتایج حاصل از شاخص کیفیت آب (WQI) در ایستگاه‌ها و فصول مختلف مورد مطالعه آمده است. با مقایسه نتایج این جدول و جدول ۳ مشخص می‌شود که از نظر ایستگاهی و فصول کیفیت آب حالت فقیری را نشان می‌دهد.

نتایج مربوط به شاخص‌های زیستی

بر اساس نتایج حاصل از آزمون آنالیز واریانس دوطرفه شاخص غنای EPT و فراوانی بین ایستگاه‌های مختلف و فصل‌های سال (زمستان و بهار) تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد ($p>۰/۰۵$). بر اساس شکل ۲ میانگین شاخص زیستی غنای EPT در ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب کمتر از سایر ایستگاه‌ها بود. در ایستگاه یک کیلومتری بعد از پساب غنای EPT بخصوص در دی، بهمن و خردادماه نسبت به ایستگاه ۱۰۰ متری افزایش نشان داد. بر اساس شکل ۳ میانگین شاخص فراوانی در ایستگاه بالادست بخصوص در خردادماه از دیگر ایستگاه‌ها بالاتر بود و در ایستگاه ۱۰۰ متری در تمام ماه‌ها پایین‌ترین فراوانی نسبت به دیگر ایستگاه‌ها یافت شد.

جدول ۵. نتایج آنالیز واریانس دوطرفه بر اساس ایستگاه‌ها و فصول مختلف مربوط به پارامترهای فیزیکی و شیمیایی رودخانه سیروان

منبع تغییرات	متغیر وابسته	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F	p
فصل	درجه حرارت	۱۳۳/۴۸	۱	۱۳۳/۴۸	۷۷/۵۷۷	۰
	پی اچ	۳/۴۶	۱	۳/۴۶	۴/۷۵۵	۰/۰۴۴
	هدایت الکتریکی	۳۲۷۶۱	۱	۳۲۷۶۱	۱۶/۰۲۴	۰/۰۰۱
	اکسیژن محلول	۴/۱۳۸	۱	۴/۱۳۸	۲۲/۵۸۴	۰
	آمونیاک	۰/۰۰۵	۱	۰/۰۰۵	۲/۱۴۹	۰/۱۶۲
	نیتریت	۰/۰۰۹	۱	۰/۰۰۹	۲/۲۵۲	۰/۱۵۳
	نیترات	۹/۷۵۵	۱	۹/۷۵۵	۰/۴	۰/۵۳۶
	کل ذرات جامد محلول	۱۰/۳۴۷	۱	۱۰/۳۴۷	۰/۰۱۱	۰/۹۱۸
	کل ذرات جامد معلق	۱۳۶۱/۷۸۸	۱	۱۳۶۱/۷۸۸	۱/۲۷	۰/۲۷۶
	قلیائیت	۲۱۰/۲۵	۱	۲۱۰/۲۵	۰/۴۷۶	۰/۵
	EPT	۴۴۰۱/۰۴۲	۱	۴۴۰۱/۰۴۲	۰/۴۷۶	/۵
	فراوانی	۳۲۶۶/۶۶۷	۱	۳۲۶۶/۶۶۷	۰/۱۱۴	۰/۷۴
ایستگاه	درجه حرارت	۵/۷۸۱	۴	۱/۴۴۵	۰/۸۴	۰/۵۲
	پی اچ	۰/۱۸۷	۴	۰/۰۴۷	۰/۰۶۴	۰/۹۹۲
	هدایت الکتریکی	۱۰۹۷۸۷/۹	۴	۲۷۴۴۶/۹۸	۱۳/۴۲۵	۰
	اکسیژن محلول	۰/۹۷۸	۴	۰/۲۴۵	۱/۳۳۵	3/0
	آمونیاک	۰/۰۸۷	۴	۰/۰۲۲	۱۰/۳۰۱	۰
	نیتریت	۰/۰۳	۴	۰/۰۰۷	۱/۸۳۷	۰/۱۷۱
	نیترات	۲۴/۸۷۸	۴	۶/۲۲	۰/۲۵۵	۰/۹۰۲
	کل ذرات جامد محلول	۸۱۳۲/۳۵۲	۴	۲۰۳۳/۰۸۸	۲/۱۶۲	۰/۱۲
	کل ذرات جامد معلق	۱۷۵۶/۶۷۶	۴	۴۳۹/۱۶۹	۰/۴۱	۰/۷۹۹
	قلیائیت	۷۶۵/۳۳۷	۴	۱۹۱/۳۳۴	۰/۴۳۳	۰/۷۳۸
	EPT	۲۹۴۶۸/۱۲۵	۴	۹۸۲۲/۷۰۴	۱/۰۶۳	۰/۳۹۲
	فراوانی	۷۳۵۶۴	۴	۲۴۵۲۱/۳۳۳	۰/۸۵۹	۰/۴۸۲
فصل * ایستگاه	درجه حرارت	۸/۹۰۹	۴	۲/۲۲۷	۱/۲۹۴	۰/۳۱۴
	پی اچ	۰/۱۴۷	۴	۰/۰۳۷	۰/۰۵	۰/۹۹۵
	هدایت الکتریکی	۳۶۱۳۹/۱	۴	۹۰۳۴/۷۷۵	۴/۴۱۹	۰/۰۱۳
	اکسیژن محلول	۰/۶۸۵	۴	۰/۱۷۱	۰/۹۳۴	۰/۴۶۹
	آمونیاک	۰/۰۱۵	۴	۰/۰۰۴	۱/۷۶۵	۰/۱۸۵
	نیتریت	۰/۰۰۷	۴	۰/۰۰۲	۰/۴۰۱	۰/۸۰۵
	نیترات	۵۰/۹۶۱	۴	۱۲/۷۴	۰/۵۲۳	۰/۷۲۱
	کل ذرات جامد محلول	۲۹۱۰/۱۳۸	۴	۷۲۷/۵۳۴	۰/۷۷۴	۰/۵۵۸
	کل ذرات جامد معلق	۱۲۲۶/۱۸۹	۴	۳۰۶/۵۴۷	۰/۲۸۶	۰/۸۸۳
	قلیائیت	۲۰۴۹/۰۲۳	۴	۵۱۲/۲۵۶	۱/۱۵۹	۰/۳۶۵
	EPT	۴۴۳۴۸/۷۹۲	۴	۱۴۷۸۲/۹۳۱	۱/۶	۰/۲۲۹
	فراوانی	۵۰۱۰۲	۴	۱۶۷۰۰/۶۶۷	۰/۵۸۵	۰/۶۳۴

جدول ۶. میزان پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه سیروان در سال ۹۴-۹۵ (میانگین ± انحراف معیار)[۱]

پارامتر	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵
دما (°C)	۱۳/۴۴± ۱/۳۹	۱۳/۲۳± ۱/۷۲	۱۴/۵۶± ۳/۳۳	۱۴/۱۸±۲/۷۱	۱۴/۷۸±۲/۸۷
اکسیژن (mg/l)	۹/۱۳±۰ /۴۸	۸/۴۸±۱	۹/۲۶±۰ /۶۶	۸/۷۶±۰ /۴۳	۸/۹۵±۰ /۷۹
pH	۷/۴۹±۰ /۷۲	۷/۴۸± ۰ /۷	۷/۵۲± ۰ /۷۶	۷/۴۸± ۰ /۷۱	۷/۵۸±۰ /۸۴
EC (µs/cm) *	۳۹۰ /۸۳±۴۳/۹۳ [b]	۳۶۳/۳۳±۱۵۶/۴۳ [b]	۵۲۴±۸۱/۵۶ [a]	۵۲۰ /۶۶±۷۹/۸۷ [a]	۵۳۹ ±۶۹/۵۷ [a]
آمونیاک (mg/l)	۱/۱۷± ۰ /۵۸ [a]	۰ /۲۳±۰ /۰۶ [b]	۰ /۰۶±۰ /۰۲ [b]	۰ /۰۸±۰ /۰۴ [b]	۰ /۱۲±۰ /۰۲ [b]
نیتریت (mg/l)	۰ /۰۴± ۰ /۰۲	۰ /۰۴± ۰ /۰۱	۰ /۱۳± ۰ /۰۷	۰ /۱۱± ۰ /۰۶	۰ /۱۱± ۰ /۰۷
نیترات (mg/l)	۷/۴۳±۴/۲	۸/۱۳±۴/۲۴	۱۰ /۳±۵/۱۸	۹/۲۷±۴/۱۸	۹/۳۶±۴/۲۲
قلیائیت (mg/l)	۱۱۸/۴۳±۲۹/۲۸	۱۱۶/۳۳±۲۴/۰۸	۱۲۵/۵۶±۱۵/۲۴	۱۱۳/۷۸±۱۱/۳۰	۱۲۴/۷۶±۱۱/۱۶
TDS (mg/l)	۱۲۴/۷۵±۱۱/۷۷	۱۵۳/۲۸±۳۸/۵۶	۱۸۳/۹۳±۱۶/۵۷	۱۹۳/۲±۳۵/۱۷	۱۸۱/۰ ۵±۱۴/۱۴
TSS (mg/l)	۱۸/۴۳±۱۷/۵۱	۲۲/۷۳±۲۰ /۷	۳۵/۶۴±۲۹/۸۳	۳۷±۳۰ /۸۳	۴۲/۲۷±۲۷/۴۸

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مختلف می‌باشد ($P<$ ۰/۰۵).

* هدایت الکتریکی متأثر از اثرات متقابل فصل و ایستگاه بود.

۱) ایستگاه ۱: ایستگاه بالادست، ایستگاه ۲: پساب خروجی، ایستگاه ۳: انشعاب فرعی، ایستگاه ۴: ۱۰۰ متری از پساب و ایستگاه ۵: یک کیلومتری از پساب

جدول ۷. میزان پارامترهای فیزیکو شیمیایی آب در فصول زمستان و بهار رودخانه سیروان در سال ۹۴-۹۵ (میانگین ± انحراف معیار)

پارامتر	زمستان	بهار
دما (درجه سانتی‌گراد)	۱۱/۸۷± ۰/۹۳[b]	۱۶/۲۱±۱/۷۶[a]
اکسیژن (میلی‌گرم بر لیتر)	۹/۴۳±۰ /۳۰ [a]	۸/۶۱±۰ /۷۸[b]
pH	۷/۸۷±۰ /۹۱[a]	۷/۱۰ ±۰ /۰۳[b]
EC (میکروموس بر سانتی‌متر) *	۵۱۲± ۲۳[a]	۴۳۸±۲۷[b]
آمونیاک (میلی‌گرم بر لیتر)	۰ /۱۱±۰ /۰۶	۰ /۳۲±۰ /۷۶
نیتریت (میلی‌گرم بر لیتر)	۰ /۰۷±۰ /۰۲	۰ /۱۲±۰ /۰۸
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	۸/۵۴±۲/۵۶	۹/۳۱±۵/۸۳
قلیائیت (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۱۸/۶۲±۱۸/۴۷	۱۲۲/۹۲±۲۱/۲۳
TDS (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۷۶/۶±۹/۰۴	۱۶۷/۰ ۹±۸/۴۹
TSS (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۶/۷۲±۳/۳۴	۲۸/۸۶±۱۰ /۳۷

حروف متفاوت انگلیسی در هر ردیف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار آماری بین فصول مختلف می‌باشد ($P<$ ۰/۰۵).

* هدایت الکتریکی متأثر از اثرات متقابل فصل و ایستگاه بود.

جدول ۸. استاندارد آلودگی آب‌های جاری و مقایسه آن با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده مهم در رودخانه سیروان

پارامتر	میزان در رودخانه سیروان	استاندارد	منبع
pH	۷/۴۸-۷/۵۸	۶/۵-۹/۵	(Boyd and Gautier, 2000)
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی‌متر)	۳۶۳-۵۳۹	۱۵۰-۵۰۰	(Kelly *et al.*, 1998)
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	۸/۴۸-۹/۱۳	> ۵	(Boyd and Gautier, 2000)
آمونیاک (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰۶-۱/۱۷	۰/ ۱	EEC (1978)
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر) (برای پرورش ماهی)	۷/۴۳ - ۱۰/۳	۱۶/۹	(Schwartz and Boyd, 1994)
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر) (برای آب‌های سطحی)	۷/۴۳ - ۱۰/۳	<۱	(McNeely and Neimanis, 1979)
نیتریت (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰ ۴ -۰/ ۱۳	۰/۸۳	(Schwartz and Boyd, 1994)

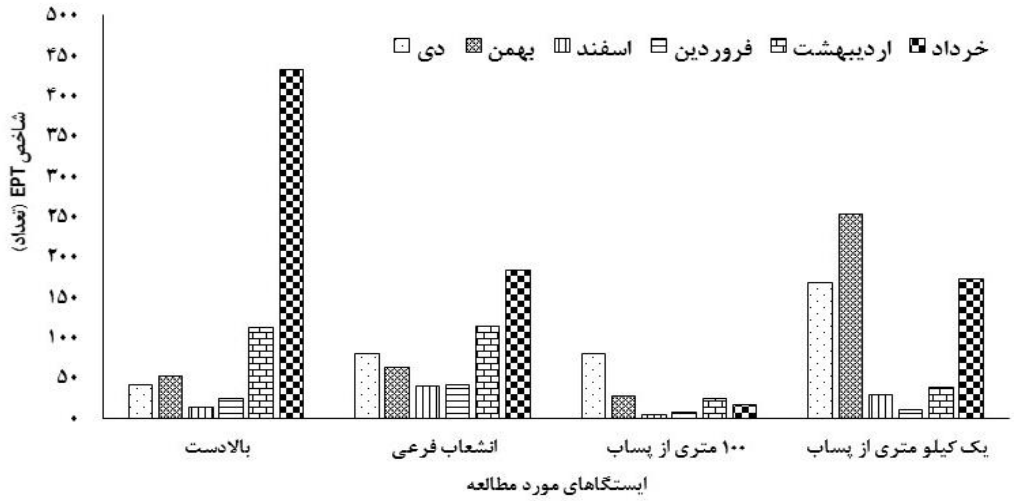
جدول ۹. مقادیر WQI محاسبه شده در ایستگاه‌های و مراحل مختلف نمونه‌برداری (میانگین ± انحراف معیار)[۱]

ایستگاه[۲]	WQI	فصل نمونه‌برداری[۳]	WQI
۱	۱۰۳± ۲/۷۲	بهار	[b]۱۰۲ ± ۲/۶۵
۲	۹۷±۴/۷۸	زمستان	[a]۱۱۴± ۲/۲۲
۳	۱۱۵± ۴/۴۱		
۴	۱۱۱± ۴/۳۸		
۵	۱۱۴± ۲/۲۱		

۱) اسامی ایستگاه‌ها همانند جدول ۶ می‌باشد.

۲) بر اساس مقایسه ایستگاهی میانگین کیفیت آب ازنظر WQI در ایستگاه ۲ اگرچه کمتر از ۱۰۰ می‌باشد و با توجه به انحراف معیار بالا جزو آب‌های باکیفیت فقیر می‌باشد.

۳) از نظر مقایسه فصلی اگرچه بین دو فصل بهار و زمستان تفاوت یافت شد و مقدار WQI در هر دو فصل بین ۲۰۰-۱۰۰ بوده و جزو آب‌های فقیر طبقه‌بندی می‌شود.

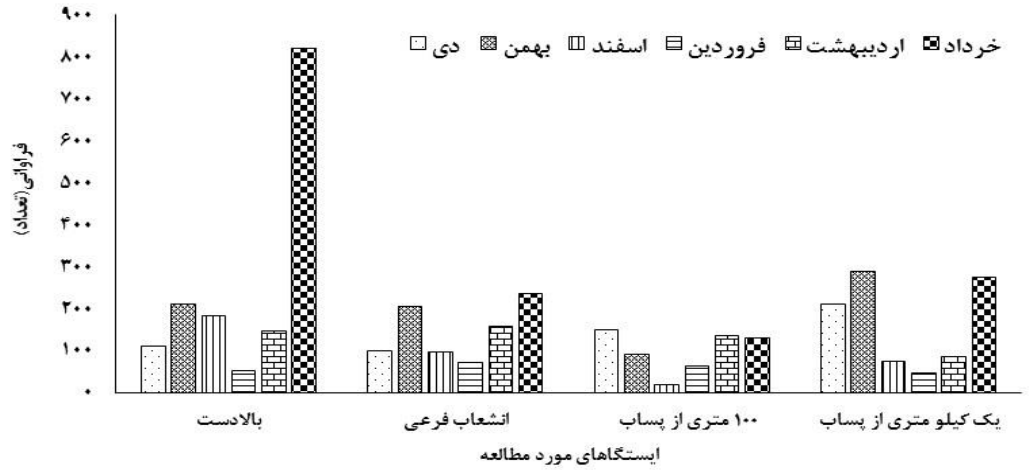


شکل ۲. مقایسه شاخص غنای EPT در ایستگاه‌های مختلف

بر اساس شاخص زیستی EPT که نتایج آن در جدول ۱۰ آمده است کیفیت آب از عالی تا متوسط و در برخی ایستگاه ضعیف طبقه‌بندی شده است. همان‌طور که مشخص است کیفیت آب در ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب در ماهای گرم سال (اردیبهشت و خرداد) به حالت خوب و نسبتاً خوب نشان داده شده است.

جدول ۱۰. نتایج حاصل کیفیت آب بر اساس شاخص زیستی EPT در ماه‌ها و ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری

	ماه‌های نمونه‌برداری					
ایستگاه‌های نمونه‌برداری	دی ماه	بهمن ماه	اسفند ماه	فروردین ماه	اردیبهشت ماه	خردادماه
بالادست	عالی	عالی	نسبتاً خوب	خوب	عالی	عالی
انشعاب فرعی	عالی	عالی	عالی	عالی	عالی	عالی
۱۰۰ متری از پساب	عالی	خوب	ضعیف	متوسط	خوب	نسبتاً خوب
یک کیلومتری از پساب	عالی	عالی	عالی	متوسط	عالی	عالی



شکل ۳. مقایسه شاخص فراوانی در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری

بحث

در مطالعه حاضر درجه حرارت تنها متأثر از تغییر فصل بوده و بین ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. در مطالعه Selong و Helfrich (1998) بر روی رودخانه Head water در ویرجینیا درجه حرارت بین ایستگاه‌های مختلف متأثر از پساب مزارع پرورش ماهی فاقد اختلاف معنی‌داری بوده است که هم‌راستا با مطالعه حاضر می‌باشد. اما در مطالعه Zarzuela و همکاران (2009) کیفیت آب ۱۲ رودخانه در شمال شرقی اسپانیا بررسی گردیده و به لحاظ دمایی بین ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست اختلاف معنی‌داری مشاهده شده است. میزان اکسیژن محلول آب در رودخانه سیروان بر اساس استاندارد Boyd و Gautier (2000) (جدول ۸) بیشتر از حداقل مورد نیاز (۵ میلی‌گرم در لیتر) به دست آمد. همچنین اکسیژن محلول در رودخانه سیروان به لحاظ فصلی در بین دو فصل زمستان و بهار اختلاف معنی‌داری داشت (جدول ۷). بر اساس مطالعه Selong و Helfrich (1998) بر روی رودخانه Head water و Zarzuela و همکاران (2009) بر روی رودخانه‌های شمال شرقی اسپانیا اکسیژن محلول رودخانه‌ها بین ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست دارای اختلاف معنی‌دار بوده است. Sabzalizadeh و Dehghan-medise (2006)، در بررسی کیفیت آب رودخانه سیمره بیان کردند که اکسیژن محلول بین ایستگاه‌های مختلف فاقد اختلاف معنی‌داری بود. در مطالعه حاضر ایستگاه ۱۰۰ متری پس از پساب نسبت به ایستگاه‌های دیگر میزان اکسیژن کمتری نشان داد. کمترین میزان اکسیژن در این ایستگاه به خردادماه تعلق داشت و علت آن می‌تواند مربوط به خروج پساب مزارع پرورش ماهی و افزایش زی‌توده در خردادماه باشد که از این طریق مقدار مواد دفعی ماهیان پرورشی افزایش یافته و باعث کاهش اکسیژن شده است. ازنظر ایستگاهی و فصول مختلف هدایت الکتریکی در رودخانه سیروان دارای اختلاف معنی‌داری بود (جدول ۷ و ۶). میزان استاندارد هدایت الکتریکی در منابع آبی ۵۰۰-۱۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر است (Kelly *et al.*, 1998). در تحقیق حاضر در اکثر ایستگاه‌ها و ماه‌های نمونه‌برداری میزان این پارامتر از حد استاندارد پیروی کرد. در ایستگاه‌های انشعاب فرعی، ۱۰۰ متری پساب و یک کیلومتری بعد از پساب میزان هدایت الکتریکی در برخی از ماه-های نمونه‌برداری از میزان استاندارد بیشتر بود. این افزایش می‌تواند مربوط به حضور گازهایی از جمله دی‌اکسیدکربن، آمونیاک و همچنین افزایش دما و یون‌های محلول در آب در این ایستگاه‌ها باشد. افزایش هدایت الکتریکی در ایستگاه انشعاب فرعی به علت نزدیکی به مزارع کشاورزی است. زی‌توده مزارع پرورش ماهی و میزان غذادهی در ماه‌های اردیبهشت و خرداد نسبت به سایر ماه‌ها بیشتر بود و به دنبال آن مواد دفعی بیشتر دلیلی بر افزایش هدایت الکتریکی در این ماه‌ها می‌تواند باشد. مطالعات انجام شده در آب‌های داخلی آمریکا نشان داده است که آب‌هایی با قابلیت هدایت الکتریکی ۵۰۰-۱۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر دارای ارزش شیلاتی است و خارج از این محدوده بیانگر نامناسب بودن آن‌ها برای گروه‌های خاصی از ماهیان و بی‌مهرگان می‌باشد (Kelly *et al.*, 1998). بر اساس مطالعه Zarzuela و همکاران (2009) و Hosseini و همکاران (2013) هدایت الکتریکی بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌دار نشان داده است. در رودخانه سیمره نیز هدایت الکتریکی بین

ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری نشان داده است (Sabzalizadeh and Dehghanmedise, 2006). میزان pH در بین فصول مختلف (زمستان و بهار) رودخانه سیروان تفاوت معنی‌داری نشان داد (جدول ۷) و بالاترین آن در زمستان بود. علت بالا بودن میزان pH در فصل زمستان می‌تواند مربوط به افزایش یون‌های محلول در آب، افزایش آمونیاک و... باشد. با این حال با توجه به جدول ۸، میزان pH رودخانه سیروان در حد مطلوب و قابل تحمل برای پرورش ماهی نشان داده شد. بر اساس نتایج تحقیق حاضر، طبق مطالعه Hosseini و همکاران (2013) pH در بین ایستگاه‌های مختلف رودخانه ریجاب اختلاف معنی‌داری نشان داده‌اند اما در مطالعه Selong و Helfrich (1998) این فاکتور در بین ایستگاه‌های مختلف رودخانه Head water ویرجینیا تفاوت معنی‌داری نداشته است. میزان آمونیاک در تحقیق حاضر بین صفر تا ۱/۱۷ میلی‌گرم در لیتر بر اساس ایستگاه‌های مختلف متغیر بود. بیشترین میزان آمونیاک مربوط به ایستگاه بالادست اندازه‌گیری شد که بالاتر از حد مجاز (۰/۱ میلی‌گرم در لیتر) (EEC, 1978) است (جدول ۸). دلیل افزایش و کاهش آمونیاک می‌تواند مربوط به فعالیت باکتری‌های نیتریفیکاسیون و میزان اکسیژن باشد. بر اساس مطالعه Zarzuela و همکاران (2009) و Hosseini و همکاران (2013) آمونیاک در بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نشان داده شده است اما Pulatsu و همکاران (2004) با ارزیابی نهر Karasu بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری ازنظر میزان آمونیاک مشاهده نکردند. در مطالعه حاضر میزان نیترات در تمام ایستگاه‌های مورد بررسی بالاتر از حد توصیه شده اندازه‌گیری شد اما از نظر استاندارد آبزی‌پروری میزان نیترات پایین‌تر از سطح توصیه شده برای مزارع پرورش ماهی، یعنی پایین‌تر از ۱۶/۹میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ۸). بین ایستگاه‌های مختلف و همچنین از نظر فصول سال رودخانه سیروان به لحاظ نیترات اختلاف معنی‌داری نشان نداد (جدول ۷ و ۶). بر اساس مطالعه Rennert (1994) ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست رودخانه Branden Berg تفاوت معنی‌داری ازنظر میزان نیترات نشان ندادند اما بر اساس نتایج Pulatsu و همکاران (2004) میزان نیترات بین ایستگاه‌های مختلف رودخانه Karasu اختلاف معنی‌داری داشتند. میزان نیتریت تفاوت معنی‌داری از نظر فصلی و ایستگاهی در رودخانه سیروان نشان نداد ولی میزان آن بین ۰/۰۴ تا ۰/۱۳ در نوسان بود. بیشترین نیتریت در ایستگاه انشعاب فرعی و کمترین آن در ایستگاه بالادست و خروجی پساب ثبت شد. بر اساس میزان توصیه شده برای غلظت نیتریت (۰/۸۳ میلی‌گرم در لیتر) (Schwartz and Boyd, 1994) (جدول ۸). در تمامی ماه‌ها و ایستگاه‌های مورد بررسی، میزان نیتریت پایین‌تر از حد توصیه شده حاصل شد. بر اساس نتایج Rennert (1994) بین ایستگاه‌های مختلف به لحاظ نیتریت اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد؛ اما بر اساس نتایج Pulatsu و همکاران (2004) در رودخانه Karasu میزان نیتریت بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌داری بوده است. در رودخانه سیروان بین ایستگاه‌ها و همچنین فصول مختلف به لحاظ TDS و TSS اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (جدول ۷و ۶). میزان TSS و TDS در رودخانه سیمره (Sabzalizadeh and Dehghanmedise, 2006) و رودخانه Karasu (Pulatsu *et al*., 2004) اختلاف معنی‌دار داشته است. بر اساس نتایج Feyzi و همکاران (2010) پساب‌های کشاورزی تأثیر معنی‌داری بر TSS رودخانه سیکان در شهرستان دره شهر نشان داده است. در تحقیق حاضر بیشترین میزان TDS و TSS در ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب مشاهده شد که می‌تواند به علت تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی بر مواد محلول و معلق در آب باشد. در مطالعه حاضر میزان قلیائیت کل بین ایستگاه‌های مختلف و همچنین بین فصول زمستان و بهار اختلاف معنی‌داری نشان نداد (جدول ۷ و ۶) اما بیشترین و کمترین میزان آن به ترتیب در ایستگاه انشعاب فرعی و ۱۰۰ متری از پساب مشاهده شد که می‌تواند مربوط به تغییرات هدایت الکتریکی در این ایستگاه‌ها باشد. Hosseini و همکاران (2013) با بررسی رودخانه ریجاب بیان کردند که قلیائیت کل در بین ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری دارد. در جدول ۹ کمترین میزان WQI مربوط به ایستگاه ۱۰۰ متری از پساب حاصل شد. ازآنجایی‌که در این مطالعه از آمونیاک برای بررسی کیفیت آب از طریق WQI استفاده نشده است و از طرف دیگر میزان آمونیاک در پساب‌های پرورش ماهی از اهمیت زیادی برخوردار است بنابراین استفاده از WQI در این مطالعه نتیجه منطقی را ازنظر آبزی‌پروری نشان نداده است. اگرچه افزایش میزان نیترات به منزله کاهش کیفیت آب برای آشامیدن می‌باشد ولیکن این فاکتور برای آبزی‌پروری محدودیت کمتری دارد.

در کنار فاکتورهای فیزیکی و شیمایی، اهمیت ماکروبنتوزها به جهت فراوانی در زنجیرهٔ غذایی و وجود یا عدم وجود برخی از گونه‌ها نشان‌دهندهٔ کیفیت آب از نظر میزان آلودگی و یا عدم آلودگی می‌باشد. از لحاظ فصلی و ایستگاهی فراوانی به علت

واریانس بالا تفاوت معنی‌داری در بین ایستگاه‌ها نشان نداد اما کمترین میزان فراوانی و شاخص EPT در ایستگاه ۱۰۰ متر پس از پساب مشاهده شد که نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب در این ایستگاه می‌باشد. Khosh akhlagh و همکاران (2015) با مطالعه رودخانه ماربر سمیرم، Abbaspour و همکاران (2013) در پژوهشی بر روی رودخانه چشمه کیله و Mirrasouli و همکاران (2012) با بررسی رودخانه زرین گل (استان گلستان) به این نتیجه رسیدند که فراوانی بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌داری داشته است. در ارزیابی رودخانه کارولینای شمالی (Entrekin *et al*., 1999)، رودخانه White (Loch *et al*.,1996) و رودخانه جنوب غربی جورجیا (Voelker and Renn., 2000) مشخص شده است که با افزایش فعالیت‌های انسانی از سمت بالادست به سمت پایین‌دست رودخانه، فراوانی موجودات کف زی کاسته شده است. در مطالعه حاضر نیز فراوانی موجودات تحت تأثیر پساب قرار گرفت و در ایستگاه متأثر از پساب فراوانی موجودات کف زی رودخانه کاهش یافت اما بافاصله گرفتن از پساب رودخانه دوباره وضعیت بهتری را نشان داد.

با توجه به یافته‌های این تحقیق و مقایسه آن با استانداردهای کیفی آب می‌توان گفت که کیفیت آب رودخانه سیروان از کیفیت خوبی برای آشامیدن برخوردار نیست. اما ا نظر آبزی‌پروری بر اساس جدول ۹، اکثر فاکتورهای اندازه‌گیری شده در دامنه قابل قبولی استانداردها قرار دارند. ازنظر اهمیت آبزی‌پروری پساب مزارع پرورش ماهی پالنگان رودخانه سیروان را در فاصله کم تحت تأثیر قرار می‌دهد ولیکن با فاصله گرفتن از ورودی پساب مزارع پرورش ماهی به حالت قابل قبول برمی‌گردد. همچنین شاخص‌های فروانی و غنای EPT نیز فاکتورهای فیزیکو شیمیایی اندازه‌گیری شده را تأیید می‌کند.

منابـع

Abbaspour, M., Hedayatifard, H.R., Alizadeh, S., Hassanzadeh, H., Karimi, J.M. 2013. Bioassessment of macrobenthic fauna of the Cheshmeh Kileh River, Northern Iran. American-Eurasian Journal Agriculture & Environmental Science. 13(6): 747-753.

Ackefors, H., Enell, M. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. Journal of Applied Ichthyology. 10: 225-241.

Alobaidy, A.H.M.J., Abid, H.S., Maulood, B.K. 2010. Application of water quality index for assessment of Dokan Lake Ecosystem. Kurdistan Region, Iraq. Water Resource and Protection. 2: 792-798.

Boyd, C.E., Gautier, D. 2000. Effluent composition and water quality standards. Advocate. 3: 61-66.

Engelhardt, W. 1977. Was Lebt in Tuempel, Bach und Weiher? Verlag Franckh-Kosmos.Stuttgart: 1-257.

Entrekin, S., Golladay, S.W., Ruhlman, M.B., Hedman, C. 1999. Unique steephead stream segments in southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. Georgia Water Resources Conference, held March 30-31, 1999 at the University of Georgia, Athens, Georgia.

European Economic Community (EEC). 1978. Council Directive of 18 July on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. 78, 659. EEC, Brussels.

Feyzi, M., Mire, M., Talebi, A., Fazeli. M.SH. 2010. Study on the influence of agricultural activities on water quality of Sikan River of city valley-ilam. First Conference Application Research of Iran Waters Resourses. 11 p. (in Persian)

Ghane, A. 2013. Composition of the population of macrobentose and development of aquatic on the Zayandeh Rood River. Aquatic Development Journal. 7(4): 65-58.

Ghane Sasan Saraee, A. 2004. Identify the structure of the population of the Chafrood River in the province of Gilan due to some water quality factors (in the range of urman malal village). Master thesis. The University Tarbiat Modares. 98 p.

Gislason, G.M., Hrofnsdottir, T., Gardarsson, A. 1994. Lang-term monitoring of numbers of Chironomidae and Simuliidae in the River Laxa, North Iceland. Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. 25: 1492-1495.

Goldasteh, A., Khodarahmi, M., Torabi, M., Asghri, R. 1998. Gidline for Spss. 3rd edition. Hami Publisher. 300 p. (in Persian)

Michael, Q. 1977. Invertebrates of streams and rivers. A key to identification. Edward Arnold Publishers Ltd., London. 84 p.

Hosseini, S.H., Sajjadi, M.M., Kamrani, E., Sourinejad, I., Ranjbar, H. 2013. Impact of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farm effluents on water physico-chemical parameters of Ryjab River (Kermanshah province). Journal of Aquatic Ecology. 2(4): 29-39. (in Persian)

Kamali, M., Esmaili-Sari, A. 2009. Biology evaluation of Lasem River by using of population structure bentic large invertebrate. Journal of Biological Sciences Unit of Lahijan. 11(2): 51-61. (in Persian)

Kelly, T.R., Herida, J., Mothes, J. 1998. Sampling of the Mackinaw River in central Illinois for physicochemical and bacterial indicators of pollution. Transactions of the Illinois State Academy of Science. 91(3-4): 145-154.

Khosh akhlagh, M., kamrani, A., Ebrahimi darcheh, E., Surrey Nejad, A. 2015. Effect of fish farms waste water rainbow trutt on large invertebrate marbar Semirom River. Aquatic Ecology Journal. 5(1): 112-103.

Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G. 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macro invertebrates. Aquaculture. 147: 37-55.

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

Milligan, M.R. 1997. Identification manual for the aquatic Oligochaeta of Florida, Freshwater Oligochaetes. Department of Environmental Protection. Tallahassee. 187 p.

Mirrasouli, A., Nezami, S.H., khara, H., Gorbani, R. 2012. The impact of fish farming Rainbow on Golden River flower of bentic large invertebrate in zarin gol river invertebrates. Development Journal Aquatic. 64(2): 357-369.

Pillay, T.V.R. 2003. Aquaculture and the environment. (2nd Ed.) Blackwell Publishing Limited. Oxford. 196 p.

Pulatsu, S., Rad, F., Koksal, G., 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.

Ramakrishnaiah, C.R., Sadashivaiah, C., Ranganna, G. 2009. Monitoring of aquatic macro invertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands. Ecological Indicators. 9: 118-128.

Rasmussen, A.K., Pescador, M.L. 2002. Guide to the megalotera and aquatic neuropteran. Florida Department and Environmental Protection. Tallahassee. 45 p.

Rennert, B. 1994. Water pollution by aland-based trout farm. Journal of Applied Ichthyology. 16: 373-378.

Sabzalizadeh, S., Dehghan-medise, S. 2006. Study the water quality of the river before the dam Seymareh based on some physical and chemical parameters. Iran's third national conference on environmental crises and ways of enhancing them. 11 p. (in Persian)

Sánchez, E., Colmenarejo, M., Vicente, J., Rubio, A., García, M., Travieso, L., Borja, R. 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. Journal of Ecological Indicators. 7(2): 315- 328.

Schwartz, M.F., Boyd, C.E. 1994. Channel catfish pond effluents, Progressive Fish Culturist. 56: 273-281.

Selong, J.H., Helfrich, L.A. 1998. Impact of trout culture effluent on water quality and biotic communities in Virginia Headwater streams. The Progressive Fish-Culturist. 76: 247-262.

Sioli, H. 1975. Tropical Rivers as expressions of their terrestrial environments, trend in terrestrial and aquatic research.Springer- Verlag pub, New York. 438 p.

Sladecek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Archice Hydrobiology Beiheft. 7: 1-218.

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of water and wastewater 18th ed. American Public Health Association. Washington D.C. 1193 p.

Zarzuela, I., Halaihel, N., Balcázar, J.L., Ortega, C., Vendrell, D., Pérez, T., Alonso, J.L., de Blas, I. 2009. Effect of fish farming on the water quality of rivers in northeast Spain. Water Science and Technology. 60(3): 663-671.

Voelker, D.C., Renn, D.E. 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indiannapolis, Indiana. United States Geological Survey Science for a Changing World. 55 p.

Wegl, W. 1983. Index fuer die Limnosaprobitaet, Wasser und Abwasser, Herausgegeben Von der Bundesanstalt fuer wasserguete in Wien-Kaisermuehlen. Band 26.
WHO. 2004. World Health Organization, Guidelines for drinking- water quality. 3rd edition. World Health Organization (WHO) Geneva.