

ارزیابی اثر پساب آبی‌پروری بر جوامع ماکروبتوز و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP

رضوان حاتمی^۱ نصراله محبوبی صوفیانی^{۲*}، عیسی ابراهیمی^۳، محمودرضا همami^۴

۱- کارشناس ارشد شیلات دانشکده صنعتی اصفهان rezvan.hatami_iut@yahoo.com

۲- دانشیار دانشکده منابع طبیعی، گروه شیلات دانشگاه صنعتی اصفهان

۳- استادیار دانشکده منابع طبیعی، گروه شیلات دانشگاه صنعتی اصفهان e_brahim@cc.iut.ac.ir

۴- استادیار دانشکده منابع طبیعی، گروه محیط زیست دانشگاه صنعتی اصفهان mrhemami@cc.iut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۸۹/۴/۶ تاریخ پذیرش: ۸۹/۱۲/۹

چکیده

به منظور بررسی اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر جوامع ماکروبتوز رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP، وضعیت ماکروبتوزها به روش کمی در سه نوبت پاییز و زمستان ۸۶ و بهار ۸۷، در ایستگاههای واقع در ورودی، خروجی، بالادست و پایین‌دست سه مزرعه با ظرفیت تولید ۲۵۰، ۲۵ و ۷۰ تن نمونه‌برداری شدند. ماکروبتوزهای شناسایی شده متعلق به ۵۳ خانواده از ۱۶ راسته و ۱۱ رده بودند. بر اساس این شاخص ایستگاه خروجی مزارع با تولید بیشتر مانند مزرعه دیمه و در برخی فصول ایستگاه خروجی مزرعه تکاب در طبقه کیفی بد قرار گرفتند. کاهش معنی‌دار ($P < 0/01$) شاخص BMWP بویژه در خروجی مزارع با تولید بالا، با افزایش گروههای مقاوم به آلودگی مانند Chironomidae Simuliidae و Oligochaeta و کاهش ارائه‌های حساس به آلودگی نظیر Ephemeroptera و Trichoptera همراه بود. شاخص BMWP وابستگی نزدیکی با سطح تولید کارگاه نشان داد به طوری که کمترین مقدار آن ($1/17 \pm 6/03$) در خروجی پساب کارگاه دیمه با بیشترین تولید به‌دست آمد. در همه زمان‌های نمونه‌برداری شاخص BMWP در ایستگاههای یک کیلومتر پایین‌دست مزارع افزایش نشان داد، به طوری که در مقایسه با بالادست مزارع تفاوت معنی‌داری نداشت. بهبود این شاخص در فاصله یک کیلومتری از محل خروجی احتمالاً متأثر از دبی بالای رودخانه و ظرفیت بالای خودپالایی آن است که منجر به رقیق‌سازی پساب و از بین رفتن اثر نامطلوب آن شده است.

کلید واژه

آبی‌پروری، پساب، ماکروبتوز، مزارع پرورش ماهی، کیفیت آب

سر آغاز

سمی مانند آمونیاک، معمولاً کاهش غنای گونه‌ای و تنوع جوامع زیستی و افزایش فراوانی و غالبیت موجودات مقاوم به آلودگی و تغییر ساختار جامعه زیستی را به دنبال دارد (Lenat, 1988). بنابراین یکی از مؤثرترین روشهای مناسب برای بررسی اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر آبهای دریافت‌کننده پساب، ارزیابی تغییرات جوامع زیستی آن است (Lenat, 1988; Stephens and Farris, 2004). ماکروبتوزهای اکوسیستم‌های آبی جانورانی بی‌مهره با تحرک اندک هستند که با چشم غیرمسلح دیده می‌شوند و شاخص‌های مناسبی برای ارزیابی اکوسیستم‌های آبی آلوده هستند (Loch, et al., 1996; Stephens and Farris, 2004). ارزیابی زیستی براساس ماکروبتوزهای آبی می‌تواند مشکلات کیفیت آب

فعالیت‌های تولید غذا، مانند هر فعالیت دیگر بشر به گونه‌ای بر محیط زیست اثر می‌گذارند. صنعت آبی‌پروری هم از این قاعده مستثنی نیست. پساب خروجی از سیستم‌های آبی‌پروری ممکن است باعث تغییراتی در اکوسیستم‌های دریافت‌کننده پساب شود. البته سهم آثار زیست‌محیطی آبی‌پروری در جهان در مقایسه با دیگر فعالیت‌های بشر مانند کشاورزی، صنعت، مسکن‌سازی و... اندک است (Ackefors and Enell, 1994; Pillay, 2003). پساب آبی‌پروری با افزایش غلظت مواد جامد معلق و مواد آلی محلول، کاهش سطح اکسیژن محلول در آب و ایجاد حالت بی‌هوازی، افزایش غلظت نیترات و فسفات، افزایش غلظت مواد

اصفهان به تالاب گاوخونی می‌ریزد. حوضه آبریز زاینده‌رود به وسعت ۳۶ هزار کیلومتر مربع بین $31^{\circ}30'$ تا $33^{\circ}32'$ عرض شمالی و $49^{\circ}30'$ تا $52^{\circ}49'$ طول شرقی از نصف النهار گرینویچ قرار دارد (حسینی ابری، ۱۳۷۹).

پژوهش حاضر در بخشی از حوضه زاینده‌رود که مزارع پرورش ماهی در حاشیه آن مستقر بودند شامل چشمه دیمه و حجت‌آباد در چهار محال و بختیاری و تکاب در اصفهان صورت گرفت. مزرعه دیمه از آب چشمه دیمه تغذیه شده و پساب آن پس از عبور از کانال ۵۰۰ متری به داخل رودخانه می‌ریزد. دومین مزرعه در روستای حجت‌آباد در محل سد تنظیمی قرار داشت.

این مزرعه آب مورد نیاز خود را از رودخانه دریافت و مجدداً پساب خود را به آن وارد می‌کند. سومین مزرعه در محل نکوآباد و با نام مزرعه تکاب در کنار تأسیسات سازمان آب واقع است و همانند مزرعه حجت‌آباد آب ورودی را از رودخانه گرفته و پساب خود را به‌طور مستقیم به رودخانه می‌ریزد.

از آنجا که هدف اصلی پایش رودخانه درک کیفیت اکولوژیکی رودخانه در محل مزارع پرورش ماهی و تغییرات اعمال شده بر آن در اثر خروجی پساب مزارع است، بنابراین سعی شد انتخاب محل نمونه‌برداری و کیفیت هر نمونه برداشت شده به گونه‌ای باشد که ماهیت بخشی که ارزیابی می‌شود را بخوبی نشان دهد. نمونه‌برداری‌ها در فصول پاییز و زمستان ۱۳۸۶ و بهار ۸۷ (در هر فصل یکبار) صورت گرفت.

برای هر واحد پرورش ماهی حتی‌الامکان پنج ایستگاه به شرح زیر انتخاب شد:

ایستگاه ۱: بالادست مزرعه (کنترل) که تحت تاثیر فعالیت‌های پرورش ماهی قرار نداشت.

ایستگاه ۲: محل ورودی آب به مزرعه.

ایستگاه ۳: محل خروجی پساب از مزرعه.

ایستگاه ۴: تقریباً ۵۰ متر پایین دست محل ورودی پساب به رودخانه

ایستگاه ۵: در حدود یک کیلومتر پایین‌دست محل ورودی پساب به رودخانه.

ایستگاه اخیر به منظور آگاهی از نقش خودپالایی سیستم رودخانه در بهبود کیفیت آب و جامعه ماکروبتوز انتخاب شد. ذکر چند نکته در مورد ایستگاه‌های انتخاب شده ضروری است. به‌علت این که خروجی پساب مزرعه دیمه قبل از وارد شدن به رودخانه،

را در ارتباط با آلودگی یا آثار دیگر آشفتگی‌ها (اختلالات) در زمان کوتاه‌تر و با هزینه کمتر نسبت به سایر روش‌های کمی نشان دهد. به همین دلیل، ارزیابی جوامع ماکروبتوز یکی از متداول‌ترین ابزارها برای تشخیص آثار آشفتگی‌ها بر شرایط جوامع زیستی در نهرهاست (Bergero, et al., 2001).

آسیب دیدگی جوامع ماکروبتوز باعث اختلال ساختار جمعیت و چرخه غذایی و به دنبال آن آسیب به جوامع زیستی ماهیان می‌شود. به طور کلی ویژگی‌های عملکردی و ساختاری جوامع کفزی این اجازه را می‌دهد که پاسخ رودخانه را به عوامل استرس‌زا بررسی کرده و آسیب‌های وارده را با شاخص‌های مختلف از جمله شاخص‌های زیستی مشخص کرد (Stephens and Farris, 2004). در واقع هدف از شاخص‌های زیستی، یا سیستم امتیازدهی (BMWP)، ارزیابی کیفیت بیولوژیکی آب‌های جاری است. از مزایای سیستم‌های امتیازی این است که شناسایی جوامع کفزی در سطح خانواده صورت می‌گیرد و به منبع آبی خاص، یا منطقه جغرافیایی ویژه‌ای اختصاص ندارند.

شاخص BMWP یکی از این سیستم‌های امتیازی است که مورد تأیید سازمان بین‌المللی استاندارد (ISO) قرار گرفته است و برای بررسی اثر پساب‌های آلی مزارع پرورش آبزیان استفاده می‌شود (Blomqvist, 1991; Camargo and Gonzalo, 2007). استفاده از این شاخص همچنین برای ارزیابی کیفی منابع آبی در معرض آلودگی‌های آلی به دفعات صورت گرفته است (Metcalf, 1989; Brabec, et al., 2004; Jungwirth, et al., 2000; Solimini, et al., 2000; Nemati Varnosfaderany, et al., 2010).

هدف اصلی در مطالعه حاضر، ارزیابی تأثیر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی با استفاده از ترکیب جوامع درشت کفزی بر اساس شاخص زیستی BMWP است. از این رو تأثیر پساب چندین کارگاه پرورش ماهی بر ترکیب ماکروبتوزها و کیفیت آب آن مورد ارزیابی قرار گرفت. لزوم افزایش تولیدات آبی‌پروری در کشور از یک سو و اهمیت توسعه این صنعت همگام با اهداف زیست محیطی، اهمیت این تحقیق را آشکار می‌سازد.

مواد و روشها

رودخانه زاینده‌رود یکی از بزرگترین رودخانه‌های ایران و مهم‌ترین رودخانه جاری در مرکز فلات ایران است که پس از طی مسیری پر پیچ و خم حدود ۳۵۰ کیلومتر، در ۱۴۰ کیلومتری شرق

در جدول سیستم امتیازی به هر خانواده امتیازی تعلق می‌گیرد، سپس امتیاز هر خانواده در تعداد آن خانواده در هر ایستگاه ضرب می‌شود. در نهایت حاصل جمع اعداد به دست آمده مقدر شاخص BMWP را در هر ایستگاه مشخص می‌کند. سیستم امتیازی BMWP امکان مقایسه ایستگاهها را از نظر مکانی و زمانی فراهم می‌سازد. همچنین با استفاده از این سیستم می‌توان ایستگاهها را از نظر کیفیت آب طبقه‌بندی کرد (جدول شماره ۱).

بررسی آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS 15 انجام گرفت. قبل از انجام تجزیه و تحلیل‌ها، یکنواختی واریانس‌ها و نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنف^۶ بررسی شد (گلدسته و همکاران، ۱۳۷۷). در صورت نرمال بودن داده‌ها به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاهها، تجزیه و تحلیل تجزیه واریانس^۷ مورد استفاده قرار گرفت و در ادامه از آزمون مقایسه میانگی‌ها به روش دانکن^۸ استفاده شد. برای داده‌هایی که حتی در صورت تغییر شکل^۹ از توزیع نرمال پیروی نمی‌کردند، از آزمون کروسکال-والیس^{۱۰} به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاهها استفاده شد (Zar, 1999).

جدول شماره (۱): طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی

شاخص BMWP

امتیاز کلی شاخص	طبقه کیفی	توضیح
۰-۱۰	خیلی بد	آلودگی شدید
۱۱-۴۰	بد	آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته
۴۱-۷۰	متوسط	به طور متوسط تحت تأثیر قرار گرفته
۷۱-۱۰۰	خوب	تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته
۱۰۰ <	خیلی خوب	غیر آلوده

(Mandaville, 2002)

نتایج

در مجموع ۵۳ خانواده در ایستگاههای مورد مطالعه شناسایی شدند (جدول شماره ۲)، که جمعیت غالب با توجه به محل و موقعیت ایستگاه نمونه‌برداری متفاوت بود. جمعیت غالب در خروجی دیمه گروههای مقاوم به آلودگی شامل خانواده شیرونومیده^{۱۱} و خانواده‌های متعلق به رده اولیگوکتها^{۱۲} بود. خانواده گاماریده^{۱۳} جمعیت غالب چشمه دیمه (ورودی مزرعه دیمه) را تشکیل می‌داد. در ایستگاههای پایین دست رودخانه در مزرعه تکاب نیز گروههای مقاوم مانند شیرونومیده، توبیفیسیده^{۱۴} و والواتیده^{۱۵} جمعیت‌های غالب بودند. نتایج مربوط به طبقه‌بندی کیفیت آب در ایستگاهها و فصول

از کانالی به طول ۵۰۰ متر عبور می‌کرد، از محل این کانال به رودخانه نیز نمونه‌برداری به عمل آمد.

در مزرعه حجت‌آباد به این دلیل که پساب خروجی کارگاه پس از عبور از حوضچه‌ای برکه مانند وارد رودخانه می‌شد، از محل ریزش پساب مزرعه به رودخانه هم نمونه‌برداری انجام شد. اما خروجی کارگاه تکاب که به‌طور مستقیم به رودخانه ریخته می‌شد، با محل ریزش پساب مزرعه به رودخانه یکی بود.

نمونه‌برداری از کفزیان به روش کمی انجام شد (Blomqvist, 1991). انتخاب ابزار نمونه‌برداری با توجه به جنس بستر صورت گرفت. در بسترهای ریگی-سنی، نمونه‌برداری از بنتوزها با استفاده از سوربر^۳ با ابعاد ۲۵×۲۵ سانتیمتر و در بسترهای گلی-لجنی با استفاده از گرب^۴ با ابعاد ۲۰×۲۰ صورت گرفت.

نمونه‌برداری در هر ایستگاه با سه تکرار به صورت تصادفی و در امتداد خطی فرضی عمود بر جریان آب صورت گرفت. نمونه‌ها پس از انتقال به الک استاندارد شماره ۵۰ شست‌وشو داده شده و سپس به ظروف جداگانه منتقل شدند. نمونه رسوبات برداشت شده با گرب، درون ظرف پلاستیکی تخلیه شده و با آب رقیق گردید. سپس به آرامی از الک استاندارد عبور داده شدند. نمونه‌های باقیمانده در الک، به ظروف نمونه‌برداری انتقال یافتند و پس از تثبیت با فرمالین ۱۰ درصد، برای بررسی‌های بعدی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه نمونه‌ها مجدداً شسته شده و پس از آن در الک اتیلیک ۷۰ درصد نگهداری شدند. شناسایی نمونه‌ها به کمک بینوکولر^۵ و در صورت لزوم با استفاده از میکروسکوپ برای بررسی ضمائم بدنی صورت گرفت. نمونه‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی تا سطح خانواده و در صورت امکان جنس شناسایی و شمارش شدند (Elliott et al., 1988; Hynes, 1977; Milligan, 1997; Pescador, et al., 2004; Rasmussen and Pescador, 2002; al., 2004; محبوی صوفیانی و نادری، ۱۳۷۹).

از بین شاخص‌های ارزیابی کیفیت آب همانگونه که قبلاً اشاره شد، شاخص سیستم امتیازی BMWP مورد استفاده قرار گرفت. در استفاده از این شاخص، شناسایی موجودات در حد خانواده کفایت می‌کند. برای محاسبه شاخص زیستی BMWP، در هر ایستگاه ابتدا حداکثر تعداد خانواده ماکروبتوزهای موجود در نمونه‌های برداشت شده آن ایستگاه مشخص شد. سپس با استفاده از جدول امتیازهای سیستم امتیازی BMWP شاخص مورد نظر محاسبه شد (Chapman and Jackson, 1996).

زمستان، مقایسه شاخص BMWP در خروجی مزرعه دیمه نسبت به ورودی آن کاهش معنی داری ($P < 0.01$) را نشان داد. کمترین مقدار این شاخص مربوط به خروجی مزرعه دیمه در فصول زمستان ($6/03 \pm 1/17$) و بهار ($12/07 \pm 3/28$) بوده است که با توجه به جدول شماره (۱) این ایستگاه در طبقه کیفی خیلی بد تا بد قرار می گیرد. همان طور که نمودارهای شماره (۱ تا ۳) نشان می دهند، در محل ورود پساب این مزرعه به رودخانه مقدار شاخص BMWP مجدداً افزایش یافته است. بویژه در فصول پاییز و زمستان ایستگاه ورود پساب به رودخانه در مقایسه با خروجی استخر وضعیت بهتری داشت و به این ترتیب در طبقه کیفی متوسط قرار گرفت.

مختلف برای هر یک از مزارع بر مبنای شاخص BMWP با استفاده از نمودارهای باکس - ویکس پلات^{۱۶} در شکل های شماره (۱ تا ۹) آورده شده است.

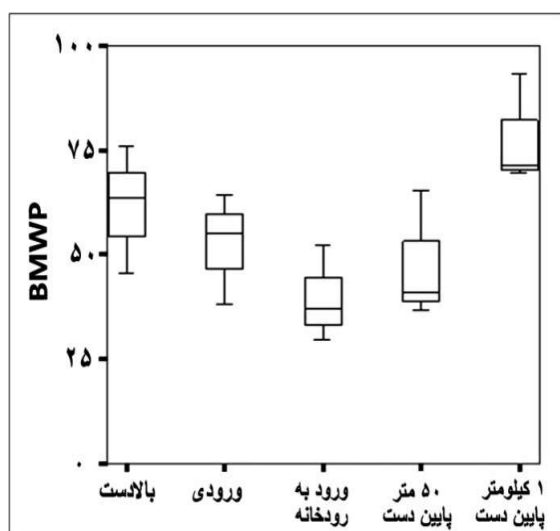
همان طور که نمودار شماره (۱) نشان می دهد، در نمونه برداری فصل پاییز شاخص BMWP در محل ورود پساب مزرعه دیمه به رودخانه در مقایسه با محل ورودی آب به کارگاه کاهش یافته است. هرچند که این افزایش از نظر آماری معنی دار نبوده است. مقایسه بالادست با پایین دست مزرعه پرورش ماهی دیمه نیز حاکی از آن است که در ۵۰ متری پایین دست مقدار شاخص BMWP کاهش داشته و در یک کیلومتری پایین دست، افزایش معنی داری را نسبت به بالا دست مزرعه نشان داده است ($P < 0.01$). در فصول بهار و

جدول شماره (۲): لیست درشت بی مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاههای نمونه برداری

ردیف	رده	راسته	خانواده
۱	Crustacea	Amphipoda	<i>Gammaridae</i>
۲	Malacostraca	Isopoda	<i>Asellidae</i>
۳	Insecta	Diptera	<i>Simuliidae</i>
۴			<i>Chironomidae</i>
۵			<i>Ceratopogonidae</i>
۶			<i>Empididae</i>
۷			<i>Ephydriidae</i>
۸			<i>Psychodidae</i>
۹			<i>Tipulidae</i>
۱۰			<i>Tabanidae</i>
۱۱			<i>Stratiomyidae</i>
۱۲		Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>
۱۳			<i>Caenidae</i>
۱۴			<i>Heptageniidae</i>
۱۵			<i>Oligoneuridae</i>
۱۶			<i>Ephemerellidae</i>
۱۷			<i>Siphonuridae</i>
۱۸			<i>Potamanthidae</i>
۱۹		Hemiptera	<i>Corixidae</i>
۲۰		Trichoptera	<i>Hydropsychidae</i>
۲۱			<i>Hydroptilidae</i>
۲۲			<i>Philopotamidae</i>
۲۳			<i>Phryganeidae</i>
۲۴			<i>Hydroptilidae</i>
۲۵			<i>Polycentropodidae</i>
۲۶		Coleoptera	<i>Hydraenidae</i>
۲۷			<i>Elmidae</i>

ادامه جدول شماره (۲)

رد	راسته	خانواده
۲۸		<i>Hydrophilidae</i>
۲۹		<i>Curculionidae</i>
۳۰		<i>Dytiscidae</i>
۳۱		<i>Gyrinidae</i>
۳۲	Odonata	<i>Gomphidae</i>
۳۳		<i>Calopterygidae</i>
۳۴	Gastropoda	<i>Physidae</i>
۳۵		<i>Lymnaeidae</i>
۳۶		<i>Ancylidae</i>
۳۷		<i>Planorbidae</i>
۳۸	Ectobranchia	<i>Valvatidae</i>
۳۹		<i>Hydrobiidae</i>
۴۰	Bivalvia	<i>Sphaeriidae</i>
۴۱	Hirudinea	<i>Erpobdellidae</i>
۴۲		<i>Glossiphonidae</i>
۴۳	Oligochaeta	<i>Naididae</i>
۴۴		<i>Tubificidae</i>
۴۵		<i>Enchytraeidae</i>
۴۶		<i>Lumbriculidae</i>
۴۷		<i>Lumbricidae</i>
۴۸		<i>Haplotaxidae</i>
۴۹	Arachnida	<i>Hygrobatidae</i>
۵۰		<i>Limnocharidae</i>
۵۱	Ostracoda	
۵۲	Turbellaria	<i>Planariidae</i>
۵۳	Entognatha	<i>Entomobryidae</i>



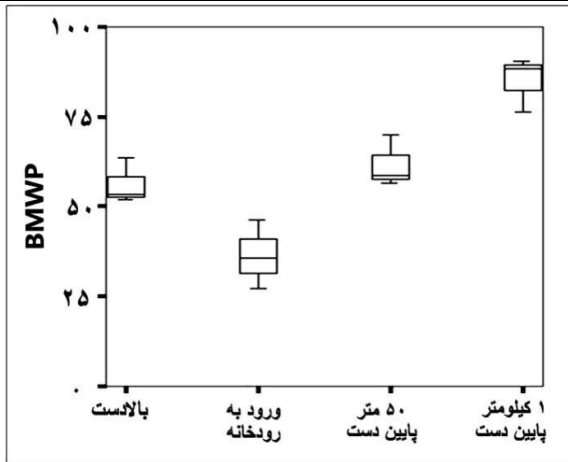
شکل شماره (۱): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای
دیمره در پایین

در تمام مراحل نمونه‌برداری، مقدار شاخص BMWP در ایستگاه ۵۰ متر پایین دست مزرعه دیمره نسبت به ایستگاه بالادست کارگاه کاهش نشان داد. این کاهش فقط در فصل زمستان از نظر آماری معنی‌دار بود ($P < 0.01$).

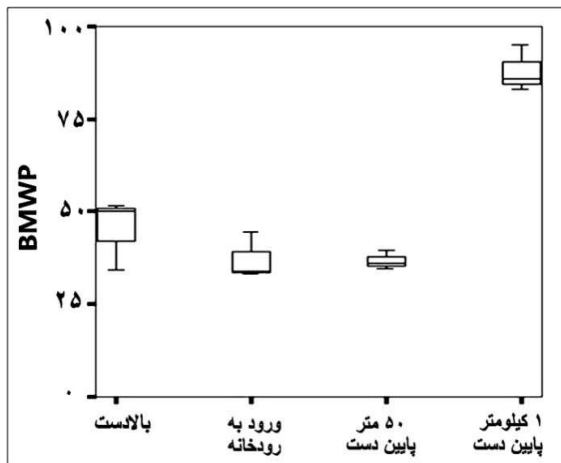
در فصل زمستان مقدار این شاخص از ۶۸/۳ در بالادست مزرعه پرورش ماهی به ۲۹/۹ در ایستگاه ۵۰ متر پایین دست رسید و این ایستگاه با توجه به جدول شماره (۱) در طبقه کیفی بد قرار گرفت.

مقایسه ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مزرعه با ایستگاه بالادست تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. و بنابراین این ایستگاه در طبقه کیفی خوب قرار داشت.

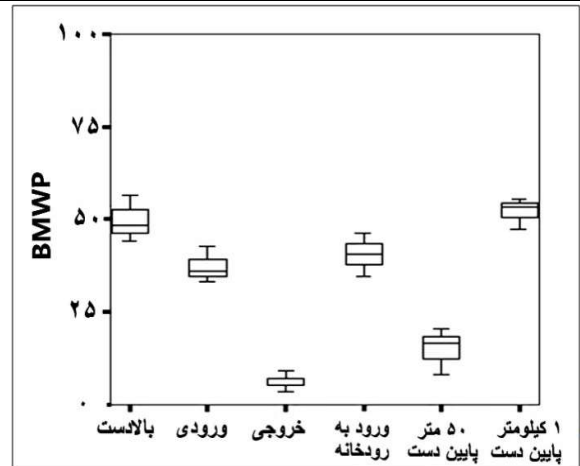
نتایج مربوط به تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای مختلف مزرعه حجت‌آباد نیز در نمودارهای شماره (۴)، ۵ و ۶ آورده شده است.



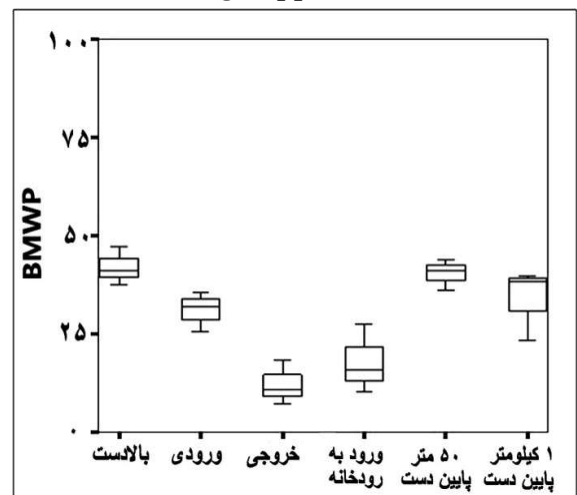
شکل شماره (۵): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت آباد در زمستان



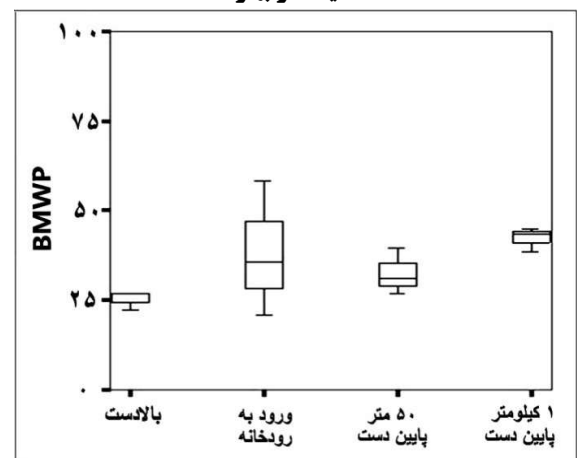
شکل شماره (۶): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت آباد در بهار



شکل شماره (۲): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای دیمه در زمستان



شکل شماره (۳): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای دیمه در بهار

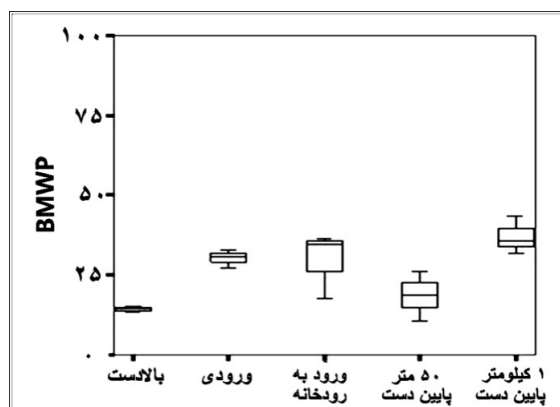


شکل شماره (۴): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت آباد در پاییز

فقط در فصل زمستان مقدار شاخص BMWP در محل ورود رسوبات مزرعه به رودخانه نسبت به ورودی (ایستگاه بالادست مزرعه که محل ورودی مزرعه نیز محسوب می شود) ، کاهش معنی داری ($P < 0.01$) را نشان داد.

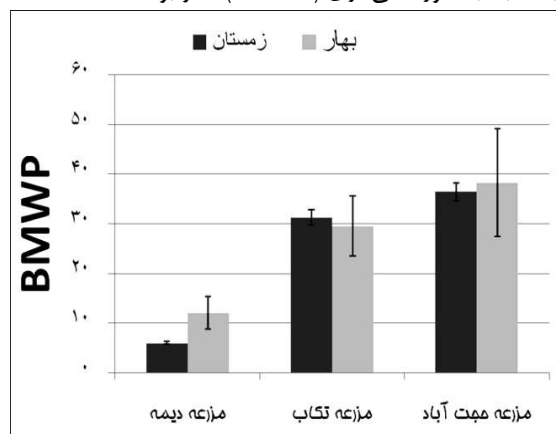
مقدار شاخص مذکور از $79 \pm 6/23$ (طبقه کیفی خوب) در ورودی مزرعه حجت آباد (ایستگاه بالادست) به $50/5$ (طبقه کیفی متوسط) در محل ورود رسوبات به رودخانه کاهش یافت. در هیچ یک از زمان های نمونه برداری ایستگاه ۵۰ متر پایین دست مزرعه حجت آباد با ایستگاه بالادست تفاوت معنی داری نداشت.

حداکثر شاخص BMWP برابر $87/9$ در ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مزرعه به دست آمد و بدین ترتیب این ایستگاه کلاً در طبقه کیفی خوب قرار گرفت. با توجه به نمودار شماره (۷) بررسی



شکل شماره (۹): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای تکاب در بهار

در نمودار شماره (۱۰) مقایسه شاخص BMWP در خروجی سه مزرعه دیمه، حجت‌آباد و تکاب نشان داده شده است. حداقل مقدار این شاخص در خروجی مزرعه دیمه با بیشترین میزان تولید و حداکثر آن در خروجی مزرعه حجت‌آباد با کمترین میزان تولید بود. مقایسه شاخص BMWP در خروجی هر مزرعه در زمان‌های مختلف نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. اما مقدار شاخص BMWP در خروجی مزرعه دیمه نسبت به خروجی مزرعه حجت‌آباد به طور معنی‌داری ($P < 0.05$) کمتر بود.



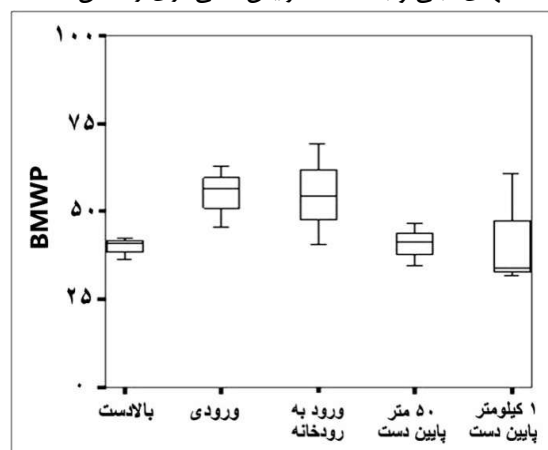
شکل شماره (۱۰): مقایسه شاخص BMWP در خروجی مزارع پرورش ماهی

بحث

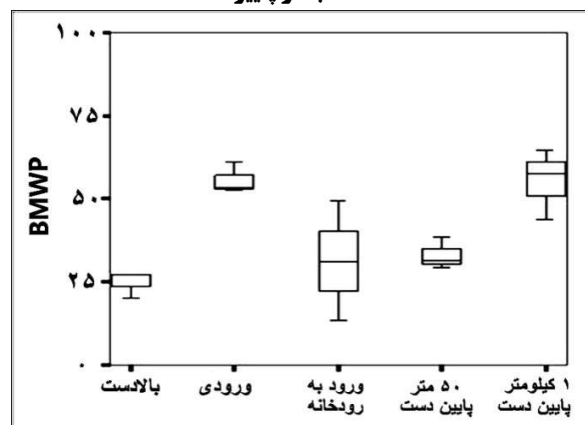
بر اساس نتایج ارائه شده حداقل مقدار شاخص BMWP در خروجی مزارع مشاهده شد. همچنین در ایستگاههای مختلف منطقه تکاب که در پایین دست رودخانه قرار داشت، مقدار شاخص BMWP کمتر از ایستگاههای دیمه و حجت‌آباد، که در بالادست رودخانه در فاصله‌ای بسیار دورتر از این مزرعه قرار داشتند، بود. البته این کاهش در مقایسه با ایستگاههای پایین دست دیگر مزارع یاد

وضعیت مزرعه پرورش ماهی تکاب در فصل پاییز تفاوت معنی‌داری را بین ایستگاهها نشان نداد. در فصل زمستان شاخص BMWP محل خروجی مزرعه تکاب ($55/67 \pm 4/71$) نسبت به ورودی (شماره ۸)، مقایسه ایستگاه ۵۰ متر پایین دست و ایستگاه بالادست، مزرعه تفاوت معنی‌داری نشان نداد.

نمودار شماره (۹) نشان می‌دهد که در فصل بهار، تفاوت آماری معنی‌داری بین ورودی و خروجی مزرعه تکاب وجود نداشته و هر دو ایستگاه در طبقه کیفی بد قرار داشتند. ایستگاه ۵۰ متر پایین دست مزرعه تکاب نیز در این زمان با ایستگاه بالادست از نظر آماری متفاوت نبود و هر دو ایستگاه در طبقه کیفی بد قرار داشتند. شاخص BMWP در ایستگاه یک کیلومتر پایین دست در مقایسه با ایستگاههای قبلی و بالادست افزایش معنی‌داری را نشان داد.



شکل شماره (۷): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای تکاب در پاییز



شکل شماره (۸): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای تکاب در زمستان

و بر استفاده از سیستم‌های تصفیه و رسوب‌گیر قبل از تخلیه آب خروجی به اکوسیستم‌های آبی تاکید شده است (Lenat, 1988).

افزایش فراوانی تعداد کمی از ارائه‌های فرصت‌طلب در نتیجه افزایش مواد آلی پساب آبی‌پروری رخ می‌دهد (Johannessen, et al., 1994). برخی از محققان نیز بیان کردند که افزایش مواد آلی و در نتیجه کاهش شدید اکسیژن بستر، آثار منفی بر ساختار ماکروبتوتوزها دارد (Yokoyama, et al., 2007). مطالعات متعدد دیگری نیز افزایش فراوانی و غالبیت گروه‌های مقاوم به آلودگی را در نتیجه ورود پساب آبی‌پروری گزارش کردند (Brown, et al., 1970; Gebler, 1998; Loch, et al., 1996; Stephens and Farris, 2004). در محل ورود پساب مزرعه دیمه به رودخانه مقدار شاخص BMWP مجدداً افزایش یافته است.

بوپژه در فصول پاییز و زمستان ایستگاه ورود پساب به رودخانه در مقایسه با خروجی استخر وضعیت بهتری داشت و در طبقه کیفی متوسط قرار گرفت. این بهبود از آنجا ناشی می‌شود که پساب این مزرعه قبل از ورود به رودخانه از یک کانال ۵۰۰ متری با دبی ۲/۵ متر مکعب عبور می‌کند، و در نتیجه امکان کاهش غلظت آلاینده‌ها را میسر می‌سازد. در تمام زمان‌های نمونه‌برداری مقدار شاخص BMWP در ایستگاه ۵۰ متری پایین‌دست مزرعه دیمه نسبت به ایستگاه بالادست کاهش داشت که تنها در فصل زمستان از نظر آماری در حد معنی‌داری ($P < 0/01$) بود. فعالیت سنگین مزرعه در فصل زمستان و کمتر بودن دبی رودخانه در این زمان نسبت به دیگر فصول را می‌توان علت تأثیر نامطلوب پساب بر جوامع ماکروبتوتوز نسبت به بالادست دانست.

در هیچ یک از زمان‌های نمونه‌برداری مقایسه ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مزرعه دیمه با ایستگاه بالادست مزرعه تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. به طور کلی آخرین ایستگاه (ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مزرعه دیمه) در طبقه کیفی خوب قرار داشت. دبی بالای رودخانه زاینده‌رود از یک طرف و احتمالاً ظرفیت بالای خودپالایی رودخانه به دلیل فرصت کافی برای پالایشگرهای زیستی از طرف دیگر، منجر به کاهش اثر نامطلوب پساب بر رودخانه و بهبود مجدد شرایط کیفی آب و ساختار جوامع ماکروبتوتوز در این ایستگاه شده است.

در فصول پاییز و بهار شاخص BMWP تفاوت معنی‌داری را بین ورودی حجت آباد و محل ریزش پساب به رودخانه نشان نداد. به نظر می‌رسد آلاینده‌های پساب مزرعه حجت‌آباد بدلیل پایین بودن

شده الزاماً نه بدلیل پایین بودن کیفیت خروجی این مزرعه بلکه مربوط به کاهش کلی کیفیت آب در پایین‌دست اغلب رودخانه‌ها است. مطالعات انجام شده در رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP (Nemati, et al., 2010) و دیگر منابع آبی Merritt (and Cummins, 1978) نیز حاکی از کاهش کیفیت آب رودخانه‌ها در پایین دست است.

از آنجا که در محاسبه شاخص BMWP خانواده‌های با مقاومت بیشتر نسبت به آلودگی امتیاز کمتری می‌گیرند، کاهش این شاخص به معنی افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی و مبین کاهش کیفیت آب است.

استفاده از شاخص BMWP برای ارزیابی آلودگی‌های آلی ناشی از پساب مزارع به طور گسترده گزارش شده است (Blomqvist, 1991; Chapman and Jackson, 1996; Camargo and Gonzalo, 2007). علاوه بر این، برخی محققان نیز از شاخص BMWP برای ارزیابی کیفیت آب در بخش‌هایی از رودخانه زاینده‌رود بدون در نظر گرفتن نوع آلودگی استفاده نموده‌اند (ابراهیم‌نژاد، ۱۳۸۲ و نعمتی، ۱۳۸۶). کمترین مقادیر این شاخص مربوط به خروجی مزرعه دیمه در فصول زمستان ($6/03 \pm 1/17$) و بهار ($12/07 \pm 3/28$) بوده است که با توجه به جدول شماره (۱) این ایستگاه در طبقه کیفی خیلی بد تا بد قرار می‌گیرد. به نظر می‌رسد فعالیت‌های انجام شده در مزرعه دیمه در فصل زمستان گسترده‌تر بوده است. با توجه به این که در این زمان علاوه بر پرورش ماهی، واحدهای تکثیر نیز مشغول به فعالیت بوده‌اند، افزایش بار آلودگی پساب و کاهش کیفیت آب دور از انتظار نیست. در فصل بهار نیز میزان بیومس مزرعه دیمه در بیشترین مقدار سالانه در زمان نمونه‌برداری بوده و بنا بر اظهار مدیران مزرعه به دلایل اقتصادی در این فصل تراکم بالایی از ماهی در مزرعه ذخیره شده بود. در تمام زمان‌های نمونه‌برداری، شاخص BMWP در خروجی مزرعه دیمه نسبت به ورودی آن کاهش معنی‌داری ($P < 0/01$) داشته است. غالبیت ارائه‌های مقاوم مانند خانواده شیرونومیده و خانواده‌های متعلق به رده اولیگوکت‌ها در خروجی مزرعه دیمه در تمام مراحل نمونه‌برداری تأییدی بر کاهش شاخص BMWP در این ایستگاه بود.

در مطالعه مشابهی دلیل اصلی چیرگی ماکروبتوتوزهای مقاوم در محل خروجی مزارع آبی‌پروری را فراوانی مواد جامد پساب عنوان

به علت گردش آب در مزرعه، غلظت آلاینده‌ها در پساب افزایش یافته و اثر نامطلوب بر جوامع ماکروبتوز داشته است. در فصل بهار شاخص BMWP تفاوت معنی‌داری را بین ورودی و خروجی مزرعه تکاب نشان نداد، اما هر دو ایستگاه در طبقه کیفی بد قرار داشتند. کاهش کیفیت آب ایستگاههای پایین دست رودخانه در منطقه تکاب را می‌توان به ورود پسابهای صنعتی و شهری و همچنین تخلیه موردی فاضلابهای خانگی در آن بخش از رودخانه مربوط دانست. وجود سد تنظیمی بتونی در منطقه نیز که منجر به راکد بودن آب در این قسمت از رودخانه شده است، می‌تواند بعنوان عامل دیگری بر پایین بودن کیفیت آب در این ایستگاهها محسوب شود. در هیچ یک از زمان‌های نمونه‌برداری اختلاف ایستگاه ۵۰ متر پایین دست مزرعه تکاب با بالادست معنی‌دار نبود. علت آن را می‌توان به بد بودن کیفیت آب در منطقه پشت سد دانست. ماکروبتوز ایستگاههای بالادست و ۵۰ متر پایین دست مزرعه تکاب به طور معمول آرایه‌های مقاوم به آلودگی بودند.

در بیشتر موارد شاخص BMWP ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مزرعه تکاب نسبت به ایستگاه بالادست تفاوت معنی‌داری ($P < 0/01$) داشت که به نظر می‌رسد با توجه به افزایش سرعت جریان آب و خودپالایی رودخانه این ایستگاه وضعیت نسبتاً بهتری یافته است. با توجه به نمودار شماره (۱۰) و مقایسه ایستگاههای خروجی مزارع با یکدیگر و همچنین مقایسه خروجی هر مزرعه با خودش در فصول مختلف نمونه‌برداری می‌توان دریافت که پساب خروجی مزرعه دیمه با تولید بیشتر منجر به کاهش بیشتر شاخص BMWP نسبت به سایر مزارع شده است. منطقی است که با تولید بیشتر، غلظت آلاینده‌های پساب و همچنین بار آلی بیشتر بوده و تجزیه مواد آلی و ایجاد شرایط بی‌هوازی کف منجر به کاهش آرایه‌های حساس شده باشد.

نتیجه‌گیری

مطالعه شاخص زیستی BMWP مرتبط با ماکروبتوزها نشان داد که آلاینده‌های موجود در پساب در دراز مدت باعث کاهش کیفیت آب و محیط زیست بستر در محل‌های خروجی پساب و رودخانه زاینده‌رود شده است. در محل خروجی پساب مزارع، افزایش تعداد ارائه‌های مقاوم و کاهش تعداد ارائه‌های حساس به آلودگی مشاهده شد. کاهش شاخص زیستی BMWP در خروجی مزارع با تولید بیشتر، نسبت به سایر مزارع مشخص‌تر بود. ارائه‌های حساس در ۵۰ متری پایین دست مزرعه با تولید بیشتر و بویژه در زمان کم

سطح تولید در حدی نبوده است که به تغییر چندانی در جوامع ماکروبتوز منجر شود. مقدار تولید مزرعه حجت‌آباد کمتر از ۲۵ تن بود. از طرف دیگر حجم بالای دبی رودخانه در مقابل حجم اندک پساب خروجی مزرعه حجت‌آباد به احتمال زیاد منجر به رقیق سازی و کاهش اثر نامطلوب پساب شده است. اما در فصل زمستان که دبی رودخانه به علت بسته شدن سد کاهش می‌یابد، اثر پساب مزرعه بر رودخانه مشخص‌تر می‌شود. در این فصل شاخص BMWP در محل ورود پساب مزرعه حجت‌آباد به رودخانه نسبت به ورودی کاهش معنی‌داری ($P < 0/01$) نشان داد.

در هیچ یک از زمان‌های نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری بین شاخص BMWP ایستگاههای پایین دست در مقایسه با بالادست مزرعه حجت‌آباد مشاهده نشد. حتی در ایستگاه یک کیلومتر پایین دست مقدار این شاخص در حداکثر خود (۸۷/۹) و در طبقه کیفی خوب قرار داشت.

در این ایستگاه به نظر می‌رسد که سیستم خودپالایی رودخانه اثر نامطلوب احتمالی مزرعه را به خوبی از بین برده باشد. در مطالعه مشابهی نیز تفاوت‌های محسوس قابل ارزیابی بین جوامع ماکروبتوزهای بالادست مزرعه تکثیر ماهی در مقایسه با پایین دست ورود پساب به رودخانه سن ماکرو^{۱۸} تگراس مشاهده نشد (Fries and Bowles, 2002).

البته بدیهی است که شرایط مزارع برای مثال نوع ماهی، میزان تولید، مقدار و کیفیت غذا و... متفاوت بوده و از طرفی تصفیه پساب، الزامی بودن رعایت حد مجاز آلاینده‌ها و مدیریت صحیح در مطالعات ذکر شده علت عدم تأثیر پساب بر کیفیت آب و ساختار جوامع کفزی عنوان شده است (Fries and Bowles, 2002; Stephens and Farris, 2004).

اثر نامطلوب پساب مزرعه تکاب نیز تنها در فصل زمستان مشهود بود. کاهش معنی‌دار ($P < 0/01$) شاخص BMWP در خروجی مزرعه تکاب نسبت به ورودی آن نشان‌دهنده کاهش ارائه‌های حساس و افزایش ارائه‌های مقاوم به آلودگی بود. نتایج مشابهی در ارتباط با ساختار ماکروبتوزهای قرار گرفته در معرض پساب محتوی مواد آلی گزارش شده است (Camargo, 1994). به علت کمبود آب ورودی مزرعه در این زمان، بخشی از پساب در فصل زمستان باز چرخ می‌شد و کمبود آب منجر به تلفات حدود ۲۰ تن از ماهیان در زمان نمونه‌برداری نیز شده بود.

یادداشت ها

- 1-Biological Monitoring Working Party (BMWP)
- 2- International Organization for Standardization
- 3- Surber
- 4- Grab
- 5- Binocular microscope
- 6- Kolmogorov – Smirnov
- 7- ANOVA
- 8- Duncan
- 9- Transformation
- 10- Kruskal – Wallise
- 11- Chironomidae
- 12-Oligochates
- 13-Gammaridae
- 14-Tubificidae
- 15-Valvatidae
- 16- Box and Whisker plot
- ۱۷- ورودی مزرعه حجت آباد همان بالادست مزرعه است چون آب ورودی مزرعه از رودخانه تأمین می شده است و از آنجا که پساب خروجی مزرعه بلافاصله به رودخانه ریخته می شد، خروجی مزرعه نیز با محل ورود پساب به رودخانه یکی است.
- 18- San Macro

آبی آسیب دیده بودند. به طور کلی کیفیت آب رودخانه و وضعیت جوامع کفزیان در یک کیلومتر پایین دست مزارع بهبود یافته بود و شباهت بیشتری به ساختار جوامع در بالادست داشت. در فصل بهار با افزایش دبی آب مجدداً وضعیت ماکروبتوزها بهبود یافت. به نظر می رسد که ظرفیت منبع آبی دریافت کننده پساب یکی از عوامل مهم در تعیین میزان تأثیر پساب بر کیفیت آب است که در زمان احداث مزارع و تعیین حجم تولید باید به آن توجه داشت. در جمع بندی کلی می توان اظهار داشت که میزان تولید ماهی و مدیریت اعمال شده در یک کارگاه، دبی آب و ظرفیت خودپالایی بدنه آبی دریافت کننده پساب از عوامل مهم در تعیین مقدار بار آلودگی پساب و میزان تأثیر آن بر کیفیت آب از طریق تغییر در ترکیب جوامع ماکروبتوز هستند.

برای کاهش مقدار آلاینده ها توصیه می شود از سیستم های تصفیه پساب استفاده شود، و نه این که الزاماً حجم تولید کاهش یابد. همچنین پیشنهاد می شود به ظرفیت رقیق سازی و توان خودپالایی رودخانه در تنظیم میزان تولید مزارع هنگام تصویب مجوز توجه شود.

البته باید توجه داشت که عوامل دیگری از جمله نوع کاربری آب رودخانه نیز بر کیفیت آب مؤثر بوده و نمی توان تأثیر آنها را در ارزیابی کیفی آب نادیده گرفت و کلیه تغییرات جامعه کفزیان را به حساب پساب آبی پرووری گذاشت. بر اساس یافته های پژوهش حاضر، توجه بیشتر مسئولان به نیروهای رودخانه زاینده رود برای آبی پرووری پایدار و توسعه آن همگام با اهداف زیست محیطی ضروری است.

منابع مورد استفاده

- ابراهیم نژاد، م. ۱۳۸۲. تنوع و فراوانی بی مهرگان کفزی و شاخص های بیولوژیک رودخانه زاینده رود، زیست شناسی ایران، جلد ۱۵، شماره ۳. ص ص ۳۱-۴۲.
- حسینی ابری، ح. ۱۳۷۹. زاینده رود از سرچشمه تا مرداب. انتشارات گلها، اصفهان.
- گلدسته، ا. خداحمی، م. ترابی، م. و اصغری، ر. ۱۳۷۷. راهنمای کاربری SPSS. جلد سوم. مرکز فرهنگی انتشارات حامی.
- محبوبی صوفیانی، ن. و نادری، غ. ر. ۱۳۷۹. کلید شناسایی بی مهرگان نهرها و رودخانه ها (ترجمه). انتشارات جهاد دانشگاهی اصفهان. ۱۳۱ ص.
- نعمتی ورنوسفادانی، م. ۱۳۸۶. پهنه بندی کیفیت آب و تنوع ماکروبتوزهای رودخانه زاینده رود. پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست. دانشکده منابع طبیعی. دانشگاه صنعتی اصفهان. ص ص ۱-۱۲۴.

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.

Blomqvist, S. 1991. A Review: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions". *Marine Ecology Progress Series*, 72: 295-304.

Bergero, D., et al. 2001. A description of ammonia content of output waters from trout farms in relation to stocking density and flow rates". *Ecological Engineering*. 17: 451- 455.

Brabec, K., et al. 2004. Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. *Hydrobiologia*, 516: 331-346.

Brown, R., et al. 1970. "A water quality index- Do we Dare?" *Water and sewage works* 117: 339-343.

Camargo, J.A. 1994. The importance of biological monitoring for the ecological risk assessment of freshwater pollution: a case study. *Environment International*, 20: 229-238.

Camargo, J.A., C., Gonzalo. 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys, 26 (2): 405-414.

Chapman, D., J., Jackson. 1996. *Water quality monitoring- A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization.

Elliott, J.M., U.H., Humpesch and T.T., Macan. 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, No 49.

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

Gebler, J.B. 1998. Water-quality of selected effluent-dependent stream reaches in southern Arizona as indicated by concentrations of periphytic chlorophyll a and aquatic-invertebrate communities. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4199, 12 p

Hynes, H.B. 1977. *Key to the adults and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera)*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, No 17.

Johannessen, P.J., H.B., Botnen and Ø.F., Tvedten. 1994. *Macrobenthos: before, during and after a fish farm*. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25: 55-66.

Jungwirth, M., S., Muhar and S., Schmutz. 2000. Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. *Hydrobiologia*, 422/423: 197-208.

Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 7(3):222-233.

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

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Chapter III. Project H-1. (Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax).

Milligan, M.R. 1997. Identification manual for the aquatic Oligochaeta of Florida. Vol.1. Freshwater Oligochaetes. Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee. 187pp.

Merritt, R.W., K.W., Cummins. 1978. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60: 101–139.

Nemati Varnosfaderany, M., et al. 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. *Limnologia*. 40 (2010) 226–232

Pescador, M.L., A.K., Rasmussen and S.C., Harris. 2004. Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. Revised edition. Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee. 136pp.

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

Rasmussen, A.K., M.L., Pescador. 2002. Guide to the megaloptera and aquatic Neuropteran. Florida Department and Environmental Protection, Tallahassee. 45pp.

Solimini, A.G., et al. 2000. Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia*. 422/423: 197–208

Stephens, W.W., J.L., Farris. 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture*. 231: 149–162.

Yokoyama, H., A., Nishimura and M., Inoue. 2007. Macrobenthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environments. *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. pp. 407-423.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis* (4th ed.), Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 663p.