Archive of SID

محیط شناسی، سال سی و هفتم، شمارهٔ ۵۹ ، پاییز ۹۰، صفحهٔ ۴۳-۵۴

ارزیابی اثر پساب آبزی‌پروری بر جوامع ماکروبنتوز و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP

رضوان حاتمی[1] نصراله محبوبی صوفیانی[2*]، عیسی ابراهیمی[3]، محمودرضا هامامی[4]

۱- کارشناس ارشد شیلات دانشگاه 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_ebrahimi@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 ماکروبنتوز رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP ، وضعیت ماکروبنتوزها 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، ۲۵و۷۰ تن نمونه‌برداری شدند. ماکروبنتوزهای 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 ($P<۰/۰۱$) شاخص BMWP بویژه در خروجی مزارع با تولید بالا، با افزایش گروههای مقاوم به آلودگی مانند Chironomidae Simulidae,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 (۱/۱۷ ± ۶/۰۳) 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

آبزی‌پروری، پساب، ماکروبنتوز، مزارع پرورش ماهی، کیفیت آب

سرآغاز

فعالیت‌های تولید غذا، مانند هر فعالیت دیگر بشر به گونه‌ای بر محیط زیست اثر می‌گذارند. صنعت آبزی‌پروری هم از این قاعده مستثنی نیست. پساب خروجی از سیستم‌های آبزی‌پروری ممکن است باعث تغییراتی در اکوسیستم‌های دریافت‌کننده پساب شود. 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). پساب آبزی‌پروری با افزایش غلظت مواد جامد معلق و موادآلی محلول، کاهش سطح اکسیژن محلول در آب و ایجاد حالت بی‌هوازی، افزایش غلظت نیترات و فسفات، افزایش غلظت مواد 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). ماکروبنتوزهای 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 ماکروبنتوزهای آبزی می‌تواند مشکلات کیفیت آب

نویسنده مسئول: تلفن: ۰۹۱۳۱۱۸۱۸۸۹

E-Mail: soofiani@cc.iut.ac.ir

www.SID.ir

Archive of SID

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 ماکروبنتوز یکی از متداول‌ترین ابزارها برای تشخیص آثار آشفتگی‌ها برشرایط جوامع زیستی در نهرهاست (Bergero, et al., 2001).

آسیب دیدگی جوامع ماکروبنتوز باعث اختلال ساختار جمعیت و چرخهٔ 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)[1]، 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)[2] قرار گرفته است و برای بررسی اثر پسآبهای 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 (Metcalfe, 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 ماکروبنتوزها و کیفیت آب آن مورد ارزیابی قرار گرفت. لزوم افزایش تولیدات آبزی‌پروری در کشور از یک سو و اهمیت توسعه این صنعت همگام با اهداف زیست محیطی، اهمیت این تحقیق را آشکار می‌سازد.

مواد و روشها

رودخانهٔ 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 ۱۴۰کیلومتری شرق اصفهان به تالاب گاوخونی می‌ریزد. حوضهٔ آبریز زاینده‌رود به وسعت ۳۶ هزارکیلومتر مربع بین ´۳۰ °۳۱ تا ´۳۲ °۳۳ عرض شمالی و ´۳۰ °۴۹ تا ´۴۹ °۵۲ 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: درحدود یک کیلومتر پایین‌دست محل ورودی پساب به رودخانه.

ایستگاه اخیر به منظور آگاهی از نقش خودپالایی سیستم رودخانه در بهبود کیفیت آب و جامعه ماکروبنتوز 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،

www.SID.ir

Archive of SID

ازکانالی 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 به‌طورمستقیم 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- شنی، 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. درآزمایشگاه نمونه‌ها مجدداً شسته شده و پس از آن در الکل 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 درصورت امکان جنس شناسایی و شمارش شدند (Elliott, et al., 1988; Hynes, 1977; Milligan, 1997; Pescador, et al., 2004; Rasmussen and Pescador, 2002، محبوبی 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 خانوادهٔ ماکروبنتوزهای 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).

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 مقدار 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 شمارهٔ ۱).

بررسی آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS 15 انجام گرفت. قبل از انجام تجزیه‌وتحلیل‌ها، یکنواختی واریانس‌ها و نرمال بودن داده ها با استفاده از آزمون کلموگروف- اسمیرنف[۶] بررسی شد (گلدسته و همکاران، ۱۳۷۷). در صورت نرمال بودن داده ها به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاهها، تجزیه‌وتحلیل تجزیهٔ واریانس[۷] مورد استفاده قرار گرفت و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها 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 شمارهٔ (۱): طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص BMWP

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

(Mandaville, 2002)

نتایج

در مجموع ۵۳ خانواده در ایستگاههای مورد مطالعه شناسایی شدند (جدول شمارهٔ 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 پایین‌دست 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

www.SID.ir

Archive of SID

مختلف برای هر یک از مزارع بر مبنای شاخص BMWP با استفاده از نمودارهای باکس – ویکسر پلات[۱۶] در شکل‌های شمارهٔ (۱ تا ۹) آورده شده است.

همان‌طور که نمودار شمارهٔ (۱) نشان می‌دهد، در نمونه‌برداری 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 پایین‌دست مزرعه پرورش ماهی دیمه نیز حاکی از آن است که در ۵۰ متری پایین‌دست مقدار شاخص BMWP کاهش داشته و در یک کیلومتری پایین‌دست، افزایش معنی‌داری را نسبت به بالا دست مزرعه نشان داده است (P<۰/۰۱). در فصول بهار و زمستان، مقایسه شاخص BMWP در خروجی مزرعه دیمه نسبت به ورودی آن کاهش معنی‌داری (P<۰/۰۱) را نشان داد. کمترین مقدار این شاخص مربوط به خروجی مزرعه دیمه در فصول زمستان (۱/۱۷ ± ۶/۰۳) و بهار(۳/۲۸±۱۲/۰۷) بوده است که با توجه به جدول شمارهٔ (۱) این ایستگاه در طبقه کیفی خیلی بد تا بد قرار می‌گیرد. همان‌طور که نمودارهای شمارهٔ (۱ تا ۳) نشان می‌دهند، 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 به‌این‌ترتیب در طبقهٔ کیفی متوسط قرار گرفت.

جدول شمارهٔ (۲): لیست درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاههای نمونه‌برداری

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

www.SID.ir

Archive of SID

ادامه جدول شمارهٔ (۲)

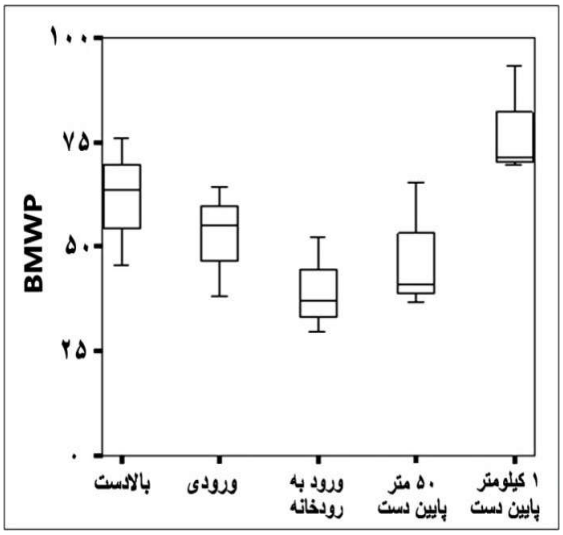
	رده	راسته	خانواده
۲۸			*Hydrophilidae*
۲۹			*Curculionidae*
۳۰			*Dytiscidae*
۳۱			*Gyrinidae*
۳۲		Odonata	*Gomphidae*
۳۳			*Calopterygidae*
۳۴	Gastropoda	Pulmonata	*Physidae*
۳۵			*Lymnaeidae*
۳۶			*Ancylidae*
۳۷			*Planorbidae*
۳۸		Ectobranchia	*Valvatidae*
۳۹			*Hydrobiidae*
۴۰	Bivalvia	Veneroida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

در تمام مراحل نمونه‌برداری، مقدار شاخص BMWP در ایستگاه ۵۰ متر پایین‌دست مزرعه دیمه نسبت به ایستگاه بالادست کارگاه کاهش نشان داد. این کاهش فقط در فصل زمستان از نظر آماری معنی‌دار بود (P<۰/۰۱).

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

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

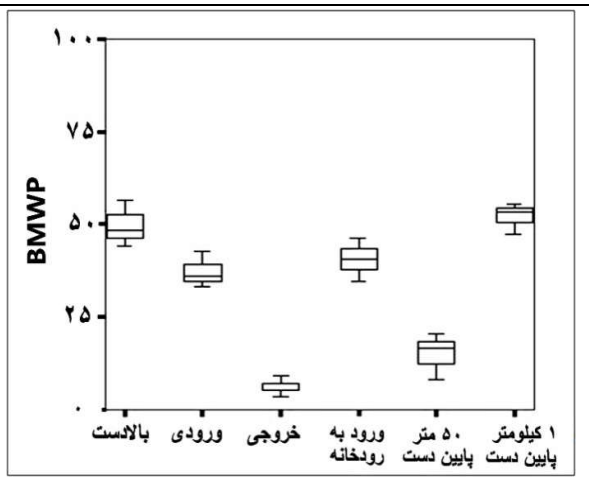
نتایج مربوط به تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای مختلف مزرعه حجت‌آباد نیز در نمودارهای شمارهٔ (۴، ۵ و ۶ آورده شده است.



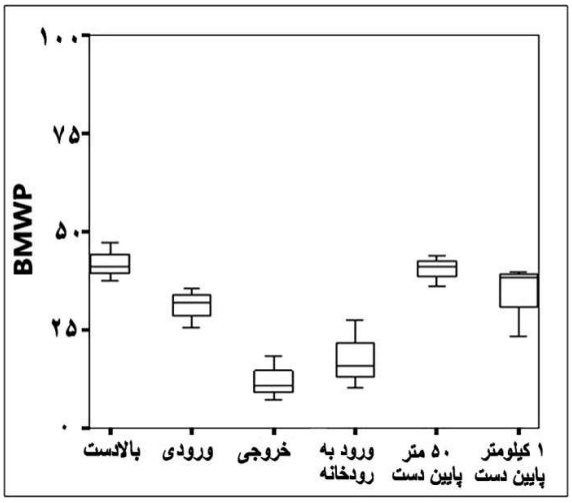
شکل شمارهٔ (۱): تغییرات شاخص BMWP **در ایستگاههای دیمه در پاییز**

www.SID.ir

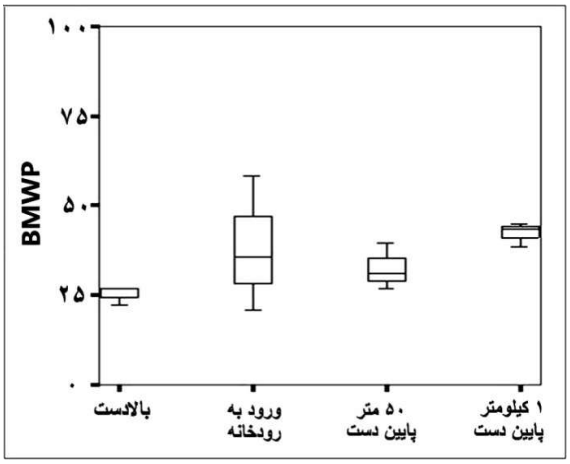
Archive of SID



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

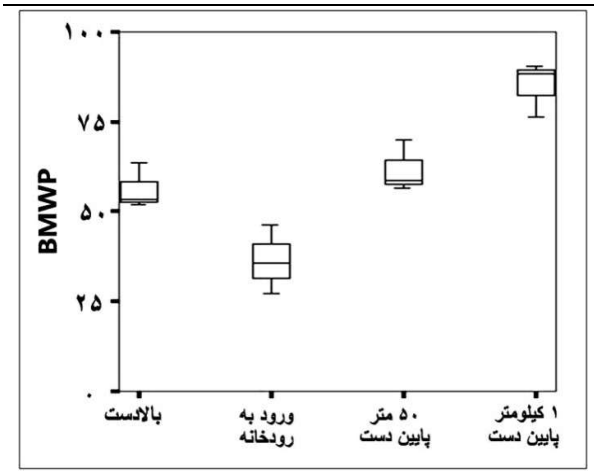


شکل شمارهٔ (۳): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای دیمه در بهار

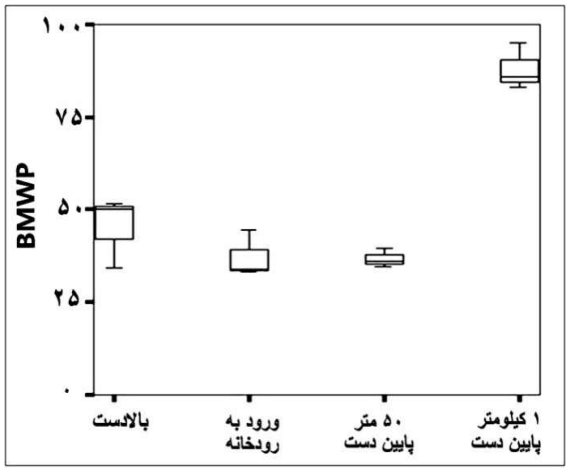


شکل شمارهٔ (۴): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت‌آباد در پاییز[۱۷]

www.SID.ir



شکل شمارهٔ (۵): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت‌آباد در زمستان



شکل شمارهٔ (۶): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای حجت‌آباد در بهار

فقط در فصل زمستان مقدار شاخص BMWP در محل ورود پساب مزرعه به رودخانه نسبت به ورودی (ایستگاه بالادست مزرعه که محل ورودی مزرعه نیز محسوب می‌شود) ، کاهش معنی‌داری ($P<۰/۰۱$) را نشان داد.

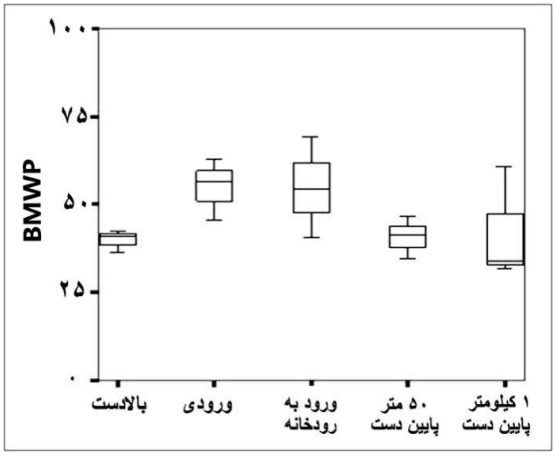
مقدار شاخص مذکور از ۶/۲۳±۷۹ (طبقه کیفی خوب) در ورودی مزرعه حجت‌آباد (ایستگاه بالادست) به ۵۰/۵ (طبقه کیفی متوسط) در محل ورود پساب به رودخانه کاهش یافت. در هیچ یک از زمان‌های نمونه‌برداری ایستگاه ۵۰ متر پایین‌دست مزرعه حجت‌آباد با ایستگاه بالادست تفاوت معنی‌داری نداشت.

حداکثر شاخص BMWP برابر ۸۷/۹ در ایستگاه یک کیلومتر پایین‌دست مزرعه به‌دست آمد و بدین ترتیب این ایستگاه کلاً در طبقه کیفی خوب قرار گرفت. با توجه به نمودار شمارهٔ (۷) بررسی

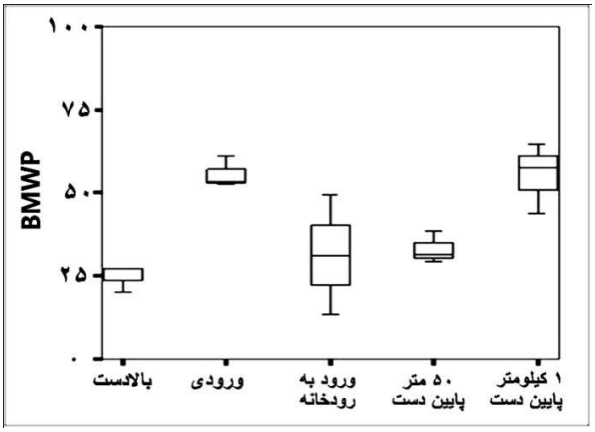
Archive of SID

وضعیت مزرعه پرورش ماهی تکاب در فصل پاییز تفاوت معنی‌داری را بین ایستگاهها نشان نداد. در فصل زمستان شاخص BMWP در محل خروجی مزرعه تکاب (۴/۷۱±۵۵/۶۷) نسبت به ورودی (۱۷/۹±۳۱/۳۳) آن کاهش معنی‌داری (P<۰/۰۱) نشان داد (نمودار شمارهٔ ۸). مقایسه ایستگاه ۵۰ متر پایین دست و ایستگاه بالادست، مزرعه تفاوت معنی‌داری نشان نداد.

نمودار شمارهٔ (۹) نشان می دهد 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 پایین‌دست در مقایسه با ایستگاههای قبلی و بالادست افزایش معنی‌داری را نشان داد.

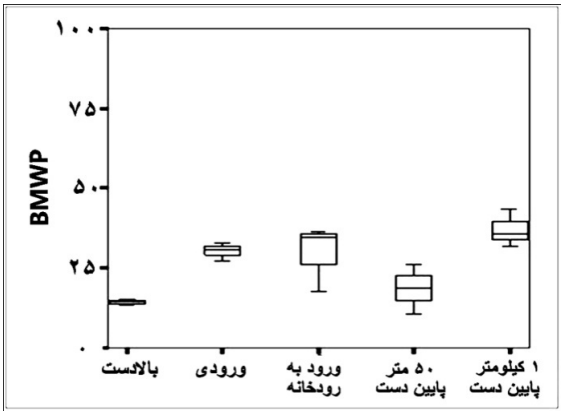


شکل شمارهٔ (۷):تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای تکاب در پاییز



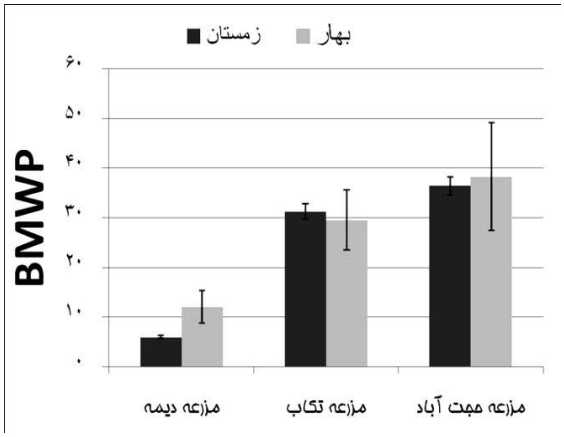
شکل شمارهٔ (۸): تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای تکاب در زمستان

www.SID.ir



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

در نمودارشمارهٔ (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 مزرعهٔ دیمه نسبت به خروجی مزرعه حجت آباد به طور معنی‌داری (P<۰/۰۵)کمتر بود.



شکل شمارهٔ (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 پایین‌دست 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 پایین‌دست دیگر مزارع یاد

Archive of SID

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 رودخانهٔ 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 (۱/۱۷ ± ۶/۰۳) و بهار(۳/۲۸±۱۲/۰۷) بوده است که با توجه به جدول شمارهٔ (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<۰/۰۱) داشته است.

غالبیت ارائه‌های مقاوم مانند خانواده شیرونومیده و خانواده‌های متعلق به ردهٔ اولیگوکت‌ها در خروجی مزرعه دیمه در تمام مراحل نمونه‌برداری تأییدی بر کاهش شاخص BMWP در این ایستگاه بود.

در مطالعهٔ مشابهی دلیل اصلی چیرگی ماکروبنتوزهای مقاوم در محل خروجی مزارع آبزی پروری را فراوانی مواد جامد پساب عنوان و بر استفاده از سیستم های 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 آبزی‌پروری 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 ماکروبنتوزها دارد (Yokoyama, et al., 2007). مطالعات متعدد دیگری نیز افزایش فراوانی و غالبیت گروههای مقاوم به آلودگی را در نتیجه ورود پساب آبزی‌پروری 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.

بویژه 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<۰/۰۱) 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 ماکروبنتوز 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 ماکروبنتوز 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 آلایندگی پساب مزرعه حجت‌آباد بدلیل پایین بودن

www.SID.ir

Archive of SID

سطح تولید در حدی نبوده است که به تغییر چندانی در جوامع ماکروبنتوز 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<۰/۰۱) نشان داد.

در هیچ یک از زمان های نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری بین شاخص BMWP ایستگاههای پایین‌دست در مقایسه با بالادست مزرعه حجت‌آباد مشاهده نشد. حتی در ایستگاه یک کیلومتر پایین‌دست 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 ماکروبنتوزهای بالادست مزرعه تکثیر ماهی در مقایسه با پایین‌دست ورود پساب به رودخانه سن ماکرو[۱۸] تگزاس 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<۰/۰۱) 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 ماکروبنتوزهای 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.

www.SID.ir

به علت گردش آب در مزرعه، غلظت آلاینده‌ها در پساب افزایش یافته و اثر نامطلوب بر جوامع ماکروبنتوز 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 پایین‌دست رودخانه در منطقه تکاب را می‌توان به ورود پسآبهای صنعتی و شهری و همچنین تخلیه موردی فاضلاَبهای 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 پایین‌دست مزرعه تکاب با بالادست معنی‌دار نبود. علت آن را می‌توان به بد بودن کیفیت آب در منطقه پشت سد دانست. ماکروبنتوز 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 پایین‌دست مزرعه تکاب نسبت به ایستگاه بالادست تفاوت معنی داری (P<۰/۰۱) داشت که به نظر می رسد با توجه به افزایش سرعت جریان آب و خودپالایی رودخانه این ایستگاه وضعیت نسبتاً بهتری یافته است. با توجه به نمودار شمارهٔ (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

مطالعهٔ شاخص زیستی BMWP مرتبط با ماکروبنتوزها 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 پایین‌دست مزرعه با تولید بیشتر و بویژه در زمان کم

Archive of SID

آبی آسیب دیده بودند. به‌طور کلی کیفیت آب رودخانه و وضعیت جوامع کفزیان در یک کیلومتر پایین‌دست مزارع بهبود یافته بود و شباهت بیشتری به ساختار جوامع در بالادست داشت. در فصل بهار با افزایش دبی آب مجدداً وضعیت ماکروبنتوزها بهبود یافت. به نظر می‌رسد که ظرفیت منبع آبی دریافت‌کنندهٔ 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 جمع‌بندی کلی می‌توان اظهار داشت که میزان تولید ماهی و مدیریت اعمال شده در یک کارگاه، دبی آب و ظرفیت خودپالایی بدنه آبی دریافت‌کننده پساب از عوامل مهم در تعیین مقدار بار آلودگی پساب و میزان تأثیر آن بر کیفیت آب از طریق تغییر در ترکیب جوامع ماکروبنتوز هستند.

برای کاهش مقدار آلاینده‌ها توصیه می‌شود از سیستم‌های تصفیه پساب استفاده شود، و نه این که الزاماً حجم تولید کاهش یابد. همچنین پیشنهاد می‌شود به ظرفیت رقیق‌سازی 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 نمی‌توان تأثیر آنها را در ارزیابی کیفی آب نادیده گرفت و کلیهٔ تغییرات جامعه کفزیان را به حساب پساب آبزی‌پروری گذاشت. بر اساس یافته‌های پژوهش حاضر، توجه بیشتر مسئولان به نیروهای رودخانهٔ زاینده‌رود برای آبزی‌پروری پایدار و توسعهٔ آن همگام با اهداف زیست‌محیطی ضروری است.

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 مزرعهٔ حجت آباد همان بالادست مزرعه است چون آب ورودی مزرعه از رودخانه تأمین می‌شده است و از آنجا که پساب خروجی مزرعه بلافاصله به رودخانه ریخته می‌شد، خروجی مزرعه نیز با محل ورود پساب به رودخانه یکی است.

18- San Macro

منابع مورد استفاده

ابراهیم‌نژاد، م. ۱۳۸۲. تنوع و فراوانی بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های بیولوژیک رودخانهٔ زاینده رود، زیست شناسی ایران، جلد ۱۵، شمارهٔ ۳. ص ص ۳۱-۴۲.

حسینی ابری، ح . ۱۳۷۹ .زاینده رود از سرچشمه تا مرداب. انتشارات گلها، اصفهان.

گلدسته، ا. خدارحمی، م. ترابی، م. و اصغری، ر. ۱۳۷۷. راهنمای کاربران SPSS. جلد سوم. مرکز فرهنگی انتشارات حامی.

محبوبی صوفیانی، ن. و نادری، غ. ر. ۱۳۷۹. کلید شناسایی بی‌مهرگان نهرها ورودخانه‌ها (ترجمه). انتشارات جهاد دانشگاهی اصفهان. ۱۳۱ص.

نعمتی ورنوسفادرانی، م. ۱۳۸۶. پهنه‌بندی کیفیت آب و تنوع ماکروبنتوزهای رودخانهٔ زاینده‌رود. پایان‌نامهٔ کارشناسی ارشد محیط زیست. دانشکدهٔ منابع طبیعی. دانشگاه صنعتی اصفهان. ص ص۱-۱۲۴.

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.

www.SID.ir

Archive of SID

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.

www.SID.ir

Archive of SID

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.

Metcalfe,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. Limnologica. 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.

www.SID.ir