مجله شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد آزادشهر / ISSN: 2008-0026 سال نهم، شماره دوم، تابستان ۹٤ / صفحات: ۹۲-۸۳

بررسی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شناسایی سموم ارگانوکلره در رودخانه‌های تجن و سرخرود در دوره رهاسازی ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) انگشت‌قد

*محمود قانعی‌تهرانی[۱]، رضا پورغلام[۱]، سیدمحمدوحید فارابی[۱]،
حسن نصراله‌زاده‌ساروی[۱] و شعبان نجف‌پور[۱]
[۱]پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، فرح‌آباد، ساری، ایران
تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۲٦ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۱۱/۲۹

چکیده

این بررسی در زمان رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در دو رودخانه تجن و سرخرود منتهی به دریای خزر برای حفظ ذخایر و بررسی کیفی آب با هدف بازماندگی مناسب و حفظ سلامت بچه‌ماهیان رهاسازی شده انجام گرفت. فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و سموم ارگانوکلره آب در محدوده مصب دو رودخانه از اردیبهشت تا شهریورماه مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت. در هر رودخانه از سه ایستگاه به‌ترتیب؛ در منطقه مصب، محل رهاسازی بچه‌ماهی سفید و بالادست، از آب نمونه‌برداری به‌عمل آمد. نتایج حاصل نشان داد که میزان هدایت الکتریکی، مجموع مواد محلول، شوری، آمونیوم، کلسیم و منیزیم، سختی کل بر حسب کربنات کلسیم و شوری آب دو رودخانه تجن و سرخرود در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید از نظر آماری اختلاف معنی‌دار داشت (P<۰/۰۵). ولی میانگین دمای آب و هوا، اسیدیته، اکسیژن محلول در آب، اکسیژن‌خواهی بیولوژیک، فسفات، نیتریت و نیترات اختلاف معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵). همچنین نتایج بررسی آب در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید در رودخانه تجن و سرخرود وجود برخی از سموم ارگانوکلره را نشان داد که این سموم شامل؛ Aldrin، Endosulfan sulfate، δ-BHC، DDD، Lindane، Heptachlor و β-Endosul بوده است. مقادیر اندازه‌گیری شده در رودخانه‌های مورد مطالعه دارای روند تغییرات غلظتی از ۰/۱۰ تا ۰/۲۲ میکروگرم بر لیتر تعیین شد. در مجموع، نتایج به‌دست آمده بیانگر مناسب‌تر بودن شرایط آب رودخانه سرخرود نسبت به رودخانه تجن برای رهاسازی و حیات بچه‌ماهی سفید بوده است.

واژه‌های کلیدی: فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، ارگانوکلره، رودخانه تجن، رودخانه سرخرود، ماهی سفید

مقدمه

ماهی سفید با نام علمی *Rutilus frisii kutum* از ماهیان اقتصادی و با ارزش دریای خزر بوده که سهم قابل‌توجه‌ای از صید سالانه ماهیان استخوانی را به خود اختصاص داده است. در طول سالیان گذشته از یک‌سو افزایش تقاضا و به‌دنبال آن افزایش فشار صید بر ذخایر این ماهیان (خاصه صید انبوه ماهیان مولد در رودخانه‌ها به هنگام آمادگی برای تخم‌ریزی)، روش‌های غلط صید و از دیگر سوی ایجاد سدهای انحرافی و آبندها در مسیر مهاجرت (Warren و Beakman، ۱۹۹۲)، آلودگی‌های زیست‌محیطی، صنعتی و انسانی و همچنین تغییر شرایط اکولوژیک حاکم بر آب و برداشت شن و ماسه از بستر رودخانه‌های محل مهاجرت و زادآوری طبیعی این ماهیان (Schram و همکاران، ۱۹۹۹). باعث کاهش

* مسئول مکاتبه: salamyaran60@yahoo.com

Archive of SID
www.SID.ir

قابل‌توجه ذخایر ماهی سفید در دهه پنجاه و شصت گردید. برابر گزارش سالیانه محیط زیست استان مازندران (۱۳۸٦)، هر ساله ۱۱۰۰ میلیون لیتر فاضلاب وارد رودخانه‌ها شده و علاوه‌بر آن هر ساله بالغ بر ۱۷۰ هزار تن کود شیمیایی و بیش از ۲ میلیون لیتر انواع حشره‌کش، علف‌کش و قارچ‌کش در مازندران مصرف می‌شود که بخش زیادی از طریق جریان‌های آبی به رودخانه‌ها وارد می‌شوند. مطالعه و بررسی بر روی آب رودخانه‌ها از نظر کمی و کیفی و اکوسیستم حاکم بر آن در سایر کشورها سابقه طولانی دارد، اما این امر در کشور ما کم‌سابقه و جوان بوده و تقریباً از دو دهه قبل با توسعه فعالیت‌های آبزی‌پروری مطالعات بر روی منابع آبی و خاصه رودخانه‌ها توسط مراکز تحقیقاتی و دانشگاهی کشور به شکل کاربردی و تحقیقاتی شروع گردیده است. در پژوهش انجام شده بر روی آلودگی‌های ناشی از کارگاه‌های پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز توسط نادری و همکاران (۱۳۸۵) بیان شد، پارامترهای مختلف فیزیکی و شیمیایی در ایستگاه‌های مختلف با یکدیگر اختلاف معنی‌دار داشته‌اند که نتیجه تأثیر مزارع پرورش ماهی و خودپالایی رودخانه می‌باشد. این فاکتورها در فصول مختلف سال نیز متغیر بوده است که علت اصلی آن را تغییر شرایط محیطی و شدت فعالیت کارگاه‌ها بیان کردند. در بررسی بر روی سنجش کمی عناصر سنگین در گاماروس‌های مصب رودخانه‌های جنوب‌شرقی دریای خزر حسینی و همکاران (۱۳۷۹) نتیجه گرفتند، میزان جذب و تجمع عناصر سنگین در گاماروس‌های نر و ماده به‌نسبت یکسان بوده و این میزان تجمع به جنسیت گاماروس‌ها ارتباطی نداشته و بر یکدیگر تأثیرگذار نیستند. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی رودخانه‌های سیاهرود، هراز و چالوس توسط روشن‌طبری (۱۳۷۳، ۱۳۷۵ و ۱۳۷۹) با هدف اطلاع از کمیت و کیفیت آب رودخانه برای کنترل و مدیریت صحیح منابع آب، بررسی و شناسایی تنوع آبزیان ساکن و همچنین شناسایی زنجیره تولیدات غذایی در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای انجام شد. نجف‌پور و همکاران (۱۳۸۳) در مطالعه لیمنولوژیکی رودخانه شیرود نشان دادند حداکثر میزان عناصر فسفات، نیترات، نیتریت و آمونیوم در فصول مختلف به‌ترتیب ۰/٦۰، ۰/۸٤، ۲/٤ و ۰/۲۰ میلی‌گرم در لیتر و میانگین آلاینده کلره از حداقل ۳/۷ برای لیندین تا حداکثر ۷۹/٤ برای هپتاکلر اپوکساید اندازه‌گیری شده است. نتایج بررسی لیمنولوژیک رودخانه‌های مهم حوزه جنوبی دریای خزر در استان گیلان با تاکید بر شناسایی منابع آلاینده رودخانه حویق، گرگانرود و شفارود (قانع‌ساسانسرایی و همکاران، ۱۳۸۵) نشان داد، فاکتورهای مورد بررسی (فسفر، نیترات، نیتریت، آمونیوم، اکسیژن محلول و اسیدیته آب) در محدوده مناسب قرار داشته است. میزان فلزات سنگین (مس، آهن، روی و سرب) در مقایسه با مقدار غلظت جیوه، کادمیم و کروم در هر سه رودخانه از غلظت بیش‌تر برخوردار بوده و به‌جز مس با مقدار ۱/۸۷ میلی‌گرم در لیتر همه در محدوده مجاز استاندارد آب‌های سطحی بوده‌اند. در دیگر پژوهش‌های انجام شده بر روی سم بنزن هگزاکلراید (BHC) به‌عنوان یک قارچ‌کش و حشره‌کش مشخص شد حلالیت آن در آب کم می‌باشد ولی این سم حتی در مقادیر کم ترکیبی، برای موش‌ها و انسان‌ها سرطان‌زا بوده است. همچنین در پژوهش‌های صورت گرفته بر روی ۵ گونه از ماهیان آب شیرین در مورد میزان و شدت سمیت آن مشخص گردید که این سم می‌تواند در دوز ۰/۰۵-۰/۲ میلی‌گرم در لیتر در مدت زمان ۹٦ ساعت موجب تلفات ۵۰ درصد ماهیان شود (Clive و همکاران، ۱۹۹٤). در مطالعه انجام شده دیگری بر روی سم د.د.ای (D.D.E) در مقایسه با سم د.د.ت (D.D.T)

Archive of SID

www.SID.ir

در آبزیان دریایی مشخص شد، غالب هیدروکربن‌های کلرینه دریا و حدود ۸۰ درصد هیدروکربورهای موجود در ارگانیزم‌های دریایی از D.D.E تشکیل شده است و به احتمال زیاد تمام D.D.E با شکستن از D.D.T حاصل می‌شود (Clark، ۱۹۹۲). در پژوهش‌های انجام گرفته در رابطه با تأثیر تعدادی از سموم کلره بر روی ماهیان اقتصادی مانند قزل‌آلای انگشت‌قد نتایج نشان داد، د.د.ت و کلردان (۰/۵ میلی‌گرم در لیتر)، هپتا کلر (۰/۲۵ میلی‌گرم در لیتر)، توکسافن، هپتا کلر، آلدرین، دیلدرین و متوکسی کلر (۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر) به شکل محلول در آب، می‌توانند بعد از ٢٤ ساعت صد درصد ماهیان را تلف کنند (Lawrence، ١٩٦١). هدف از این پژوهش بررسی، اندازه‌گیری و مقایسه شرایط و وضعیت فاکتورهای غیرزیستی دو رودخانه از رودخانه‌های مهم شیلاتی در استان مازندران (تجن و سرخرود) در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید بوده است.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و برخی سموم ارگانوکلره آب در محدوده مصب در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید در رودخانه تجن و رودخانه سرخرود از اواسط اردیبهشت تا شهریور مورد بررسی قرار گرفته است. منطقه نمونه‌برداری در رودخانه تجن در حدفاصل روستای خزرآباد تا مصب دریای خزر و در رودخانه سرخرود در حد فاصل پل سرخرود تا مصب دریای خزر قرار داشته است. در هر رودخانه، سه ایستگاه به‌ترتیب منطقه مصب؛ محل رهاسازی بچه‌ماهی سفید و بالادست محل رهاسازی ماهی تعیین گردید. نمونه‌برداری در هر ایستگاه از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و سموم کلره انجام گرفت. عوامل فیزیکوشیمیایی مورد بررسی شامل؛ دمای آب و هوا، اسیدیته آب، شوری، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول در آب، نیترات، نیتریت، آمونیوم، سدیم، منیزیم و املاح محلول در آب و همچنین تعیین میزان آلاینده‌گر سموم کلره در محیط آب با نمونه‌برداری مورد سنجش قرار گرفت. آزمایش‌ها برای سنجش و آنالیز پارامترهای مختلف آب رودخانه‌های مورد مطالعه پس از نمونه‌برداری آب و انتقال آن به آزمایشگاه براساس استاندارد روش Clesceri و همکاران (۲۰۰۵) و همچنین در محل با دستگاه مولتی‌پارامتر آب (PCD-650) انجام گرفت. اندازه‌گیری اکسیژن محلول و BOD5 به روش وینکلر، هدایت الکتریکی (EC) و مجموع مواد جامد محلول (TDS) به‌وسیله دستگاه Conductivity/TDS meter ساخت کمپانی HACH، سختی کل به روش کمپلکسومتری با استفاده از EDTA (Eaton و همکاران، ۲۰۰۷)، اندازه‌گیری مواد ازته و فسفره به‌وسیله دستگاه اسپکتروفتومتر UV-VIS 9000cecil و منطبق بر APHA (۲۰۰۵) و با روش Sapozhnikov و همکاران (۱۹۸۸)، اندازه‌گیری دو عنصر کلسیم و منیزیم با استفاده از روش تیتراسیون با کمپلکس اریوکروم بلاک‌تی و موراکساید با محلول EDTA انجام شد. سموم ارگانوکلره مورد سنجش در این پژوهش شامل؛ ترکیبات: Dieldrin، Aldrin، Endrin Endosulfan Sulfate، Endrin aldehyde، Heptachlor Epoxide، Heptachlor or Lindane، γ-BHC، DDE، DDD، DDT، α-Endosulfan، β-Endosulfan، δ-BHC، α-BHC و β-BHC بود که برای این منظور آب رودخانه از سه نقطه در محدوده هر ایستگاه (۵ لیتر) جمع‌آوری و پس از همگن‌سازی در یک ظرف ۲۰ لیتری، مقدار یک لیتر از آن به ظروف شیشه‌ای تیره دو لیتری شامل تثبیت‌کننده مواد آلی (ان- هگزان) ریخته می‌شد. پس از مراحل آماده‌سازی، جداسازی فاز آلی از مایع، آب‌زدایی از فاز آلی، تغلیظ و آماده‌سازی نهایی قرائت نمونه‌های سموم ارگانوکلره با استفاده از

Archive of SID
www.SID.ir

دستگاه گاز کروماتوگرافی GC به همراه دتکتور ECD (Electron Capture Detector) (با حداقل قابل تشخیص ppb ۰/۱) براساس US-EPA, 508 انجام شده (EPA، ۱۹۹۶) و سپس مقدار آن محاسبه شد.

ثبت اطلاعات، تهیه جدول‌ها و نمودارها به تفکیک گروه‌های مختلف آزمایشی (پارامترهای فیزیکوشیمیایی و ارگانوکلره) با نرم‌افزار Excel, 2010 و تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با برنامه Spss (Version.18) انجام شد. از روش تجزیه واریانس (ANOVA) و آزمون t در سطح ۵ درصد به‌ترتیب برای بررسی داده‌های فیزیکوشیمیایی و سموم ارگانوکلره استفاده شد.

نتایج

نتایج به‌دست آمده از ثبت فاکتورهای فیزیکوشیمیایی در رودخانه‌های محل رهاسازی بچه‌ماهیان به‌شرح ذیل بود. کم‌ترین دمای آب و هوا در رودخانه‌های تجن و سرخرود در ماه اردیبهشت و بیش‌ترین آن مربوط به ماه مرداد بوده است. مقایسه میانگین دمای آب و هوا رودخانه تجن و سرخرود در طول دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید نشان داد، مقادیر ثبت شده با یکدیگر اختلاف معنی‌داری ندارند ($P>۰/۰۵$). تغییرات pH (اسیدیته آب) رودخانه‌های تجن و سرخرود زیاد نبوده و داده‌های لگاریتمی pH نیز از توزیع نرمال برخوردار بودند. حداقل میزان آن در رودخانه‌های تجن و سرخرود در ماه شهریور و حداکثر آن در ماه‌های مرداد و تیر ثبت گردید. میانگین اسیدیته در دو رودخانه با هم اختلاف معنی‌داری نداشتند ($P>۰/۰۵$). کم‌ترین هدایت الکتریکی (EC) آب در رودخانه‌های تجن و سرخرود در ماه شهریور و بیش‌ترین میزان این فاکتور در ماه مرداد و خرداد بود. میانگین مقادیر این فاکتور بین دو رودخانه دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P<۰/۰۵$). حداکثر میزان اکسیژن محلول در رودخانه تجن و سرخرود در لیتر در شهریورماه و حداقل آن در ماه اردیبهشت بود. میانگین اکسیژن محلول در رودخانه‌های تجن و سرخرود با یکدیگر از اختلاف معنی‌داری برخوردار نبوده‌اند ($P>۰/۰۵$). میزان مجموع مواد محلول در آب (TDS) رودخانه‌های تجن و سرخرود بیش‌ترین میزان به‌ترتیب در ماه مرداد و خرداد و کم‌ترین میزان در دو رودخانه در شهریورماه ثبت گردید. میانگین این فاکتور در رودخانه تجن و سرخرود با هم دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P<۰/۰۵$). فسفات در حداقل و حداکثر میزان غلظتی اندازه‌گیری شده در رودخانه تجن به‌ترتیب در ماه‌های تیر و اردیبهشت و در رودخانه سرخرود نیز در ماه‌های شهریور و اردیبهشت بوده است. میانگین فسفات اندازه‌گیری شده در دو رودخانه با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌دار نبوده‌اند ($P>۰/۰۵$). کم‌ترین و بیش‌ترین میزان اندازه‌گیری شده کلسیم و منیزیم درآب رودخانه تجن به‌ترتیب در ماه‌های شهریور و مرداد بوده است. میزان کلسیم و منیزیم در آب رودخانه سرخرود در کم‌ترین و بیش‌ترین مقدار به‌ترتیب در ماه‌های شهریور و خرداد بود. مقایسه میانگین این فاکتورها در رودخانه‌های تجن و سرخرود تفاوت معنی‌دار داشتند ($P<۰/۰۵$). میزان تغییرات شوری در رودخانه‌های تجن و سرخرود به‌ترتیب در بیش‌ترین مقدار در ماه‌های مرداد و خرداد و کم‌ترین میزان آن در شهریور بوده است. میانگین مقادیر شوری در دو رودخانه تجن و سرخرود با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P<۰/۰۵$). اکسیژن‌خواهی بیولوژیک (BOD_5) در رودخانه تجن در بیش‌ترین و کم‌ترین میزان خود به‌ترتیب در ماه‌های اردیبهشت و تیر و در سرخرود برای ماه‌های اردیبهشت و شهریور ثبت گردید. میانگین میزان این فاکتور بین رودخانه تجن با سرخرود دارای اختلاف معنی‌دار نمی‌باشد ($P>۰/۰۵$). سختی کل ($CaCO_3$) آب رودخانه‌های تجن و

Archive of SID

www.SID.ir

سرخرود بر حسب کربنات کلسیم بیش‌ترین مقدار به‌ترتیب در ماه‌های مرداد و اردیبهشت و کم‌ترین میزان آن در ماه‌های شهریور و خرداد بوده است. میانگین به‌دست آمده برای این فاکتور در رودخانه‌های تجن و سرخرود با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P<۰/۰۵$). کم‌ترین مقدار نیتروژن آمونیاکی (NH_4^+) برای رودخانه تجن و سرخرود به‌ترتیب در ماه‌های اردیبهشت و شهریور و بیش‌ترین میزان آن در ماه‌های تیر و مرداد ثبت گردید. میانگین این فاکتور در رودخانه‌ها با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P<۰/۰۵$). میزان حداقل و حداکثر نیترات در رودخانه تجن به‌ترتیب در ماه‌های شهریور و اردیبهشت و در رودخانه سرخرود در ماه‌های شهریور و مرداد بود. نتایج نشان داد که میانگین مقادیر در رودخانه‌های تجن و سرخرود دارای اختلاف معنی‌دار نبود ($P>۰/۰۵$). نتایج اندازه‌گیری نیترات و نیتریت نشان داد حداقل مقدار برای نیتریت، در دو رودخانه به‌ترتیب در ماه‌های تیر و شهریور و حداکثر نیتریت به‌ترتیب در ماه‌های اردیبهشت و مرداد بود. میانگین میزان نیتریت در رودخانه تجن و سرخرود نیز با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌دار نبوده‌اند ($P>۰/۰۵$) (جدول ۱).

جدول ۱- تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه‌های تجن و سرخرود در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید انگشت‌قد.

رودخانه	تجن			سرخرود		
فاکتور فیزیکوشیمیایی	حداقل	حداکثر	میانگین	حداقل	حداکثر	میانگین
دمای آب (درجه سانتی‌گراد)	۲۱	۳۱	۲۶/۷±۱/۷۲	۱۹	۳۰	۲۵/۸±۱/۸۷
دمای هوا (درجه سانتی‌گراد)	۲۳	۳۵	۳۰/۲±۱/۸۸	۲۱	۳۳	۲۸/٤±۱/۸۹
اسیدیته	۷/٤	۸/٤	۷/۹۷±۰/٤٦	۷/۲	۸/۳	۷/۷۷±۰/۵۸
هدایت الکتریکی (سانتی‌متر/ میکروزیمنس)	۲٤۰۰	۱۷۸۰۰	۱۱۹۲۰±۸۳۸	٦۸۰	۷۹۰۰	۱۵۸۳±۳٦۸
اکسیژن محلول (لیتر/ میلی‌گرم)	٦/۱	۹/٦	۷/٤± ۰/۱٦	۵/۸	۱۰/۰	۷/۸±۰/۱٤
مجموع مواد محلول (لیتر/ میلی‌گرم)	۱۱۰۰	۱۳۲۰۰	۷۹۹٤±۵۵۷	٤۹۰	۵۰۰۰	۱۳۱۷±۲۵۷
فسفات (لیتر/ میلی‌گرم)	۰/۰٤۰	۰/۰۵٦	۰/۰٤۹±۰/۰۰۳	۰/۰۳۸	۰/۰۷۱	۰/۰۵۱±۰/۰۰۷
کلسیم محلول (لیتر/ میلی‌گرم)	۲٤۰	٦۳۱	٤۷۰±٦۸/۵٦	٤۰	۸٦	۵۷±۸/۷٤
منیزیم (لیتر/ میلی‌گرم)	۳۲۵	۸۸۱	٦٤۱±۹۳/٦٦	۵۲	۱۲۰	۷٤±۱۳/۰۵
شوری (لیتر/ میلی‌گرم)	۱/٦۲	۱۲/۰۲	۸ /۰٤±۰/۷	۰/۵	۵/۳٤	۱/۱۷ ± ۰/٤
مصرف اکسیژن بیولوژیک (لیتر/ میلی‌گرم)	۲/۲	۳/٤	۲/۸ ±۰/۲۰	۱/۸	۳/۰	۲/٤±۰/۲۳
سختی کل بر حسب کربنات کلسیم (لیتر/ میلی‌گرم)	۲۱۰۰	٤۹۰۰	۳٦۰۰±٤٦۰	۳۰۰	۷۰٦	٤۰۸ ±۷٦
آمونیوم (لیتر/ میلی‌گرم)	۰/۱۷۲	۰/۵۲۳	۰/۳۸۹±۰/۰۵۹	۰/۱۱۱	۰/۱۹۱	۰/۱٤۱±۰/۰۱٤
نیترات (لیتر/ میلی‌گرم)	۰/۱۳۵	۰/۵۹۰	۰/۳۳۰ ±۰/۰۸۵	۰/۳٤۱	۰/۵۲۰	۰/٤۲۰±۰/۰۳٤
نیتریت (لیتر/ میلی‌گرم)	۰/۰۱۵	۰/۰٤۸	۰/۰۳۰ ±۰/۰۰۵	۰/۰۱۹	۰/۰۵۰	۰/۰۳٤±۰/۰۰۷

نتایج به‌دست آمده از بررسی وجود ۱٦ نوع از سموم ارگانوکلره در آب رودخانه‌های تجن و سرخرود در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید بیانگر عدم سنجش و وجود سموم کلره α-Endosul، DDT، Heptachlor ،Endrin ،α-Endrin aldehyde، Epoxide، α-BHC، β-BHC و Dieldrin در هیچ‌یک از رودخانه‌های سرخرود و تجن در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید است ولی در این بررسی برخی دیگر از سموم ارگانوکلره مورد شناسایی و سنجش قرار گرفته است (جدول ۲).

Archive of SID
www.SID.ir

جدول ۲- میزان سموم ارگانوکلره (ppb) در رودخانه‌های تجن و سرخرود استان مازندران در دوره رهاسازی بچه‌ماهی سفید.

رودخانه	سرخرود			تجن		
ایستگاه‌ها	۱	۲	۳	۱	۲	۳
Aldrin	n.d*	n.d	n.d	۰/۲۲	n.d	n.d
Heptacholor	۰/۱۱	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d
δ-BHC	۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d
Lindane	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Endosulfan Sulfate	n.d	n.d	n.d	۰/۱۳	n.d	n.d
β-Endosul	۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۱۵	n.d	n.d
DDD	n.d	۰/۱۵	n.d	n.d	n.d	n.d

* not detected

بحث و نتیجه‌گیری

از مشکلات عمده در بازسازی ذخایر ماهیان تلفات بچه‌ماهیان در زمان رهاسازی از مراکز تکثیر به محیط‌های طبیعی است (Bohnsack، ۱۹۹۶) و بیش‌ترین تلفات بچه‌ماهیان در هنگام ورود به محیط طبیعی اتفاق می‌افتد (Olla و همکاران، ۱۹۹۸). میزان بازگشت شیلاتی ماهی سفید در سال‌های گذشته به حدود ۱۶ درصد نیز رسیده بود. در سال‌های اخیر سیر نزولی داشته و به حدود ۱۱-۸ درصد کاهش یافته است (صالحی، ۱۳۸۸). در دوره رهاسازی قرار داشتن فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه در دامنه تحمل بچه‌ماهیان نقش مهم و اساسی در سلامت و بقای بچه‌ماهیان دارد که بررسی این موضوع در این مطالعه انجام گرفته است.

افزایش و کاهش زیاد دمای آب علاوه‌بر تأثیر مستقیم بر حیات و فعالیت‌های متابولیک ماهیان رهاسازی شده در رودخانه‌ها موجب شدت و حدت تأثیر سوء بسیاری دیگر عوامل زیستی و غیرزیستی بر حیات بچه‌ماهیان می‌گردد. دمای مرگ ماهی ۳۲ درجه سانتی‌گراد است و در بیش از ۲۸ درجه سانتی‌گراد رشد ماهیان گرم‌آبی متوقف می‌گردد (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۳). همچنین سمیت برخی آلاینده‌های فلزی و شیمیایی در محیط آب با افزایش دما شدت می‌یابد، مضافاً با افزایش تنفس میزان حد سمیت آن‌ها کاهش و همچنین میزان جذب آلاینده‌ها در بافت ماهی افزایش می‌یابد (Olsson، ۱۹۹۸).

در این پژوهش دمای آب در رودخانه تجن و سرخرود از حد بالایی کشنده ماهیان فراتر نرفته است ولی دماهای ثبت شده در اواسط تابستان ۳۰-۳۱ درجه سانتی‌گراد در این دو رودخانه در حد نامناسب قرار گرفته و به‌خصوص با کاهش آب تازه در رودخانه‌ها در این ایام از سال باید شرایطی در رهاسازی مهیا شود که احتمال تلف شدن بچه‌ماهیان سفید خاصه در اوزان کم‌تر از یک گرم که از آسیب‌پذیری و مقاومت کم‌تری برخوردار می‌باشند، به‌طور کامل جلوگیری شود.

براساس نتایج به‌دست آمده از اندازه‌گیری نیتریت و نیترات در رودخانه تجن و سرخرود (جدول ۱) و مقایسه آن با مقادیر استاندارد که برای نیترات میزان کم‌تر از ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر را از نظر زیست‌محیطی و کم‌تر از ۰/۰۰۱ میلی‌گرم در لیتر را در آب‌های طبیعی سطحی جاری و برای نیترات تا حداکثر ۱ میلی‌گرم در لیتر قابل‌قبول می‌دانند (McNeely و همکاران، ۲۰۰۲)؛ مشخص می‌شود میزان حداکثر نیتریت اندازه‌گیری شده در رودخانه‌های تجن و سرخرود در حد نامناسب قرار دارد که این میزان

Archive of SID

www.SID.ir

بیانگر آلودگی آب در هر دو رودخانه با سموم کشاورزی یا دیگر آلاینده‌های انسانی و صنعتی می‌باشد.

میزان فسفر در آب‌های طبیعی سطحی حداکثر ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر و در مخازن آبی کم‌تر از ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر مجاز می‌باشد، است (McNeely و همکاران، ۲۰۰۲؛ EPA، ۱۹۹۶). نتایج به‌دست آمده نشان داد حداکثر میزان فسفات آب رودخانه تجن ۰/۰۵۶ میلی‌گرم در لیتر و سرخرود ۰/۰۷۱ میلی‌گرم در لیتر قرار بوده است. این میزان فسفر از استاندارد آب‌های طبیعی پایین‌تر می‌باشد ولی از حد مخازن آبی که لازم است کیفیت مناسب‌تری داشته باشند، بالاتر می‌باشند. میزان تغییرات اسیدیته آب در تمام دوره نمونه‌برداری در رودخانه تجن و سرخرود در محدوه آب‌های قلیایی قرار داشت. میانگین به‌دست آمده در تجن ۷/۹۸ و در سرخرود ۷/۷۷ بوده است که نشان می‌دهد آب این رودخانه‌ها در محدوده pH مناسب (۸/۵-۷/۵) که مورد پذیرش انواع آبزیان و بسیاری ماهیان برای بقاء و زادآوری می‌باشد، قرار داشت (اسماعیلی، ۱۳۷۹؛ Horvath و همکاران، ۱۹۹۲). آبی که pH آن کمی قلیایی است، نسبت به آبی که کمی اسیدی است، برای حیات و بقای ماهی مناسب‌تر می‌باشد (Pillay، ۲۰۰۴).

حداقل سطح اکسیژنی که یک رودخانه بتواند تنوع زیستی و سلامت اکولوژیکی خود را حفظ کند، ۶ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد (EPA، ۱۹۹۶). آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده (US-EPA) براساس مقدار BOD_5 برای طبقه‌بندی رودخانه‌ها، معمولاً اکسیژن بیولوژیک مصرفی در محدوده بین ۳-۲ میلی‌گرم در لیتر را برای آب‌های به‌نسبت آلوده و بیش از ۵ میلی‌گرم در لیتر را برای آب‌های بسیار آلوده در نظر گرفته است (EPA، ۱۹۹۶). همچنین برای طبقه‌بندی کیفی آب رودخانه‌ها، اسماعیلی‌ساری (۱۳۸۳) و Streble (۱۹۸۶) بیان کرده‌اند که رودخانه‌های برخوردار از اکسیژن محلول به‌میزان ۶ میلی‌گرم در لیتر و BOD_5 کم‌تر از ۵ میلی‌گرم در لیتر و میزان آمونیوم کم‌تر از ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر در کلاس II که معرف آب‌های سطحی با آلودگی متوسط می‌باشد، قرار می‌گیرند. بنابراین با توجه به نتایج به‌دست آمده از اندازه‌گیری فاکتورهای مورد نظر در آب رودخانه‌های تجن و سرخرود (جدول ۱) می‌توان نتیجه گرفت که در دوره رهاسازی بچه‌ماهیان سفید این دو رودخانه از نظر فاکتورهای مورد ذکر در گروه رودخانه‌های با آلودگی متوسط قرار گرفته‌اند. حداکثر میزان آمونیوم در رودخانه تجن ۰/۵۲۳ میلی‌گرم در لیتر و در سرخرود ۰/۱۹۱ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شده است. McNeely و Neimanis (۲۰۰۲) و EPA (۱۹۹۶) میزان مجاز یون آمونیوم (NH_4^+) در آب‌های طبیعی را در حد کم‌تر از ۱ میلی‌گرم در لیتر گزارش کرده‌اند. همچنین در شرایط آبی مختلف میزان دامنه تغییرات آمونیم در آب‌های جاری را از ۳-۰ میلی‌گرم در لیتر مجاز دانسته‌اند که حد پایین آن در هر محیط آبی برتر می‌باشد ولی میزان بیش‌تر از آن را سبب آلودگی آب و موجب مسمومیت موجودات آبزی خاصه ماهیان دانسته‌اند (Bellingham، ۲۰۱۱). در این پژوهش، اگرچه مقدار آن به بیش‌تر ازحد استاندارد نرسیده ولی نتایج نشان می‌دهد اختلاف میزان این فاکتور بین دو رودخانه معنی‌دار است ($P<0/05$). همچنین نتایج نشان می‌دهد بار آلودگی مواد آلی در رودخانه تجن به‌میزان قابل‌توجه‌ای بیش‌تر از رودخانه سرخرود می‌باشد، به‌طوری‌که رسیدن به حد بحرانی این آلودگی در رودخانه تجن محتمل‌تر است. سختی یا سنگینی آب در ارتباط با میزان کلسیم و منیزیم و دیگر مواد موجود در آب می‌باشد. با توجه به نتایج به‌دست آمده (جدول ۱)، آب رودخانه تجن در گروه آب‌های خیلی سنگین و

Archive of SID
www.SID.ir

آب رودخانه سرخرود در گروه آب‌های سبک قرار می‌گیرد. مقایسه آماری اختلاف این فاکتورها در دو رودخانه نیز معنی‌دار است ($P<۰/۰۵$). کیفیت مناسب سختی آب برای زادآوری و پرورش ماهیان ۴۰۰-۵۰ میلی‌گرم در لیتر است (اسماعیلی، ۱۳۷۹؛ EPA، ۱۹۹۶). افزایش زیاد میزان سختی آب موجب تخریب تخم و لارو ماهیان و سختی تنفس آنان می‌گردد (Weiner، ۲۰۰۷). با توجه به نتایج حاصل رودخانه سرخرود از شرایط آبی مناسب‌تری برای حیات و زادآوری ماهیان آب شیرین در مقایسه با تجن برخوردار می‌باشد که باید مورد توجه و دقت‌نظر بیش‌تر برای رفع موانع مهاجرت مولدین ماهیان برای زادآوری طبیعی در این رودخانه گردد. دامنه تغییرات و میانگین مجموع مواد محلول اندازه‌گیری شده در رودخانه تجن و در رودخانه سرخرود (جدول ۱) نشان می‌دهد، بین دو رودخانه اختلاف این فاکتور معنی‌دار بوده است ($P<۰/۰۵$) و میزان آن در روخانه تجن به‌طور قابل‌توجه بیش‌تر از سرخرود است از آن‌جا که بیان شده در اکوسیستم‌های آبی، ماهیان قابلیت تحمل مواد محلول تا هزار میلی‌گرم در لیتر را دارا هستند (Boyd، ۱۹۹۹). بنابراین می‌توان بیان داشت شرایط آب رودخانه سرخرود در رابطه با این فاکتور از رودخانه تجن مناسب‌تر است.

جدول ۱، ضمن بیان معنی‌دار بودن اختلاف این فاکتور در دو رودخانه همچنین نشان می‌دهد آب رودخانه تجن بیش‌تر از سرخرود تحت‌تأثیر آب دریای خزر و عدم وجود جریان‌های آب تازه از بالادست قرار دارد و با توجه به این‌که به‌طورکلی ماهیان هدایت الکتریکی تا $\mu s.cm^{-1}$ ۶۰۰۰ را تحمل می‌کنند و محدوده مطلوب آن‌ها ۲۷۰۰-۱۰۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر است (Horvath و همکاران، ۱۹۹۲). می‌توان نتیجه گرفت که شرایط آبی در رودخانه سرخرود برای رهاسازی بچه‌ماهیان سفید مناسب‌تر از رودخانه تجن است. نتایج اندازه‌گیری سموم کلره (جدول ۲) بیانگر این می‌باشد که رودخانه‌های محل رهاسازی بچه‌ماهیان خاصه در نواحی منطقه مصبی به‌طور مشخص‌تری در معرض تجمع و حضور انواعی از این سموم قرار داشته‌اند و اگرچه مقادیر اندازه‌گیری شده در حد بحرانی نبوده است ولی به آن نزدیک بوده و در ضمن بیانگر آن است که این سموم که به‌طور غالب محصول فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد به همراه جریانات آب‌های سطحی وارد رودخانه‌های منتهی به دریای خزر شده و می‌توانند به جهت قابلیت ماندگاری طولانی‌تر و امکان جذب در پیکر آبزیان و ماهیان و مصرف‌کنندگان آن مشکلات شناخته و ناشناخته‌ای را ایجاد کنند. سموم کلره Aldrine، Delderin، Endrine از سموم مقاوم بوده و اشکال تبدیلی این سموم نیز سمی می‌باشد. مهم‌ترین ضرر این نوع سموم آن است که به جهت مقاوم بودن و حفظ خود در شرایط مختلف محیط آبی فرصت کافی برای تجمع در توده‌های زیستی آبزی مانند فیتو، زئو و بنتوز را داشته بنابراین برای انواع آبزیان سمی خطرناک محسوب می‌گردند. اگرچه نرخ LD50 آلدرین توسط پوست و دهان به‌طور میانگین حداقل ۴۰ و ۱۹۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن و غلظت بحرانی لیندین ۳۰۰ میکروگرم در لیتر برای ماهی می‌باشد (Clive، ۱۹۹۴).

براساس مجموع نتایج به‌دست آمده از این مطالعه می‌توان بیان داشت رودخانه‌های مورد مطالعه از وضعیت متغیر در طول دوره رهاسازی برخوردار بوده‌اند و شرایط آبی حاکم در رودخانه‌ها در دوره رهاسازی به‌دلیل گرمای آب و هوا، کاهش ورود آب تازه از بالادست و فعالیت‌های کشاورزی نامناسب شدن محیط آب رودخانه‌ها را شدت داده و میزان برخی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه را

Archive of SID

www.SID.ir

بحرانی و به آستانه تحمل بچه‌ماهیان می‌رساند، اما در مقایسه می‌توان بیان داشت که رودخانه سرخرود نسبت به رودخانه تجن از شرایط آبی مناسب‌تری برای رهاسازی برخوردار بوده است. همچنین با توجه به حضور قطعی انواعی از این سموم کلره رودخانه‌های مورد بررسی (تجن، سرخرود) ضروری است تا در دوران تخم‌ریزی طبیعی ماهیان و رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در رودخانه‌ها نسبت به عدم وجود این سموم در آب مطمئن گردید تا از تأثیرات سوء غیرقابل مشاهده بر بچه‌ماهیان جلوگیری گردد. در پایان پیشنهاد می‌گردد با نظارت و بررسی مستمر شرایط کمی و کیفی حاکم بر رودخانه‌ها و اصلاح موارد ضمن توزیع مناسب زمانی و مکانی رهاسازی بچه‌ماهیان، بستری امن برای بقاء و مهاجرت بچه‌ماهیان به دریا از طریق رودخانه‌های منتهی به آن و بازگشت دوباره ماهیان بالغ از دریا به رودخانه جهت تخم‌ریزی فراهم شود. زیرا که طراحی یک استراتژی نظارتی مناسب در برنامه رهاسازی بچه‌ماهیان کلید موفقیت و نجات نسل آن ماهیان است (Kenneth، ۱۹۹۵).

منابع

۱- اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۷۹. مبانی مدیریت کیفی آب در آبزی‌پروری. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران.۲٦۳ صفحه.

۲- اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۳. هیدروشیمی بنیان آبزی‌پروری. انتشارات اصلانی. ۲۵۸ صفحه.

۳- حسینی، ع.، شریف‌فاضلی، م.، و ریاحی‌بختیاری، ع.، ۱۳۷۹. سنجش کمی عناصر سنگین در گاماروس‌های مصب رودخانه‌های جنوب‌شرقی دریای خزر، مجله پژوهش و سازندگی، جلد ۱، شماره ٤٦، صفحات ۳۸-٤۳.

٤- روشن‌طبری، م.، ۱۳۷۳. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی رودخانه سیاهرود. مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران. ۸۲ صفحه.

۵- روشن‌طبری، م.، ۱۳۷۵. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی رودخانه تجن. مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران، ۷٦ صفحه.

٦- روشن‌طبری، م.، ۱۳۷۹. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی رودخانه چالوس. مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران، ۷٦ صفحه.

۷- صالحی، ح.، ۱۳۸۸. ارزیابی اقتصادی تولید بچه‌ماهی سفید و مقایسه سهم عوامل هزینه آن در سواحل جنوبی دریای خزر. همایش ملی دریای خزر.

۸- قانع‌ساسانسرایی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی لیمنولوزیک رودخانه‌های مهم حوزه جنوبی دریای خزر در استان گیلان با تاکید بر عوامل آلاینده. انتشارات مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱٦۵.

۹- گزارش سالیانه محیط زیست استان مازندران، ۱۳۸٦، ساری.

۱۰- نادری‌جلودار، م.، اسماعیل‌ساری، ع.، احمدی، م.ر.، سیف‌آبادی، ج.، و عبدلی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی سال چهارم، شماره دوم، زمستان.

۱۱- نجف‌پور، ش.، نصراه‌زاده، ح.، هاشمیان، ع.، رستمیان، م.ت.، مخلوق، آ.، علومی، ی.، و افرایی، م.ع.، ۱۳۸۳. مطالعات لیمنولوژیکی رودخانه شیرود. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۰۳ صفحه.

12. APHA (American Public Health Association), 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. Washington, DC. Publication Data. 118p.
13. Bellingham, K., 2011. Physicochemical Parameters of Natural Waters. Stevens Water Monitoring Systems, Inc. Available (2011/11/13): http://www.stevenswater.com.
14. Bohnsack, J.A., 1996. Maintenance and recovery of reeffisheryproductivity. In: N.V.C. Polunin and C.M. Roberts (eds.), Reef Fisheries, pp. 283-313. Chapman and Hall, London.
15. Boyd, C.E., 1999. Water Quality. An Introduction. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers Group. ISBN 0-7923-7853-9.

Archive of SID

www.SID.ir

16.Clark, R.B., 1992. Marin pollution.-Oxford Univ. Press, 3th Edition. New York.
17.Clesceri, L., Greenberg, A., and Trussell, R., 2005. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health, Assocdatron Weshington, U.S.A 10.1, 10.47.
18.Clive, T., 1994. The pesticides Manual: Incorporating the grochimicals. Hand book, 10th Edition. Cambridge: Royal Society of Chemistry. Inc. 1248p.
19.Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., and Greenberg, A.E., 2007. Standard methods for the examination of water and wastewater, American public Health Association, 21st EDITION, 1179.
20.EPA, 1996. US Environmental Protection Agency. Quality critical for waters, Washington, D.C. #508.
21.Horvath, L., Tamas, G., and Seagrave, C., 1992. Carp and pond fish culture. 2nd ed. 176p.
22.US-EPA, 1992. National Survey of Pesticide in Dinking water wells. Phase II Report EPA 570/9-91-020, National Technical Information Service, Spring-field, VA.
23.Kenneth, M.L., 1995. Significance of fish size-at-release on enharcement of striped Mullet fisheries in Hawaii. J. World Agric. Soc. 26 (2), 143-145.
24.Lawrence, M., 1951. Some effects of DDT on the Guppy and Brown trout. Special scientific report. No 399. United States Departmith. fish and wild life service.
25.McNeely, R.N., Neimanis, V.P., and Dwyer, L., 2002. Water qualitysourcebook: A guide to water qualityparameters.lastedition: 2002. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch (Ottawa). 89p.
26.Olla, B.L., Davis, M.W., and Ryer, C.H., 1998. Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. B. Mar. Sci. 62, 531-550.
27.Olsson, P.E., 1998. Disorders associated with heavy metal pollution. In: Fish diseases and disorders (Vol 2). Non infectiosdisorders. Leather land J.F. Woop.T.K. (Eds). CAB International Publishing. Oxford, England, 386p.
28.Pillay, T.V.R., 2004. Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Ltd. 189p.
29.Sapozhnikov, V.N., Agativa, A.E., Arjanova, N.V., Nalitova, E.A., Mardosova, N.V., Zobarowij, V.L., and Bandarikov, E.A., 1988. Methods of hydrochemical analysis of the major nutrients. VNIRO Publisher, Moscow, Russia.
30.Schram, S.T., Lindgren, J., and Evrard, L.M., 1999. Re-introduction of lakesturgeon in the St.Louis River, western lakesuperior. North Amer. J. Fish. Manage. pp. 815-823.
31.Warren, J.J., and Beckman, L.G., 1992. Fishway use by White sturgeon to by passmainstem Columbia River dams. In: (R.C. Beamesderefer & A.A. Nigroeds.). Status and habitat reguirements of the White sturgeon population in the Columbia River downstreamfrom McNary Dam. Volume I. final report (contract DE-A179-86BP63584) to Bonneville power Administration, Portland, Oregon, USA. United States of America: CRC Press, 442p.
32.Weiner, E.R., 2007. Applications of environmental aquatic chemistry. A practical guide.

Archive of SID

www.SID.ir