تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۳/۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۱/۲۱

نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۸، شماره ۱، بهار ۱۳۹۴

ص ۱۳۹-۱۵۵

مطالعهٔ تغییر برخی شاخص‌های یونی، بیوشیمیایی و هورمونی در بچه‌ماهیان سفید (*Rutilus frisii kutum* Kamenskii 1901) رهاسازی‌شده در مصب رودخانهٔ تجن (ساری)

❖ **محمد محیسنی:** دانشجوی دکتری، گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران
❖ **باقر مجازی امیری** *: استاد، گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
❖ **علیرضا میرواقفی:** دانشیار، گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران
❖ **محمد وحید فارابی:** استادیار، مؤسسهٔ تحقیقات شیلات ایران، پژوهشکدهٔ اکولوژی آبزیان دریای خزر، ساری، ایران
❖ **غلامحسین ریاضی:** استادیار، عضو هیئت علمی انیستیتو تحقیقاتی بیوفیزیک و بیوشیمی، دانشگاه تهران، ایران

چکیده

رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در نزدیکی مصب رودخانه انجام می‌شود که محل انباشت آلودگی‌های شیمیایی، سموم و فلزات سنگین است. این تحقیق با هدف بررسی چگونگی تطبیق اسمزی و یونی در بچه‌ماهیان سفید و در مصب رودخانهٔ تجن (ساری) با مطالعهٔ برخی شاخص‌های تنظیم فشار اسمزی انجام گرفت. تعداد ۵۰ عدد بچه‌ماهی سفید (۰/۵ گرم) در هشت قفس رهاسازی شدند که به طور عرضی در محل رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در رودخانهٔ مذکور قرار گرفته بودند. قفس‌ها به دو گروه تقسیم شدند: یک گروه روز اول ماهی‌دار و پس از هفت روز نمونه‌برداری شد. گروه دوم در روز چهارم ماهی‌دار شد و نمونه‌برداری از آن‌ها در ساعات ۳۶، ۴۸ و ۷۲ پس از رهاسازی انجام شد. نتایج اختلاف معناداری را از نظر فاکتورهای مورد بررسی (به جز یون کلر و هورمون T_4) بین گروه کنترل و گروه‌های آزمایشی نشان داد ($P< ۰/۰۵$). میزان یون‌های بررسی‌شده در گروه‌های آزمایشی بیشتر از گروه کنترل بود و در مورد یون‌های سدیم و پتاسیم روند افزایشی در میزان یون‌ها از ساعت ۷۲ تا روز هفتم دیده شد. میزان هورمون T_3 و درصد رطوبت بدن در ماهیان نگهداری‌شده در قفس‌ها کمتر از گروه کنترل بود و در برخی موارد اختلاف معناداری با گروه کنترل داشت ($P< ۰/۰۵$). مقدار هورمون T_4، گلوکز، پروتئین کل و درصد تلفات در ماهیان نگهداری‌شده در قفس‌ها به طور غالب بیش از گروه کنترل بود. از نظر هورمون کورتیزول میزان و وضعیت نسبتاً مشابهی بین گروه قفس‌ها و گروه کنترل تا ساعت ۷۲ دیده شد، اما در روز هفتم روند کورتیزول در گروه کنترل افزایشی و در گروه قفس‌ها کاهشی ارزیابی شد. برایند نتایج حاکی از اختلال در موفقیت بچه‌ماهیان سفید در تنظیم اسمزی و تطبیق با آب شور در رودخانهٔ تجن است.

واژگان کلیدی: آلودگی، بچه‌ماهی سفید، تطبیق با آب شور، تنظیم اسمزی، رودخانهٔ تجن.

* نویسندهٔ مسئول
bmamiri@ut.ac.ir

Archive of SID
www.SID.ir

۱. مقدمه

ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum* Kamenskii 1901) گونه‌ای رودکوچ است که طی ماه‌های اسفند و فروردین وارد رودخانه‌های منتهی به دریای خزر می‌شود و روی گیاهان آبزی، بسترهای شنی و سنگ‌ریزه‌ای تخم‌ریزی می‌کند (Abdoli, 1999). نوزادان با طی مراحل تکاملی و رشد و نمو خود رودخانه‌های محل تولد را به مقصد دریا ترک می‌کنند و بدین ترتیب چرخهٔ زندگی آن‌ها ادامه می‌یابد (Varedi & Fazli, 2005). طی دهه‌های گذشته ذخایر این ماهی بر اثر برداشت بی‌رویه همچنین، ازبین‌رفتن بسترهای طبیعی تخم‌ریزی در رودخانه‌ها و تالاب‌ها بر اثر برداشت شن و ماسه و واردشدن سموم کشاورزی، خانگی و صنعتی و کاهش سطح آب دریای خزر روند کاهشی را طی کرده است. با توجه به اهمیت این ماهی، شیلات ایران از سال ۱۳٦۱ با تکثیر مصنوعی و رهاسازی بچه‌ماهی برنامهٔ مدونی را در بازسازی ذخایر این ماهی آغاز کرده (Abdolmaleki, 2006) و سالانه حدود ۲۰۰ میلیون قطعه بچه‌ماهی سفید در رودخانه‌های گیلان و مازندران رهاسازی می‌کند. مطابق با منابع منتشرشده، سالانه هزینهٔ قابل توجهی به پرورش و رهاسازی بچه‌ماهیان انگشت‌قد اختصاص می‌یابد که این میزان فقط در سال ۲۰۰٤ برابر با ۱۲۳ ریال به ازای هر انگشت‌قد تولیدشده بوده است (Salehi, 2008).

تغییر شرایط زیستی رودخانه‌های حوزهٔ جنوبی دریای خزر با توجه به ورود آلاینده‌های صنعتی، کشاورزی و انسانی موجب شکل‌گیری محیطی ناامن برای تولیدمثل طبیعی ماهیان مهاجر به رودخانه‌های مزبور شده و نسل ماهیان مهم اقتصادی دریای خزر را با تهدید جدی مواجه کرده است (Farabi *et al*., 2007). از میان ترکیبات گوناگونی که در این امر دخیل‌اند، فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها از مهم‌ترین آلاینده‌های رودخانه‌های شمال کشور محسوب می‌شوند (Saeedi *et al*., 2001; Saeedi *et al*., 2006; Ranjbar and Hadian, 2008; Karbasi *et al*., 2010). علاوه بر آلودگی‌های مختلف در رودخانه‌های شمالی کشور، به دلیل پایین‌آمدن سطح آب رودخانه‌ها به‌خصوص در زمان رهاسازی بچه‌ماهیان، آب رودخانه تا چند کیلومتری مصب تحت تأثیر پیشروی امواج دریا قرار می‌گیرد که این امر باعث بالارفتن شوری آب و ایجاد محیط هایپرتونیک سلولی برای بچه‌ماهیان رهاسازی‌شده می‌شود و در نهایت بروز مرگ در آن‌ها را به دنبال دارد (Varedi & Fazli, 2005).

رودخانهٔ تجن از جمله رودخانه‌های مهم تکثیر و صید ماهی سفید است (Varedi & Fazli, 2005) و مطابق با گزارش‌های منتشرشده، در سال ۸۹ حدود ۲۵۰۰۰۰۰ قطعه بچه‌ماهی سفید در این رودخانه رهاسازی شده است (Hosseinzadeh Sahaf *et al*., 2012). فرسایش شدید حوزهٔ آبریز رودخانه، مجاورت زمین‌های کشاورزی در اطراف این رودخانه و استفادهٔ مداوم از آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌های مختلف، وجود صنایعی همچون کارخانهٔ چوب و کاغذ مازندران، همچنین جمعیت میلیونی گردشگر، جملگی از عواملی‌اند که به ورود طیف وسیعی از آلاینده‌های مختلف آلی و غیرآلی و فلزات سنگین به این رودخانه طی سال‌های اخیر منجر شده‌اند (Saeedi *et al*., 2006). گزارش‌های زیادی مبنی بر آلودگی با آفت‌کش‌ها (Shayeghi *et al*., 2001; Ebadi and Zare, 2005)، به‌خصوص فلزات سنگین (Zare and Ebadi, 2005; Kalantari and Ebadi, 2006; Eslami *et al*., 2010) در این رودخانه منتشر

Archive of SID

www.SID.ir

شده است. این رودخانه طی فصل سرد از وضعیت نسبتاً مطلوبی برخوردار است، اما در فصل بهار، به‌ویژه تابستان شرایط کیفی آب تغییر می‌کند و شدت تبخیر بر مشکلات آن می‌افزاید (Mehrdadi *et al.*, 2006). Varedi & Fazli (۲۰۰۵) نیز وضعیت کیفی نامناسبی را برای رودخانهٔ تجن در فصل تابستان و در زمان رهاسازی بچه‌ماهیان سفید گزارش کرده‌اند. Saeedi و همکاران (۲۰۰٦) گزارش کردند که غلظت فلزات سنگین کادمیم، نیکل و سرب در فصل تابستان و پاییز در رودخانهٔ تجن بیش از حد قابل قبول آژانس حفاظت محیط زیست امریکاست. غلظت فلزات سنگین نام‌برده در رودخانه طی فصول تابستان و پاییز از حد مجاز اعلام‌شدهٔ سازمان بهداشت جهانی نیز بالاتر است (WHO, 1993).

تطبیق با آب شور و حفظ هومئوستازی محیط داخلی بدن مرحله‌ای بسیار مهم و حساس در حیات ماهیان رودکوچ، نظیر بچه‌ماهیان سفید، در زمان ورود به دریاست. در نتیجهٔ این امر، ترکیب یونی پلاسما، هورمون‌ها و ساختارهای بیوشیمیایی بدن دستخوش تغییرات عمده‌ای می‌شود (Lerner *et al.*, 2007). یون‌های سدیم و کلر الکترولیت‌های عمده در مایعات بدن ماهیان را تشکیل می‌دهد. تنظیم این دو یون در فرایند تنظیم فشار اسمزی اهمیت ویژه‌ای دارد (Kaneko *et al.*, 2008). در ساعات اولیه پس از مواجههٔ ماهیان استخوانی و غضروفی- استخوانی با افزایش شوری آب، به دلیل اثر تنش شوری در ساختار و عملکرد فیزیولوژیک ماهیان و بالابودن نفوذپذیری غشاهای زیستی بدن به‌ویژه آبشش‌ها و آماده‌نبودن این اندام در دفع املاح، یون‌ها از محیط خارج به داخل بدن آن‌ها وارد می‌شوند. این امر سبب افزایش یون‌ها و اسمولاریته می‌شود (Marshall *et al.*, 1999). همچنین، به همراه این تغییرات، به دلیل نفوذپذیری زیاد بدن و در کنار آن آماده‌نبودن اندام‌های دفع‌کنندهٔ مایعات (کلیه‌ها) در جلوگیری از خروج مایعات، آب از بدن ماهیان خارج می‌شود و این امر سبب کاهش آب بافت‌های بدن آن‌ها می‌شود (Handeland *et al.*, 1998).

کورتیزول مهم‌ترین هورمون در تنظیم اسمزی ماهیان آنادروموس در زمان مهاجرت از آب شیرین به آب شور است. عملکرد این هورمون موجب افزایش قابلیت تحمل شوری، افزایش فعالیت آنزیم پمپ سدیم- پتاسیم (Na/hK-ATPase) و تغییر در شکل و تعداد سلول‌های کلراید در گونه‌های مختلف ماهیان می‌شود. کاهش در سطح پایهٔ این هورمون موجب کاهش قابل ملاحظه‌ای در ترشح سدیم، همچنین کاهش فعالیت آنزیم پمپ سدیم- پتاسیم می‌شود. از این رو، میزان ورود سدیم به بدن ماهی افزایش می‌یابد (Dean *et al.*, 2003). هورمون‌های تیروئیدی نیز نقش واضح و مشخصی در تغییرات فیزیولوژیکی و ریخت‌شناسی در ماهی طی فرایند تطبیق با آب شور ایفا می‌کنند. مهاجرت به سمت پایین‌دست رودخانه و ترجیح آب شور از نقش‌های مهم منتسب به هورمون‌های تیروئیدی است (Lerner *et al.*, 2007). با مهاجرت ماهی به سمت پایین‌دست رودخانه و در زمان تطبیق با آب شور، میزان هورمون‌های تیروییدی در خون افزایش می‌یابند (Waring and Moore, 2004). طبعاً هر گونه تغییر در سطح استاندارد هورمون‌های تیروییدی تأثیر منفی در موفقیت ماهی در تطبیق با آب شور خواهد داشت. مطالعات متعددی دربارهٔ تأثیر منفی فلزات سنگین در سیستم تنظیم اسمزی در بچه‌ماهیان رهسپارشونده به سمت دریا منتشر شده است (Al-Attar, 2007; Eyckmans *et al.*, 2010; Garcia-Santos, 2011; Farmen *et al.*, 2012).

Archive of SID

www.SID.ir

به‌رغم گزارش‌های متعدد مبنی بر آلودگی به فلزات سنگین (و سایر آلاینده‌ها) در رودخانهٔ تجن، متأسفانه تاکنون بررسی مستندی دربارهٔ چگونگی وضعیت بچه‌ماهیان پس از رهاسازی در رودخانه انجام نشده است. با توجه به موارد فوق و با عنایت به اینکه کسب قابلیت تطبیق با آب شور در مورد بچه‌ماهیان انگشت‌قد رودکوچ نظیر ماهی سفید، مرحله‌ای بسیار حساس و شکننده است و گذر از آن تأثیر مستقیمی در موفقیت بقای بچه‌ماهیان در زیست دریایی آن‌ها خواهد داشت، هدف از این مطالعه بررسی وضعیت عملکرد سیستم تنظیم اسمزی بچه‌ماهیان رهاسازی‌شده در رودخانهٔ تجن با استفاده از شاخص‌های یونی، هورمونی و بیوشیمیایی است.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. استقرار قفس‌های آزمایشی در رودخانه و نمونه‌برداری

این تحقیق در تابستان سال ۱۳۹۰ در مصب رودخانهٔ تجن (شهرستان ساری) و در محل رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در این رودخانه انجام شد. برای این تحقیق، هشت قفس (C)[1] پلاستیکی با ابعاد ۲۵×۲۳×۳۵ سانتی‌متر و قطر چشمهٔ ٤ میلی‌متر در محور عرضی رودخانه مستقر شد (شکل ۱). قفس‌ها با فواصل مساوی (حدود ۵ متر از یکدیگر) در عرض رودخانه به گونه‌ای قرار گرفتند که چهار قفس در کناره‌های دو سمت رودخانه و چهار قفس نیز در مرکز رودخانه قرار داده شد. عمق متوسط رودخانه در محل نصب قفس ۳ متر و قرارگیری قفس‌ها حدود ۱ متر پایین‌تر از سطح آب بود. قفس‌ها به دو گروه تقسیم شدند: یک گروه برای ارزیابی تأثیرات مواجههٔ بچه‌ماهیان با آب رودخانه طی دورهٔ زمانی بلندمدت هفت‌روزه (۷dac)[2] و گروه دیگر برای ارزیابی تأثیرات مواجههٔ بچه‌ماهیان سفید طی دوره‌های زمانی کوتاه‌مدت ۳٦ (۳٦hac)[3]، ٤٨ (٤٨hac) و ۷۲ ساعت (۷۲hac) بررسی شد. در واقع، از قفس‌های مربوط به گروه هفت‌روزه، فقط یک بار و آن هم در روز هفتم نمونه‌برداری از بچه‌ماهیان انجام شد؛ در حالی که در مورد قفس‌های گروه دوم، نمونه‌برداری از بچه‌ماهیان سه بار در ساعت‌های ۳٦، ٤٨ و ۷۲ انجام شد. درون هر قفس، تعداد ۵۰ قطعه بچه‌ماهی سفید با وزن متوسط ۰/۵ گرم قرار داده شد که از مجتمع تکثیر و پرورش شهید رجایی ساری تهیه شده بود. قفس‌های مربوط به گروه کوتاه‌مدت در چهارمین روز پس از ماهی‌دارکردن قفس‌های گروه بلندمدت ماهی‌دار شد. به بیان دیگر روز سوم (ساعت ۷۲) نمونه‌برداری از گروه کوتاه‌مدت، معادل با روز هفتم نمونه‌برداری از گروه بلندمدت بود. شوری آب رودخانه در روز ماهی‌دارکردن قفس‌های گروه بلندمدت ۸ و در روز ماهی‌دارکردن قفس‌های گروه کوتاه‌مدت ۱۱/۵ گرم در لیتر بود. هم‌زمان با شروع آزمایش در رودخانه، دو گروه کنترل مشابه با آنچه در مورد قفس‌ها در رودخانه ذکر شد (گروه‌های کوتاه و بلندمدت) در آزمایشگاه پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر نیز نگهداری می‌شد. شوری آب نگهداری ماهیان گروه کنترل، با الگوبرداری از تغییرات شوری در رودخانه، طی دورهٔ آزمایش تنظیم شد و ماهی‌دارکردن گروه‌های کنترل کوتاه و بلندمدت هم‌زمان با ماهی‌دارکردن قفس‌های

1. Cage

۲. هفت روز پس از تنش شوری (7 days after challenge)
۳. ساعت پس از تنش شوری (Hours after challenge)

Archive of SID

www.SID.ir

شکل ۱. تصویر ماهواره‌ای از محل آزمایش در رودخانهٔ تجن (پیکان موجود در شکل، محل استقرار قفس‌های آزمایشی نگهداری بچه‌ماهیان سفید را نشان می‌دهد)

گروه‌های کوتاه و بلندمدت در رودخانه انجام شد. به منظور ایجاد شوری مورد نیاز در گروه کنترل، از آب شور دریای خزر (شوری ۱۲/۵ گرم در لیتر)، که از فاصلهٔ حدود یک کیلومتری دور از خط ساحلی تأمین شده بود، و اختلاط با آب کارگاه (آب چاه) استفاده شد. تلفات بچه‌ماهیان در گروه کنترل، همچنین سایر گروه‌های آزمایشی به طور روزانه ثبت می‌شد. بررسی وضعیت بچه‌ماهیان هر روز در یک ساعت خاص (عصرها) به وسیلهٔ قایق انجام و تلفات در هر قفس ثبت می‌شد. خصوصیات فیزیک‌وشیمیایی آب رودخانه در محل نگهداری قفس‌ها نیز در روزهای اول، پنجم و هفتم ثبت شد (جدول ۱). پس از نمونه‌برداری از بچه‌ماهیان، نمونه‌های برداشته‌شده به صورت ماهی کامل در ازت مایع منجمد و پس از انتقال به آزمایشگاه، تا زمان سنجش‌های هورمونی و بیوشیمیایی در دمای ۷۰- درجهٔ سانتی‌گراد نگهداری شد.

جدول ۱. خصوصیات فیزیک‌وشیمیایی آب در محل آزمایش (رودخانهٔ تجن)

	روز اول	روز پنجم	روز هفتم
pH	۷/۹۵	۸	۸/۴۸
دما (^{o}C)	۲۳	۲۸	۳۰
O2 (mg/l)	۷/۳	۶/۱	۵/۶
شوری (ppt)	۸	۱۱/۴۵	۱۲/۵
Ec (ms/cm)	۱۵/۰۷	۱۶/۷۷	۱۷/۱۱
کدورت (FTU[a])	۶	۶	۶

a: Formazin Turbidity Unit

۲.۲. سنجش فلزات سنگین در آب محل استقرار قفس‌ها

با توجه به اینکه مطابق گزارش‌های منتشرشده، کادمیم، نیکل و سرب عمده‌ترین فلزات سنگین آلوده‌کنندهٔ رودخانه در فصل تابستان‌اند (Saeedi *et al.*, 2006)، غلظت فلزات سنگین ذکرشده در آب محل استقرار قفس‌ها (هشت منطقه) در روزهای اول، پنجم و هفتم در سه تکرار سنجش شد (در مجموع از آب اطراف هر قفس نه نمونه آب گرفته شد). نمونه‌های آب برداشته‌شده از محل قفس‌ها بلافاصله با اسید نیتریک تثبیت و تا زمان سنجش در دمای ٤

Archive of SID
www.SID.ir

درجهٔ سانتی‌گراد نگهداری شد. برای سنجش فلزات سنگین ذکرشده از دستگاه جذب اتمی[1] استفاده شد.

۳.۲. آماده‌سازی نمونه‌ها

با توجه به اندازهٔ کوچک ماهیان مورد آزمایش و نبود امکان خونگیری از آن‌ها، از همـوژن‌کـردن کـل بـدن ماهیان استفاده شد. از این روش به شـکل مـوفقی در ماهیان با اندازهٔ کوچک گونـه‌هـای مختلـف اسـتفاده شـده اسـت (Ramsay *et al.*, 2006; Sink *et al.*, 2007; Peterson and Booth, 2010). نمونـه‌هـای ماهی (دو عدد به ازای هر تکرار) در ۲ سـی‌سـی آب دیونیزه با هموژنایزر مـدل Thomas (USA) همـوژن شـد. پـس از سـانتریفیوژ بـه وسـیلهٔ سـانتریفیوژ یخچـال‌دار و در ۱٤۰۰۰ دور در دقیقـه، مـایع رویـی برداشته و تا زمان آزمایش‌ها در دمای ۳۰- نگهـداری شد.

۴.۲. سـنجش یـونی، هورمـونی، بیوشـیمیایی و رطوبت بدن

به منظـور سـنجش هورمـون‌هـای T_3 و T_4، از کیـت تشخیصی هورمون‌های مذکور، ساخت شرکت پیشتاز طب (تهران، ایران) و به روش ELISA مستقیم انجـام شد. سنجش هورمون کورتیزول نیز از روش ELISA مسـتقیم و بـا اسـتفاده از کیـت Monobind (لیـک فارست[2]، امریکا) انجـام گرفـت. بـرای انـدازه‌گیـری میزان پـروتئین کـل، گلـوکز و یـون کلسـیم از کیـت تشخیص کمّی به روش آنزیمـی- فتـومتری سـاخت شرکت پارس آزمون (کرج، ایران) استفاده شد. بـرای سنجش یون‌های سـدیم و پتاسـیم نمونـه‌هـا از روش اسپکتروسکوپی نشری شعله‌ای به وسیلهٔ دستگاه فلیم فتومتر[3] ساخت شرکت جنـوی[4] (انگلسـتان) اسـتفاده شـد (Handy & Depledge, 1999). بـه منظـور اندازه‌گیری یون کلر از روش کالری‌متری و بـه روش تیتراسیون با نیترات نقره بهره گرفته شد (Monette *et al.*, 2008). سنجش درصد آب بدن بچـه‌ماهیـان نیـز مطـابق روش Allen و Cech (۲۰۰۷) انجـام شـد. شایان ذکر است که تمامی سنجش‌های یادشده در سه تکرار انجام شدند.

۵.۲. تجزیه و تحلیل آماری

با توجه به قائـل‌شـدن احتمـال نـاهمگن‌بـودن محـل استقرار قفس‌ها، در تمامی فاکتورهای اندازه‌گیری‌شده از طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی استفاده شد. اما پـس از تجزیه، با توجه به اینکـه اثـر بلـوک معنـادار نشـد ($P> ۰/۰۵$)، بـه منظـور کمترشـدن واریـانس خطـای آزمایشی (در این صورت درجهٔ آزادی خطـا افـزایش می‌یابد)، طرح به شکل مجدد در قالب کاملاً تصـادفی تجزیه و نتایج ارائـه شـد. پـس از بررسـی وضـعیت نرمال‌بودن داده‌ها با آزمون کولموگروف- اسمیرنوف، داده‌هـا بـا آنـالیز واریـانس یـک‌طرفـه (One Way ANOVA) تجزیه و برای مقایسهٔ میانگین‌ها از آزمون چنددامنه‌ای دانکن استفاده شد. به منظور نرمال‌سـازی داده‌های درصدی نیز از Arcsin استفاده شد.

۳. نتایج

نتایج سنجش فلـزات سـنگین در جـدول ۲ گـزارش شده است. بیشترین میزان فلزات سـنگین مربـوط بـه فلز سرب و پس از آن نیکل و کادمیم بـود. جـدول ۳ مقایسـهٔ میـانگین نتـایج بررسـی میـزان یـون (الکترولیـت)هـای عصـارهٔ بـدن بچـه‌ماهیـان سـفید

1. Atomic Absorption
2. Lake Forest

1. Flame Photometer
2. Geneway

Archive of SID
www.SID.ir

آزمایشی را نشان می‌دهد. در خصوص یون سدیم، کمترین میزان در ماهیان گروه کنترل هفت‌روزه و بیشترین میزان در ماهیان قفس‌های گروه ٤٨ ساعته مشاهده و اختلاف معناداری بین گروه‌های یادشده دیده شد (P< ۰/۰٥). از نظر یون کلر کمترین مقدار به گروه ٣٦ ساعتهٔ کنترل و بیشترین مقدار به گروه هفت‌روزهٔ قفس‌ها تعلق داشت، اما اختلاف معناداری از این نظر مشاهده نشد (P >۰/۰٥). کمترین میزان یون پتاسیم در گروه کنترل هفت‌روزه و بیشترین مقدار در ماهیان قفس‌های گروه ٤٨ ساعته دیده شد (P< ۰/۰٥). دربارهٔ یون کلسیم نیز کمترین و بیشترین مقدار به ترتیب در ماهیان گروه‌های کنترل هفت‌روزه و ماهیان قفس‌های گروه ٤٨ ساعته دیده شده و اختلاف موجود معنادار بود (P< ۰/۰٥).

جدول ۲. نتایج سنجش فلزات سنگین (میکروگرم در مترمکعب) در آب محل استقرار قفس‌های آزمایشی

فلز سنگین / ایستگاه	کادمیم ($\mu g/m^3$)	نیکل ($\mu g/m^3$)	سرب ($\mu g/m^3$)
۱	۱٦/٦۷±۳/۳۳	٦٦±۱۲/۳۱	۲٤۲±۱۹/۲۸
۲	۲۰±٥/۷۷	۷۹/۳۳±۱۰/۳۷	۲۲۳±۷/۰۲
۳	٤٦/٦۷±۷/۲۸	۳۸/٦۷±۸/۸٥	۲۱٦/۳۳±۱۹/۱
٤	٦٦/٦۷±۱۰/۸	۷۷/۳۳±٦/۸٦	۲۷۱/٦۷±۱۹/۹۷
٥	۲۳/۳۳±۳/۳۳	۸۳/٦۷±۱٤/٤۳	۳۹۱±٤/۷۳
٦	۲٦/٦۷±۳/۳۳	۱۹±٤/۱۹	۳۸۳/۳۳±۱۲/۳۹
۷	۳٦/٦۷±٤/٥۳	۳۹±۱۰/۹۷	۳۰۱/٦۷±٦/٦۰
۸	۱۳/۳۳±۳/۳۳	٦۳±۸/۸۹	۳٥۰/۳۳±٦/۸۳
میانگین کل	۳۱/۲٥±٤/۸۸	٥۸/۲٥±۸/۸۷	۲۹۷/٤۲±۱٤/۳۱

جدول ۳. مقایسهٔ میانگین مقادیر یون‌ها در عصارهٔ بدن بچه‌ماهی سفید در گروه‌های مختلف آزمایشی

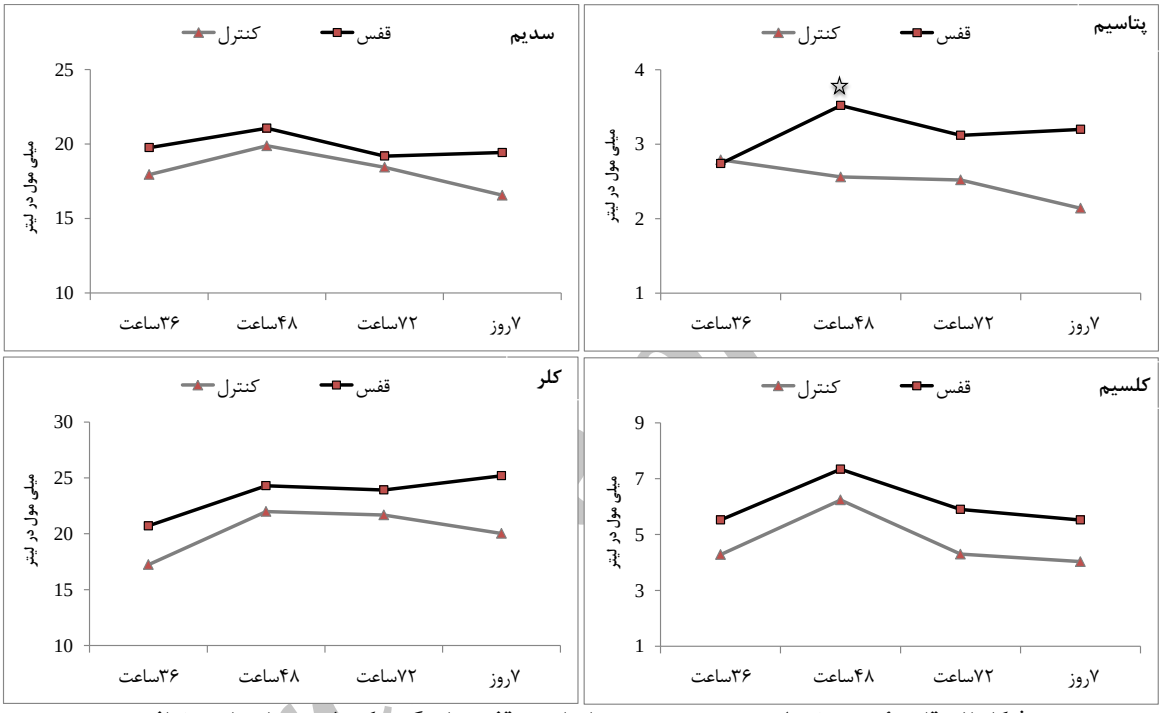
یون / گروه‌های آزمایشی	سدیم (mM/l) (Mean±SE)	کلر (mM/l) (Mean±SE)	پتاسیم (mM/l) (Mean±SE)	کلسیم (mM/dl) (Mean±SE)
Control 36hac	ab۱۷/۹٥±۰/۹۸	a۱۷/۲٤±۰/۹٦	ab۲/۷۹±۰/۰۳	ab٤/۲۸±۰/۳
Control 48hac	ab۱۹/۸۸±۰/٦۲	a۲۱/۹۹±۳/۱٦	ab۲/٥٦±۰/۲۳	cd٦/۲٤±۰/۳
Control 72hac	ab۱۸/٤٤±۰/۷۲	a۲۱/٦۸±۰/٥٦	ab۲/٥۲±۰/۱۷	ab٤/۳±۱/٥٤
Control 7dac	a۱٦/٥٦±۰/٤٤	a۲۰/۰۳±۰/٤٥	a۲/۱٤±۰/۱۲	a٤/۰۳±۰/۲۲
C 36hac	ab۱۹/۷٦±۱/۰۲	a۲۰/۷۱±۲/۹۹	bc۲/۷٤±۰/۰۹	abc٥/٥۲±۰/٤٤
C 48hac	b۲۱/۰٦±۰/۱٤	a۲٤/۳±۲/۲٤	c۳/٥۲±۰/۰۲	dv/۳٤±۰/۷٥
C 72hac	ab۱۹/۱۹±۰/۳۷	a۲۳/۹۲±۱/۰۱	bc۳/۱۲±۰/۱۱	bcd٥/۹±۰/۷۷
C 7dac	ab٤۳/۱۹±۰/٥	a۲/۲٥±۱/۱۷	bc۳/۲±۱۲/۰	abc٥/٥۲±۰/۲٤

*حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار است (P<0.05).

Archive of SID

www.SID.ir

روند تغییرات یونی در گروه کنترل و قفس‌های آزمایشی در شکل ۲ نشان داده شده است. همان گونه که دیده می‌شود، در مورد سدیم، کلر و پتاسیم تا ٤٨ ساعت پس از شروع تنش، میزان یون‌های مذکور افزایش سپس، تا ساعت ۷۲ میزان یون‌ها کاهش می‌یابد. پس از این زمان در مورد گروه کنترل روند کاهشی ادامه می‌یابد، اما در مورد قفس‌ها روند صعودی در میزان یون‌های ذکرشده دیده می‌شود. در مورد یون پتاسیم، در ساعت ٤٨ پس از شروع تنش، اختلاف معناداری بین گروه کنترل و قفس‌ها دیده می‌شود ($P< ۰/۰۵$). در خصوص یون کلسیم روند مشابهی در گروه کنترل و قفس دیده شد.



شکل ۲. مقایسهٔ روند تغییرات یونی در بدن بچه‌ماهیان در قفس‌ها و گروه کنترل در زمان‌های مختلف
ستاره نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار بین ماهیان قفس‌ها و گروه کنترل در یک زمان مشابه است ($P<۰/۰۵$).

نتایج آزمایش‌های بیوشیمیایی، هورمونی و درصد رطوبت بدن بچه‌ماهیان در جدول ٤ ارائه شده است. بیشترین میزان هورمون کورتیزول در گروه‌های ٤٨ ساعتهٔ کنترل و قفس و کمترین میزان در ماهیان قفس‌های گروه هفت‌روزه دیده شد و اختلاف معنادار بود ($P< ۰/۰۵$). از نظر تغییرات هورمون کورتیزول، روند مشابهی در ماهیان گروه‌های کنترل و قفس دیده شد، اما در روز هفتم در گروه کنترل روند صعودی دیده شد. این در حالی است که در گروه قفس‌ها، هورمون کورتیزول سیر نزولی داشت (شکل ۳). دربارهٔ هورمون T_3، بیشترین میزان در ماهیان گروه کنترل هفت‌روزه و کمترین میزان در ماهیان گروه ٤٨ ساعتهٔ قفس‌ها دیده شد ($P<۰/۰۵$). در هر دو گروه آزمایشی کنترل و قفس‌ها، روند صعودی از نظر میزان هورمون T_3 دیده شد. اختلاف معناداری از نظر هورمون T_4 بین ماهیان گروه کنترل و قفس‌های آزمایشی دیده نشد، اما بیشترین میزان این هورمون در گروه ۷۲ ساعتهٔ قفس‌ها دیده شد ($P >۰/۰۵$). الگوی

www.SID.ir

تغییرات این هورمون بین دو گروه آزمایشی دارای اختلاف قابل ملاحظه‌ای بود. در گروه کنترل، روند تغییر هورمون T_4 به شکل ملایمی شیب صعودی داشت در حالی که در گروه قفس‌ها، از ساعت ۷۲ تا روز هفتم، شیب نزولی آشکاری مشاهده شد.

گروه ۳٦ ساعتهٔ کنترل کمترین میزان و گروه ٤۸ ساعتهٔ قفس‌ها بیشترین میزان پروتئین کل را نشان داد (P< ۰/۰۵). در هر دو گروه، میزان پروتئین کل تا ساعت ٤۸ افزایش و پس از آن در گروه قفس‌ها، پس از ساعت ۷۲ دوباره به سمت افزایش و در گروه کنترل روند نزولی را نشان داد. اختلاف معناداری از نظر پروتئین کل در ساعت ۳٦ بین گروه‌های کنترل و قفس دیده شد (P< ۰/۰۵). از نظر میزان گلوکز بدن اختلاف معناداری بین گروه‌های مختلف مشاهده شد. بیشترین و کمترین میزان به ترتیب در گروه‌های ٤۸ ساعتهٔ قفس‌ها و گروه هفت‌روزهٔ کنترل دیده شد (P< ۰/۰۵).

روند تغییرات گلوکز در هر دو گروه الگوی مشابهی را نشان داد، اما سطح گلوکز بدن در گروه قفس‌ها به شکل قابل ملاحظه‌ای بیش از گروه کنترل بود و اختلاف معناداری در زمان‌های ٤۸ و ۷۲ ساعت بین دو گروه کنترل و قفس دیده شد.

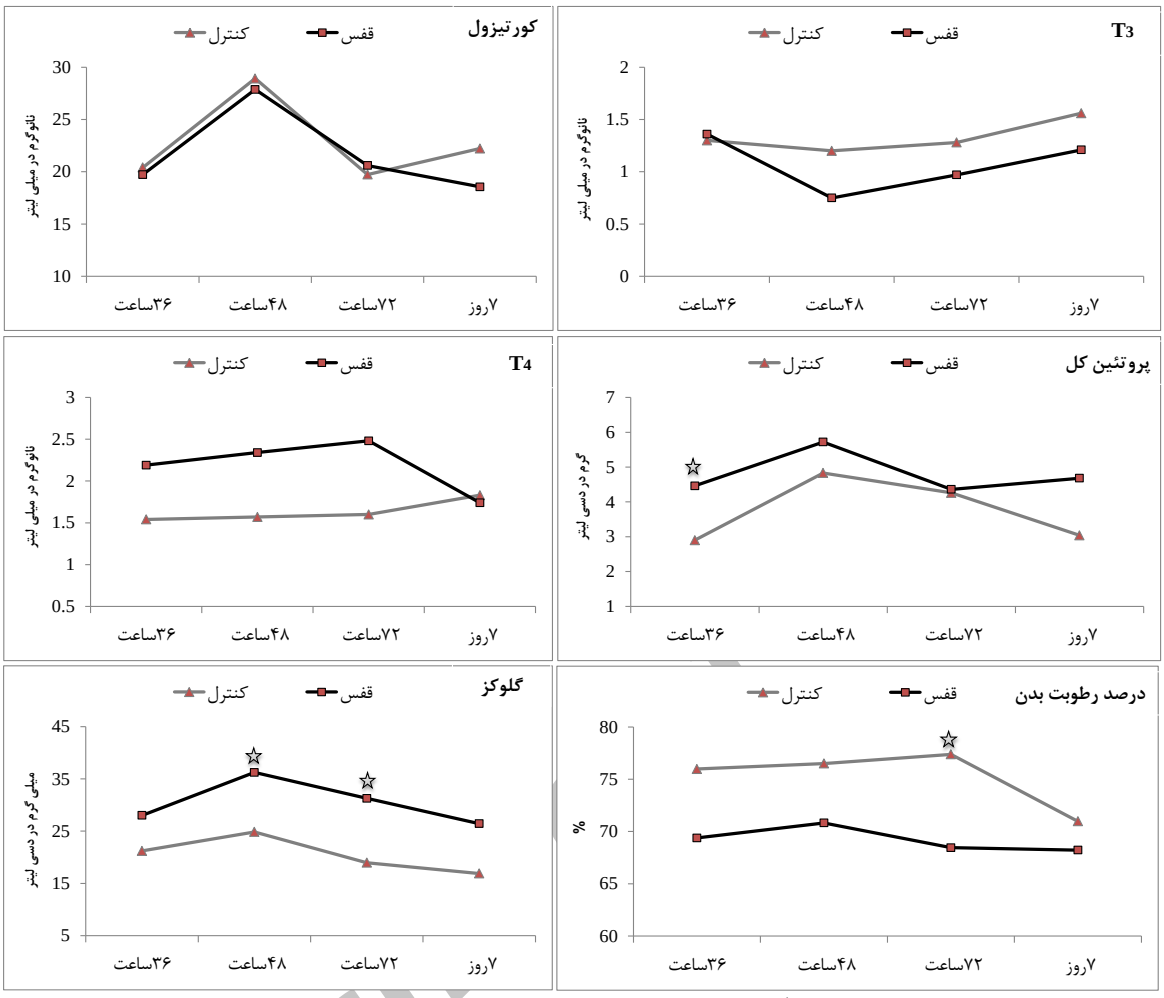
به لحاظ رطوبت بدن نیز اختلاف معناداری دیده شد و کمترین درصد رطوبت بدن در ماهیان گروه قفس هفت‌روزه و بیشترین سطح رطوبت بدن در گروه کنترل ۷۲ ساعته دیده شد (P< ۰/۰۵). روند کاهشی مشابهی از نظر درصد رطوبت بدن در هر دو گروه مشاهده شد، اما به طور کلی سطح رطوبت بدن در ماهیان گروه کنترل بالاتر از گروه قفس بود و در ساعت ۷۲، اختلاف معناداری با گروه قفس نشان داد. شکل ٤ درصد تلفات را در گروه‌های کنترل و قفس‌ها نشان می‌دهد. میزان تلفات در قفس‌ها بیش از گروه کنترل بود و بیشترین میزان تلفات در گروه قفس‌های هفت‌روزه دیده شد (P< ۰/۰۵).

جدول ٤. مقایسهٔ میانگین مقادیر برخی از فاکتورهای بیوشیمیایی و هورمونی و درصد رطوبت بدن بچه‌ماهیان سفید در گروه‌های مختلف آزمایشی

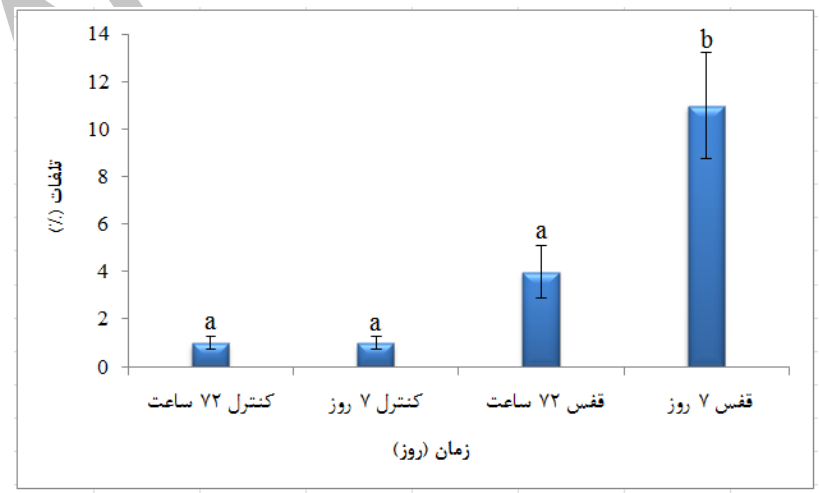
	کورتیزول (ng/ml) (Mean±SE)	T3 (ng/ml) (Mean±SE)	T_4 (ng/ml) (Mean±SE)	پروتئین کل (g/dl) (Mean±SE)	گلوکز (mg/dl) (Mean±SE)	رطوبت بدن (٪) (Mean±SE)
Control 36hac	^{a}۲۰/٤۱±۰/۲٦	^{ab}۱/۳±۰/۰٤	^{a}۱/۵٤±۰/۱	^{a}۲/۹±۰/۱۲	^{ab}۲۱/۲۲±۳/۳	^{ab}۷۵/۹۸±۱/۰۱
Control 48hac	^{b}۲۸/۹۳±۲/۹٤	^{ab}۱/۲±۰/۰۸	^{a}۱/۵۷±۰/۰۷	^{bc}٤/۸۳±۰/۰۷	^{ab}۲٤/۸٦±۳/۱	^{ab}۷٦/۵۱±٦/۸۲
Control 72hac	^{a}۱۹/۷٤±۱/٤۳	^{ab}۱/۲۸±۰/۲۵	^{a}۱/٦±۰/۲	^{abc}٤/۲٦±۰/۵۲	^{a}۱۸/۹٦±۳/۰٤	^{c}۷۷/۳۹±۱/۵۸
Control 7dac	^{a}۲۲/۳۳±۰/٦۵	^{b}۱/۵٦±۰/۰٦	^{a}۱/۸۳±۰/۰٦	^{ab}۳/۰٤±۰/۱۱	^{a}۱٦/۸۹±۱/۵۸	^{ab}۷۰/۹۸±۰/۹۷
C 36hac	^{a}۱۹/۷۳±۲/۷٦	^{ab}۱/۳٦±۰/۰۹	^{a}۲/۱۹±۰/۵۸	^{bc}٤/٤٦±۰/۱۱	^{abc}۲۸/۰۲±۰/۷۷	^{ab}٦۹/۳۸±۱/۳٤
C 48hac	^{b}۲۷/۸۸±۲/۹٤	^{a}۰/۷۵±۰/۰۱	^{a}۲/۳٤±۰/۳۳	^{c}۵/۷۲±۱/۰٦	^{c}۳٦/۲٤±۳/۱۸	^{ab}۷۰/۸۲±٤/۹٤
C 72hac	^{a}۲۰/٦±۱/۰٤	^{ab}۰/۹۷±۰/۰٦	^{a}۲/٤۸±۰/۱۲	^{abc}٤/۳٦±۰/۳۳	^{bc}۳۱/۲۸±۵/۵	^{a}٦۸/٤۵±۳/۷۵
C 7dac	^{a}۱۸/۵٦±۰/۷	^{ab}۱/۲۱±۰/۰۸	^{a}۱/۷٤±۰/۲۵	^{abc}٤/٦۸±۰/۲۸	^{abc}۲٦/٤٤±۱/۸۸	^{a}٦۸/۲۲±۰/۹۲

Archive of SID

www.SID.ir



شکل ۳. مقایسهٔ روند تغییرات هورمونی، بیوشیمیایی و درصد رطوبت بدن در بچه‌ماهیان در قفس‌ها و گروه کنترل در زمان‌های مختلف ستاره نشان‌دهندهٔ اختلاف معنادار بین ماهیان قفس‌ها و گروه کنترل در یک زمان مشابه است (P<۰/۰۵).



شکل ٤. درصد تلفات در گروه‌های مختلف آزمایشی (P<۰/۰۵)

www.SID.ir

٤. بحث و نتیجه‌گیری

Saeedi *et al.* (2006) میزان کادمیم، نیکل و سرب را در فصل تابستان در رودخانهٔ تجن به ترتیب ۸۰/۳، ۲۸/۵ و ۵۸/۵ میکروگرم در مترمکعب در آب گزارش کردند. همان گونه که در جدول ۲ ملاحظه می‌شود، میزان کادمیم، نیکل و سرب به ترتیب ۳۱/۲۵، ۵۸/۲۵ و ۲۹۷/٤۲ میکروگرم در مترمکعب آب اندازه‌گیری شد. صرف‌نظر از غلظت کادمیم که در مقایسه با نتایج تحقیق مذکور کمتر است، در مورد نیکل میزان اندازه‌گیری‌شده در این آزمایش تقریباً دو برابر و غلظت سرب حدود شش برابر مقادیر ذکرشده در گزارش Saeedi *et al.* (2006) است. نتایج مطالعه‌ای دیگر نیز دال بر غلظت بالای کادمیم و سرب (به ترتیب ۱/۱ و ۳۷ میلی‌گرم در لیتر) در رسوبات رودخانهٔ تجن است (Kalantari & Ebadi, 2006). بنابراین، نتایج سنجش فلزات سنگین در آب محل استقرار قفس‌های آزمایشی نشان‌دهندهٔ آلودگی فلزات سنگین در محل رهاسازی بچه‌ماهیان سفید در رودخانهٔ تجن است.

نتایج نشان داد که به لحاظ سطح یون‌های بررسی‌شده، اختلاف مشخص و معناداری بین بچه‌ماهیان سفید در گروه کنترل و قفس‌های آزمایشی دیده می‌شود (جدول ۳). استثنا در این زمینه یون کلر بود که اختلاف آماری معناداری بین زمان‌های مختلف گروه کنترل و قفس‌های آزمایشی در آن دیده نشد. همان‌گونه که نتایج نشان می‌دهد، در مورد یون‌های سدیم، پتاسیم و کلسیم، کمترین میزان یون در گروه کنترل هفت‌روزه و بیشترین مقدار یون‌های مذکور در ماهیان گروه ٤۸ ساعتهٔ قفس‌ها دیده می‌شود. همچنین، مقایسهٔ میزان یون‌های مطالعه‌شده در زمان‌های مشابه نشان می‌دهد که در تمامی زمان‌ها، گروه کنترل از سطح یونی پایین‌تری نسبت به گروه قفس‌ها برخوردار است، اگرچه در غالب موارد اختلاف معناداری بین زمان‌های مشابه در دو گروه کنترل و قفس‌ها دیده نشد (شکل ۲). روند تغییرات یونی در دو گروه کنترل و قفس نیز حائز نکات قابل توجهی است. همان‌طور که در بخش مقدمه ذکر شد، در زمان مواجهه با آب شور، به دلیل نبود آمادگی فیزیولوژیکی ماهی و نفوذپذیری بالای آبشش‌ها، ورود املاح و یون‌ها به درون بدن ماهی افزایش می‌یابد که این مسئله تا ساعت ٤۸ در مورد ماهیان هر دو گروه کنترل و قفس‌ها کاملاً مشهود است. اما پس از این زمان، روند نسبتاً متفاوتی بین گروه کنترل و قفس‌ها دیده می‌شود. در گروه کنترل پس از ساعت ٤۸، روند نزولی در سطح یون‌های بدن دیده می‌شود که نشان از پاسخ مثبت ماهی به فرایند تطبیق با آب شور دارد، اما در گروه قفس‌ها، در خصوص یون‌های سدیم، پتاسیم و کلر، به‌رغم کاهش نسبی تا ساعت ۷۲، روند صعودی در سطح یون‌های بدن تا روز هفتم (به جز یون کلسیم) دیده می‌شود. بررسی تغییرات یونی بدن، ابزار مناسبی برای درک اختلالات احتمالی در بدن ماهی در نتیجهٔ تغییرات فیزیک‌وشیمیایی آب، بیماری و آلودگی محسوب می‌شود (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۱). مطالعات مختلفی تغییر در سطوح یونی پلاسمای خون ماهیان آنادروموس را در نتیجهٔ تأثیر آلاینده‌ها گزارش کرده‌اند. Monette *et al.* (2010) گزارش کردند که طی دورهٔ شش‌روزهٔ مواجهه با آلومینیم در غلظت زیر کشنده، میزان یون‌های کلر و سدیم در گروه‌های آزمایشی اسمولت ماهی آزاد اطلس در مقایسه با گروه کنترل، به شکل معناداری افزایش یافت. Lerner *et al.* (2007) نیز افزایش در محتوای یون‌های سدیم

Archive of SID

www.SID.ir

و کلر در پلاسمای خون ماهی آزاد اطلس، همچنین کاهش میزان بازماندگی را در زمان تبدیل از مرحلهٔ پار به اسمولت، تحت تأثیر 4-Nonylphenol و 17βestradiol گزارش کرده‌اند.

هورمون کورتیزول مهم‌ترین هورمون در تطبیق ماهیان آنادروموس با آب شور است. بر اساس نتایج این مطالعه، کمترین سطح هورمون کورتیزول در گروه هفت‌روزهٔ قفس‌ها و بیشترین میزان در گروه‌های ٤٨ ساعتهٔ کنترل و قفس‌ها دیده شد (P<۰/۰۵). با اینکه روند تغییرات هورمون کورتیزول هم‌پوشانی بسیاری را بین دو گروه کنترل و قفس‌ها نشان می‌دهد، اما در روز هفتم تفاوت محسوسی در روند تغییرات دیده می‌شود (شکل ۳). در گروه کنترل در روز هفتم روند افزایشی در میزان هورمون کورتیزول دیده می‌شود، اما این روند در گروه قفس‌ها سیر نزولی را نشان می‌دهد که این امر با روند افزایشی سطح یون‌ها در گروه قفس‌ها (شکل ۲) مطابقت و همخوانی دارد.

در خصوص هورمون T_3، بیشترین سطح در گروه هفت‌روزهٔ کنترل و کمترین مقدار در گروه ٤٨ ساعتهٔ قفس‌ها دیده می‌شود. با اینکه روند تغییرات این هورمون در هر دو گروه سیر یکسانی را نشان می‌دهد، اما سطح این هورمون به طور کلی در همهٔ زمان‌ها کمتر از گروه کنترل است. از آنجا که هورمون T_3 هورمونی بسیار مهم در تطبیق با آب شور به حساب می‌آید، کمتربودن سطح این هورمون در گروه قفس‌ها نسبت به گروه کنترل، با بالابودن سطح یون‌ها در گروه قفس‌ها نسبت به گروه کنترل در ارتباط است. هورمون T_4 تغییرات متفاوتی را از نظر غلظت در دو گروه نشان می‌دهد. سطح این هورمون در گروه قفس‌ها بیشتر از گروه کنترل بود، اما نکتهٔ قابل توجه روند کاهشی و روند افزایشی این هورمون به ترتیب در بدن ماهیان گروه‌های قفس و کنترل است. مطالعات نشان می‌دهد که در زمان وقوع استرس و هم‌زمان با افزایش در میزان هورمون کورتیزول، سطح هورمون تیروکسین نیز افزایش می‌یابد (Waring *et al*., 1996). به‌رغم نقش عمدهٔ هورمون تیروکسین در فرایندهای متابولیکی و تنظیم اسمزی، تحقیقات نشان می‌دهد که این هورمون‌ها در کنار هورمون‌های استرسی نظیر کورتیزول و آدرنالین، میزان و شدت پاسخ استرسی را تنظیم می‌کنند. این کار یا به طور مستقیم با این دسته از هورمون‌ها انجام می‌شود یا از طریق تداخل عمل با هورمون‌های استرسی انجام می‌شود (Peter, 2011). بنابراین، بالابودن سطح هورمون تیروکسین احتمالاً مربوط به آلودگی (فلزات سنگین و سایر آلاینده‌های دیگر) در آب رودخانهٔ تجن است که استرس مضاعفی را به بچه‌ماهیان وارد کرده است. البته بایستی توجه داشت که تنش شوری نیز فرایندی استرسی است که موجب افزایش در سطح هورمون کورتیزول و تیروکسین می‌شود و این امر در نتایج این مطالعه کاملاً مشهود است (جدول ٤).

کاهش در سطح هورمون‌های کورتیزول، T_3 و T_4 همچنین، افزایش در سطح یون‌های بدن بچه‌ماهیان سفید در این تحقیق در نتیجهٔ مواجهه با آلودگی با نتایج مطالعات انجام‌شده مطابقت دارد. در تحقیقی تحت تأثیر غلظت ۱۰۰ میکروگرم در لیتر آترازین پس از تنش شوری، غلظت یون‌های کلر، سدیم، منیزیم و کلسیم به شکل معناداری افزایش و غلظت هورمون‌های T_3 و T_4 کاهش یافت (Nieves-Puigdoller, 2007). در مطالعه‌ای دیگر، افزایش در غلظت یون‌های تک‌ظرفیتی (سدیم و کلر)، کاهش سطح هورمون کورتیزول و هورمون T_3، همچنین

Archive of SID

www.SID.ir

بروز مرگ در اسمولت‌های ماهی آزاد اطلس تحت تأثیر آفت‌کش آترازین گزارش شده است (Waring and Moore, 2004). McCormick *et al.* (2005) نیز کاهش در میزان هورمون‌های کورتیزول، T_3 و T_4، همچنین افزایش در یون‌های سدیم، پتاسیم و کلسیم را در ماهی آزاد اطلس طی دورهٔ هفت‌روزهٔ مواجهه با 4-Nonylphenol و 17βestradiol گزارش کرده‌اند.

میزان پروتئین کل در گروه قفس‌ها در تمامی زمان‌ها بیش از گروه کنترل است و در روز هفتم روند افزایشی را از خود نشان می‌دهد (شکل ۳). یکی از واکنش‌های استرسی در بدن ماهی شامل انتقال ذخایر پروتئینی از طریق خون است تا از طریق سوخت‌وساز پروتئین تا انرژی لازم برای ارائهٔ پاسخ مناسب به استرس فراهم شود. افزایش در میزان پروتئین کل خون به دو دلیل کلی روی می‌دهد: نقل و انتقال پروتئین در تأمین انرژی لازم برای مقابله با استرس یا آزادسازی پروتئین به دلیل بروز آسیب سلولی (Exley *et al.*, 1991; Camargo *et al.*, 2009). بنابراین، افزایش در میزان پروتئین کل در قفس‌ها در مقایسه با گروه کنترل شاخصی از بروز آسیب و استرس در نتیجهٔ مواجههٔ ماهی با آلاینده‌ها در زمان تطبیق با آب شور است. میزان گلوکز خون نیز در گروه قفس‌ها بیش از گروه کنترل است و در ساعت‌های ٤٨ و ٧٢ اختلاف معناداری را با گروه کنترل نشان می‌دهد ($P<۰/۰۵$). افزایش میزان گلوکز خون واکنشی معمول در تمامی جانوران تحت شرایط استرسی است و از طریق هورمون‌های کاتکولامینی و کورتیزول تنظیم می‌شود (Brown, 1993; Lohner *et al.*, 2001). افزایش در میزان گلوکز خون در نتیجهٔ فرایند تجزیهٔ گلیکوژن کبدی و به منظور تأمین انرژی لازم برای مقابله با تأثیرات استرس رخ می‌دهد.

افزایش گلوکز خون در گروه قفس‌ها نیز به‌منزلهٔ شاخص بروز استرس در ماهیان در مواجهه با آلاینده‌های رودخانه تلقی می‌شود. Camargo *et al.* (2009) افزایش در میزان قند و پروتئین کل پلاسمای خون ماهی *Prochilus lineatus* را تحت تأثیر غلظت‌های گوناگون آلومینیم گزارش کردند. Nilsen *et al.* (2010) نیز افزایش میزان گلوکز خون را در ماهی آزاد اطلس تحت تأثیر غلظت‌های گوناگون آلومینیم و pH اسیدی گزارش کرده‌اند.

درصد رطوبت بدن در بچه‌ماهیان گروه قفس‌ها کمتر از گروه کنترل است و در ساعت ۷۲ اختلاف معناداری بین دو گروه دیده می‌شود. کاهش قابل توجه در درصد رطوبت بدن بچه‌ماهیان در گروه قفس‌ها با افزایش سطوح یونی در این گروه همخوانی دارد. افزایش در سطوح یونی در نتیجهٔ نفوذپذیری بالای غشای آبشش‌ها موجب افزایش اسمولاریتهٔ پلاسمای خون می‌شود و به دلیل آماده‌نبودن کلیه در تنظیم مایعات دفعی از بدن، رطوبت بدن ماهی در نتیجهٔ ازدست‌دادن آب کاهش می‌یابد (Handeland *et al.*, 1998). درصد تلفات نیز در گروه قفس‌ها بیش از گروه کنترل بود و در گروه هفت‌روزهٔ قفس‌ها اختلاف معناداری با گروه کنترل مشاهده شد (شکل ٤). با توجه به تغییرات یونی، بیوشیمیایی و هورمونی، همچنین درصد تلفات بدن در این مطالعه، بیشتربودن درصد تلفات در گروه قفس‌ها با گروه کنترل همخوانی و مطابقت دارد. محققان متعددی بروز مرگ را تحت تأثیر مواجهه با آلاینده‌ها در ماهیان آنادروموس در زمان تطبیق با آب شور گزارش کرده‌اند (Waring and Moore, 2004; Lerner *et al.*, 2007; Nieves-Puigdoller, 2007; Monette *et al.*, 2008).

نتایج این تحقیق نشان داد که غلظت فلزات

Archive of SID

www.SID.ir

سنگین کادمیم، نیکل و سرب در این رودخانه در محل رهاسازی بچه‌ماهیان در سطح بالایی قرار دارد و به لحاظ غلظت، سرب در جایگاه اول و پس از آن نیکل و کادمیم قرار گرفته‌اند. از نظر فاکتورهای یونی، بیوشیمیایی و هورمونی در پیکرهٔ بچه‌ماهیان سفید اختلاف قابل ملاحظه و گاهی اوقات معناداری بین گروه‌های کنترل و قفس‌های آزمایشی مشاهده شد. سطح یون‌های بررسی‌شده در تمامی زمان‌ها در گروه قفس‌ها بیش از گروه کنترل بود و در مورد یون‌های پتاسیم، کلر و سدیم روند افزایشی در روز هفتم دیده شد. سطح هورمون T_3 و درصد رطوبت بدن در گروه قفس‌ها کمتر از گروه کنترل و میزان هورمون تیروکسین، پروتئین کل و گلوکز در گروه قفس‌ها بیش از گروه کنترل بود. میزان هورمون کورتیزول در هر دو گروه روند مشابهی را نشان داد، اما در روز هفتم در گروه کنترل روند افزایشی و در گروه قفس‌ها سیر نزولی در میزان این هورمون دیده شد. درصد تلفات در گروه هفت‌روزهٔ قفس‌ها بیش از گروه کنترل بود و اختلاف معناداری را نشان داد ($P<۰/۰۵$). با توجه به برایند کلی فاکتورهای بیوشیمیایی، یونی، هورمونی، درصد رطوبت بدن و درصد تلفات بچه‌ماهیان، می‌توان گفت که شرایط رودخانهٔ تجن به گونه‌ای بوده است که بچه‌ماهیان نتوانسته‌اند حتی طی مدت زمان هفت روز، مرحلهٔ تطبیق با آب شور را با موفقیت سپری کنند. برای اطمینان بیشتر، آزمایش مشابه با بچه‌ماهیان اوزان بالاتر، همچنین بررسی و تعیین نوع و مقدار سایر آلاینده‌های رودخانهٔ تجن توصیه می‌شود.

تقدیر و تشکر

در پایان، نگارندگان از زحمات کارکنان پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر و همکاری صمیمانهٔ یگان حفاظت آبزیان شهرستان ساری، همچنین کارشناسان آزمایشگاه مؤسسهٔ تحقیقات بیوشیمی و بیوفیزیک دانشگاه تهران تشکر و قدردانی می‌کنند.

Archive of SID

www.SID.ir

References

[1]. Abdoli, A., 1999. The inland water fishes of Iran. Natural and Wild Life Museum of Iran, Tehran, Iran. 198–200.
[2]. Abdolmaleki, SH., 2006. Investigation on the change in resources of Kutum fish (*Rutilus frisii kutum* Kamenskii 1901). Iranian Scientific Fisheries Journal. 15(2), 87-99.
[3]. Al-Attar, A.M., 2007. The influences of nickel exposure on selected physiological parameters and gill structure in the teleost fish, *Oreochromis niloticus*. Journal of Biological Sciences. 7(1), 77-85.
[4]. Allen, P. J., Cech, J. J., 2007. Age/Size effects on juvenile Green sturgeon (*Acipenser medirostris*), oxygen consumption, growth and osmoregulation in saline environments. Environmental Biology of Fish. 79, 211-229.
[5]. Brown, J.A., 1993. Endocrine responses to environmental pollutants. In: Rankin, J.C., Jensen, F.B. (Eds.), Fish Ecophysiology. Chapman & Hall, London, pp, 276 – 296.
[6]. Camargo, M.M.P., Fernandes, M.N., Martinez, B.R., 2009. How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus*. Aquatic Toxicology. 94, 40 – 46.
[7]. Dean, D.B., Whitlow, Z.W., Borski, R.J., 2003. Glucocorticoid receptor upregulation during seawater adaptation in a euryhaline teleost, the tilapia (*Oreochromis mossambicus*). General and Comparative Endocrinology. 132, 112–118.
[8]. Ebadi, A.G., Zare, S., 2005. Measurement of organophosphorus pesticide in fish from the Tajan river. Pakistan Journal of Biological Science. 8(10), 1463-1465.
[9]. Eslami, S. Hajizadeh Moghadam, A., Jafari, N., Nabavi, S.F., Ebrahimzadeh, M.A., 2010. Trace element level in different tissues of *Rutilus frisii kutum* collected from Tajan river, Iran. Biological Trace Element Research. 9pp.
[10].Exley, C., Chappell, J.S., Birchall, J.D., 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. Journal of Theoretical Biology. 151, 417 – 428.
[11].Eyckmans, M., Tudorache, C., Darras, V.M., Blust, R., DE Boeck, G., 2010. Hormonal and ion regulatory response in three freshwater fish species following waterborne copper exposure. Comparative Biochemistry and Physiology. Part C. 152, 270–278.
[12].Farabi, S.M.V., Khoshbavar Rostami, H., Ghaneei Tehrani, M., Ghiasi, M., Azari, A., Behrouzi, S., Mosavi, H., Firozkanian, S., Habibi, F., Zahedi Tabarestani, A., Mallaeki, H., Mahdavi Amiri, A., Aghlmandi, F., Binaei, M., 2007. The investigation of status brood stocks and releasing fingerlings of *Rutilus frisii kutum* (Kaminskii, 1901) in the south of Caspian Sea (Mazandaran province, 2004). Pajouhesh & Sazandgi. 74, 156-166.
[13].Farmen, E., Mikkelsen, H.N., Evensen, O., Einset, J., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Salbu, B., Tollefsen, K.E., Oughton, D.H., 2012. Acute and sub-lethal effects in juvenile Atlantic salmon exposed to low µg/L concentrations of Ag nanoparticles. Aquatic Toxicology. 108, 78– 84.
[14].Garcia-Santos, S., Vargas-Chacoff, L., Ruiz-Jarabo, I., Varela, J.L., Mancera, J.M., Fontainhas-Fernandes, A., Wilson, J.M., 2011. Metabolic and osmoregulatory changes and cell proliferation in gilt head sea bream (*Sparus aurata*) exposed to cadmium. Ecotoxicology and Environmental Safety. 74, 270–278.
[15].Handeland, S. O., Berge, A., Bjornsson, B. Th. & Stefansson, S. O., 1998. Effects of temperature & salinity on osmoregulation growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in seawater. Aquaculture. 168, 289-302.
[16].Handy, R. D., Depledge, M. H., 1999. Physiological responses: Their measurement and use as environmental biomarkers in ecotoxicology. Ecotoxicology. 8, 329-349.
[17].Hosseinzadeh Sahaf, H., Abdollahi, H.A., Sayadfar, J., Shoaaee, H., Tolouee, M., Khedmati, K., Khanipour, A., 2012. Effect of morpholine on imprinting and homing migration in kutum fish (*Rutilus frisii kutum*). Journal of Science (Teacher Training University). 10(3), 901-914.
[18].Kalantari, M.R., Ebadi, A.G., 2006., Measurement of some heavy metals in sediments from two great river (Tajan and Neka) of Iran. Journal of Applied Science. 6(5), 1071-1073.

Archive of SID

www.SID.ir

[19].Kaneko, T., Watanabe, S., Kyung Mi, L., 2008. Functional morphology of mitochondrion-rich cells in euryhaline and stenohaline teleost. Aqua Biosci. Monogr., 1(1), 1-62.
[20].Karbasi, A., Nabi Bidhendi, GH., Ghazban, F., Koukabi Habibzade, SH., 2010. Chemical partitioning and pollution intensity of heavy metals in sediment of Siahroud river. Journal of Environmental Studies. 53, 11-20.
[21].Lerner, D.T., Bjornsson, B.T., McCormick, S.D., 2007. Aqueous exposure to 4-nonylphenol and 17βestradiol increases stress sensitivity and disrupts ion regulatory ability of juvenile atlantic salmon. Environmental Toxicology and Chemistry. 26(7), 1433-1440.
[22].Lohner, T.W., Reash, R.J., Willet, V.E., Fletcher, J., 2001. Assessment of tolerant sunfish populations (*Lepomis sp.*) inhabiting selenium-laden coal ash effluents. Part 3. Serum chemistry and fish health indicators. Ecotoxicology and Environmental Safety. 50, 225 – 232.
[23].Marshall, W. S., Emberley, T. R., Singer, T. D., Bryson. S. E., McCormick, S. D., 1999. Time course of salinity adaptation in a strongly euryhaline estuarine teleost (*Fundulus heteroclitus*): A multivariable approach. The Journal of Experimental Biology. 202, 1535-1544.
[24].Mc Cormick, S.D., Odea, M.F., Moeckel. A.M., Lerner, D.T., Bjornsson, B.T., 2005. Endocrine disruption of parr-smolt transformation and seawater tolerance of Atlantic salmon by 4-nonylphenol and 17β-estradiol. General and Comparative Endocrinology. 142, 280–288.
[25].Mehrdadi, N., Ghobadi, M., Nasrabadi, T., Hoveidi, H., 2006. Evaluation of the quality and Self-purification potential of Tajan river using QUAL2E model. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering. 3(3), 199-204.
[26].Monette, M.Y., Bjornsson, B.T., McCormick, S.D., 2008. Effects of short-term acid and aluminum exposure on the parr-smolt transformation in Atlantic salmon (*Salmo salar*): Disruption of seawater tolerance and endocrine status. General and Comparative Endocrinology. 158, 122–130.
[27].Monette, M.Y., Yada, T., Matey, V., McCormick, S.D., 2010. Physiological, molecular, and cellular mechanisms of impaired seawater tolerance following exposure of Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts to acid and aluminum. Aquatic Toxicology. (99), 17–32.
[28].Nieves-Puigdoller, K., Bjornsson, B.T., McCormick, S.D., 2007. Effects of hexazinone and atrazine on the physiology and endocrinology of smolt development in Atlantic salmon. Aquatic Toxicology. 84, 27-37.
[29].Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O.E., Kverneland, O.G., Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., 2010. Effects of acidic water and aluminum exposure on gill Na+, K+-ATPase α-subunit isoforms, enzyme activity, physiology and return rates in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquatic Toxicology. 97, 250 – 259.
[30].Peter, M.C.S., 2011. The role of thyroid hormones in stress response of fish. General and Comparative Endocrinology. 172, 198 – 210.
[31].Peterson, B.C., Booth, N.J., 2010. Validation of a whole-body cortisol extraction procedure for channel catfish (*Ictalurus punctatus*) fry. Fish Physiology and Biochemistry. 36, 661–665.
[32].Ramsay, J. M., Feist, G. W., Varga, Z. M., Westerfield, M., Kent, M. L. & Schreck, C. B., 2006. Whole-body cortisol is an indicator of crowding stress in adult Zebrafish (*Danio rerio*). Aquaculture, 258, 565-574.
[33].Ranjbar, A., Hadian, A., 2008. Research on DDT in Sefidrood river's sediments (between Tarik dam and Kiashahr port). Pajouhesh & Sazandegi. 81, 81-86.
[34].Saeedi, M., Karbasi, A., Nabi bidhendi, GH., Mehrdadi, N., 2006. The effect of human activity on heavy metal accumulation in Tajan river, Mazandaran Province. Journal of Environmental Studies. 40, 41-50.
[35].Saeedi, M., Karbasi, A., Nabi Bidhendi, GH.,Gitipour, S., 2002. The behavior of Fe, Mn, Co, Ni, Cd, Pb, Zn, and Cu in sediment and suspending solids of Tajan river while mixing with Caspian sea water. Journal of Environmental Studies. Journal of Environmental Studies. 31, 21-30.
[36].Salehi, H., 2008. Comparative economics of Kutum (*Rutilus frisii kutum*) fingerling production and releasing over the 2001-2003 in north of Iran. Pajouhesh va Sazandegi. 20(4), 131-140.
[37].Shayeghi, M., Shahtaheri, S.J., Selsele, M., 2001. Phosphorous insecticides residues in Mazandaran. river waters, Iran (2000). Iranian Journal of Public Health. 30(3-4), 115-118.

Archive of SID

www.SID.ir

[38].Sink, T.D., Kumaran, S., Lochmann, R., 2007. Development of a whole-body cortisol extraction procedure for determination of stress in golden shiners, *Notemigonus crysoleucas*. Fish Physiology and Biochemistry. 33, 189–193..
[39].Varedi, S.E., Fazli, H., 2005. Analyzing water quality in Mazanaran Province rivers during release of fish fingerling. Iranian Scientific Fisheries Journal. 14, 167-182.
[40].Waring, C.P., Brown, J.A., Collins, J.E., Prunet, P., 1996. Plasma prolactin, cortisol, and thyroid responses of the brown trout (*Salmo trutta*) exposed to lethal and sublethal aluminium in acidic soft water. General and Comparative Endocrinology. 102, 377–385.
[41].Waring, C.P., Moore, A., 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. Aquatic Toxicology. 66, 93–104.
[42].WHO, 1993. WHO's Guidelines for Drinking-water Quality, set up in Geneva, 1993, are the international reference point for standard setting and drinking-water safety.
[43].Zare, S., Ebadi, A.G., 2005. Measurement of heavy metals in fish from the Tajan river. Pakistan Journal of Biological Science. 8(10), 1460-1462.

Archive of SID

www.SID.ir