

بررسی تاثیر ماده نفتی کرثوزوت بر روی مرگ و میر و برخی از عوامل خونی و بیوشیمیایی (*Acipenser stellatus*)

علی مکرمی رستمی^(۱)*؛ شهلا جمیلی^(۲)؛ حسینعلی خوشباور رستمی^(۳)؛
غلامحسین وثوقی^(۴) و حبیب اسپوئی^(۵)

ali_m.rostami@yahoo.com

- ۱ - مرکز تحقیقات اکولوژی دریایی خزر، ساری صندوق پستی: ۹۶۱
 - ۲ - موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران صندوق پستی: ۱۴۱۵۵-۶۱۱۶
 - ۳ - مرکز تحقیقات ذخایر آبزیان آبهای داخلی، گرگان صندوق پستی: ۱۳۹
 - ۴ - دانشکده دامپزشکی دانشگاه تهران، تهران صندوق پستی: ۱۴۱۵۵-۶۴۵۲
 - ۵ - اداره کل شیلات استان گلستان، گرگان کدپستی: ۴۹۱۶۶-۸۷۱۶۵
- تاریخ دریافت: اردیبهشت ۱۳۸۵ تاریخ پذیرش: دی ۱۳۸۵

چکیده

به منظور ارزیابی اثرات کشنده‌گی ماده نفتی کرثوزوت (*Creosote*) در بچه ماهیان ازوونبرون (*Acipenser stellatus*) در بچه ماهیان ازوونبرون (*Acipenser stellatus*) در مرکز تحقیقات اکولوژی دریایی خزر آزمایش تعیین سمیت حد به صورت ساکن و براساس روش استاندارد (OECD) در سال ۱۳۸۴ انجام گرفت. عدد ماهی ازوونبرون جوان با میانگین وزنی 1 ± 0.6 گرم در ۶ گروه (۵ گروه آزمایشی و یک گروه شاهد) پس از تعیین محدوده کشنده‌گی (۰.۱۵ میلی گرم بر لیتر)، در معرض غلظتهاي ۱/۲، ۱/۸، ۱/۴، ۱/۲، ۰.۱۵ میلی گرم بر لیتر کرثوزوت قرار گرفتند. میزان متوسط غلظت کشنده (LC50) کرثوزوت بر روی بچه ماهیان مورد آزمون طی ۹۶ ساعت، ۰.۱۵ میلی گرم بر لیتر تعیین گردید. جهت مطالعات هماتولوژیک و بیوشیمیایی از ماهیانی که بمدت ۹۶ ساعت در معرض غلظت LC50 (۰.۱۵ میلی گرم بر لیتر) کرثوزوت قرار گرفته بودند، خونگیری بعمل آمد. مقادیر شاخصهای خونی Hb, MCHC, RBC, WBC و MCH در گروه آزمون نسبت به شاهد از کاهش معنی‌داری برخوردار بودند ($P < 0.05$)، در حالیکه میزان PCV در گروه آزمون نسبت به گروه شاهد دارای افزایش معنی‌دار بوده است ($P < 0.05$). مقادیر پروتئین کل، ALP, ALT و LDH در گروه آزمون نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشته است، بر عکس مقدار گلوکز خون در گروه آزمون افزایش معنی‌دار داشت ($P < 0.05$). در مدت اجرای آزمایش اکسیژن محلول، اسیدیته، سختی کل، هدایت الکتریکی، نیتریت، نیترات، فسفات و دمای آب همه روزه اندازه‌گیری و ثبت گردید و هیچ تغییری در این عوامل مشاهده نشد.

لغات کلیدی: ازوونبرون، *Acipenser stellatus*، کرثوزوت، LC50، آلدگی

* نویسنده مسئول

مقدمه

الکتروولیتها (سدیم، پتاسیم، کلسیم، فسفر)، پروتئین‌ها (گلوبین و آلبومین) و عوامل تنذیه‌ای و متابولیک (کلسترول، تری‌گلیسرید و گلوکز) ارائه می‌دهد (Franson *et al.*, 1985; Jain, 1986; Allen, 1988; Duncan *et al.*, 1994).

تجزیه و تحلیل هماتولوژیک که شامل شمارش گلbul قرمز، گلbul سفید و شمارش افتراقی گلbul سفید می‌باشد، اطلاعاتی را در مورد سیستم خونسازی و پاسخهای ایمنی شناسی ارائه می‌نماید. Duncan *et al.*, 1990; 1994; Campbell, 1995; Benzo[α]pyrene (Benzopyren) یکی از آروماتیکهای بسیار شایع و سرطان‌زا است که باعث سرکوب هر دو بخش ایمنی خونی و سلولی می‌گردد و ممکن است باعث تهدید حیات جانوری شود که در معرض این ماده قرار می‌گیرد (Urso & Genyoziyan, 1982, 1984).

براساس آمار، همه ساله بین ۲ تا ۵ تن فلزات سنگین، ۶۰۰۰۰ تا ۲۰۰۰۰۰ تن مواد نفتی و بیشتر از ۵ میلیون تن مواد آلوده‌کننده میکروبی وارد دلتای رودخانه‌های دریای خزر می‌شوند (کاپلین، ۱۳۷۴) و مطابق منابع رسمی آماری شیلات ایران میزان استحصال خاویار از گونه ازون برون از سواحل جنوبی دریای خزر از ۱۶۱/۶۵۴ تن در سال ۱۳۶۴ به ۲/۹۳۸ تن در سال ۱۳۸۳ کاهش یافته است. با توجه به در معرض خطر بودن این ماهیان با ارزش و حفاظت از آکوسمیست دریای خزر، در این مطالعه میزان LC50 کربناتزیت (Creosote) در گونه ازون برون (Acipenser stellatus) طی ۹۶ ساعت تعیین گردید و به موازات این اقدام شاخصهای هماتولوژیک و بیوشیمیابی ماهی نیز مورد مطالعه قرار گرفت.

مواد و روش کار

جهت انجام این مطالعه ۳۰۰ عدد ازون برون (Acipenser stellatus) با میانگین وزنی 36 ± 1 گرم در نظر گرفته شد. در این آزمایش ۱۸ عدد آکواریوم به ابعاد $40 \times 40 \times 100$ سانتیمتر با حجم ۱۶ لیتر پر شده از آب شیرین مورد استفاده قرار گرفت. ماده نفتی مورد استفاده در این آزمایش کربناتزیت (Creosote) بود که از پژوهشگاه نفت اصفهان تهیه گردید. آزمایش تعیین LC50 کربناتزیت Organization Economic Cooperation and Development (OECD) انجام گرفت جهت تعیین غلظت محدوده کشنندگی کربناتزیت در ماهی ازون برون، تعداد ۱۲۰ عدد از ماهیان

افزایش هیدروکربنهای حلقوی در محیط ناشی از آلودگی‌های نفت، زغال سنگ، قطران، دوده و مواد آلوده کننده Hardin; Cooke & Dennis (1988) Mudzinski, 1993; et al., 1992

بغیر از انتشار فراگیر این مواد در محیط‌های خشکی، غلظت Poly Aromatic Hydrocarbons (PAHs) در محیط‌های آبی Couch & Harshbarger, (1985). در حقیقت غلظت PAHs اخیراً در رسوبات آبهای بشدت آلوده تا هزاران قسمت در میلیون افزایش داشته است (Bieri; Seeley & Weeks-Perkins, 1991; et al., 1986).

Eisler (1987) مشخص نمود که ترکیبات PAHs دارای وزن مولکولی پایین شامل دو یا سه حلقه مثل نفتالن، فلورین، فانترن و آنتراسن ایجاد سمیت حاد در بعضی از موجودات می‌نمایند، در حالیکه در ترکیبات با وزن مولکولی بالا شامل ۴ تا ۷ حلقه آروماتیکی اینطور نیست. هر چند مولکولهای سنگین نیز در موارد بیشماری باعث سرطان‌زا و جهش شده اند. مقادیر ۹۶ ساعته ترکیبات PAHs که در مورد اکثر موجودات گزارش گردیده بین ۵۰۰ ppb تا ۵۰۰۰ ppb می‌باشد (Brooks, 1997).

کربناتزیت محلוטی از ۱۶۰ نوع ترکیب هیدروکربن است که ۱۸ نوع آن از ترکیبات اصلی آروماتیک و حلقوی می‌باشد. طبق برآورد محیط زیست کانادا بیشتر از ۸۰ درصد کربناتزیت را هیدروکربنهای حلقوی تشکیل می‌دهد (Brooks, 1997).

آزمون مسمومیت حاد یکی از معمولترین روشها برای ارزیابی امنیت محیطی مواد شیمیابی است. مطابق نظر لوید، جهت کسب هرگونه اطلاعات اولیه در مورد ارزیابی فرآیند خطر آفرینی هر ماده شیمیابی جدید از آزمون مسمومیت حاد استفاده می‌گردد (Murty, 1986).

تغییرات پروفیل بیو شیمیابی خون در واقع بازتاب تغییر در فرآیند متابولیسم و بیوشیمی ماهی بوده که بطور عمده ناشی از تأثیر آلاینده‌ها می‌باشد بطوریکه در چنین وضعیتی میزان گلیکوزن کبد و بافت عضلانی بطور معنی‌داری کاهش یافته و غلظت گلوکز و لاكتات خون بطور معنی‌داری افزایش می‌یابد (Luskova *et al.*, 2002). تجزیه و تحلیل بیوشیمیابی سرم و پلاسم اطلاعاتی را در مورد اندامهای داخلی (کبد و کلیه)،

هموگلوبین گویچه‌ها (MCH) و میانگین غلظت هموگلوبین گویچه (MCHC)، مطابق روش Klont (۱۹۹۴) مورد مطالعه قرار گرفت. بمنظور مطالعات بیوشیمیایی سرم خون، نمونه‌های خون فاقد هپارین بمدت ۱۵ دقیقه با ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ شدند و با استفاده از دستگاه آتوانالایزر (TECHNICON-RA 1000) و کیت‌های شرکت پارس آزمون مقادیر فاکتورهای اسپارتات آمینو ترانسفراز (ALT)، آلانین آمینوترانسفراز (AST)، آکالین فسفاتاز (ALP) لاكتات‌هیدروژنаз (LDH)، گلوکز و پروتئین کل اندازه‌گیری شد. میزان LC50 ازون بردن طی ۹۶ ساعت در معرض قرار گرفتن با استفاده از روش Probit Analysis و نرم افزار SPSS محاسبه گردید. همچنین نتایج بدست آمده از مطالعات هماتولوژیک با استفاده از نرم افزار SPSS و از طریق جدول آنالیز واریانس مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج

تلفات تجمعی ماهیان ازون بردن در مدت ۹۶ ساعت پس از در معرض قرار گرفتن با کرنوزوت در غلظتها مختلف در جدول ۱ نشان داده است و مقادیر مختلف LC50 کرنوزوت در بچه ماهیان ازون بردن در زمانهای ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت بترتیب ۳/۱، ۱/۹، ۱/۷ و ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر محاسبه گردید (نمودار ۱).

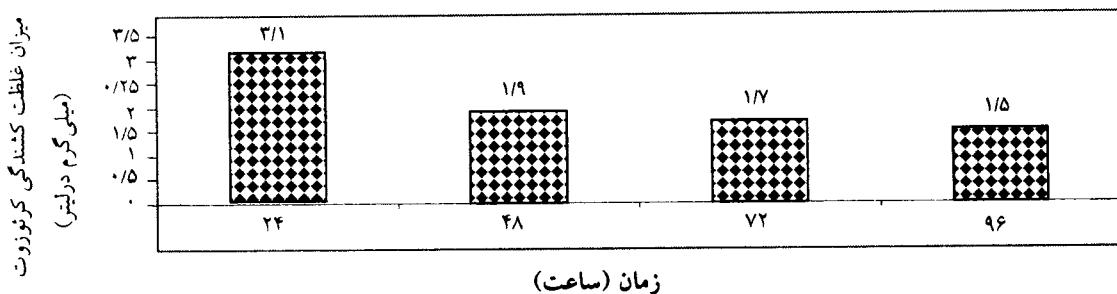
در معرض غلظتها متفاوت از این ماده ۰/۵، ۰/۶، ۱، ۱/۲۵، ۲، ۲/۵، ۴، ۵، ۱۰، ۸ و ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر) قرارداده شدند. پس از تعیین محدوده کشندگی (۱ تا ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر)، ماهیان بمدت ۹۶ ساعت در معرض ۵ غلظت (۱، ۱/۴، ۱/۸، ۲/۲، ۲/۶ میلی‌گرم بر لیتر) کرنوزوت قرار گرفته و همچنین یک گروه شاهد، هر کدام در سه تکرار (۱۸ عدد آکواریوم) در نظر گرفته شد. حجم آب آکواریومها یک لیتر به ازای یک گرم ماهی بوده است (۳۶ لیتر).

در هر آکواریوم ۱۰ عدد ازون بردن معرفی گردید، ماهیان تلف شده از محیط آکواریوم جمع‌آوری و تعداد تلفات در هر ۲۴ ساعت تا پایان ۹۶ ساعت ثبت گردید. دما، اکسیژن محلول و pH آب بطور روزانه اندازه‌گیری شد.

طی مدت ۹۶ ساعت تعیین LC50، میانگین مقادیر عوامل فیزیکی و شیمیایی آب محیط آزمایش بصورت زیر بود: درجه حرارت آب 22 ± 1 ، هدایت الکتریکی $2/11$ میکرو زیمنس، نیتریت $0/025$ میلی‌گرم بر لیتر، نیترات $0/503$ میلی‌گرم بر لیتر، سختی کل 145 میلی‌گرم بر لیتر، اکسیژن محلول 8 ± 1 میلی‌گرم بر لیتر، فسفات $0/285$ میلی‌گرم بر لیتر و $pH = 7/9$. برای انجام مطالعات هماتولوژیک از ناحیه دمی تعداد ۵ عدد ماهی که ۹۶ ساعت در معرض کرنوزوت در غلظت (LC50) قرار گرفته بودند و همچنین ۵ عدد ماهی گروه شاهد، خونگیری بعمل آمد و در لوله‌های حاوی و فاقد هپارین ذخیره شد. سپس تعداد گلbul قرمز (RBC)، گلbul سفید (WBC) و مقادیر هماتوکریت (PCV)، هموگلوبین (Hb)، میانگین حجم گویچه‌ها (MCV)، میانگین

جدول ۱: درصد تلفات تجمعی ماهیان ازون بردن جوان در معرض کرنوزوت طی ۹۶ ساعت آزمایش

تیمار	غلظت (میلی‌گرم بر لیتر)	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
شاهد	۰	۰	۰	۰	۰
آزمون	۱	۳	۱۰	۱۷	۲۰
	۱/۴	۷	۱۷	۲۷	۳۰
	۱/۸	۱۳	۲۰	۳۷	۴۰
	۲/۲	۲۰	۴۰	۶۷	۸۷
	۲/۶	۵۰	۷۰	۹۷	۱۰۰



نمودار ۱: مقادیر مختلف LC50 کرثوزوت در ماهی ازونبرون در زمانهای ۲۴، ۴۸، ۷۲، ۹۶ ساعت

اندازه‌گیری شاخصهای بیوشیمیابی خون ماهیان ازونبرون در دو گروه شاهد و آزمون در جدول ۳ ارائه شده است. مقادیر کل، ALP, AST و LDH در گروه آزمون نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشته است ($P<0.05$). بر عکس مقدار گلوكز خون در گروه آزمون افزایش معنی‌دار یافته است ($P<0.05$).

سمیت حاد کرثوزوت بر روی شاخصهای خونی ماهی ازونبرون در دو تیمار شاهد و آزمون در جدول ۲ ارائه شده است. مقادیر MCV و هماتوکریت خون در گروه آزمون نسبت به شاهد افزایش معنی‌داری داشته است ($P<0.05$). در مقابل تعداد RBC و مقادیر MCH, Hb و MCHC در گروه آزمون نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشته است ($P<0.05$).

جدول ۲: شاخصهای خونی ازونبرون در دو گروه آزمون و شاهد در معرض کرثوزوت در ۹۶ ساعت آزمایش

شاخص	واحد	گروه	تعداد	میانگین	انحراف معیار	واریانس	احتمالات
میانگین حجم گویچه‌ها (MCV)	فوتولیتر	شاهد	۵	۱۴۸/۰	۷/۷	۵۹/۳	۰/۰۰/۰
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۲۲۵/۳	۱۳/۳	۱۷۶/۳	
میانگین هموگلوبین گویچه‌ها (MCH)	پیکوگرم	شاهد	۵	۳۵/۹	۲/۱	۴/۳	۰/۰۰/۲
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۳۰/۵	۱/۴	۱/۹	
میانگین غلظت هموگلوبین گویچه (MCHC)	درصد	شاهد	۵	۲۴/۳	۱/۰	۲/۳	۰/۰۰/۰
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۱۳/۶	۱/۰	۰/۹	
گلوبول قرمز (RBC)	$\times 10^4/\text{میلی مترمکعب}$	شاهد	۵	۱۴۳/۸	۵/۰	۳۰/۷	۰/۰۰/۰
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۱۰۹/۰	۶/۱	۳۷/۰	
هماتوکریت (PCV)	درصد	شاهد	۵	۲۱/۳	۰/۹	۰/۸	۰/۰۰/۰
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۲۴/۵	۰/۵	۰/۳	
هموگلوبین (Hb)	گرم بر دسی لیتر	شاهد	۵	۵/۲	۰/۴	۰/۲	۰/۰۰/۰
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۲/۳	۰/۲	۰/۱	
لکوسیت (WBC)	میلی مترمکعب در	شاهد	۵	۱۵۳۶۰/۰	۲۰۳۶/۷	۴۱۴۸۰۰۰/۰	۰/۰۰/۴
آزمون	آزمون	آزمون	۵	۱۰۹۲۰/۰	۱۴۶۰/۱	۲۱۳۲۰۰۰/۰	

جدول ۳: شاخصهای بیوشیمیایی خون ماهیان ازوں برون جوان در دو گروه آزمون و شاهد در معرض کرتوزوت طی ۹۶ ساعت

شاخص	واحد	نیمار	تعداد	میانگین	انحراف معیار	واریانس	احتمال
بروتین کل	گرم بر دسی لیتر	شاهد	۵	۰/۲	۰/۲	۰/۰	۰/۰۰۲
		آزمون	۵	۰/۸	۰/۱	۰/۰	۰/۰۰۰
گلوکز	گرم بر دسی لیتر	شاهد	۵	۱۳/۴	۱/۱	۱/۳	
		آزمون	۵	۱۹/۴	۲/۱	۴/۳	۰/۰۱۲
ALP	IU/L	شاهد	۵	۳۹۷/۲	۸۳/۵	۶۹۷۷/۷	
		آزمون	۵	۲۷۴/۴	۱۱/۳	۱۲۷/۳	۰/۰۲۸
ALT	IU/L	شاهد	۵	۳/۴	۰/۹	۰/۸	
		آزمون	۵	۲/۲	۰/۴	۰/۲	۰/۰۰۰
AST	IU/L	شاهد	۵	۴۸/۲	۸/۶	۷۴/۷	
		آزمون	۵	۱۷/۲	۳/۷	۱۳/۷	۰/۰۰۳
LDH	IU/L	شاهد	۵	۲۴۹/۴	۲۸/۷	۸۲۱/۳	
		آزمون	۵	۱۸۲/۲	۲۲/۴	۵۰۰/۷	

بحث

گونه *Corophium spinicorne* و *Rhepoxynius abronius* بترتیب ۲۳/۸ و ۳۷/۹ میکرو گرم بر لیتر محاسبه گردید. همچنین در این تحقیق میزان ۱۰ LC50 روزه آسنافتن (Phenanthrene) و فانترن (Acenaphthen) در دو گونه کفرزی (*Leptocherius plumulosus* و *Eohaustorius estuarinus*) بترتیب شامل ۰/۷۰۸ و ۰/۱۵۸ میلی گرم بر لیتر و ۱/۴۹۶ و ۰/۳۰۹ میلی گرم بر لیتر محاسبه گردید.

در مطالعه دیگری که توسط Holdway و Mitchell (۲۰۰۰) انجام گرفت میزان ۹۶ LC50 ساعت Total petroleum TPH در یک گونه اختاپوس (*Hydra viridissima*) (hydrocarbon) را برابر روی گرین هیدرا ۰/۷ میلی گرم بر لیتر تعیین کرده‌اند.

نتایج بدست آمده از تحقیقات اکثر دانشمندان حاکی از دامنه زیاد سمیت هیدروکربنها نفتی بر روی اکثر آبزیان می‌باشد و همانطور که ذکر گردید از چند دهم میلی گرم بر لیتر تا چندین میلی گرم بر لیتر متغیر می‌باشد. از نتایج فوق چنین برミ آید که سمیت هیدروکربنها نفتی بستگی به نوع موجود زنده، شرایط در معرض قرارگیری و نوع هیدروکربن حلقوی دارد و براساس نتایج بدست آمده، می‌توان این ترکیبات را جزء مواد سمی برای این موجودات بشمار آورد.

در این مطالعه طی ۹۶ ساعت آزمایش هیچگونه تلفاتی در ماهیان گروه شاهد مشاهده نگردید و درصد اشباع اکسیژن در هر دو گروه شاهد و آزمون تنزل پیدا نکرد.

در این تحقیق ۹۶ ساعت کرتوزوت بر روی بچه ماهی ازوں برون ۱/۵ میلی گرم بر لیتر تعیین گردید. در آزمایشی که توسط Barron و همکاران (۱۹۹۹) بر روی یک گونه از میگو (*Mysidopsis bahia*) انجام گرفت ۵۰ درصد غلظت کشنده‌گی (LC50 ۹۶h) سه نوع نفت خام در این آبزی را بین ۰/۹ تا ۱/۶ میلی گرم بر لیتر تعیین کرده‌اند. همچنین در آزمایشی که توسط LC50 و Holdway در سال ۲۰۰۲ انجام گرفت میزان Octopus pallidus (pallidus) را بین ۰/۳۹ تا ۰/۸۹ میلی گرم بر لیتر برآورد کرده‌اند.

در تحقیقی که توسط نظامی و همکاران (۱۳۸۴) انجام گرفت میزان ۹۶ ساعت دو ترکیب نفتی فل و ۱- نفتول را در تأسیاه ایرانی بترتیب ۳۶/۶۵ و ۱/۳۲ میلی گرم بر لیتر اندازه‌گیری نمودند.

همچنین در مطالعه‌ای دیگر اثرات کشنده‌گی PAHs بر روی برخی از موجودات کفرزی بررسی گردید (Swartz *et al.*, ۱۹۹۵). در این مطالعه میزان ۱۰ LC50 روزه فلورانتن در دو

معنی دار ($P < 0.05$) غلظت گلوکز خون ماهیانی که در معرض سمت حاد کربوکسیت قرار گرفتند، مشاهده گردید.

Luskova و Sharma و Sastry (۱۹۸۰) و Luskova (۲۰۰۲) نیز در مطالعات خود کاهش مقادیر برخی از آنزیمهای مانند AST, ALP و LDH در *Channa puncta* و کپور معمولی را گزارش نمودند. کاهش پروتئین کل خون و نیز آنزیمهای مذکور حکایت از تاثیر سوء کربوکسیت بر برخی اندامهای حیاتی از جمله بافت کبد ماهی دارد، بطريقه با کاهش این نوع آنزیمهها بسیاری از فعالیتهای فیزیولوژی ماهی دچار اختلال شده و ماهی در شرایط استرس قرار گرفته که منجر به تضعیف سیستم ایمنی و نهایتاً مستعد ابتلاء به عفونتهای ثانویه می گردد.

افزایش میزان گلوکز متعاقب قرار گرفتن در معرض غلظت کشنده سم می تواند ناشی از افزایش شدت استرس باشد. در تائید نتایج این تحقیق، Ceron و همکارانش (۱۹۹۷) افزایش گلوکز را در مارماهی متعاقب ۹۶ ساعت در معرض غلظت تحت کشنده سم دیازبنون گزارش نمودند. افزایش معنی دار گلوکز بعنوان یک پاسخ عمومی ماهیان علیه اثرات حاد آلایندهها بشمار می رود; Svobodova, 1971 ; Srivastava, 1981) Singh & Srivastava, 1982 ; Mishra & Srivastava, 1983 ; Natarajan, 1989; Gill et al., 1990 ; Balint et al., 1995 ; (Sancho et al., 1997).

کاهش غلظت یون فسفر و لاكتات پلاسمای خون و همچنین کاهش فعالیت لاكتات دهیدروژناز بعنوان محصول و عامل فعال کننده متابولیزم گلوکز، نشان داد که شدت این فرآیند در گروه آزمون تحت اثر سمی کربوکسیت کاهش می یابد. این فرضیه با افزایش غلظت گلوکز در ماهیان گروه سمی تائید می گردد (Luskova et al., 2002).

در مجموع آزمایشات روی پارامترهای هماتولوژی و بیوشیمیایی ازون برون نشان داد که ماده نفتی کربوکسیت، ایجاد تغییرات معنی دار روی این پارامترها می کند. این نتایج نشان دهنده اثر سرکوب کننده گردنگی کربوکسیت روی سیستم ایمنی ماهی می باشد. بنابراین از آنجایی که سیستم ایمنی بعنوان محافظ آبزیان در مقابل بیماریهای عفونی محسوب می شود، لذا در معرض قرار گیری این موجودات با مواد سمی و شیمیایی باعث به خطر افتادن و کاهش مقاومت در مقابل عوامل بیماریزا شده و در نهایت باعث مرگ آنها می شود.

پاسخهای اصلی خون ازون برون به کربوکسیت در غلظت LC50 ۹۶ ساعت شامل کاهش معنی دار ($P < 0.05$) تعداد گلبول قرمز، گلبول سفید و هموگلوبین و افزایش معنی دار ($P < 0.05$) هماتوکریت در مقایسه با گروه شاهد می باشد.

دبگر تغییرات عوامل خونی ازون برون در برابر سمت حاد کربوکسیت شامل افزایش معنی دار ($P < 0.05$) میانگین حجم گویچه ها (MCV) و کاهش معنی دار ($P < 0.05$) میانگین هموگلوبین گویچه ها (MCH) و میانگین غلظت هموگلوبین گویچه ها (MCHC) بوده است.

Natarajan (۱۹۸۹) تغییرات خونی را بطور کلی به شرایط کم اکسیژن ناشی از آسیب دیدگی آبیش نسبت داد، اگر چه شواهد مستقیمی جهت تائید این فرضیه وجود ندارد.

در مطالعه ای که Newman و همکاران (۲۰۰۰) انجام دادند، کاهش معنی داری در مقادیر گلبول سفید MCH و MCHC افزایش معنی دار در میزان هماتوکریت پرندگانی که در معرض نفت قرار گرفته بودند، در مقایسه با پرندگان شاهد مشاهده کردند. همچنین در مطالعه دیگری نشان داده شد که نفت خام می تواند باعث ایجاد صدمه در هموگلوبین و گلبول قرمز گردد که؛ Leighton et al., 1983 (Leighton, 1985).

همچنین در مطالعه دیگری اثر طولانی مدت فناختن روی شاخص های خونی کفشك ماهی (Paralichthys olivaceus) مورد بررسی قرار گرفت. در این بررسی مشاهده گردید که تعداد گلبول قرمز و مقادیر هموگلوبین و هماتوکریت با افزایش زمان در معرض قرار گیری کاهش باقته است (Ju-Chan Kang & Jung-Hoon Jee, 2004).

افزایش میزان MCV مربوط به افزایش حجم اریتروسیت بوده که این پدیده نیز ناشی از شرایط کم اکسیژنی حاکم بر محیط سلولی است. در واقع آلایندهای که موجب آسیب دیدگی آبیش گردد باعث بروز شرایط کم اکسیژنی داخل سلولی (Hypoxcia) می گردد که این پدیده منجر به افزایش حجم سلولی می شود (Heath, 1990).

تغییرات برخی از عوامل هماتولوژی و بیوشیمیایی خون نشان می دهد که بافت خونساز ماهی در معرض استرس بوده و این تغییرات عکس العملی است تا اثرات ماده سمی به حداقل برسد (Anees, 1978).

در این تحقیق، سمت حاد کربوکسیت موجب کاهش معنی دار ($P < 0.05$) مقادیر آنزیمهای ALT, AST, ALP و LDH، افزایش پروتئین کل در پلاسمای خون ماهیان گردید. همچنین افزایش

تشکر و قدردانی

از مدیریت وقت مرکز تحقیقات اکولوژی دریای خزر جناب آقای دکتر رستمی خوشباور و همکاران و دوستانی که در اجرای این طرح ما را یاری نمودند، تشکر می‌نماییم.

منابع

- Polyyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from the Elizabeth river subestuary. Int. J. Environ. Anal. Chem. Vol. 26, pp.97-113.
- Brooks, K.M.**, 1997. Literature review, computer model and assessment of the potential environmental risks associated with Creosote treated wood products used in aquatic environments. Aquatic Environmental Sciences. 139P.
- Campbell, T.W.**, 1995. Avian Hematology. Avian hematology and cytology. 2nd Edition. Iowa State University Press, Ames, IA. pp.1-19.
- Ceron, J.J.; Sancho, E.; Ferrando, M.D.; Gutierrez, C. and Andreu, E.**, 1997. Changes in carbohydrate metabolism in the eel *Anguilla anguilla*, during short-term exposure to diazinon. Toxicol. Environ. Chem. Vol. 60, pp.201-210.
- Cooke, M. and Dennis, A.J. (Eds.)**, 1988. Polynuclear aromatic hydrocarbons: a decade of progress. Battelle, Columbus, OH. 93P.
- Couch, J.A. and Harshbarger, J.C.**, 1985. Effects of carcinogenic agents on aquatic animals: an environmental and experimental review. Environ. Carcinogenesis. Vol. 3, pp.63-105.
- Duncan, R.J.; Prasse, K.W. and Mahaffey, E.A.**, 1994. Veterinary Laboratory Medicine Clinical Pathology, 3rd Edition. Iowa State Press, Ames, IA. 237P.
- Eisler, R.**, 1987. Polyyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Final ed. Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD 20708: U.S. Department of the Interior; Contaminant Hazard Reviews, Report No. 11, 81P.
- Franson, C.J.; Murray, H.C. and Bunck, C.**, 1985. Enzyme activities in plasma. Liver, kidney of five Avian species. Journal of کاپلین، پ.، ۱۳۷۴. وضعیت زیست محیطی دریای خزر در شرایط افزایش سطح آب دریا. فصلنامه آب و توسعه، بهار ۱۳۷۴، صفحات ۱۹ تا ۳۴.
- نظامی، ش.؛ پژند، ذ.؛ خارا، ح. و افسرده، ع.، ۱۳۸۴. تعیین LC50 طی ۹۶ ساعت دو ترکیب نفتی فتل و Acipenser نفتول بر بچه ماهیان تاسماهی ایرانی (*persicus*). مجله علمی شیلات، سال چهاردهم، شماره ۱، بهار ۱۳۸۴، صفحات ۱۴۷ تا ۱۵۹.
- Allen, J.L.**, 1988. An overview of avian serum chemical profiles. In: Jacobson, E.R., Kollias. G.V. (Eds.), Exotic Animals. Churchill Livingstone. New York, USA. pp.143-159.
- Anees, M.A.**, 1978. Hematological abnormalities in a freshwater teleost, *Channa punctatus* (Bloch), exposed to sub-lethal and chronic levels of three organophosphorus insecticides. Int. J. Ecol. Environ. Sci. Vol. 4, pp.53-60.
- Balint, T.; Szegletes, T.; Szegletes, Z.; Halasy, K. and Nemcsok, J.**, 1995. Biochemical and subcellular changes in carp exposed to the organophosphorous methidathion and the pyrethriod deltamethrin. Aquat. Toxicol. Vol. 33, pp.279-295.
- Barron, M.G.; Podrabsky, T.; Ogle, S. and Ricker, R.W.**, 1999. Are aromatic hydrocarbons the primary determinant of petroleum toxicity to aquatic organisms? Aquatic Toxoclogy. Vol. 46, pp.253-268.
- Bieri, R.H.; Hein, C.; Huggett, R.J.; Shou, P.; Slone, H.; Smith, C.L. and Su, C.W.**, 1986.

- Wildlife Disease. Vol. 21, pp.33-39.
- Gill, T.S.; Pande, J. and Tewari, H. , 1990.** Sublethal effects of an organophosphorus insecticide on certain metabolite levels in a freshwater fish, *Puntius conchonius* Hamilton. Peptic. Biochem. Physiol. Vol. 36, pp.290-299.
- Hardin, J.A.; Hinoshita, E. and Sherr, D.H. , 1992.** Mechanisms by which benzo[a]pyrene, and environmental carcinogen, suppresses B cell lymphopoiesis. Toxicol. Appl. Pharmacol. Vol. 117, pp.155-164.
- Heath, A.G. , 1990.** Water pollution and fish physiology. CRC Press. pp.51-58.
- Jain, N.C. , 1986.** Schalm's Veterinary Hematology. 4th Edition. Lea and Febiger, Philadelphia, PA. USA. pp.20-87.
- Jung-Hoon Jee, and Ju-Chan Kang , 2004.** Effect of Phenanthrene on haematological parameters in Olive flounder, *Paralichthys olivaceus* (Temminch et Schlegel). Aquaculture Research. Vol. 35, Issue 14, 1310P.
- Klont, G.W. , 1994.** Fish hematolgy. In: J.S. Stelon; T.C. Fletcher; A.F. Rowley; T.C. Kelikoff; S.L. Kaattari and S.A. Smith (eds). Techniques in Fish Immunology, SOS Pub. Vol. 3, pp.121-132.
- Leighton, F.A.; Peakall, D.B. and Butler, R.G., 1983.** Heinz body hemolytic anemia from ingestion of crude oil: A primary toxic effect in marine birds. Science. Vol. 220, pp.871-873.
- Leighton. F.A. , 1985.** Morphological lesions in red blood cells from herring gulls and Atlantic puffins ingesting Prudhoe Bay crude oil. Veterinary Pathology. Vol. 22, pp.393-402.
- Long. S.M. and Holdway, D.A. , 2002.** Acute toxicity of crude oil and dispersed to *Octopus pallidus* (Hoyle, 1885) hatchlings, Water Research. Vol. 36, pp.2769-2776.
- Luskova, V.; Svoboda, M. and Kolarova, J. , 2002.** The effects of diazinon on blood plasma biochemistry in carp (*Cyprinus carpio*). Acta vet. BRNO, Vol. 71, pp.117-123.
- Mishra, J. and Srivastava, A.K. , 1983.** Malathion induced hematological and biochemical changes in the Indian catfish *Heteropneutes fossilis*. Environ. Res. Vol. 30, pp.393-398.
- Mitchell, F.M. and Holdway, D.A. , 2000.** The acute and chronic toxicity of the dispersants corexit 9527, water accommodated fraction (WAF) of crude oil, and dispersant enhanced WAF (DEWAF) to *Hydra viridissima* (Green hydra). Wat. Res. Vol. 34, No.1, pp.343-348.
- Mudzinski, S.P. , 1993.** Effects of benzo[a]pyrene on concanavalin A-stimulated human peripheral blood mononuclear cells *invitro*: Inhibition of proliferation but no effect on parameters related to the G₁ phase of the cell cycle. Toxicol. Appl. Pharmacol. Vol. 119, pp.166-174.
- Murty, A.S. , 1986.** Toxicity of pesticides to fish. CRC Press. Vol. 1, 140P.
- Natarajan, G.M. , 1989.** Changes in the carbohydrate metabolites during acute and chronic exposure of air-breathing fish *Channa striatus* to oxydemeton methyl (metasystox). Comp. Physiol. Ecol. Vol. 14, pp.181-184
- Newman, S.H.; Anderson, D.W.; Ziccardi, M.H.; Trupkiewicz, J.G.; Tseng, F.S.; Christopher, M.M. and Zinkl, J.G. , 2000.** An experimental soft-release of oil-spill rehabilitated American coots (*Fulica americana*): II. Effects on health and blood parameters. Environmental pollution. Vol. 107, pp.295-304.

- OECD , 1992.** Guidelines for testing chemicals. No. 203 and 204. OECD, Paris. 11P.
- Sancho, E.; Ferrando, M.D. and Andreu, E. , 1997.** Sublethal effects of an organophosphate insecticide on the European eel, *Anguilla anguilla*. Ecotoxicol. Environ. Sci. Health. Vol. B 27, No. 2, pp.209 - 221.
- Sastray, K.V. and Sharma, K. , 1980.** Diazinon effect on the activities of brain enzymes from *Opicephalus punctatus* (Channa). Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 24, pp.326-332.
- Seeley, K.R. and Weeks-Perkins, B.A. , 1991.** Altered phagocytic activity of macrophages in oyster toadfish from a highly polluted estuary. Journal of Aquatic Animal Health. Vol. 3, pp.224-227.
- Singh, H.H. and Srivastava, A.K. , 1982.** Effect of formation on carbohydrate metabolism in Indian catfish (*Heteropneustes fossilis*). Environ. Res. Vol. 28, pp.335-339.
- Srivastava, A.K. , 1981.** Effects of acute exposure of methyl parathion on carbohydrate metabolism of Indian catfish (*Heteropneustes fossilis*). Acta Pharmacol. Toxicol. Vol. 48, pp.26-34.
- Svobodova, Z. , 1971.** Some haematological and metabolic changes in fish occurring after pesticide intoxication. Bull. VUR Vodnany. Vol. 7, pp.29-36.
- Swartz, R.C.; Schults, D.W.; Ozretich, R.J.; Lamberson, J.O.; Cole, F.A.; DeWitt, T.H.; Redmond, M.S. and Ferraro, S.P. , 1995.** Σ PAH: A model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydro-carbon mixtures in field-collected sediments. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol. 14, No. 11, pp.1977-1987.
- Urso, P. and Gengozian, N. , 1982.** Alterations in the hormonal immune response and tumor frequencies in mice exposed to benzo[a]pyrene and X-rays before or after birth. Journal of Toxicol. Environ. Health. Vol. 10, pp.817-835.
- Urso, P. and Gengozian, N. , 1984.** Subnormal expression of cell-mediated and humoral immune responses in progeny disposed towards a high incidence of tumors after in utero exposure to benzo[a]pyrene. Journal of Toxicol. Environ. Health. Vol. 14, pp.569-584.
- Weeks, B.A.; Warinner, I.E.; Mathews, E.S. and Wishkovsky, A. , 1990.** Effects of toxicant on certain functions of the lymphoreticular system of fish. Pathol.Mar. Sci. Vol. 32, pp.369-374.

The effects of Creosote on mortality rate and blood biochemical factors of Stellate sturgeon (*Acipenserstellatus*)

Mokaremi Rostami A.^{(1)*}; Jamili Sh.⁽²⁾; Khoshbavar Rostami H.A.⁽³⁾;
Vosoughi Gh.⁽⁴⁾ and Ospooei H.⁽⁵⁾

ali_m.rostami@yahoo.com

- 1- Caspian Sea Ecology Research Center, P.O.Box: 916 Sari, Iran
- 2- Iranian Fisheries Research Organization, P.O.Box: 14155-6116 Tehran, Iran
- 3- Inland Water Aquatic Stocks Research Center, P.O.Box: 139 Gorgan, Iran
- 4- Faculty of Veterinary Medicine, University of Tehran, P.O.Box: 14155-6453
- 5- Golestan Fisheries Main Office, Zip Code: 49166-87165 Gorgan, Iran

Received: May 2006

Accepted: January 2007

Keywords: *Acipenserstellatus*, Creosote, LC₅₀, Acute Toxicity

The effects of Creosote on Stellate sturgeon (*Acipenserstellatus*) juveniles each weighing 3.6±1 grams was evaluated. Acute toxicity test was undertaken in static water quality at 22°C±1 according to the OECD method at the Caspian Sea Ecology Institute in 2005. The effect was assessed based on the results of the acute toxicity test. For the test, the hematological and biochemical properties of one control and five experimental groups of the fish juveniles what were exposed to Creosote were compared. The acute toxicity test lasting 96h was performed in fully static water condition with aeration. The 96h LC₅₀ values of Creosote for Stellate sturgeon juveniles was 1.5 mg/l. The experimental groups of Stellate sturgeon juveniles showed significantly different values (P< 0.05) of erythrocyte count (RBC), hemoglobin count (Hb), hematocrit (PCV), mean corpuscular volume (MCV), mean corpuscular hemoglobin concentration (MCHC) , leukocyte count, total protein (TP), glucose, ALP, AST, ALT and LDH of blood serum compared to the control group. Changes in values of erythrocyte and leukocyte profile after exposure to Creosote may be referred to disruption of hematopoiesis as well as to decrease in non-specific immunity of the fish.

* Corresponding author