

بررسی تاثیر سمیت حاد دیازینون بر روی شاخصهای خونی ماهی شیب *Acipenser nudiventris* و تعیین میزان LC₅₀

حسینعلی خوشباور رستمی^(۱) و مهدی سلطانی^(۲)

Hk_rostami@yahoo.com

۱- پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ساری، صندوق پستی: ۹۶۱

۲- گروه بهداشت و بیماریهای آبزیان، دانشکده دامپزشکی دانشگاه تهران،

صندوق پستی: ۶۴۲۳-۱۴۵۵

تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۸۴

تاریخ ورود: فروردین ۱۳۸۲

چکیده

اثر سمیت حاد دیازینون (O,O-diethylO(2-isopropyl-6-methylpyrimidin-4yl phosphorothioate) در سال ۱۳۸۱ در پژوهشکده اکولوژی دریای خزر بر روی بچه ماهیان شیب مورد بررسی قرار گرفت. این بررسی براساس نتایج آزمون مسمومیت حاد و مقایسه نتایج بررسی هماتولوژیک در گروه شاهد و آزمون که در معرض ترکیب تجارتي دیازینون (Maccidal-600EC) قرار گرفته بودند، انجام شد. در این تحقیق ۱۸۰ عدد بچه ماهی شیب (*Acipenser nudiventris*) چهار ماهه با میانگین وزنی $12/65 \pm 1$ گرم در قالب ۶ گروه ۳۰ تایی (۵ گروه آزمایشی و یک گروه شاهد) مورد استفاده قرار گرفتند. براساس نتایج حاصله از آزمون مسمومیت حاد میزان LC₅₀ ۹۶ ساعت برای ماهی شیب در معرض (Maccidal-600EC) معادل ۷/۶۷ میلی گرم بر لیتر تعیین گردید (این میزان معادل ۴/۶ میلی گرم بر لیتر ماده موثر دیازینون می باشد). میزان هموگلوبین، اریتروسیت و همتوکریت، در گروه شاهد و آزمون از اختلاف معنی داری برخوردار بودند ($P < 0.05$). مسمومیت حاد در معرض سم دیازینون موجب کاهش گلبول سفید و میزان لنفوسیت شده و شکل تکامل یافته نوتروفیل افزایش معنی داری داشته است ($P < 0.05$). تغییرات حاصله در مقادیر سطوح اریتروسیت و لکوسیت پس از قرار گرفتن در معرض سم دیازینون ممکن است ناشی از بروز اختلال در روند خونسازی و کاهش ایمنی غیر اختصاصی ماهی باشد.

کلمات کلیدی: شاخصهای خونی، LC₅₀، مسمومیت حاد، سم دیازینون، ماهی شیب، *Acipenser*

nudiventris

مقدمه

دیازینون یکی از پرمصرفترین سموم ارگانوفسفره است (Roberts & Hutson, 1998) و برغم اینکه محیط‌های آبی بعنوان محل و هدف مورد استفاده سم دیازینون نمی‌باشند اما نتایج حاصله از برخی از مطالعات پایشی، شواهدی برای حضور این سم و متابولیت آن، دیازوکسون، در آبهای سطحی است (Vander Geest et al., ; Bailey et al., 2000 ; Tsuda et al., 1996 ; De-Valming et al., 2000) (Mansingh & Willson, 1995 ; 1997).

موارد اظهار شده فوق دلیلی برای جلب توجه روز افزون به تاثیر این سم بر روی موجودات زنده می‌باشد. با استفاده از روش ELIZA و تست مسمومیت بیولوژیک مطالعات پایشی تاثیر سم دیازینون و متابولیت آن، دیازوکسون، در آب و رسوبات تحتانی آبهای جاری روی دافنی (*Ceriodaphnia dubia*) انجام شده است (Mansingh & Willson, 1995 ; Tsuda et al., 1996 ; Bailey et al., 2000) ; (De-Valming et al., 2000).

مکانیزم مسمومیت زائی دیازینون همانند سایر مواد ارگانوفسفره بوده و این پدیده شامل مهار کلی آنزیم‌ها و بطور عمده آنزیم استیل کولین می‌باشد (Sastry & Sharma, 1980; Ansari et al., 1987; Hamm et al., 1998 ; Goodman et al., 1979).

مسمومیت حاد دیازینون برای گونه‌های مختلف ماهی متفاوت می‌باشد. گستره مقادیر LC₅₀ ۹۶ ساعت از چند دهم میلی‌گرم بر لیتر تا چندین میلی‌گرم بر لیتر در نوسان می‌باشد (Hidaka et al., 1984; Oh et al., ; Kikuchi et al., 1996 ; Giddings et al., al., 1996 ; Tsuda et al., 1997 ; Seikai, 1982 (Keizer et al., 1993 ; 1991).

در مارماهی اروپایی (*Anguilla anguilla*) مقادیر LC₅₀ ۹۶ ساعت درصدی از میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (Sancho et al., 1992a,b, 1993). مقدار LC₅₀ ۹۶ ساعت دیازینون برای ماهی گوپی (*reticulata Poecilia*) معادل ۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر و اما برای ماهی زبرا (*Brachydanio rerio*) این مقدار معادل ۸ میلی‌گرم بر لیتر تعیین شده است (Keizer et al., 1991). Oh و همکارانش (۱۹۹۱) سه عامل را دلیل مسمومیت انتخابی دیازینون برای انواع مختلف ماهی عنوان نموده‌اند: مهار فعالیت استیل کولین استراز، میزان توانایی یا قابلیت ماهی در دفع سم و متفاوت بودن راه و محل جذب سم دیازینون. از نظر ظاهری نیز Sakr & Gabr (1992) گزارش نمودند که متعاقب قرار گرفتن ماهی تیلاپیلا (*Tilapia nilotica*) در معرض سم دیازینون تغییراتی در عضلات اسکلتی مشاهده می‌گردد. همچنین Dutta و همکارانش (۱۹۹۷) گزارش نموده‌اند که میزان ماکروفاژها در کلیه و طحال سان‌بلوژیل (*Lepomis macrochirus*) بدنبال مسمومیت با دیازینون افزایش می‌یابد. با توجه به گستردگی اراضی کشاورزی خصوصاً مزارع شالیزاری (۵۰۰۰۰۰ هکتار) در سواحل جنوبی دریای خزر مصرف انواع گرانوله و امولسیونه سم دیازینون جهت مبارزه با آفات سالانه بالغ بر ۱۰۰۰۰ تن می‌باشد (سالنامه آماری مازندران، ۱۳۸۲؛ آمار نامه گیلان و گلستان، ۱۳۷۶/ سالانه). همزمانی مصرف این سم در

مزارع شالی و نشت و نفوذ پس ماند آن به رودخانه‌های محل مهاجرت و تخم‌ریزی ماهیان مولد و رها سازی بچه ماهیان خاویاری و استخوانی، اهمیت مطالعه اثرات دیازینون روی این ماهیان با ارزش را روشن می‌سازد. هدف از این تحقیق ارزیابی و سنجش اثرات سم دیازینون بر روی شاخص های خونی ماهی شیب *Acipenser nudiventris* می‌باشد.

مواد و روش کار

این بررسی با استفاده از آفت‌کشهای (Maccidal-600EC) که میزان دیازینون آن ۶۰۰ گرم بر لیتر می‌باشد، صورت گرفته است. ارزیابی اثر سمی آن بر مبنای نتایج آزمونهای مسمومیت حاد و نتایج بررسی‌های خون شناسی بر روی ماهی شیب پس از قرار دادن در معرض سم دیازینون انجام گرفت. تست مسمومیت حاد بر روی ماهی خاویاری شیب با روش OECD^۱ (1984) صورت گرفت.

ماهیان جوان شیب (*Acipenser nudiventris*) با میانگین وزنی $12/65 \pm 1$ گرم برای این آزمون مورد استفاده قرار گرفتند. در آزمون پایه ۵ غلظت متفاوت و یک شاهد مورد استفاده قرار گرفت. برای هر غلظت ماده سمی و همچنین شاهد ۳۰ نمونه ماهی بکار گرفته شد. آزمون بطور همزمان بمدت ۹۶ ساعت انجام گرفت.

شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی آب مورد استفاده در آزمون مسمومیت حاد بشرح زیر بودند: نیتريت ۰/۰۴۰ میلی‌گرم بر لیتر، نیترات ۰/۱۰۳ میلی‌گرم بر لیتر، $EC = 7/11 \text{ ms/cm}$ ، سختی کل ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، pH ۷/۴ و فسفات ۰/۰۳۲ میلی‌گرم بر لیتر، دمای آب در این آزمون ۲۱ تا ۲۳ درجه سانتیگراد و میزان اکسیژن محلول 7 ± 1 میلی‌گرم بر لیتر بود.

مقادیر LC₅₀ در فاصله‌های زمانی مشخص با استفاده از نرم‌افزار SPSS و شیوه Probit analysis تعیین گردید.

همزمان با تست مسمومیت حاد بر روی ماهیان شیب، پروفیل خونی این ماهیان نیز مورد بررسی قرار گرفت. بررسی خون‌شناسی بچه ماهیان شیب در پایان ۹۶ ساعت تست سمیت حاد با Maccidal-600EC در غلظت LC₅₀ (۴/۶ میلی‌گرم) انجام شد و بطور همزمان گروه شاهد نیز مورد بررسی قرار گرفت و داده‌های خام با استفاده از روش آنالیز واریانس تجزیه و تحلیل گردید.

نمونه خونی از ساقه دم ماهی تهیه و با ماده ضد انعقاد خون (هپارین) مخلوط گردید و تعداد اریتروسیت (RBC)، همتوکریت (PCV)، هموگلوبین (Hb)، میانگین حجم گویچه‌ها (MCV)، میانگین غلظت هموگلوبین (MCH)، میانگین غلظت هموگلوبین گویچه‌ها (MCHC)، گلبول سفید (WBC)، لنفوسیت (Lymphocyte) و نوتروفیل (Neutrophil) شمارش و اندازه‌گیری گردید (Klont, 1994).

¹. Organization Economic Cooperation and Development

نتایج

آزمون مسمومیت حاد:

مقادیر LC_{50} و LC_{50} سم دیازینون برای ماهیان جوان شیپ در فاصله‌های زمانی ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت در نمودار ۱ آورده شده است. میزان LC_{50} در فاصله زمانی ۹۶ ساعت، میزان پایه برای آزمون مسمومیت حاد است.

برای ماهی شیپ جوان میزان LC_{50} در ۹۶ ساعت ۴/۶ میلی‌گرم بر لیتر دیازینون (۷/۶۷ میلی‌گرم بر لیتر Maccidal-600EC) بود.

معمولترین عارضه برای ماهیان جوان مسموم با دیازینون سندروم عصبی پارالیتیک بود. ماهیان به محض قرار گرفتن در حمام سمی دچار بی‌تابی شدید گردیدند. اضطراب ماهیان بصورت افزایش عکس‌العمل ماهی در مقابل محرک‌های بیرونی و گرفتگی عضلات باله‌ها و دور دهانی ظاهر شد. حرکات گروهی بتدریج کاسته شده و بهمان نسبت قدرت جهت یابی خود را در آب از دست دادند. در این حالت ماهیان به پهلو خوابیده و شنای نیمه دایره‌ای داشتند و عکس‌العمل هیجانی آنها بصورت حرکات ناگهانی بروز می‌نمود.

در این مرحله از مسمومیت، تیرگی سطح بدن در ناحیه پشتی قابل توجه بود. ادامه مسمومیت موجب قطع حرکات تنفسی شده و در نهایت ماهیان در گوشه‌ای از آکواریوم سقوط و در کوتاه مدت مردند. در کره چشم هیچگونه تغییری ایجاد نشده بود و در حفره شکمی غده هیپاتوپانکراس حالت پرخونی داشته و میزان ترشحات موکوسی رشته‌های آبششی افزایش یافت.

پروفیل عوامل خونی:

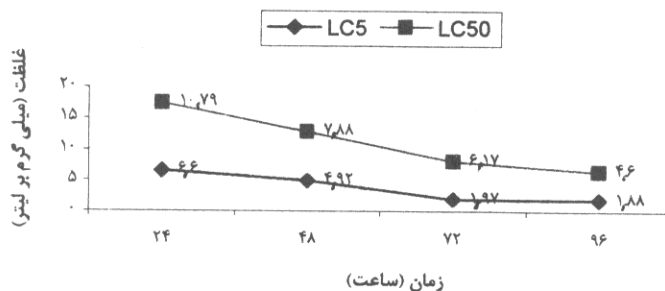
نتایج پروفیل خونی هر دو گروه شاهد و آزمون ماهیان جوان شیپ تحت مطالعه در جدول ۱ و نمودار ۲ آورده شده است. در مقایسه با نمونه‌های شاهد، در ماهیانی که در معرض مسمومیت حاد دیازینون قرار گرفتند، میزان اریتروسیت، هموگلوبین و هماتوکریت ماهیان گروه آزمون در مقایسه با ماهیان گروه شاهد از کاهش معنی‌داری برخوردار بوده است ($P < 0.05$). مقادیر MCHC, MCH, MCV در گروه آزمون نسبت به شاهد از اختلاف معنی‌داری برخوردار نبوده است ($P < 0.05$).

نتایج پروفیل لکوسیت هر دو گروه شاهد و آزمون در نمودار ۲ و جدول ۱ نشان داده شده است. مسمومیت حاد دیازینون باعث کاهش معنی‌دار ($P < 0.05$) مقدار لکوسیت و لنفوسیت گردید و برعکس تعداد نوتروفیل‌ها افزایش معنی‌داری داشته است ($P < 0.05$).

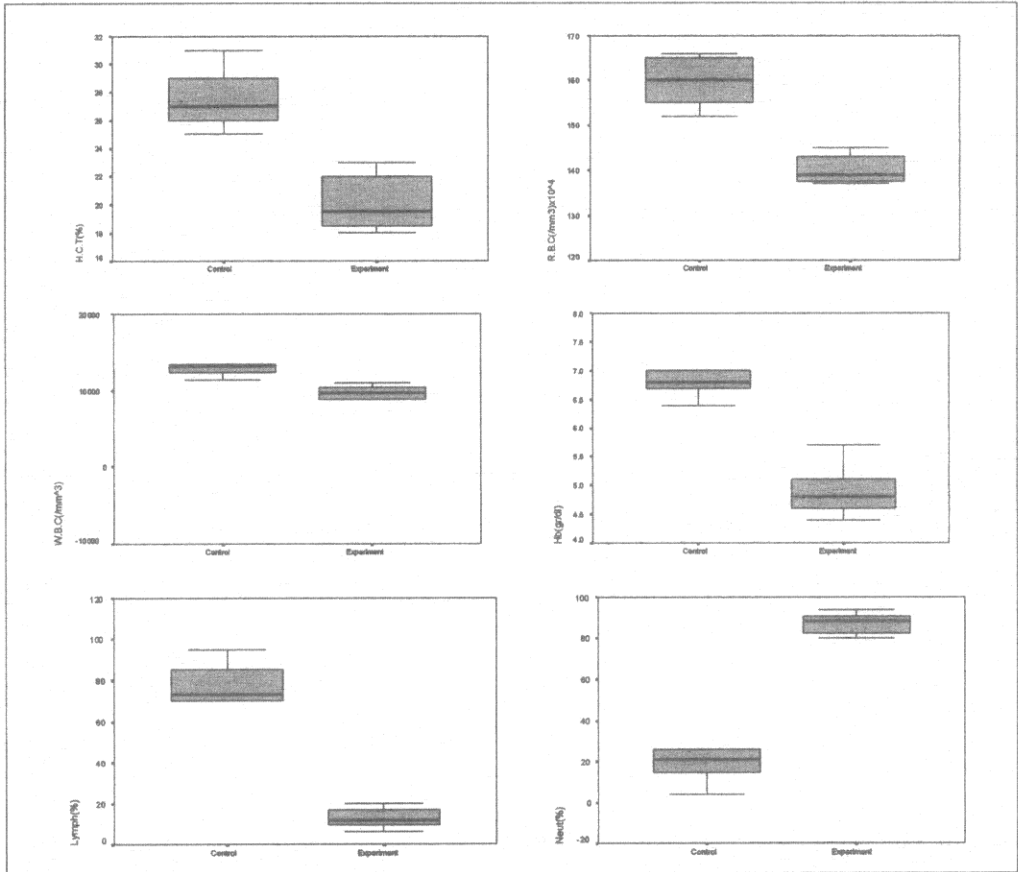
جدول ۱: عوامل خونی ماهی شیب در معرض دیازینون (Maccidal-600EC) با غلظت LC_{50}

طی ۹۶ ساعت در دو گروه آزمون و شاهد ($P < 0.05$)

شاخص	واحد	گروه	تعداد	میانگین	انحراف معیار	sig. احتمال
گلبول قرمز	$10^4/mm^3$	شاهد	۵	۱۵۹/۶	۶/۲	۰/۰۰
		آزمون	۸	۱۳۸/۴	۶/۹	
هماتوکریت	درصد	شاهد	۵	۲۷/۶	۲/۴	۰/۰۰
		آزمون	۸	۲۰/۱	۲	
هموگلوبین	گرم در دسی لیتر	شاهد	۵	۶/۹	۰/۴۱	۰/۰۰
		آزمون	۸	۴/۹	۰/۴۳	
گلبول سفید	در میلی متر مکعب	شاهد	۵	۱۳۲۴۰	۱۶۳۳	۰/۰۳
		آزمون	۸	۸۴۸۷	۳۶۳۱	
لنفوسیت	درصد	شاهد	۵	۷۳/۶	۱۸/۸	۰/۰۰
		آزمون	۸	۱۲/۷	۴/۸	
نوتروفیل	درصد	شاهد	۵	۲۴/۲	۱۹/۱	...
		آزمون	۸	۸۷/۱	۴/۹	



نمودار ۱: مقادیر مختلف غلظت سم دیازینون (LC_{50} , LC_5) طی زمانهای ۹۶، ۷۲، ۴۸، ۲۴ ساعت



نمودار ۲: شاخصهای خونی در دو گروه آزمون و شاهد ماهیان شیپ قرار گرفته در معرض دیازینون با غلظت LC50 در طی ۹۶ ساعت بطور معنی داری تفاوت دارد ($P < 0.05$).

بحث

بر اساس نتایج حاصله از تست مسمومیت حاد مقدار LC₅₀ ۹۶ ساعت Maccidal-600EC برای ماهی شپ *A. nudiventris* معادل ۷/۶۷ میلی گرم بر لیتر می باشد (این مقدار معادل ۴/۶ میلیگرم بر لیتر ماده موثره دیازینون است). گستره مقادیر LC₅₀ ۹۶ ساعت در گونه‌های مختلف ماهی از چند دهم تا چندین برابر میلی گرم بر لیتر در نوسان می باشد (Seikai, 1982).

در مار ماهی اروپایی (*Anguilla anguilla*) مقدار LC₅₀ ۹۶ ساعت در صدی از میلی گرم بر لیتر می باشد (Sancho et al., 1992a,b, 1993) و این مقدار برای ماهی گوپی (*Poecilia reticulata*) معادل ۰/۸ و برای ماهی *Brachydonio rerio* معادل ۸ میلیگرم بر لیتر اندازه گیری شده است (Keizer et al., 1991).

مهمترین پاسخ خونی ماهی شپ در غلظت ۷/۶۷ میلیگرم بر لیتر Maccidal-600EC کاهش معنی دار ($P < 0.05$) گلبول قرمز، هماتوکریت، هموگلوبین، در مقایسه با گروه شاهد بوده است ($P < 0.05$). در شمارش افتراقی گلبول سفید کاهش معنی دار ($P < 0.05$) میزان گلبول سفید، لنفوسیت و افزایش معنی دار ($P < 0.05$) میزان نوتروفیل مشاهده گردید.

پاسخ خونی کپور معمولی *Cyprinus carpio* در آزمون مسمومیت حاد سم دیازینون با غلظت ۳۲ میلیگرم بر لیتر از ماده ارگانوفسفره Basudin 600 EW شامل کاهش معنی دار ($P < 0.01$) تعداد اریتروسیت، میزان هماتوکریت و هموگلوبین در مقایسه با گروه شاهد بوده است (Svaboda et al., 2001).

همچنین در شمارش افتراقی خون ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) در مسمومیت حاد دیازینون، مشاهده گردید که میزان گلبول سفید و لنفوسیت کاهش معنی دار ($P < 0.01$) و مقدار نوتروفیل افزایش معنی دار ($P < 0.01$) داشته است (Svaboda et al., 2001).

تغییرات حاصله در سطوح پروتئیل خونی نظیر اریتروسیت، لکوسیت، لنفوسیت و نوتروفیل متعاقب قرار گرفتن در معرض سم دیازینون ممکن است ناشی از بروز اختلال در روند خونسازی و بدنبال آن کاهش یا تضعیف سیستم ایمنی غیر اختصاصی ماهی باشد (Wlasow, ; Murad & Houston, 1998) ; 1996 ; Svobodova et al., 1996 ; Thakur & Sahai, 1993; Alkahan, 1994; &Schwalger ; Hoffmann, 1993).

تغییرات میزان لکوسیت در ماهیانی که در معرض مسمومیت حاد قرار می‌گیرند دلیل بر کاهش سطح ایمنی غیر اختصاصی در آنها می‌باشد.

تشریح و قدردانی

از کلیه همکاران بخش تکثیر و پرورش پژوهشکده اکولوژی دریای خزر که در انجام این تحقیق یاری نموده‌اند صمیمانه سپاسگزاری می‌گردد.

منابع

- سالنامه آماری مازندران، ۱۳۸۲. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان مازندران مآخذ شرکت سهامی خدمات حمایتی کشاورزی استان مازندران. ۱۷۱ صفحه.
- آمارنامه استان گیلان، ۱۳۷۶. سازمان برنامه و بودجه استان گیلان. ۲۵۰ صفحه.
- آمارنامه استان گلستان، ۱۳۷۶. سازمان برنامه و بودجه استان گلستان. صفحات ۹ تا ۲۹.
- Alkahan, H.F. , 1994.** The toxicity of nickel and the effects of sublethal levels on haematological parameters and behaviour of the fish ,*Onechromis niloticus*. Journal of . univ. Kuwait Sea. Vol. 211, pp.243-252.
- Ansari, B.A. ; Aslam, M. ; Kumar, K. , 1987.** Diazinon toxicity: Activities of acetylcholinesterase and phosphatases in the nervous tissue of Zebrafish *Brachidanio rerio* (Cyprinidae). Acta Hydrochim. Hydrobiol. Vol. 15, pp.301-306.
- Bailey, H.C. ; Deanovic, L. ; Reyes, E. ; Kimball, T. ; Larson, K. ; Cortright, K. ; Connor, V. and Hinton, D.E. , 2000.** Diazinon and chlopyrifos in urban waterways in northern California, USA. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 19, pp.82-87.
- De-Vlaming, V. ; Connor, V. ; Digiorgio, C. ; Balley, H.C. ; Deanovic, L. A. ; Hinton, D. E. , 2000.** Application of whole effluent toxicity test procedures to ambient water quality assessment. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 19, pp.42-62.
- Dutta, H.M. ; Qadri, N. ; Ojha, J. ; Singh, N.K. ; Adhikari, S. ; Datta Munshi, J.S. and Roy, P.K. , 1997.** Effect of diazinon on macrophages of bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*: A cytochemical evaluation. Bull. Environ. Comtam. Toxicol., Vol. 58, pp.135-141.
- Giddings, J.M. ; Biever, R.C. ; Annuziation, M.F. ; Hosmer, A.J. , 1996.** Effects of diazinon on large outdoor pond microcosme. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 15, pp. 618-629.
- Goodman, L.R. ; Hansen, D.J. ; Coppage, D.L. ; Moore, J.C. ; Matthews, E. , 1979.** Diazinon: chronic toxicity and brain acetylcholinesterase inhibition in the sheephead

- minnow, *Cyprinodon variegatus*. Trans. Am. Fish. Soc. Vol. 108, pp.479-488.
- Hamm, J.T. ; Wilson, B.W. ; Hinton, D.E. , 1998.** Organophosphate induced acetylcholinesterase inhibition and embryonic retinal cell necrosis *invivo* in the teleost (*Oryzias latipes*), Neurotoxicology. Vol. 19, pp.853-870.
- Hidaka, H. ; Hattanda, M. ; Tatsukawa, R. , 1984.** Avoidance of pesticides with medakas (*Oryzias latipes*). Journal of agric. Chem. Soc. Japan. Vol. 58, pp.145-151.
- Keizer, J. ; De Agostino. G. ; Vittozzi, I. , 1991.** The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. 1. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (*Poecilia reticulata*) and zebra fish (*Brachydanio rerio*). Aquat. Toxicol. Vol. 21, pp. 239-254.
- Keizer, J., De Agostino, G., Nagel, R., Gramenzi, F., Vittozzi, L. 1993.** Comparative diazinon toxicity in guppy and zebra fish: Different role of oxidative metabolism. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 121, pp.1243-1250.
- Kikuchi, M. ; Miyagaki, T. ; Wakabayashi, M. , 1996:** Evaluation of pesticides used in golflinks by acute toxicity test on rainbow trout. Nippon Suisan Gakkaishi. Vol. 62, pp. 414-419.
- Klont, G.W. , 1994.** Fish hematology. In: Stelon, J.S., Fletcher, T.C., Rowley, A.F., Kelikoff, T.C, Kaattari, S.L. & Smith, S.A. (eds) Techniques in Fish Immunology, Vol.3, SOS Pub. pp.121-132.
- Mansingh, A. ; Willson, A. , 1995.** Insecticide contamination of Jamaican environment. 3 Baseline studies on the status of insecticidal pollution of Kingston Harbour. Mar. pollut. Bull. Vol. 30, pp.640-643.
- Murad, A. ; Houston, A.H. , 1998.** Lecocytes and leucopoietic capacity in goldfish, *Carassius auratus*, exposed to sublethal levels of cadmium. Aquat. Toxicol. Vol. 13, pp.141-154.
- OECD , 1984.** Guidelines for Testing of Chemicals, Section 2: Effects on biotic systems. Paris, France: Organization for Economic Co-Operation and Development, Publ. Service.
- Oh, H.S. ; Lee, S.K. ; Kim, Y.H. ; Roh, J.K. , 1991.** Mechanism of selective toxicity of diazinon of killifish (*Oryzias latipes*) and loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). Aquatic Toxicology and Risk Assessment. Vol. 14, pp.343-353.

- Roberts, T.R. ; Hutson, D.H. , 1998.** Metabolic pathways of Agrochemicals part 2: Insecticides and fungicides the royal soc. Chem. Cambridge, 1475P.
- Sakr, S.A. ; Gabr, S.A. , 1992.** Ultrastructural changes induced by diazinon and neopybuthrin in skeletal muscles of *Tilapia nilotica*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 48, pp. 567-473.
- Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Andereu, E. ; Gamon, M. , 1992a.** Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel, *Anguilla anguilla*. 1. Environ. Sci. Health, Part B: Pestic., Food Contam., Agric. Wastes B27: pp. 209-221.
- Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Gamon, M. and Andereu-Moliner, E. , 1992b.** Organohosphorus diazinon induced toxicity in the fish *Anguilla anguilla* L. Compo biochem. Physiol. Vol. 103C: pp.351-356.
- Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Andereu, E. ; Gamon, M. , 1993.** Bioconcentration and excretion of diazinon by eel. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 50, pp.578-585.
- Sastry, K.V. ; Sharma, K. , 1980.** Diazinon effect on the activities of brain enzymes from *Opiocephalus punctatus* (Channa). Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 24, pp.326-332.
- Schwalger, J. ; Hoffmann, R.D. , 1993.** Haematology in evaluation of experimental Hydrobiology Vodnany, Cech Republic, litomysl, pp.155-160 .
- Seikai, T. , 1982.** Acute toxicity of organophosphorous insecticides on the developmental stages of eggs, larvae and juveniles of Japanese striped knifejaw *Oplegnathus fasciatus*. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. Vol. 48, pp.599-603.
- Svoboda, M. ; Luskova, V. ; Drastichova, J. and Zlabek., V. , 2001.** The effect of diazinon on baema tological indices of Common carp (*Cyprinurl carpio* L). Acta Vet. Brno. Vol. 70, pp.457-465.
- Svobodova, Z. ; Machova, J. ; Vykusova, B. and Piacka, V. , 1996.** The effect of selected negative factors on haematological parameters of common Carp, *Ciprinus carpio*. and tench, *Tinea tinea* L. Proc. Sci. papers to the 75th Anniversary of Foundation of the Rífch vodnany., pp. 95-105.
- Thakur, N. ; Sahai, S. , 1993.** Differential leucocyte counts of some fishes during malathion intoxication, Environ. Ecol. Vol. 11, pp.875 - 878 .
- Tsuda, T. ; Inoue, T. ; Kojima, M. and Aoki, S. , 1996.** Pesticides in water and fish from

-
- rivers flowing into lake Biva. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 57, pp.442-449.
- Tsuda, T. ; Kojima, M. ; Harada, H. ; Nakajima, A. and Aoki, S. , 1997.** Acute toxicity, accumulation and excretion of organophosphorus insecticides and their oxidation products in killifish. Chemosphere. Vol. 35, pp. 939-949.
- Vander Geest, H.G. ; Stuijzand, S.C. ; Kraak, M.H.S. and Admiraal, W. , 1997.** Impact of diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Mesue. The Netherlands. Neth. Journal of Aquat. Ecol. Vol. 30, pp.327-330.
- Wlasow, T. , 1985.** The leucocyte system in rainbow trout, *Salmo gairneri* Rich., affected by Prolonged subacute phenol intoxication. Acta Ichyol. Piscator. Vol. 15, pp.83-94.

The effects of diazinon on haematological indices and LC50(96h) of *Acipenser nudiventris*

Khoshbavar Rostami H.A.⁽¹⁾ and Soltani M.⁽²⁾

Hk_rostami@yahoo.com

- 1- Caspian Sea Ecology Research Center, P.O.Box: 961 Sari, Iran
- 2- Faculty of Veterinary Medicine, University of Tehran, P.O.Box: 14155-6453 Tehran, Iran

Received: March 2003

Accepted: July 2005

Keywords: *Acipenser nudiventris*, Diazinon, Acute toxicity, Haematological profile, LC50(96h)

Abstract

We treated 150 specimens of *Acipenser nudiventris* with diazinon and used 30 individuals as control to assess the haematological effects of the pesticide and LC50(96h) for the fish. The acute toxicity test lasting 96 hours was conducted on juvenile *Acipenser nudiventris* kept in aerated stagnant water contaminated with diazinon. The LC50(96h) values of diazinon for *Acipenser nudiventris* juveniles was 4.6 mg/l. The experimental groups of fish showed statistically significant difference in their erythrocyte, haemoglobine, leukocyte and differential leukocyte count ($P < 0.05$).

Acute toxicity effects of diazinon on the fish was recorded as lowered erythrocyte and lymphocyte count with a significant increase in developed neutrophile count ($P < 0.05$). It is suggested that the change in erythrocyte and leukocyte count may have been caused as a result of disruption of haematopoiesis and a decrease in non-specific immunity level of the fish.