



دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

نشریه بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد دوم، شماره دوم، تابستان ۱۳۹۲
<http://japu.gau.ac.ir>

تعیین غلظت کشنده سموم دیازینون و دلتامترین در ماهی کاراس طلایی (*Carassius auratus gibelio*)

* رضا ترخانی^۱ و سیدعلی اکبر هدایتی^۲

^۱دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،

^۲استادیار گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

تاریخ دریافت: ۹۱/۶/۲۷؛ تاریخ پذیرش: ۹۱/۹/۱۲

چکیده

دیازینون و دلتامترین یکی از سموم ارگانوفسفره‌ای هستند که در فعالیت‌های کشاورزی و خانگی برای کنترل حشرات مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این پژوهش که در مرکز تکثیر و پرورش ماهیان تزئینی واقع در روستای توشن گرگان (استان گلستان) انجام شد، LC_{50} ۹۶ ساعته، غلظت بدون مرگ و میر (NOEC) و غلظت با حداقل مرگ و میر (LOEC) ماهی کاراس طلایی (*Carassius auratus gibelio*) تحت تأثیر سمیت حاد دیازینون و دلتامترین تعیین شد. برای این منظور ماهیان بالغ کاراس طلایی (محدوده ۱۳-۱۵ سانتی‌متر و ۹-۹/۵ گرم) در گروه‌های ۲۱ تایی (۳ تکرار ۷ تایی) تحت غلظت‌های مختلف سم به مدت ۹۶ ساعت قرار گرفتند و مرگ و میر آن‌ها ثبت شد. طی انجام آزمایش‌های غذایی به ماهیان قطع و آب محیط آکواریوم‌ها تجدید نشده و کیفیت آب ثابت باقی می‌ماند همچنین عواملی مانند pH، دما، سختی و اکسیژن محلول در آب مورد سنجش قرار گرفتند. تست‌های سمیت نیز با استفاده از آنالیز آماری Probit در نرم‌افزار SPSS تعیین شدند. در پایان ۹۶ ساعت، ماهیان در غلظت‌های ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در لیتر دیازینون و ۰/۴۰ میلی‌گرم در لیتر دلتامترین با تلفات ۱۰۰ درصد مواجه شدند.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، دیازینون، دلتامترین، سمیت کشنده، کاراس طلایی

* مسئول مکاتبه: rezat_65@yahoo.com

مقدمه

یکی از دغدغه‌های امروزه جامعه بشری توسعه و گسترش استعمال سموم با ترکیبات فسفر آلی در کشاورزی و اثرات بعدی آن بر اکوسیستم‌های آبی می‌باشد. می‌توان از اثر سموم بر جوامع زیستی آب‌های داخلی و دریایی و اثرات بالقوه آن بر جمعیت ماهیان و در نتیجه روی ماهی‌گیری و فعالیت‌های شیلاتی نام برد. اکوسیستم‌های آبی به‌عنوان بزرگ‌ترین محیط طبیعی همواره با تهدیدهایی مانند محدودیت ژنتیکی و تنوع زیستی مواجه می‌باشد، بنابراین چنین محیط‌هایی گرچه به‌عنوان محیط هدف و اثر سموم آفت‌کش مدنظر نمی‌باشد اما نتایج برخی از مطالعات پایشی حضور دیازینون و متابولیت آن دیازوکسون را در آب‌های سطحی نمایان ساخته است (وان‌درگیست و همکاران، ۱۹۹۷؛ تسودا و همکاران، ۱۹۹۶؛ مان‌سینگ و ویلسون، ۱۹۹۵) این مواد سمی ممکن است در زنجیره غذایی تجمع یابند و باعث مشکلات جدی اکولوژیکی و سلامتی شوند.

دیازینون و دلتامترین از سموم ارگانوفسفره‌ای هستند که در فعالیت‌های کشاورزی و خانگی برای کنترل حشرات مورد استفاده قرار می‌گیرند. این سموم به‌علت توزیع گسترده در محیط آبی، قادر به اثرگذاری وسیع در جانداران غیرهدف مانند بی‌مهرگان، پستانداران، پرندگان و ماهی‌ها می‌باشند (کاستانو، ۱۹۸۶). علائم ظاهری مسمومیت ماهیان با ارگانوفسفره‌ها شامل تیرگی ناحیه قدامی بدن، اضطراب بیش از حد، گرفتگی شدید عضلانی، شنای سریع و ناگهانی دورانی و علائم فیزیولوژیک داخلی از جمله مهار شدن کولین، انباشتگی استیل کولین استراز، اختلال در کارکرد عصبی و اختلال در حرکات تنفسی می‌باشد (ساستری و شارما، ۱۹۸۰). شدت سمیت این سموم در بین گونه‌های مختلف از تغییرات زیادی برخوردار می‌باشد و میزان این تغییرات به‌طور عمده تابع سن، جنسیت، اندازه بدن ماهی، شرایط اقلیمی، ترکیب شیمیایی سم، شیمی محیط زیست و سایر فاکتورها می‌باشد (موتز، ۱۹۸۳).

ماهی کاراس طلائی (*Carassius auratus gibelio*) از خانواده کپورماهیان (*Cyprinidae*) است و شرایط زیستی و تغذیه آن همانند کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) می‌باشد (وثوقی و مستجیر، ۱۹۹۵).

با توجه به اهمیت این ماهی که به‌طور گسترده در مطالعات تولیدمثلی و بررسی‌های هورمونی مورد استفاده قرار می‌گیرد (برسلیوس و همکاران، ۱۹۸۵) و با توجه به ورود گسترده این سموم به محیط‌های آبی محل زیست این ماهیان، امروزه پژوهش‌های گسترده‌ای در مورد این سموم و افزایش

تداخل آن‌ها با آبزیان به‌ویژه ماهیان صورت گرفته است. با توجه به شباهت خصوصیات و عملکرد این گونه با کپور معمولی به‌عنوان گونه‌ای با اهمیت اقتصادی بالا، این پژوهش انجام گرفت تا مشخص شود که چه میزان و چه غلظتی از این سموم برای این ماهیان خطرناک است تا بتوان یک الگوی کلی برای ارزیابی سمیت این مواد در کپورماهیان در نظر گرفت.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در مرکز تکثیر و پرورش ماهیان آکواریومی (موج آبی هیرکان) واقع در روستای توشن انجام شد. به‌منظور انجام آزمایش، با توجه به نتایج آزمایش تعیین محدوده کشندگی غلظت‌های سموم دیازینون و دلتامترین، آزمایش LC₅₀ در این محدوده انجام شد. برای تعیین LC_{50-96h} برای سموم دیازینون و دلتامترین، ۱۴۷ قطعه ماهی قرمز در آکواریوم‌های شیشه‌ای ۱۰۰ لیتری نگهداری شدند. ماهیان به‌منظور سازش با موقعیت جدید به‌مدت ۱ هفته نگهداری شده و سپس در ۶ تیمار برای سموم دیازینون و دلتامترین از غلظت‌های مختلف آن‌ها همراه با تیمار شاهد قرار گرفتند و در هر تیمار ۲۱ قطعه ماهی به‌صورت تصادفی توزیع شد.

در دوره آدپتاسیون ماهیان ۲ روز با جیره بیومار تا حد سیری غذادهی شدند. در دوره آزمایش غذادهی قطع شد (دی‌گیلی و هیئتون، ۲۰۰۸). غذای مصرف نشده پس از زمان غذادهی، با سیفون نمودن از کف آکواریوم‌ها خارج شده تا مانع از آلودگی آب آکواریوم گردد. آب محیط آکواریوم‌ها تجدیدنشده و کیفیت آب ثابت باقی می‌ماند. در طی آزمایش شرایط فیزیکی و شیمیایی آب کنترل و تمام شرایط در طی دوره آزمایش یکسان نگهداری شد تا تنها عامل متغیر دوزهای مختلف سمیت باشد (دی‌گیلی و هیئتون، ۲۰۰۸). تمامی آکواریوم‌ها به‌گونه‌ای که حداقل آشفستگی در آن‌ها ایجاد شود هوادهی می‌شدند.

تمامی ماهیان به‌مدت ۹۶ ساعت در غلظت‌های موردنظر نگهداری شده و میزان تلفات در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد (هوتوس و لاهوس، ۱۹۹۸). مقادیر LC₅₀ و محدوده اطمینان ۹۵ درصد مطابق دستورالعمل اصلاح‌یافته فینی^۱ توسط بودو و ریبری (۱۹۹۷) با روش آنالیز Probit، در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد. در روش پروبیت لگاریتم غلظت‌های سموم در محور X و مقادیر پروبیت درصد مرگ و میر در محور Y قرار می‌گیرد. محدوده اطمینان ۹۵ درصد با رابطه موهاپاترا و رنگاراجان (۱۹۹۵) محاسبه شد.

1- Finney

علاوه بر LC_5 ، مقادیر کشنده دیگر شامل LC_1 ، LC_{10} ، LC_{20} ، LC_{30} ، LC_{40} ، LC_{50} ، LC_{60} ، LC_{70} ، LC_{80} ، LC_{90} و LC_{95} با استفاده از جدول پروبیت، جدول مرگ و میر پروبیت و رگرسیون آن محاسبه شد. مقادیر محدوده اطمینان ۹۵ درصد با رابطه $LC_{95}(95\%CL) = LC_{50} \pm 1/96[SE(LC_{95})]$ محاسبه شد. مقادیر SE با رابطه $SE(LC_{95}) = \frac{1}{b\sqrt{pnw}}$ محاسبه شد. در این رابطه b: شیب خط رگرسیون سم/ پروبیت، p: مقدار سم استفاده شده، n: تعداد ماهیان مورد استفاده در هر گروه و W: میانگین وزن ماهیان مورد استفاده (هوتوس و لاهوس، ۱۹۹۸) می‌باشد.

نتایج و بحث

در طول دوره آزمایش دما و اکسیژن محلول در آب، به ترتیب ۲۸ درجه سانتی‌گراد و ۶ میلی‌گرم در لیتر بود. پس از انجام آزمایش‌های ابتدایی به منظور یافتن محدوده کشندگی سموم بر روی ماهی قرمز، محدوده غلظت‌های ۵-۸۰ میلی‌گرم در لیتر (ppm) به عنوان محدوده کشندگی دیازینون و محدوده غلظت‌های ۰/۴۰-۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر به عنوان محدوده کشندگی دلتامترین در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت بر روی ماهیان قرمز تعیین گردید که نتایج آن در جدول‌های ۱ و ۲ آمده است.

جدول ۱- مرگ و میر فزاینده ماهی قرمز (تعداد ۲۱ عدد در هر غلظت) در معرض دیازینون

تعداد مرگ و میر				غلظت (ppm)
۹۶ ساعت	۷۲ ساعت	۴۸ ساعت	۲۴ ساعت	
۰	۰	۰	۰	شاهد
۰	۰	۰	۰	۵
۰	۰	۰	۰	۱۰
۱۳	۱۰	۵	۳	۲۰
۲۱	۲۰	۱۵	۱۲	۴۰
۲۱	۲۱	۲۱	۱۹	۸۰

بر اساس جدول ۱، مرگ و میر در ماهی قرمز تحت تأثیر سم دیازینون از غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۲۴ ساعت آغاز شده و در غلظت ۴۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۹۶ ساعت همچنین در غلظت ۸۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۴۸ ساعت تمامی ماهیان با تلفات ۱۰۰ درصد مواجه شدند.

جدول ۲- مرگ و میر فزاینده ماهی قرمز (تعداد ۲۱ عدد در هر غلظت) در معرض دلتامترین

تعداد مرگ و میر				غلظت (ppm)
۹۶ ساعت	۷۲ ساعت	۴۸ ساعت	۲۴ ساعت	
۰	۰	۰	۰	شاهد
۰	۰	۰	۰	۰/۰۵
۲	۲	۱	۰	۰/۰۷
۱۰	۶	۱	۱	۰/۱۰
۱۰	۱۰	۷	۳	۰/۲۰
۲۱	۲۰	۱۸	۱۴	۰/۴۰

براساس جدول ۲، مرگ و میر در ماهی قرمز تحت تأثیر سم دلتامترین از غلظت ۰/۰۷ میلی گرم در لیتر بعد از ۴۸ ساعت آغاز شده و در غلظت ۰/۴۰ میلی گرم در لیتر بعد از ۹۶ ساعت تمامی ماهیان با تلفات ۱۰۰ درصد مواجه شدند.

براساس آزمایش‌های انجام گرفته و بر مبنای روش آماری Probit program مقادیر شامل LC_1 ، LC_1 ، LC_2 ، LC_3 ، LC_4 ، LC_5 ، LC_6 ، LC_7 ، LC_8 ، LC_9 و LC_{99} دیازینون و دلتامترین برای ماهیان قرمز در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد که نتایج آن در جدول‌های ۳ و ۴ آورده شده است.

جدول ۳- غلظت تحت کشندگی (LC_{1-99}) دیازینون (میانگین \pm انحراف استاندارد) در ماهی قرمز

۹۶ ساعت	۷۲ ساعت	۴۸ ساعت	۲۴ ساعت	
$12/0 \pm 0/196$	$4/8 \pm 0/223$	$5/0 \pm 0/115$	-	LC_1
$15/1 \pm 0/196$	$13/0 \pm 0/223$	$17/2 \pm 0/115$	$18/7 \pm 0/007$	LC_1
$16/5 \pm 0/196$	$16/5 \pm 0/223$	$22/3 \pm 0/115$	$27/5 \pm 0/007$	LC_2
$17/4 \pm 0/196$	$19/0 \pm 0/223$	$26/0 \pm 0/115$	$33/9 \pm 0/007$	LC_3
$18/2 \pm 0/196$	$21/1 \pm 0/223$	$29/1 \pm 0/115$	$39/4 \pm 0/007$	LC_4
$19/0 \pm 0/196$	$23/1 \pm 0/223$	$32/1 \pm 0/115$	$44/4 \pm 0/007$	LC_5
$19/7 \pm 0/196$	$25/1 \pm 0/223$	$35/0 \pm 0/115$	$49/5 \pm 0/007$	LC_6
$20/5 \pm 0/196$	$27/3 \pm 0/223$	$38/2 \pm 0/115$	$55/0 \pm 0/007$	LC_7
$21/5 \pm 0/196$	$29/8 \pm 0/223$	$41/9 \pm 0/115$	$61/3 \pm 0/007$	LC_8
$22/8 \pm 0/196$	$33/2 \pm 0/223$	$47/0 \pm 0/115$	$70/2 \pm 0/007$	LC_9
$25/9 \pm 0/196$	$41/5 \pm 0/223$	$59/1 \pm 0/115$	$91/2 \pm 0/007$	LC_{99}

نشریه بهره‌برداری و پرورش آبزیان (۲)، شماره (۲) تابستان ۱۳۹۲

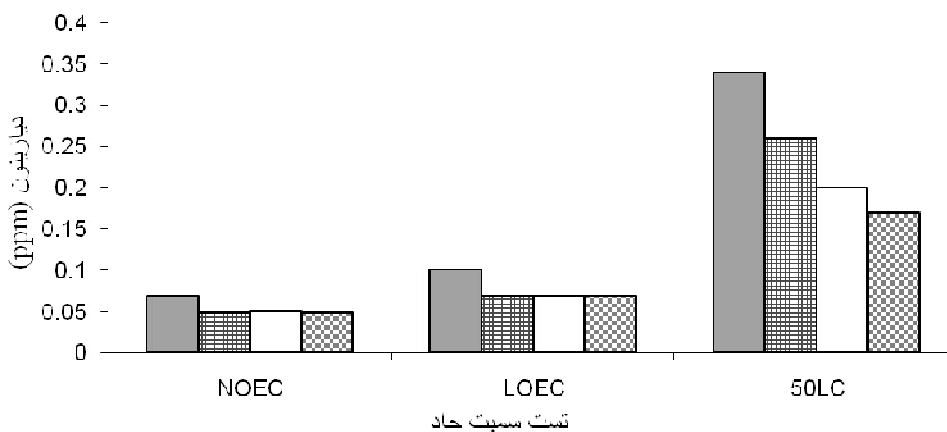
براساس جدول ۳، LC_{۵۰} در ماهی قرمز تحت تأثیر سم دیازینون بعد از ۲۴ ساعت، ۴۴/۴، بعد از ۴۸ ساعت، ۳۲/۱، بعد از ۷۲ ساعت، ۲۳/۱ و بعد از ۹۶ ساعت، ۱۹/۰ تعیین گردید.

جدول ۴- غلظت تحت کشندگی (LC_{۱-۹۹}) دلتامترین (میانگین ± انحراف استاندارد) در ماهی قرمز

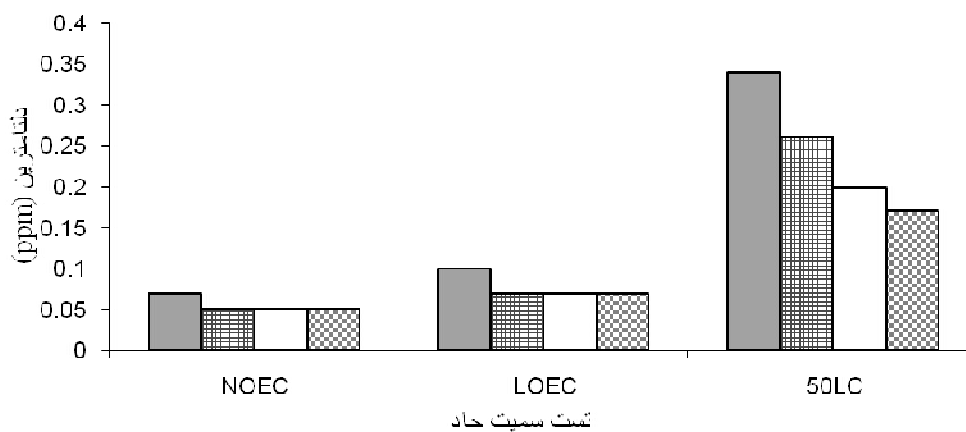
ساعت ۹۶	ساعت ۷۲	ساعت ۴۸	ساعت ۲۴	
-	-	۰/۰۱ ± ۰/۰۱۳	۰/۰۵ ± ۰/۰۱	LC _۱
۰/۰۵ ± ۰/۰۲	۰/۰۷ ± ۰/۰۱۵	۰/۱۳ ± ۰/۰۱۳	۰/۱۸ ± ۰/۰۱	LC _{۱۰}
۰/۰۹ ± ۰/۰۲	۰/۱۱ ± ۰/۰۱۵	۰/۱۷ ± ۰/۰۱۳	۰/۲۳ ± ۰/۰۱	LC _{۲۰}
۰/۱۲ ± ۰/۰۲	۰/۱۵ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۱ ± ۰/۰۱۳	۰/۲۷ ± ۰/۰۱	LC _{۳۰}
۰/۱۵ ± ۰/۰۲	۰/۱۷ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۴ ± ۰/۰۱۳	۰/۳۱ ± ۰/۰۱	LC _{۴۰}
۰/۱۷ ± ۰/۰۲	۰/۲۰ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۶ ± ۰/۰۱۳	۰/۳۴ ± ۰/۰۱	LC _{۵۰}
۰/۱۹ ± ۰/۰۲	۰/۲۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۹ ± ۰/۰۱۳	۰/۳۷ ± ۰/۰۱	LC _{۶۰}
۰/۲۲ ± ۰/۰۲	۰/۲۶ ± ۰/۰۱۵	۰/۳۲ ± ۰/۰۱۳	۰/۴۰ ± ۰/۰۱	LC _{۷۰}
۰/۲۵ ± ۰/۰۲	۰/۲۹ ± ۰/۰۱۵	۰/۳۶ ± ۰/۰۱۳	۰/۴۴ ± ۰/۰۱	LC _{۸۰}
۰/۲۹ ± ۰/۰۲	۰/۳۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۴۰ ± ۰/۰۱۳	۰/۵۰ ± ۰/۰۱	LC _{۹۰}
۰/۳۸ ± ۰/۰۲	۰/۴۴ ± ۰/۰۱۵	۰/۵۲ ± ۰/۰۱۳	۰/۶۲ ± ۰/۰۱	LC _{۹۹}

براساس جدول ۴، LC_{۵۰} در ماهی قرمز تحت تأثیر سم دلتامترین بعد از ۲۴ ساعت، ۰/۳۴، بعد از ۴۸ ساعت، ۰/۲۶، بعد از ۷۲ ساعت، ۰/۲۰ و بعد از ۹۶ ساعت، ۰/۱۷ بود.

در شکل‌های ۱ و ۲ نیز مقدار NOEC (غلظت بدون مرگ و میر) و LOEC (غلظت با حداقل مرگ و میر) ماهیان در معرض سموم دیازینون و دلتامترین نشان داده شده است.



شکل ۱- تست سمیت حاد در ماهی قرمز در معرض دیازینون در زمان‌های مختلف (۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت)



شکل ۲- تست سمیت حاد در ماهی قرمز در معرض دلتامترین در زمان‌های مختلف (۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت)

نفوذ زه‌کش مزارع کشاورزی، رواناب‌های سطحی و فاضلاب‌های شهری شامل سم دیازینون به منابع مختلف آبی هم‌چون رودخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی و دیگر آبزیان به‌ویژه پس از بارش باران‌های فصلی می‌تواند بر طیف گسترده‌ای از موجودات غیرهدف مانند ماهی‌ها، که در این اکوسیستم‌های آب‌زیست می‌کنند، تأثیر بگذارد و حتی موجب تلفات بسیاری از آن‌ها گردد (برگپیل

و همکاران، ۲۰۰۰). ترکیبات ارگانوفسفره چربی‌دوست بوده و به راحتی از طریق پوست، آبشش و سیستم گوارش جذب شده و از سد خون و مغز عبور می‌کنند (والی، ۱۹۹۸).

در طی ۹۶ ساعت آزمایش مسمومیت با سموم دیازینون و دلتامترین، هیچ‌گونه تلفاتی در ماهیان گروه شاهد مشاهده نگردید. رفتارهای غیرطبیعی مشاهده شده در ماهیان در معرض سمیت حاد دیازینون قرار گرفته، مانند بی‌تابی شدید، اضطراب به صورت افزایش عکس‌العمل در مقابل محرک‌های بیرونی، از دست دادن توانایی جهت‌یابی در آب، شنای نیم‌دایره‌ای، تیرگی سطح بدن و غیره با علائم اشاره شده در گزارش‌های (هوکو و همکاران، ۱۹۹۳؛ لاولی، ۱۹۹۸؛ اسوبودا و همکاران، ۲۰۰۱) مشابه بود. نتایج به دست آمده بیانگر آن است که مقدار غلظت کشنده (LC_{50}) سموم دیازینون و دلتامترین در ۲۴ ساعت بیش‌تر از این میزان در ۹۶ ساعت است.

گستره مقادیر LC_{50} ۹۶ ساعته در گونه‌های مختلف ماهی از چند دهم تا چندین برابر میلی‌گرم در لیتر در نوسان می‌باشد (سیکائی، ۱۹۸۲). در مطالعات گذشته نیز، مقدار LC_{50} دیازینون در ۹۶ ساعت برای ماهیان شیپ (*Acipenser nudiventris*) ۴/۶ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (رستمی و سلطانی، ۲۰۰۲). همچنین رستمی و همکاران (۲۰۰۵)، دیازینون تجاری ماکسیدال ای سی - ۶۰۰ با غلظت ۷/۷ میلی‌گرم در لیتر را یک ماده سمی در گروه مواد مضر و کشنده برای ازون‌برون (*A. stellatus*) می‌باشد. در مارماهی اروپایی (*Anguilla Anguilla*) مقدار LC_{50} ۹۶ ساعته درصدی از میلی‌گرم در لیتر می‌باشد (سانچو و همکاران، ۱۹۹۲) و این مقدار برای ماهی گویی (*Poecilia reticulata*) معادل ۰/۸ و برای ماهی *Brachydnio rerio* معادل ۸ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شده است (کیذر و همکاران، ۱۹۹۱).

منابع

1. Bjerselius, R., Lundstedt-Enkel, K., Olsen, H., Mayer, I., and Dimberg, K. 2001. Male goldfish reproductive behaviour and physiology are severely affected by exogenous exposure to 17 β -estradiol. *Aquatic Toxicology*, 53: 139-152.
2. Burkepile, D.E., Moore, M.T., and Holland, M.M. 2000. The susceptibility of five nontarget organisms to aqueous diazinon exposure. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64: 114-121.
3. Castano, A., Bols, N.C., Braunbeck, T., Dierick, P., Halder, M., Isomaa, B., Kawahara, K., Lee, L.E.J., Mthersill, C., Part, P., Repetto, G., Sintes, J.R., Ruffi, H., Smith, R., and Eisler, R. 1986. Diazinon hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S., 85: 1-38.

4. Di Giulio, R.T., and Hinton, D.E. 2008. The Toxicology of Fishes. Taylor and Francis, Pp: 319-884.
5. Hoque, M.M., Mirja, M.J.A., and Miah, M.S. 1993. Toxicity of Diazinon and Sumithion to *puntius gonionotus*. Bangladesh J. Tran. Dev. 6: 1. 19-26.
6. Hotos, G.N., and Vlahos, N. 1998. Salinity tolerance of Mugil cephalus and Chelon labrosus, Pisces: Mugilidae/fry in experimental conditions. Aquaculture, 167: 329-338.
7. Keizer, J., De Agostino, G., and Vittozzl, I. 1991. The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (*Poecilia reticulata*) and zebra fish (*Brachydanio reno*). Aquat. Toxicol. 21: 239-254.
8. Lovely, F. 1998. Toxicity of three commonly used organophosphorus to Thai sharputi (*Barbodes gonionotus*) and African catfish (*Clarias gariepinus*) fry. Department of Fisheries Biology and Genetics. Bangladesh Agricultural University, Mymensingh, Bangladesh. M.Sc. Thesis, 83p.
9. Mansingh, A., and Wilson, A. 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment. 3. Baseline studies on the status of insecticidal pollution of Kingston Harbour. Mar. Pollut. Bull. 30: 640-643.
10. Mohapatra, B.C., and Rengarajan, K. 1995. A Manual of Bioassays in the Laboratory and Their Techniques. CMFRI Spec. Pub. 64, CMFRI, Cochin, India, 75p.
11. Montz, E.Jr. 1983. Effects of organophosphate insecticides on aspects of reproduction and survival in small mammal. Ph.D. Thesis. Virginia Polytech.
12. Rostami, H., and Soltani, M. 2002. Effect of Diazinon on Hematological Index of *A. nudiventris* and Determine of Its LC₅₀. The 2nd National Conference on the Caspian Sea Fisheries Resources. 30-31 Oct 2012.
13. Rostami, H.A., Soltani, M., and Yelghi, S. 2005. Effect of Diazinon on the hematological profiles of *Acipenser stellatus* and determination of LC₅₀. J. Agric. Sci. Natur. Resour. Nov-Dec 2005. 12: 14-18.
14. Sancho, F., Ferrando, M.D., Andereu, E., and Gamon, M. 1992. Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel, *Anguilla Anguilla*. Environ. Sci. Health, Part B: Pestic. Food Contam. Agric. Wastes B27: Pp: 209-221.
15. Sastry, K.V., and Sharma, K. 1980. Diazinon effect on the activities of brain enzymes from *Opiocephalus punctatus*. Bull. Environ. Contaim. Toxicol. 50: 578-585.
16. Seikai, T. 1982. Acute toxicity of organophosphorous insecticides on the developmental stages of eggs, larvae and juveniles of Japanese striped knifejaw (*Oplegnathus fuscatus*). Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 48: 599-603.

17. Svoboda, M., Luskova, V., Drastichova, J., and Zlabek, V. 2001. The effect of Diazinon on haematological indices of common carp (*Cyprinus carpio*). Acta Vet Brno. 70: 457-465.
18. 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. 57: 442-449.
19. Vale, J.A. 1998. Toxicokinetic and toxicodynamic aspects of organophosphorus OP insecticide poisoning. Toxicology Letters, 102-103: 649.
20. Van-Der Gesst, 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. J. Aquat. Ecol. 30: 327-330.
21. Vosoughi, Gh.H., and Mostajir, B. 1993. Fresh Water Fishes. Tehran University Publication, 317p.



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Utilization and Cultivation of Aquatics, Vol. 2(2), 2013
<http://japu.gau.ac.ir>

Investigation of Acute Toxicity of Two Pesticides on Gold Fish, *Carassius auratus gibelio*

***R. Tarkhani¹ and S.A.A. Hedayati²**

¹M.Sc. Graduate, Dept. of Fisheries, Gorgan University of Agricultural Sciences
and Natural Resources, ²Assistant Prof., Dept. of Fisheries, Gorgan University of
Agricultural Sciences and Natural Resources

Received: 09/17/2012; Accepted: 12/02/2012

Abstract

In this study that was done at Ornamental aquaculture center in Toushan village, acute toxicity test (LC_{50}), NOEC and LOEC of Gold fish (*Carassius auratus*) were detected during exposure to diazinon and deltamethrin. These toxins are one of the most important organophosphate toxin in control of insects during agricultural and urban usage. Adult goldfish were exposed to different doses of toxins for 96h in group of 21 individuals and mortality rate was recorded. After 96h, there was 100% mortality at doses of 40, 80 ppm diazinon and 0.40 ppm deltamethrin. LC_{50-96h} were 19 ± 0.196 and 0.17 ± 0.02 for diazinon and deltamethrin respectively.

Keywords: Acute toxicity, Diazinon, Deltamethrin, Pollution, Gold Fish

* Corresponding Author; E-mail: rezat_65@yahoo.com

