

شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۸، شماره ۲، پاییز ۱۳۹۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۲۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۹/۱۰

ص ۴۲۱-۴۳۵

بررسی اثر درجه حرارت در غلظت کشنده (LC₅₀ 96-h) سم سایپرمترین (Cypermethrin) در ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus frisii kutum*, Kamensky, 1901)

- ❖ سعید شهبازی*: کارشناس ارشد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران
- ❖ علیرضا میروآققی: دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران
- ❖ مجید عابدی: کارشناس ارشد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران
- ❖ مهدی طاهریان: کارشناس ارشد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

چکیده

طی این تحقیق سمیت حاد^۱ حشره کش سایپرمترین در سه سطح دمایی مختلف (۱۵ و ۲۰ و ۲۵ درجه سانتی گراد) در بچه ماهیان ۱±۳ گرمی (میانگین ±SD) سفیدماهی دریای خزر (*Rutilus frisii kutum* Kamensky, 1901) به منظور تعیین غلظت کشنده ۵۰ درصد از جمعیت ماهیان در ۹۶ ساعت مطالعه و بررسی شد. آزمایش‌ها به صورت ساکن^۲ و بر اساس روش استاندارد O.E.C.D به مدت ۴ شبانه روز (۹۶ ساعت) انجام و پارامترهای مؤثر فیزیکوشیمیایی آب از جمله pH، سختی کل، اکسیژن محلول و درجه حرارت کنترل شد. آزمایش‌های ابتدایی به منظور یافتن محدوده کشندگی با رهاسازی بچه ماهیان به داخل آکواریوم‌هایی که به حجم ۲۰ لیتر آبگیری و به طور مداوم هوادهی می‌شدند به تعداد ۱۰ عدد بچه ماهی برای هر آکواریوم انجام شد و پس از به دست آمدن محدوده کشندگی تیمارهای نهایی با ۶ تیمار و ۳ تکرار مشخص شد و در نهایت بر اساس نتایج و با استفاده از آنالیز پروبیت، مقادیر LC₁₀، LC₃₀، LC₅₀، LC₇₀، LC₉₀ و LC₉₉ در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای هر سه سطح دمایی بر روی سفیدماهی اندازه‌گیری شد و سمیت حاد (LC₅₀ 96-h) سم سایپرمترین برای بچه ماهی سفید در دماهای ۱۵±۱ °C، ۲۰±۱ °C و ۲۵±۱ °C به ترتیب برابر ۱/۵۴، ۱/۴۹ و ۱/۳۰ میکروگرم در لیتر به دست آمد. نتایج نشان داد با افزایش درجه حرارت سمیت سایپرمترین افزایش می‌یابد و مرگ‌ومیر بیش‌تری برای ماهیان اتفاق می‌افتد. در این آزمایش از نظر بالینی علائمی مانند خون‌مردگی در ناحیه ساقه دم، تنفس غیرعادی، شنای نامنظم در ماهیان مورد آزمایش مشاهده شد.

واژگان کلیدی: حشره کش، درجه حرارت، سایپرمترین، سفیدماهی (*Rutilus frisii kutum*)، LC₅₀ 96h.

۱. مقدمه

خارجی به کار می‌رود و اخیراً به‌منزله ترکیبی شیمیایی در شیمی درمانی استفاده می‌شود. حلالیت سایپرمتترین در آب بسیار کم است ($1.0 \mu\text{g/L}^{-1}$ -۵) و به‌شدت بر روی مواد آلی و انواع مختلف سطوح جذب می‌شود (Stephenson, 1982). همچنین، این ترکیب برای کنترل انگل‌های خارجی (مانند *Caligus elongates* و *Lepeophthirus salmonis*) در قفس‌های پرورشی ماهی آزاد اقیانوس اطلس استفاده می‌شود (Richards, 1983; Roth *et al.*, 1993; Hrat *et al.*, 1997; Boxaspen and Holm, 2001).

هرچند حشره‌کش سایپرمتترین برای پرندگان غیرسمی است، برای ماهیان و بی‌مهرگان آبی بسیار سمی است، زیرا حذف و متابولیته سم در ماهی بسیار آرام‌تر از پرندگان و پستانداران است (Yilmaz and Erbasli, 2004). سمیت‌های حاد بسیاری از آفت‌کش‌های پایروتروئید موجب مرگ‌ومیر دسته‌جمعی ارگانسیم‌های آبی می‌شود (Coats *et al.*, 1989; Prashanth and David, 2006; Velmurugan *et al.*, 2007; Anita *et al.*, 2010).

ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*; Kamensky, 1901) یکی از ماهیان استخوانی باارزش و منحصر به فرد از خانواده کپورماهیان^۲ در دنیا است که تنها در دریای خزر و بعضی رودخانه‌های منتهی به آن وجود دارد و زیستگاه اصلی آن بخش جنوبی این حوضه آبریز، به‌ویژه سواحل ایران، است (Tamarin and Kuliev, 1989). این گونه ماهی مهاجر رودکوچ^۳ است که در ماه‌های اسفند تا فروردین در رودخانه تخم‌ریزی می‌کند و از ماهیان بسیار باارزش تجاری

اکوسیستم‌های آبی، به‌منزله بزرگ‌ترین محیط‌های طبیعی، همواره با تهدیدهایی مانند محدودیت ژنتیکی و تنوع زیستی مواجه‌اند، بنابراین چنین محیط‌هایی اگرچه به‌منزله محیط هدف و اثر سموم آفت‌کش مدنظر نیستند، با وجود این نتایج تعدادی از مطالعات پایشی حضور سموم و متابولیت‌های آن‌ها را در آب‌های سطحی نمایان کرده است (Mansingh and Wilson, 1995; Tsuda *et al.*, 1996; Van-Der Geest *et al.*, 1979).

سموم پایروتروئید نسل جدیدی از حشره‌کش‌ها را به وجود آورده است که به‌طور گسترده به جای حشره‌کش‌های ارگانوکلره، ارگانوفسفره و کاربامات‌ها استفاده می‌شود (Aydin *et al.*, 2005). حشره‌کش‌های پایروتروئید به دو گروه عمده (گروه I و گروه II) با علائم مسمومیت متمایز تقسیم می‌شوند. نوع II پایروتروئیدها با یک گروه آلفاسیانوا در ساختار خود از نوع I متمایز می‌شوند. گروه I (برای مثال پرمترین) تأثیرات نورتوکسیک خود را در درجه اول از طریق تداخل با عملکرد کانال سدیم در سیستم عصبی مرکزی اعمال می‌کند و نوع II پایروتروئید (برای مثال دلتامترین و سایپرمتترین) بر کانال‌های یونی سیستم عصبی (K^+ و Na^+) اثر سوء دارند و موجب اختلال در ورود و خروج این یونها به داخل و خارج سیستم عصبی می‌شوند (Haya, 1989; Hayes, 1994; Burr and Ray, 2004).

سایپرمتترین آفت‌کش غیرسیستمیک و شامل ایزومر فعال پایروتروئید سنتز شده است که به‌طور گسترده برای کنترل آفات، حشرات و انگل‌های

ماهی همچنین فاکتورهای محیطی مانند درجه حرارت آب و رسوبات بستگی دارد (Stephenson, 1982; Haya, 1989; Yilmaz and Erbasli, 2004). ورود سایپرمتترین به آب‌های سطحی و قرارگرفتن ماهیان در معرض آن، حتی در دوزهای پایین، نه تنها موجب بروز اختلالات عصبی در ماهیان می‌شود، بلکه سبب تأثیر درازمدت در جمعیت ماهیان از طریق اختلال در عملکرد تولیدمثلی نیز می‌شود (Moore and Waring, 2001). این سم همچنین بروز ناهنجاری‌هایی در بافت‌های عضلانی و کبد ماهی و کاهش پروتئین کل آن‌ها (Tantarpale, 2011)، تغییر پارامترهای خونی و عملکرد آنزیم‌های بیوشیمیایی (نظیر آمینو ترنسفراز (AST)، لاکتات دهیدروژناز (LDH)، کراتین کیناز (CK) و لاکتات (LACT))، کاهش رشد و تأثیر در عملکرد شنا (Haya, 1989) و بروز استرس (Das and Mukherjee, 2003; Velisek et al., 2006) را سبب می‌شود.

درجه حرارت آب یکی از عوامل محدودکننده مهم در رشد موجودات آبی است که بر نرخ متابولیسم آن‌ها اثر می‌گذارد، میزان رشد را تحت تأثیر قرار می‌دهد و مکانیسم‌های فیزیولوژیکی تمامی ارگانیزم‌ها را کنترل می‌کند (Garcia-Esquivel et al., 2007). همچنین درجه حرارت بر پارامترهای تنظیم اسمزی در ماهیان اثرگذار است و پارامترهای خون‌شناسی و عوامل یونی را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد (Marshall, 2002).

حساسیت گونه‌های مختلف ماهیان به مواد سمی متغیر است؛ از این رو، انجام دادن آزمایش‌های سم‌شناسی برای ماهیان مختلف ضروری است

است که در نواحی جنوبی دریای خزر به علت گوشت خوش طعم دارای تقاضای بسیار بالایی است (Heyrati et al., 2007). ماهی سفید در دریا تغذیه و رشد می‌کند و بعد از رسیدن به بلوغ جنسی برای تخم‌ریزی به رودخانه‌های منتهی به دریای خزر وارد می‌شود، ولی امروزه به دلیل آلودگی‌ها، مهاجرت این گونه کاهش یافته است و در نتیجه، رودخانه‌های بسیار کمی به منزله مکان‌های اصلی تخم‌ریزی به کار می‌روند (Yousefian and Mosavi, 2008). کاهش ذخایر و صید ماهی سفید ناشی از صید بیش از حد، افزایش آلودگی، بهره‌برداری بیش از حد از رسوبات کف دریای خزر و ایجاد پل‌ها و سدهایی است که محوطه‌های تخم‌ریزی طبیعی آن را تغییر داده یا مسدود کرده است (Heyrati et al., 2007). به منظور بازسازی ذخایر این ماهی سالانه بیش از ۲۰۰ میلیون بچه‌ماهی ۱ تا ۲ گرمی از سوی سازمان شیلات ایران در مراکز تکثیر و پرورش تولید و در رودخانه‌ها رهاسازی می‌شوند (Gholampoor et al., 2011). به همین دلیل این رنج وزنی برای آزمایش حاضر انتخاب شد.

تحقیقات متعددی در زمینه تأثیر سم سایپرمتترین در ماهیان و آبزیان مختلف صورت گرفته است. نتایج این تحقیقات نشان می‌دهد که سایپرمتترین برای ماهی بسیار سمی است؛ به طور کلی LC₅₀ 96-h این سم برای انواع مختلف ماهی در محدوده ۰/۴-۲/۸ μgL^{-1} و برای ژئوپلانکتون‌های حساس LC₅₀ ۲۴ ساعته ۰/۰۵-۲ μgL^{-1} گزارش شده است (Stephanson, 1982; Sarkar et al., 2005).

سمیت پایروترئوئیدها در ماهیان مختلف بسیار متغیر است و به فاکتورهای زیستی شامل وزن و گونه

میزان O_2 محلول طی آزمایش با استفاده از دماسنج، pH، متر و اکسیژن سنج نیز از مواردی است که باید مورد توجه قرار گیرد تا ضمن مشخص بودن تثبیت این عوامل، طی آزمون بقا سپس آزمایش اصلی، تغییر کیفیت آب موجب ایجاد خطا در آزمون اصلی نشود. در این آزمایش دما عامل متغیر بود که سه محدوده $15 \pm 1^\circ C$ ، $20 \pm 1^\circ C$ و $25 \pm 1^\circ C$ در نظر گرفته شد. در آزمایش حاضر در فواصل زمانی مشخص (هر ۶ ساعت یکبار) O_2 و pH و سختی کل به ترتیب برابر $7-7/5$ ppm، $7-7/5$ و 200 میلی گرم بر لیتر $CaCO_3$ اندازه گیری و تقریباً ثابت نگه داشته شد. طی مدت زمان آزمایش اصلی تعویض آب صورت نگرفت. ارقام اندازه گیری شده برای فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب نزدیک به مقادیر ذکر شده در مطالعات (Stephenson, 1982; Yilmaz and Erbasli, 2004; Aydin et al., 2005) بود که این موضوع نشان می دهد این دامنه از تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب برای ماهیان مناسب است. به منظور کنترل و ثابت نگه داشتن دما از بخاری مخصوص آکواریوم و به منظور تأمین اکسیژن از هوادهی آب با دستگاه هواده طی دوره آزمایش استفاده شد.

تیمارها قبل از آزمایش با غذای بیومار به مقدار ۲ درصد وزن بدن به طور روزانه و دو مرتبه غذادهی می شدند. همه آزمایشها در شرایط نوری ۱۶ ساعت روشنایی و ۸ ساعت تاریکی انجام پذیرفت. ماهیان مورد آزمایش از نظر رفتاری کنترل و علائم بالینی آنها ثبت شد. آزمایشها به طور ساکن و بر اساس روش استاندارد O.E.C.D (1989) به منظور تعیین LC_{50} 96-h در ماهیها با تیمار و تکرارهای مختلف

(Finney, 1971). به این منظور، تعیین میزان حد متوسط غلظت کشندگی یا LC_{50} 96-h لازمه هر گونه مطالعات اکوتوکسیکولوژی است.

تاکنون تحقیقی درباره تأثیر این آلودگی در ماهی سفید صورت نگرفته است، همچنین با توجه به ارزش اقتصادی این ماهی و کاهش ذخایر آن از سویی و نزدیک بودن رودخانه های محل مهاجرت این ماهیان به زمین های کشاورزی و مناطق مسکونی از سوی دیگر، انجام این تحقیق گامی در جهت مشخص کردن غلظت کشنده در مدت زمان ۹۶ ساعت تحت تأثیر شرایط دمایی متغیر است.

۲. مواد و روش کار

هدف از این تحقیق، مشخص کردن حد مجاز قابل قبول سم سایپرمتین در سامانه مطالعاتی دمایی سفیدماهی دریای خزر بود. برای انجام دادن این تحقیق، ۲۰۰ عدد بچه ماهی سفید دریای خزر با وزن متوسط 1 ± 3 گرم از مرکز تکثیر و بازسازی آبریان شهید رجایی ساری خریداری شدند و در شرایط آزمایشگاهی به مدت ۱۰ روز در آکواریوم هایی به اندازه $70 \times 40 \times 30$ سانتی متر به منظور اندازه گیری توان زیستی و تعیین وضعیت بقا، ماهیان در شرایط طبیعی آزمایش و در محیطی عاری از سم قرار گرفتند تا میزان تلفات طبیعی موجود بررسی شود. هر گروه از ماهیان در رنج دمایی که قرار بود در معرض سم قرار گیرند آداپته شدند، بدین منظور دمای آب آکواریومها به تدریج به میزان روزانه ۱ درجه سانتی گراد تا رسیدن به درجه حرارت های مورد نیاز در هر گروه افزایش یافت (Imsland et al., 2001). سنجش عوامل کیفی آب مانند درجه حرارت، pH و

مسمومیت آبیان عامل زمان است. هنگامی که ماهی در معرض غلظت ثابتی از سم باشد، به مرور زمان هم مقاومت ماهی تحلیل می‌رود و هم سم فرصت بیش‌تری برای تأثیرگذاری در ماهی دارد. علاوه بر این، در مواردی تجمع سم در بافت‌های ماهی نیز موجب افزایش تأثیر سوء آن در بدن ماهی و در نتیجه موجب پایین آمدن LC₅₀ در مدت زمان ۹۶ ساعت آزمایش می‌شود. همچنین، همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد ماهیان در درجه حرارت‌های پایین غلظت بیش‌تری از سم را تحمل کردند و مرگ‌ومیر کم‌تری را تا ۷۲ ساعت بعد از آزمایش شاهد بودیم (جداول ۱ و ۲).

مقدار LC₅₀ در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد نسبت به دماهای ۱۵ و ۲۰ درجه سانتی‌گراد کم‌تر است (جداول ۵ و ۶)، همچنین این مقدار در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد به‌طور غیرمحسوسی کم‌تر از دمای ۱۵ درجه است، به‌طور کلی بیش‌ترین میزان LC₅₀ 96-h را در دمای ۱۵ درجه سانتی‌گراد مشاهده کردیم و این بدان معنی است که با افزایش درجه حرارت مقاومت ماهی برای تحمل سم کاهش می‌یافت، و ماهی سفید در درجه حرارت پایین غلظت بیش‌تری از سم را تحمل می‌کرد. سم سایپرمتترین دارای ضریب دمایی مثبت است، یعنی با افزایش دمای آب میزان سمیت آن افزایش می‌یابد. بنابراین LC₅₀ 96-h در سه سطح دمایی ۱۵±۱°C، ۲۰±۱°C و ۲۵±۱°C برای این سم به ترتیب برابر ۱/۵۴، ۱/۴۹ و ۱/۳۰ میکروگرم در لیتر است (جداول ۲، ۴ و ۶).

مقادیر LC₁، LC₁₀، LC₃₀، LC₅₀، LC₇₀، LC₉₀ و LC₉₉ در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای هر سه سطح دمایی بر روی سفیدماهی دریای خزر در جداول ۲، ۴، ۶ ارائه شده است. در مطالعه حاضر صددرصد

انجام شد که بر اساس محاسبات لگاریتمی، تیمارهای نهایی با غلظت‌های ۰/۰۱، ۰/۰۵، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۸ میکروگرم بر لیتر به دست آمد. سرانجام ماهیان به ۶ تیمار (پنج تیمار سم و یک تیمار گروه کنترل) با ۳ تکرار تقسیم شدند و به هر آکواریوم که دارای حجم مشخصی بود به‌طور مجزا دوز خاصی از سم سایپرمتترین با درصد خلوص تکنیکال ۹۵ درصد اضافه شد. تعداد ماهی‌های تلف‌شده پس از گذشت ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت ثبت شد، ماهیان تلف‌شده به‌سرعت از آکواریوم‌ها خارج می‌شدند. سپس، بر اساس آنالیز پروبیت، مقادیر LC₁₀، LC₃₀، LC₅₀، LC₇₀، LC₉₀ و LC₉₉ در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای هر سه دامنه دمایی بر روی بچه‌ماهی سفید اندازه‌گیری شد. در نهایت میزان حداکثر غلظت مجاز^۱ (MAC)، حداقل غلظت مؤثر^۲ (LOEC) و غلظت غیرمؤثر^۳ (NOEC) مشخص شد.

۳. نتایج

طی مدت آدپتاسیون و آزمایش اصلی هیچ‌گونه مرگ‌ومیری در گروه شاهد مشاهده نشد. نتایج برای LC₅₀ در مدت ۹۶ ساعت در هر سه دامنه دمایی آزمایش نشان می‌دهد که میزان LC₅₀ با افزایش غلظت و مدت زمان قرارگیری در برابر سم کاهش یافته است (شکل ۱)؛ به عبارت دیگر، با افزایش ساعات آزمایش میزان غلظت کم‌تری از سم لازم است تا ۵۰ درصد از جمعیت ماهیان تلف شوند و مقدار LC₅₀ در ۲۴ ساعت اولیه آزمایش همواره بیش‌تر از LC₅₀ در پایان ۹۶ ساعت است. یکی از عوامل تأثیرگذار در

1. Maximum allowable concentration
2. Lowest Observed Effect Concentration
3. No Observed Effect Concentration

بر لیتر طی مدت آزمایش رفتار نرمالی را نشان می دادند. ماهیان مسموم شده در غلظت های ۸ و ۱۶ میکروگرم بر لیتر دارای تحرک بیش تری نسبت به گروه شاهد بودند. ماهیان مسموم شده از نظر بالینی علائمی از قبیل شنای غیرعادی، چرخش، تند شدن حرکات تنفسی، بزرگ تر شدن و بیرون زدگی چشم ها (اگزوفتالمی) و خون مردگی در ناحیه ساقه دمی را نشان دادند.

مرگ و میر ماهیان در هر سه دامنه دمایی در غلظت $8 \text{ و } 16 \mu\text{g L}^{-1}$ تنها ساعاتی پس از در معرض قرارگیری سم اتفاق افتاد.

تغییرات رفتاری و علائم بالینی در دوزهای ۲ و ۴ میکروگرم بر لیتر تقریباً از ۹ ساعت بعد از در معرض قرارگرفتن ماهیان در برابر سم نمایان شد، ولی در دوزهای بالاتر حدود ۲ ساعت بعد از شروع آزمایش، علائم قابل مشاهده بود. گروه شاهد همچنین تیمارهای با غلظت ۰/۰۱ و ۰/۰۵ میکروگرم

جدول ۱. میزان تلفات تجمعی ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) تحت تأثیر غلظت های مختلف سم سایپرمترین (دمای $15 \pm 1^\circ\text{C}$)

غلظت ($\mu\text{g L}^{-1}$)	مرگ و میر (تعداد)			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
۰/۰۰	۰	۰	۰	۰
۰/۰۱	۰	۰	۰	۰
۰/۰۵	۴	۹	۹	۱۲
۲	۱۱	۱۲	۱۴	۱۷
۴	۱۵	۲۴	۲۸	۳۰
۸	۲۷	۳۰	۳۰	۳۰
۱۶	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰

جدول ۲. غلظت کشنده (LC_{10-99}) سایپرمترین در زمان های ۲۴، ۴۸ و ۹۶ ساعت (دمای $15 \pm 1^\circ\text{C}$)

Point	غلظت سم سایپرمترین ($\mu\text{g L}^{-1}$) \pm انحراف معیار			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
LC ₁₀	0.63 ± 0.04	0.30 ± 0.08	0.33 ± 0.10	0.19 ± 0.13
LC ₃₀	2.63 ± 0.04	1.56 ± 0.08	1.31 ± 0.10	0.99 ± 0.13
LC ₅₀	4.02 ± 0.04	2.43 ± 0.08	1.99 ± 0.10	1.54 ± 0.13
LC ₇₀	5.41 ± 0.04	3.30 ± 0.08	2.67 ± 0.10	2.10 ± 0.13
LC ₉₀	7.41 ± 0.04	4.56 ± 0.08	3.65 ± 0.10	2.90 ± 0.13
LC ₉₉	10.17 ± 0.04	6.30 ± 0.08	5.00 ± 0.10	4.00 ± 0.13

جدول ۳. میزان تلفات تجمعی ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) تحت تأثیر غلظت‌های مختلف سم سایپرمتترین (دمای ۱ ± ۲۰ °C)

غلظت (μg L ⁻¹)	مرگ و میر (تعداد)			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
۰/۰۰	۰	۰	۰	۰
۰/۰۱	۰	۰	۰	۰
۰/۰۵	۴	۹	۹	۱۲
۲	۱۱	۱۳	۱۶	۱۷
۴	۱۵	۲۵	۲۹	۳۰
۸	۲۷	۳۰	۳۰	۳۰
۱۶	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰

جدول ۴. غلظت کشنده (LC₁₀₋₉₉) سایپرمتترین در زمان‌های ۲۴، ۴۸ و ۹۶ ساعت (دمای ۱ ± ۲۰ °C)

Point	غلظت سم سایپرمتترین (μg L ⁻¹) ± انحراف معیار			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
LC ₁₀	۰/۶۳ ± ۰/۰۴	۰/۲۹ ± ۰/۰۸	۰/۳۲ ± ۰/۱۱	۰/۱۸ ± ۰/۱۴
LC ₃₀	۲/۶۳ ± ۰/۰۴	۱/۴۷ ± ۰/۰۸	۱/۱۹ ± ۰/۱۱	۰/۹۶ ± ۰/۱۴
LC ₅₀	۴/۰۲ ± ۰/۰۴	۲/۳۰ ± ۰/۰۸	۱/۸۰ ± ۰/۱۱	۱/۴۹ ± ۰/۱۴
LC ₇₀	۵/۴۱ ± ۰/۰۴	۳/۱۲ ± ۰/۰۸	۲/۴۰ ± ۰/۱۱	۲/۰۳ ± ۰/۱۴
LC ₉₀	۷/۴۱ ± ۰/۰۴	۴/۳۱ ± ۰/۰۸	۳/۲۸ ± ۰/۱۱	۲/۸۱ ± ۰/۱۴
LC ₉₉	۱۰/۱۷ ± ۰/۰۴	۵/۹۵ ± ۰/۰۸	۴/۴۸ ± ۰/۱۱	۳/۸۸ ± ۰/۱۴

جدول ۵. میزان تلفات تجمعی ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) تحت تأثیر غلظت‌های مختلف سم سایپرمتترین (دمای ۱ ± ۲۵ °C)

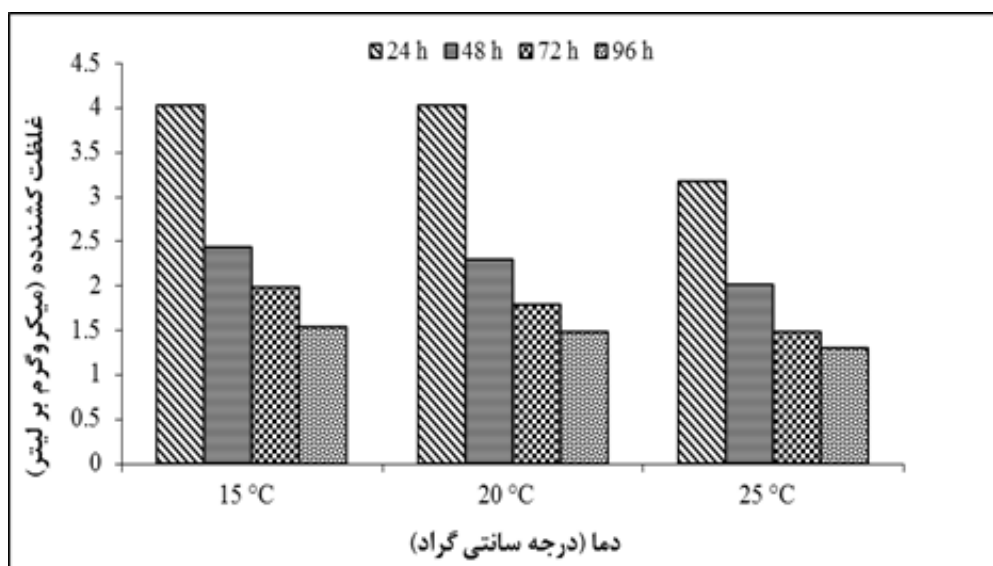
غلظت (μg L ⁻¹)	مرگ و میر (تعداد)			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
۰/۰۰	۰	۰	۰	۰
۰/۰۱	۰	۰	۰	۰
۰/۰۵	۴	۱۰	۱۱	۱۴
۲	۱۲	۱۴	۱۸	۲۰
۴	۱۷	۲۷	۳۰	۳۰
۸	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰
۱۶	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰

جدول ۶. غلظت کشنده (LC₁₀₋₉₉) سایپرمترین در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت (دمای ۱±۲۵ °C)

Point	غلظت سم سایپرمترین (μg L ⁻¹) ± انحراف معیار			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
LC ₁₀	۰/۶۲ ± ۰/۰۶	-	-	-
LC ₃₀	۲/۱۳ ± ۰/۰۶	۱/۱۸ ± ۰/۰۸	۰/۸۵ ± ۰/۱۱	۰/۶۶ ± ۰/۱۱
LC ₅₀	۳/۱۸ ± ۰/۰۶	۲/۰۲ ± ۰/۰۸	۱/۴۹ ± ۰/۱۱	۱/۳۰ ± ۰/۱۱
LC ₇₀	۴/۲۳ ± ۰/۰۶	۲/۸۶ ± ۰/۰۸	۲/۱۲ ± ۰/۱۱	۱/۹۴ ± ۰/۱۱
LC ₉₀	۵/۷۴ ± ۰/۰۶	۴/۰۷ ± ۰/۰۸	۳/۰۳ ± ۰/۱۱	۲/۸۶ ± ۰/۱۱
LC ₉₉	۷/۸۳ ± ۰/۰۶	۵/۷۵ ± ۰/۰۸	۴/۲۹ ± ۰/۱۱	۴/۱۳ ± ۰/۱۱

حاضر میزان حداقل غلظت مؤثر (LOEC) یعنی غلظتی از ماده سمی که موجب ایجاد کم‌ترین تأثیرات در موجودات مورد آزمایش می‌شود برای هر سه سطح دمایی برابر ۰/۰۵ میکروگرم در لیتر و نیز میزان غلظت غیرمؤثر (NOEC) یعنی غلظتی از ماده سمی که سبب بروز تأثیر نمی‌شود و هیچ نوع اثری در موجود مورد آزمایش مشاهده نمی‌شود نیز برای دماهای مختلف برابر ۰/۰۱ میکروگرم در لیتر محاسبه شد (Baer, 1996).

حداکثر غلظت مجاز سم (MAC) در محیط‌های طبیعی با توجه به مقدار LC₅₀ 96-h به دست آمده تعیین می‌شود. این مقدار به طور متوسط برابر ۰/۱ میزان LC₅₀ 96-h است، این مقدار برای سه دما ۱۵±۱ °C، ۲۰±۱ °C و ۲۵±۱ °C به ترتیب برابر ۰/۱۵۴، ۰/۱۴۹ و ۰/۱۳ میکروگرم در لیتر به دست آمد. حداکثر غلظت مجاز سم در حقیقت غلظتی از سم است که طی مدت آزمایش هیچ اثر سوئی در ماهی مورد آزمایش نگذارد. در پژوهش

شکل ۱. غلظت کشنده (LC₅₀) در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت سم سایپرمترین تحت تأثیر دماهای مختلف

۴. بحث و نتیجه گیری

با توجه به آزمایش انجام شده و نتایج، همچنین با استناد به نتایج مطالعات سایر محققان در این زمینه می توان در چند مورد خاص به نتیجه گیری ای کلی دست یافت که این موارد شامل سمیت سم مورد نظر، اثر درجه حرارت به منزله یکی از عوامل مهم محیطی در این سم، اثر این سم در سایر گونه های ماهیان و مقایسه آن با سفیدماهی دریای خزر همچنین علائم بالینی ماهیان در معرض این سم است. به طور کلی، LC₅₀ برای سفیدماهی دریای خزر طی ۹۶ ساعت همواره روند کاهشی را نشان می داد و در دمای متوسط آزمایش یعنی ۲۰ °C میزان LC₅₀ 96-h، $1/49 \mu\text{g L}^{-1}$ به دست آمد، نتایج آزمایش های تعیین سمیت حاد سم دیازینون و دلتامترین بر گونه کپور معمولی (Svoboda et al., 2001; Svobodova et al., 2003) و سایر تحقیقات این چنینی نیز این امر را تصدیق می کند که مقدار LC₅₀ طی ۹۶ ساعت آزمایش همواره روند کاهشی داشته است. نتایج مطالعات (Bradbury and Coats, 1989) نشان داد که دامنه LC₅₀ 96-h سموم پایروترئید برای ماهیان آب شیرین بین ۰/۴ تا ۲/۲ میکروگرم بر لیتر است. این در حالی است که میزان LC₅₀ 96-h سم سایپرمتترین برای ماهیان ۴ تا ۲۰ گرمی قزل آلی رنگین کمان (*Rainbow trout*) ۸/۲ میکروگرم بر لیتر گزارش شده است (Stephenson, 1982). همچنین Yilmaz و Erbasli (2004) آزمایشی در چهار دوره انجام دادند و مقدار LC₅₀ 96-h سم آلفا-سایپرمتترین را برای ماهی گوبی (*Poecilia reticulata*) $1 \mu\text{g L}^{-1}$ گزارش دادند. مطالعات دیگری مقدار LC₅₀

96-h همین سم را برای لاروهای ماهی تیلپیا $1 \mu\text{g L}^{-1}$ گزارش داد (Yilmaz, 2005). همچنین نتایج مطالعات (Jahanbakhshi et al., 2012) نشان داد که سم سایپرمتترین برای بچه فیل ماهی (*Huso huso*) بسیار سمی است و LC₅₀ 96-h آن نیز $0/95 \mu\text{g L}^{-1}$ محاسبه شد. نتایج تعیین LC₅₀ 96-h برای لاروهای ماهی کلمه (*Rutilus rutilus caspicus*) $0/62 \mu\text{g L}^{-1}$ و برای لارو ماهیان کپور نقره ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) $0/91 \mu\text{g L}^{-1}$ گزارش شده است. نتایج تعیین سمیت حاد سم سایپرمتترین در گونه های دیگر آبزیان نیز نشان می دهد که این حشره کش برای سایر آبزیان نیز بسیار خطرناک است به طوری که، Clark و همکاران در سال ۱۹۸۷ میزان LC₅₀ 96-h سایپرمتترین را برای میگوی گراس (*Palaemonetes pugio*) $1 \mu\text{g L}^{-1}$ گزارش دادند. همچنین (Saha and Kaviraj, 2008) گزارش دادند که سم سایپرمتترین برای حشرات آبی بسیار سمی است و مقدار LC₅₀ 96-h آن را $0/06 \mu\text{g L}^{-1}$ بیان کردند. Stephenson در سال ۱۹۸۲ گزارش داد که میزان LC₅₀ سم سایپرمتترین برای گونه های کپورماهیان در دمای ۱۰ درجه سانتی گراد $0/9 \mu\text{g L}^{-1}$ و برای ماهی تیلپیا در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد نیز $2/2 \mu\text{g L}^{-1}$ است (Das and Mukherjee, 2003). بنابراین در مقایسه با سایر نتایج، ماهی سفید گونه ای بسیار حساس و آسیب پذیر در برابر سم سایپرمتترین است. فاکتورهای محیطی نظیر pH و دما بر میزان سمیت حشره کش تأثیر می گذارند (Fisher, 1990). سموم پایروترئید برای پستانداران و حشرات در درجه حرارت های پایین سمیت بیش تری نسبت به

حرارت به صورت خطی افزایش می‌یابد، که نتایج ما را نیز تأیید می‌کند. تأثیر درجه حرارت در آلودگی دارای چندین مکانیسم است. افزایش درجه حرارت و به طبع آن افزایش متابولیسم بدن و نیاز اکسیژنی بیش‌تر سبب افزایش میزان نیاز تنفسی می‌شود و در نتیجه نفوذپذیری تراوایی، موجب افزایش جذب سم آبشش‌ها خواهد شد (Masud and Singh, 2013). افزایش درجه حرارت سبب افزایش مرگ‌ومیر صدف‌های در معرض سم پتاکلروفنول شد (Fisher and Singh, 1990). مطالعات دیگری نشان داد که وقتی ماهی *Heteropneustis fossilis* در معرض مس و کادمیوم قرار می‌گیرد، با افزایش درجه حرارت آب، مرگ‌ومیر آن‌ها افزایش می‌یابد (Gupta and Rajbanshi, 1991). همچنین مطالعه (Masud and Singh, 2013) نشان داد که متغیر دمای محیط و به تبع آن درجه حرارت آب تأثیر مستقیمی در سمیت سایپرمتترین برای کپورماهیان ۱۱ تا ۲۰ گرمی دارد به طوری که در درجه حرارت‌های بالاتر سمیت افزایش می‌یابد و ماهیان بیش‌تری تلف می‌شوند. نتایج این پژوهش نشان داد که LC₅₀ 96-h در دمای ۱۲ °C، ۱۶ و ۲۳ °C برای کپورماهیان به ترتیب μL^{-1} ۰/۳۸، μL^{-1} ۰/۲۹ و μL^{-1} ۰/۲۴ است. بنابراین این مطالعه نیز نتایج ما را تأیید می‌کند. همچنین مطالعه (Gautam and Gupta, 2008) نشان داد که با افزایش درجه حرارت آب، میزان LC₅₀ 96-h برای لاروماهی گویی از ۲۲۱ ppb به ۱۶۸ ppb کاهش می‌یابد. به طور کلی در این آزمایش میزان سم سایپرمتترین در ساعت‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ در درجه حرارت ۲۴ °C کم‌تر از مقادیر آن در درجه حرارت ۱۶ °C بود. بنابراین این مطالعه نیز همسو با نتایج ما تأیید می‌کند

درجه حرارت‌های بالاتر دارند (Song and Kumarguta, 1996). علاوه بر این، Beamish (1981) عنوان کردند که سمیت حاد سموم پایروتروئیدها برای ماهیان با درجه حرارت آب رابطه معکوس دارد. این در حالی است که Nausti و همکاران (2003) گزارش دادند سمیت سموم پایروتروئید نوع I با درجه حرارت آب رابطه معکوسی دارد، در حالی که کشندگی نوع II این سموم رابطه مستقیمی با درجه حرارت آب دارد. از آن‌جا که سایپرمتترین جزء سموم درجه II این نوع حشره‌کش‌ها محسوب می‌شود، سمیت آن با افزایش درجه حرارت آب افزایش می‌یابد، که یافته‌های ما نیز این موضوع را تصدیق می‌کند. نتایج مطالعات ما نشان داد همواره با افزایش دما مقدار LC₅₀ در زمان‌های ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت کاهش یافته است به طوری که کم‌ترین میزان LC₅₀ را در درجه حرارت ۲۵ و در روز چهارم آزمایش شاهد بودیم. این موضوع نشان می‌دهد که ماهی سفید دریای خزر در درجه حرارت‌های بالای آب به سم سایپرمتترین حساس‌تر است و غلظت کم‌تری از این نوع سم می‌تواند تأثیرات سوئی در آن داشته باشد. Patra et al. (2007) نشان دادند که وقتی ماهیان در معرض سم آندوسولفان و کلروپیریفوس قرار می‌گیرند، با افزایش درجه حرارت مرگ‌ومیر در ماهیان افزایش می‌یابد. این در حالی است که Kumarguta و Beamish (1981) بیان کردند که سمیت پریمترین در قزل‌آلای رنگین‌کمان با افزایش درجه حرارت کاهش یافته است. همچنین مطالعات (Saha and kaviraj, 2008) نشان داد که سمیت سایپرمتترین در ماهی *Heteropneustis fossilis* با افزایش درجه

Heteropneustes carpio) و گربه ماهیان آب شیرین (*fossilis*) که در معرض سم سایپرمتترین قرار گرفته بودند نیز مشاهده شده است (Polat et al., 2002; Saha and Kaviraj, 2003; Yilmaz and Erbasli, 2004; Aydin et al., 2005; Masud and Singh, 2013)، که این مطالعات نتایج ما را نیز تأیید می کند. به طور کلی، با توجه به نتایج، آلودگی سم سایپرمتترین برای اکوسیستم های آبی خطرناک است و از آنجا که رودخانه های محل مهاجرت این ماهیان در شمال کشور در اطراف زمین های کشاورزی، باغات و مناطق مسکونی قرار دارند، باید در حد قابل قبول از این حشره کش ها استفاده شود. بهره گیری از روش های زیستی به جای استفاده از سموم سایپرمتترین برای کنترل آفات و حشرات می تواند محیط زیست طبیعی را حفاظت کند (Moor and Warnig, 2001). براساس استانداردهای کیفی زیست محیطی حداکثر غلظت مجاز سایپرمتترین باید ۱ نانوگرم بر لیتر باشد (Environment Agency, 1997).

که با افزایش درجه حرارت میزان سمیت سم سایپرمتترین افزایش می یابد. از نظر علائم بالینی به طور کلی مشاهده شد ماهیانی که در معرض این سم قرار گرفته بودند دچار اختلالات تنفسی می شدند به طوری که سرپوش های آبششی را تندتر باز و بسته می کردند و اطراف سنگ هوا و حباب های هوا شنا می کردند. اضطراب ماهیان به صورت افزایش عکس العمل در مقابل محرک های بیرونی و تنفس ناموزون و غیرعادی نمود یافت. حرکات نامنظم همچنین حرکات مکرر به سمت سطح آب نشان می دهد که ممکن است این حشره کش بر سیستم عصبی مرکزی و آبشش ماهی اثر گذاشته باشد. آفت کش ها به دلیل ماهیت چربی دوست خود به سرعت جذب آبشش شده و محدودیت های تنفسی را در ماهیان سبب می شوند (Masud and Singh, 2013). تغییرات رفتاری مشاهده شده همانند سایر علائم بالینی گزارش شده محققان دیگر در استفاده از سموم پایروترئید است (Yilmaz and Erbasli, 2004). مشابه چنین علائمی در مطالعات دیگر محققان درباره ماهیان گویی (*Poecilia reticulata*)، کپور معمولی (*Cyprinus*)

References

- [1]. Anita, S. T., Sobha, K., Veeraiyah, K., Tilak, k.S., 2010. Studies on biochemical changes in the tissues of *Labeo rohita* and *Cirrhinus mrigala* exposed to fenvelerate technical grade. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences* 2(5): 53-62.
- [2]. Aydin, R., Koprucu, K., Dorucu, M., Koprucu, S. S., Pala, M., 2005. Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin on the common carp (*Cyprinus carpio*) embryos and larvae. *Aquaculture International* 13(5): 451-458.
- [3]. Baer, K. N., 1996. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment. *International Journal of Toxicology* 15(5): 453-454.
- [4]. Boxaspen, K., Holm, J. C., 2001. The development of pyrethrum-based treatments against the ectoparasitic salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* in sea cage rearing of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquaculture Research* 32, 701-707.
- [5]. Bradbury, S.P., Coats, J. R., 1989. Toxicological and toxicodynamics of pyrethroid insecticides in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8, 373-386.
- [6]. Burr, S. A., Ray, D. E., 2004. Structure-activity and interaction effects of 14 different pyrethroids on voltage-gated chloride ion channels. *Toxicological Sciences* 77(2): 341-346.
- [7]. Clark, J. R., Patrick Jr., J. M., Moore, J.C., Loes, E.M., 1987. Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16, 401-407.
- [8]. Coats, J. R., Symonik, D. M., Bradbury, S. P., Dyer, S. D., Timson, L. K., Atchison., 1989. Toxicology of synthetic pyrethroids in aquatic organism. *Environmental Toxicology and Chemistry* 671-679.
- [9]. Das, B. K., Mukherjee, S. C., 2003. Toxicity of cypermethrin in *Labeo rohita* fingerlings: biochemical, enzymatic and haematological consequences. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 134(1): 109-121.
- [10]. Enayat Gholampoor, T., Imanpoor, M. R., Shabanpoor, B., & Hosseini, S. A., 2011. The Study of Growth Performance, Body Composition and Some Blood Parameters of *Rutilus frisii kutum* (Kamenskii, 1901) Fingerlings at Different Salinities. *Journal of Agricultural Science And Technology* 13, 869-876.
- [11]. Environment Agency 1997. Pesticides in the Aquatic Environment. Update of the Report of the National Rivers Authority, National Centre for Toxic and Persistent Substances, Water Quality Series No: 26.
- [12]. Finny D., 1971. Probit analysis; a statistical treatment of the sigmoid response curve. Cambridge, 256 p.
- [13]. Fisher, S.W., 1990. Changes in the toxicity of three pesticides as a function of environmental pH and temperature. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46, 197-202.
- [14]. Garcia-Esquivel, Z., Montes-Magallon, S., Gonzalez-Gomez, M.A., 2007. Effect of temperature

- and photoperiod on the growth, feed consumption, and biochemical content of juvenile green abalone, *Haliotis fulgen*, fed on a balanced diet. *Aquaculture* 262, 129-141.
- [15]. Gautam, P. P., and A. K. Gupta., 2008. Toxicity of cypermethrin to the juveniles of freshwater fish *Poecilia reticulata* (Peters) in relation to selected environmental variables. *Natural Product Radiance* 7(4): 314-319.
- [16]. Gupta, A. K., Rajbanshi, V. K., 1991. Toxicity of copper and cadmium to *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 19(3): 331-340.
- [17]. Hart, J. L., Thacker, J. R. M., Braidwood, J. C., Fraser, N. R., Matthews, J. E., 1997. Novel cypermethrin formulation for the control of sea lice on salmon (*Salmo salar*). *Veterinary Records* 140, 179-181.
- [18]. Haya, K., 1989. Toxicity of pyrethroid insecticides to fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8(5): 381-391.
- [19]. Hayes, A. W., 1994. *Principles and Methods of Toxicology*. Raven Press, New York. 1468 p.
- [20]. Imsland, A. K., Foss, A., Gunnarsson, S., Berntssen, M., FitzGerald, R., Wendelaar Bonga, S. E., van Him, E., Naevdal, G., Stefansson, S. O., 2001. The interaction of temperature and salinity on growth and food conversion in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*). *Aquaculture* 198, 353-367.
- [21]. Jahanbakhshi, A., Shaluei, F., Baghfalaki, M., 2012. Acute Toxicity of Cypermethrin on the Great Sturgeon (*Huso huso*) Juveniles. *World* 4, 170-174.
- [22]. Kumaragura, A. K., Beamish, F.W.H., 1981. Lethal toxicity of permethrin (NRDC-143) to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in relation to body weight and temperature. *Water Research* 15, 503-505.
- [23]. Mansingh A., Wilson A., 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment III. Baseline studies on the status of insecticidal pollution of Kingston Harbour. *Marine Pollution Bulletin* 30, 640-643.
- [24]. Marshall, W. S., 2002. Na⁺, Cl⁻, Ca²⁺, Zn²⁺ transport by fish gill: Retrospective review and prospective synthesis. *Journal of Experimental Zoology* 293, 264-283.
- [25]. Masud, S., Singh I, J., 2013. Temperature dependent toxicity and behavioural responses in the freshwater fish *Cyprinus carpio* exposed to pyrethroid pesticide, cypermethrin. *Journal of Environmental Science and Water Resources* 2(10): 375-381.
- [26]. Moore, A., Waring, C.P., 2001. The effects of a synthetic pyrethroid pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Aquatic Toxicology* 52, 1-12.
- [27]. Nasuti, C., Cantalamessa, F., Falcioni, G., Gabbianelli, R., 2003. Different effects of Type I and Type II pyrethroids on erythrocyte plasma membrane properties and enzymatic activity in rats. *Toxicology* 191, 233-244.
- [28]. OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 1993. *OECD Guidelines for Testing of Chemicals* OECD, Organization for Economic. Paris.
- [29]. Patra, R. W., Chapman, J. C., Lim, R. P., Gehrke, P. C., 2007. The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 1454-1459.

- [30]. Paykan Heyrati, F., Mostafavi, H., Toloe, H., Dorafshan, S., 2007. Induced spawning of kutum, *Rutilus frisii kutum* (Kamenskii, 1901) using (D-Ala⁶, Pro⁹-NEt) GnRH α combined with domperidone. *Aquaculture* 265, 288–293.
- [31]. Polat, H., Erkoc, F. U., Viran, R., Kocak, O., 2002. Investigation of acute toxicity of beta-cypermethrin on guppies *Poecilia reticulata*. *Chemosphere* 49, 39–44.
- [32]. Prashanth, M. S., David, M., 2006. Changes in nitrogen metabolism of the freshwater fish *Cirrhinus merigala* following exposure to cypermethrin. *Journal of Basic and Clinical Physiology and Pharmacology* 17, 63-70.
- [33]. Richards, R. H., 1983. Diseases of farmed fish Salmonids. *Veterinary Records* 112, 124–126.
- [34]. Roth, M., Richards, R. H., Sommerville, C., 1993. Current practices in the chemotherapeutic control of sea lice infestations in aquaculture. *Journal of Fish Diseases* 16, 1–26.
- [35]. Saha, S., Kaviraj, A., 2003. Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin to freshwater catfish *Heteropneustis fossilis* (Bloch). *International Journal of Toxicology* 22, 325-328.
- [36]. Saha, S., Kaviraj, A., 2008. Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin to some freshwater organisms. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 80, 49-52.
- [37]. Sarkar, B., Chatterjee, A., Adhikari, S., Ayyappan, S., 2005. Carbofuran- and cypermethrin-induced histopathological alterations in the liver of *Labeo rohita* (Hamilton) and its recovery. *Journal of Applied Ichthyology* 21, 131–135.
- [38]. Song, J.H., Narahashi, T., 1996. Modulation of sodium channels of rat cerebellar Purkinje neurons by the pyrethroid tetramethrin. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics* 277, 445–453.
- [39]. Stephenson, R. R., 1982. Aquatic toxicology of cypermethrin. I. Acute toxicity to some freshwater fish and invertebrates in laboratory tests. *Aquatic Toxicology* 2, 175-185.
- [40]. Svoboda, M., Lusova, V., Drastichova, J., Ilabek, V., 2001. The effect of diazinon on hematological indices of common carp (*Cyprinus carpio*). *Acta Veterinaria Brno* 10, 457-465.
- [41]. Svobodova, Z., Lusova, V., Drastichova, J., Svoboda, M., Zlabek, V., 2003. Effect of deltamethrin on haematological indices of common carp (*Cyprinus carpio*). *Acta Veterinaria Brno* 72, 79-85.
- [42]. Tamarin, A. E., kuliev, Z.M., 1989. Black sea roach. In: *Caspian sea: Ichthyofauna and commercial stocks*, Nauka press. Moscow, pp. 144-145.
- [43]. Tantarपाल, S. A., 2011. Cypermethrin impact on total protein in muscle and liver of the freshwater fish *Channa striatus*. *Science Research Reporter* 1, 155-158.
- [44]. Tsuda T., Inoue T., Kojima M., Aoki S., 1996. Pesticides in water and fish from rivers flowing into Lake Biwa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57:442-449.
- [45]. Van-Der Geest H.G., Stuijzand S.C., Kraak M.H.S., Admiraal W., 1997. Impact of diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Mesue, The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(4): 327-330.
- [46]. Velisek, J., Wlasow, T., Gomulka, P., Svobodova, Z., Dobsikova, R., Novotny, L. Dudzik, M., 2006. Effects of cypermethrin on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Veterinari Medicina*, 51(10): 469-476.

- [47]. Velmurugan, B., Selvanagagam, M., Cenziz, E. L., Unlu., 2007. The effects of fenvelerate on different tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala*, Journal of Enviromental Science and Health part B 42, 157-163.
- [48]. Yilmaz, M., 2005. Acute toxicity of alpha-cypermethrin on tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. Bulletin of environmental contamination and toxicology 74(5): 880-885.
- [49]. Yilmaz, M., Gul, A., Erbasli, K., 2004. Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulate* Pallas, 1859). Chemosphere 56, 381-385.
- [50]. Yousefian, M., Mosavi, H., 2008. Spawning of South Caspian Kutum (*Rutilus frisii kutum*) in Most Migratory River of South Caspian Sea. Asian Journal of Animal and Veterinary Advances 3, 437-442.

