

بررسی و اندازه گیری فصلی سموم کشاورزی (هینوزان، ماچتی و دیازینون) در آب رودخانه اشمک (شرق گیلان)

حسین خارا*^۱، جمیله سالار آملی^۲، حسین مظلومی^۳، شعبانعلی نظامی^۴، کامران زلفی نژاد^۵،
سیدحجت خداپرست^۶، جلال حسن^۷، امیر اکبرزاده^۸، سجاد محمدی^۹، سعید قلی پور^{۱۰}،
محدثه احمدنژاد^{۱۱}، تهمنه احمدزاده^{۱۲}، زهرا قلی پور^{۱۳}، مهسا تقی زاده^{۱۴}

۱- * دانشگاه آزاداسلامی واحد لاهیجان، دانشکده منابع طبیعی، گروه شیلات، لاهیجان، ایران، صندوق پستی: ۱۶۱۶

۲ و ۷- دانشگاه تهران، دانشکده دامپزشکی، تهران، ایران، صندوق پستی: ۱۴۱۵۵-۶۴۵۳

۳، ۵، ۸، ۹، ۱۰، ۱۲، ۱۳، ۱۴- اداره کل حفاظت محیط زیست گیلان، رشت، ایران، صندوق پستی: ۱۴۳۳

۴- مؤسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران، ایران، صندوق پستی: ۶۱۱۶-۱۴۱۵۵

۵ و ۱۱- پژوهشکده آبرزی پروری آبهای داخلی، بندرانزلی، ایران، صندوق پستی: ۶۶

h_khara1974@yahoo.com

چکیده

رودخانه اشمک یکی از رودخانه های استان گیلان جهت کشاورزی است، که از جنوب کوچصفهان سرچشمه گرفته و پس از عبور از شهرهای لشت نشاء و زیبا کنار از سمت غرب تالاب بوجاق به دریای خزر می ریزد. این رودخانه به دلیل وجود مزارع وسیع برنج درحوزه آبریز آن هر ساله مقادیر قابل توجهی سموم کشاورزی را به دریای خزر حمل می نماید. در این بین سموم هینوزان (قارچ کش)، ماچتی (علف کش) و دیازینون (حشره کش) بیشترین مصرف را طی سالیان گذشته در حوزه آبریز این رودخانه دارا بودند. بر همین اساس بررسی و اندازه گیری این سموم در آب رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵ ضروری به نظر رسید. برای این منظور ۸ ایستگاه انتخاب شده و در طی چهار فصل عمل نمونه برداری و اندازه گیری سموم صورت گرفت. بدین منظور از هر ایستگاه دو لیتر آب گرفته می شد و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل می شدند. سپس بوسیله دستگاه GC-mass سموم اندازه گیری می شدند. طبق نتایج بدست آمده میانگین \pm انحراف معیار سالانه هینوزان $1/26 \pm 1/27$ (ppb) $(6/20 - 0/10)$ ، میانگین \pm انحراف معیار سالانه ماچتی $3/02 \pm 2/79$ (ppb) $(12 - 0/50)$ و میانگین \pm انحراف معیار سالانه دیازینون $0/29 \pm 0/33$ (ppb) $(1/10 - 0/10)$ بدست آمد که در مقایسه با حد کشندگی آنها برای برخی از کپور ماهیان و ماهیان خاویاری خطرناک نمی باشد.

کلمات کلیدی: ایران، گیلان، رودخانه اشمک، هینوزان، ماچتی، دیازینون.

مقدمه

رودخانه ها از جمله مهمترین اکوسیستمهای آبی هستند که به دلیل ویژگیهای منحصر بفرد اکولوژیک اهمیت بسزایی از لحاظ کشاورزی، زیست محیطی، شیلاتی، اقتصادی و غیره دارند. زیرا این اکوسیستمها با سرچشمه گرفتن از نواحی مرتفع و عبور از نواحی جلگه ای و در نهایت ورود به تالابها، دریاچه ها، دریاها و اقیانوسها مناطق وسیعی را تحت تأثیر قرار داده ضمن اینکه خود نیز تحت تأثیر قرار می گیرند. امروزه توسعه کشاورزی، گسترش سطح زیر کشت و در نتیجه افزایش مصرف سموم کشاورزی باعث گشته که رودخانه ها در معرض خطر آلودگی سموم کشاورزی قرار گیرند، که در نهایت این آلودگیها به تالابها، دریاچه ها، دریاها و اقیانوسها انتقال می یابند.

از جمله اینها رودخانه اشمک می باشد که از زهکشهای جنوب شهر کوچصفهان سرچشمه می گیرد. این رودخانه پس از طی مسیر از روستاهای اطراف و اتصال سایر زهکشها از داخل شهر لشت نشاء عبور کرده، در نهایت پس از عبور از شهر زیباکنار و حاشیه غربی تالاب بوجاق وارد دریای خزر می شود. طول رودخانه اشمک از مظهر آن تا مصب (محل تلاقی با دریای خزر) برابر ۳۲/۵ کیلومتر (از سرچشمه تا کوچصفهان ۶/۵ کیلومتر، از کوچصفهان تا لشت نشاء ۱۴/۵۳ کیلومتر و از لشت نشاء تا دریای خزر ۱۱/۶ کیلومتر)، عرض رودخانه ۱۵ تا ۲۰ متر و مساحت حوزه آبریز آن ۲۰ کیلومتر مربع می باشد. جنس بستر رودخانه در اکثر مناطق گلی - رسی بوده که در قسمت مصب ماسه ای می شود. همچنین دبی رودخانه اشمک بطور متوسط ۴ متر مکعب بر ثانیه است.

در اطراف رودخانه اشمک تنها مزارع برنج وجود دارند (جمعا ۷۶۶۵ هکتار) که با مصرف انواع مختلف سموم کشاورزی باعث شده است این رودخانه در معرض آلودگیهای فیزیکی، شیمیایی و سموم کشاورزی قرار گیرد بطوریکه در بخش کوچصفهان ۱۱ روستا با سطح زیر کشت ۲۳۳۵ هکتار به نامهای: خشکه وا، پیرموسی، جانکبر، جویجارکل، گرباسده، گیل وا، گراکو، هندوانه پرده سر، کنارسربزرگ، رودکل و کتیک لاهیجان، در بخش لشت نشاء ۲۱ روستا با سطح زیر کشت ۳۶۷۵ هکتار به نامهای: چلیکدان، خالکی، چافوچا، محمودان، جوریاب، نوهدان، جوپشت، سالستان، نورود، جیرنده، توچاه، ولم، خشکرو، جورشر پائین و بالا، لیموچاه، اسطلک، کنارسر کوچک، شیرایه، پس بیجار، علی بوذایی و محله گفشه (پائین، میان، بالا و شیخان) و در بخش زیباکنار ۸ روستا با سطح زیر کشت ۱۶۵۵ به نامهای چالکش، فخرآباد، امیل دان، چونه چنان، اژدهابلوچ، تازه آباد و جلیدان قرار دارند (جدول ۱) (۳).

از جمله سموم کشاورزی پرمصرف، سموم هینوزان (قارچ کش جهت مبارزه با قارچ بلاست برنج)، ماچتی (علف کش جهت مبارزه با علفهای هرز مزارع برنج) و دیازینون (حشره کش برای مبارزه با کرم ساقه خوار برنج) هستند (جدول ۲) (۴). بطوریکه دوز مصرفی سموم کشاورزی در هر هکتار شالیزار به شرح ذیل می باشد (۹):

۱) علفکش ها بطور متوسط به میزان ۲/۵ لیتر در هکتار
دفعات سمپاشی این علف کش ها یک بار می باشد.
۲) حشره کش ها بطور متوسط به میزان ۲۰ کیلوگرم در هکتار

دفعات سمپاشی حشره کش ها ۲ بار می باشد. دفعات سمپاشی قارچ کش ها حداقل ۲ بار می باشد.
(۳) قارچ کش ها بطور متوسط به میزان ۰/۵ لیتر در هکتار

جدول ۱: مساحت زیر کشت شهرهای کوچصفهان، لشت نشاء و زیباکنار واقع در حوضه آبریز رودخانه اشمک و میزان سموم توزیع شده در سال ۱۳۸۵^(۴)

ردیف	نام شهر	مساحت (هکتار)	قارچ کش kg	علف کش kg	انواع سموم (گرانول) kg
۱	کوچصفهان	۲۳۳۵	۲۳۳۵	۴۶۷۰	۴۶۷۰۰
۲	لشت نشاء	۳۶۷۵	۳۶۷۵	۷۳۵۰	۷۳۵۰۰
۳	زیباکنار	۱۶۵۵	۱۶۵۵	۳۳۱۰	۳۳۱۰۰
	جمع	۷۶۶۵	۷۶۶۵	۷۹۸۰	۷۹۸۰۰

* همین میزان سم در سال ۱۳۸۴ توزیع شده است.

جدول ۲: نوع و میزان سموم کشاورزی مصرف شده در استان گیلان (ارقام به تن) در سالهای ۱۳۸۵ - ۱۳۷۹^(۴)

سال	۱۳۷۹	۱۳۸۰	۱۳۸۱	۱۳۸۲	۱۳۸۳	۱۳۸۴	۱۳۸۵
سموم کشاورزی	۱۲۳	---	۳۳۲	---	---	---	---
دiazinon ۵ درصد	۴۳۶	۳۷۷	۴۹۰	۷۱۰	۸۹۵	۳۱۱	۲۶۰
دiazinon ۱۰ درصد	۱۲۱۰	۹۷۴	۱۵۵۹	۱۶۱۴	۱۹۲۳	۵۱۰	۶۹۹
جمع کل حشره کشها	۲۸	۲۸	۲۵	۳۵	۳۶	۱۰	۱۰
هینوزان	۴۵	۴۸	۳۸/۷	۵۷	۶۴	۴۶	۴۳/۶
جمع کل قارچ کشها	۴۱۷	۴۱۳	۳۴۶	۳۷۰	۳۹۷	۳۴۶	۱۸۰
ماچتی (بوتاکلر)	۵۸۹	۵۸۶	۵۷۹	۶۱۴	۵۹۱	۶۱۷	۷۲۲
جمع کل علف کشها	۱۸۴۴	۱۶۰۸	۲۱۷۶/۷	۲۲۸۵	۲۵۴۸	۱۱۷۳	۱۴۶۴
جمع کل سموم کشاورزی							

روی ماهیهای مختلف بررسی شده است (۱۱ و ۳۱). در ایران نیز اگرچه میزان این سم در اکوسیستم های آبی اندازه گیری نشده است، ولی اثر آنها (LC50 96) روی تاسماهی ایرانی، ماهی اوزون برون (۶)، ماهی شیپ (۷)، ماهی سیم، ماهی سفید و کپور نقره ای (۵) بررسی شده است. در مورد ماچتی (Machete) یا

تاکنون مطالعات مختلف در جهان راجع به میزان سموم کشاورزی در اکوسیستمهای آبی و اثرات آنها بر جانوران آبی صورت گرفته است. بطوریکه میزان سم هینوزان (Hinosan) یا ادی فنفسوس (Edifenphos) در دریاچه های ژاپن (۲۱ و ۲۸) اندازه گیری شده است. همچنین اثر آن (LC50 96)

اتصال شاخه های فرعی به رودخانه اشمک، وسعت زمینهای کشاورزی اطراف، عبور از بافت شهری و مسکونی و غیره مد نظر قرار گرفتند. بعد از انتخاب ایستگاههای نمونه برداری در اواسط هر فصل از آب ایستگاههای هشتگانه نمونه برداری آب ستونی صورت می گرفت. بدین صورت که با سه تکرار در مجموع ۲ لیتر آب در شیشه های تاریک ریخته می شدند. سپس نمونه ها در داخل یونولیت های محتوی یخ به آزمایشگاه مرکز تحقیقات سم شناسی دانشگاه تهران منتقل می گشتند. در آزمایشگاه سموم کشاورزی بوسیله دستگاه GC اندازه گیری می شدند. جهت آنالیز سموم مورد نظر ستون CB-24 و محفظه تزریق ۱۰۷۹ و آشکار ساز Thermionic Specific Detector (TSD) استفاده شد. از گاز حامل هلیوم در سرعت جریان دو میلی لیتر بر دقیقه استفاده شد و برای آشکار ساز از گاز make up نیتروژن و در سرعت جریان ۲۵ میلی لیتر بر دقیقه استفاده شد (۱۲، ۱۳ و ۱۴). برای انجام کارهای آماری از نرم افزار SPSS نسخه ۱۳ و جهت رسم نمودار از نرم افزار Excel استفاده شد. جهت مشخص نمودن وجود و یا عدم وجود اختلاف معنی دار برای داده های نرمال از آزمون واریانس یک طرفه (ANOVA) و آزمون مقایسه میانگین توکی و برای داده های غیر نرمال از آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس (Kruskal-Walis) و آزمون مقایسه میانگین من ویتنی (Mann-Whitney) با درصد اطمینان ۹۵٪ ($P \leq 0.05$) استفاده شد.

بوتاکلر (Butachlor) نیز میزان این سم در رودخانه کاجی ناشی (Kajinashi) (۲۷) اندازه گیری شده است. همچنین اثر ماچتی (LC50 96) روی ماهیان مختلف بررسی شده است. در ایران نیز اثر ماچتی (LC50 96) روی تاسماهی ایرانی، ماهی اوزون برون (۱) و ماهی سفید (۲) بررسی شده است. در مورد دیازینون در رودخانه مختلف جهان اندازه گیری شده است (۱۵، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱، ۲۲، ۲۴، ۲۵ و ۲۶). همچنین اثر آن ماهیان (۱۰ و ۲۴) بررسی شده است. همچنین در ایران اثر دیازینون (LC50 96) روی تاسماهی ایرانی، ماهی اوزون برون (۱)، ماهی شیپ (۷) و ماهی سیم (۸) بررسی شده است. بر همین اساس هدف از این تحقیق، بررسی و اندازه گیری سموم هینوزان، ماچتی و دیازینون در رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵ بود.

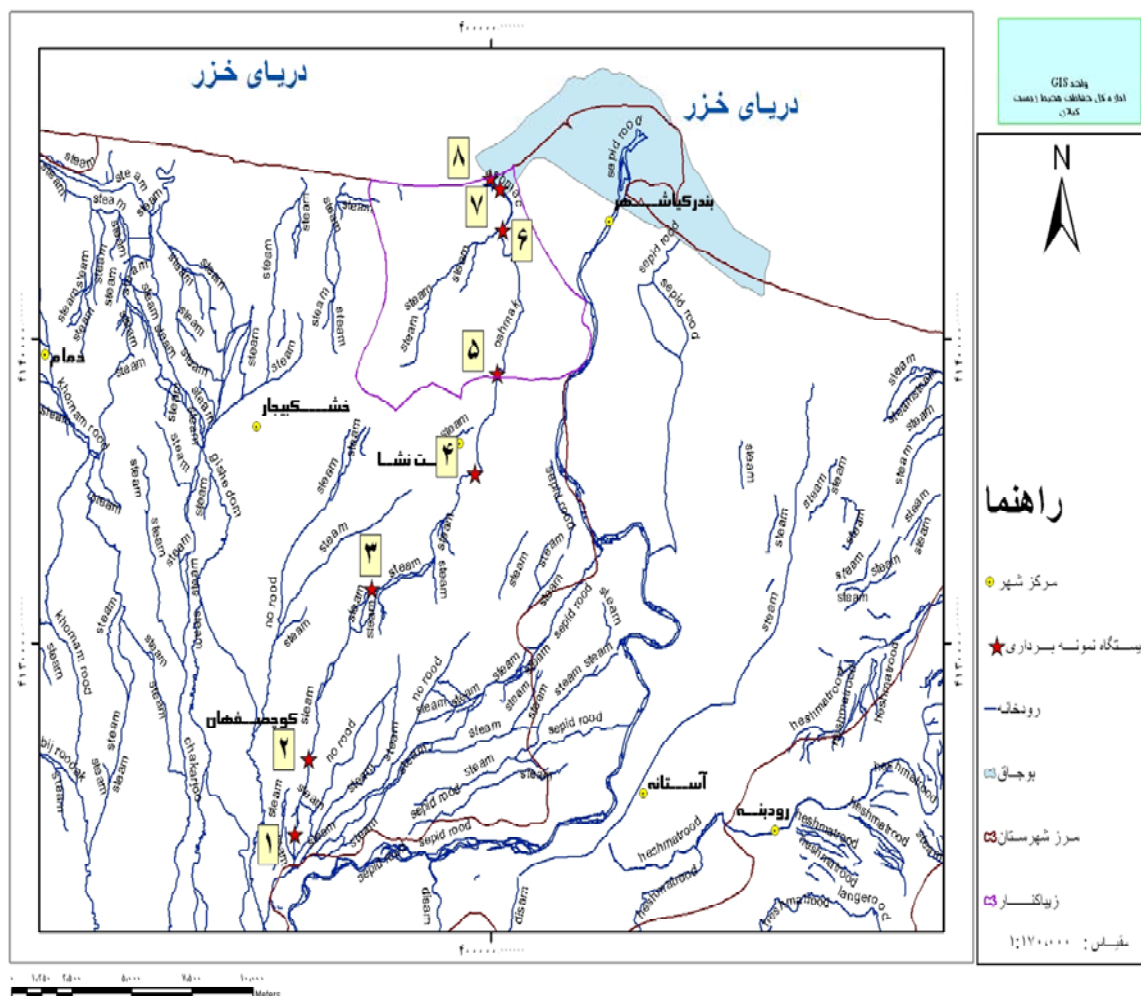
مواد و روش کار

برای بررسی و اندازه گیری سموم کشاورزی آب رودخانه اشمک براساس ویژگیهای اکولوژیک، بیولوژیک، موقعیت جغرافیایی رودخانه اشمک، موقعیت مکانی شهرها و روستاهای مسیر رودخانه، زمینهای کشاورزی اطراف و رودخانه های فرعی وارده به رودخانه اشمک ۸ ایستگاه انتخاب شدند (جدول ۱ و شکل ۱). این ایستگاهها بر اساس شرایط اکولوژیک و بیولوژیک رودخانه انتخاب شدند. بطوریکه مظهر رودخانه، محل اتصال خروجی تالاب بوجاق به رودخانه اشمک، مصب رودخانه (اتصال به دریای خزر)، فاصله های مکانی ایستگاهها از یکدیگر، محل

جدول ۳: شماره، نام و مختصات جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری رودخانه اشمک (بر حسب UTM).

شماره و نام ایستگاه	موقعیت جغرافیایی	عرض شمالی	طول شرقی
۱= پیرموسی (سرچشمه رودخانه اشمک)		۴۱۲۴۰۴۵	۳۹۲۰۷۳
۲= پل جاده کوچصفهان - لولمان		۴۱۲۶۱۹۰	۳۹۲۴۰۹
۳= پل روستای بالا گفشه		۴۱۳۱۷۶۷	۳۹۵۰۳۲
۴= پل شهرلشت نشاء		۴۱۳۵۵۸۴	۳۹۹۳۴۱
۵= پل روستای فخرآباد		۴۱۳۸۸۶۳	۴۰۰۲۵۷
۶= پل شهرزیباکنار		۴۱۴۳۵۹۳	۴۰۰۴۴۷
۷= بعداز تلاقی تالاب بوجاق و رودخانه اشمک		۴۱۴۴۹۲۷	۴۰۰۳۷۰
۸= دهانه رودخانه اشمک		۴۱۴۵۳۲۸	۳۹۹۹۵۰

نقشه رودخانه اشمک



شکل ۱: موقعیت ایستگاههای نمونه برداری رودخانه اشمک

نتایج

بر طبق بررسیهای انجام گرفته در سال ۱۳۸۵ از سه سم اندازه گیری شده در آب رودخانه اشمک سم ماچتی بالاترین و سم دیازینون کمترین میزان را به خود اختصاص داده بودند. بطوریکه میانگین \pm انحراف معیار سالانه هینوزان رودخانه اشمک $1/27 \pm 1/26$ ppb ($0/10 - 6/20$ ppb) و با ضریب تغییرات $99/65$ ، میانگین \pm انحراف معیار سالانه ماچتی رودخانه اشمک $2/79 \pm 3/02$ ppb ($0/50 - 12$ ppb) و با ضریب تغییرات $108/24$ ، میانگین \pm انحراف معیار سالانه

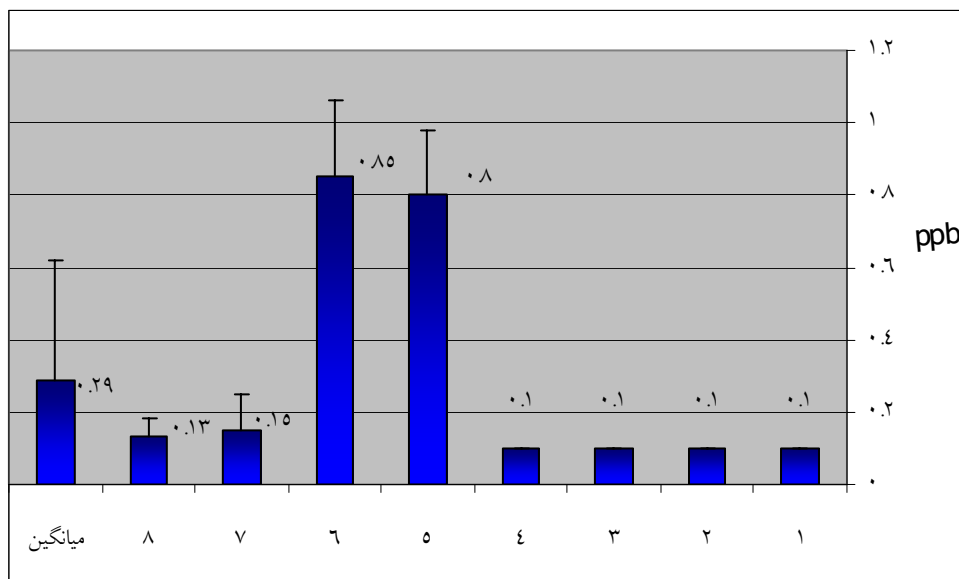
دیازینون رودخانه اشمک $0/29 \pm 0/33$ ppb ($0/10 - 1/10$ ppb) و با ضریب تغییرات $112/73$ بود (جدول ۴). بر اساس آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس (Kruskal-Walis) بین مقادیر این سه سم اختلاف معنی دار آماری وجود داشت ($P = 0/000$)، $df = 2$ ، که طبق آزمون مقایسه میانگین من ویتنی (Mann-Whitney) نیز دو به دو با یکدیگر اختلاف داشتند ($P \leq 0/05$).

جدول ۴: نتایج کلی بررسی سموم هینوزان، ماچتی و دیازینون رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵

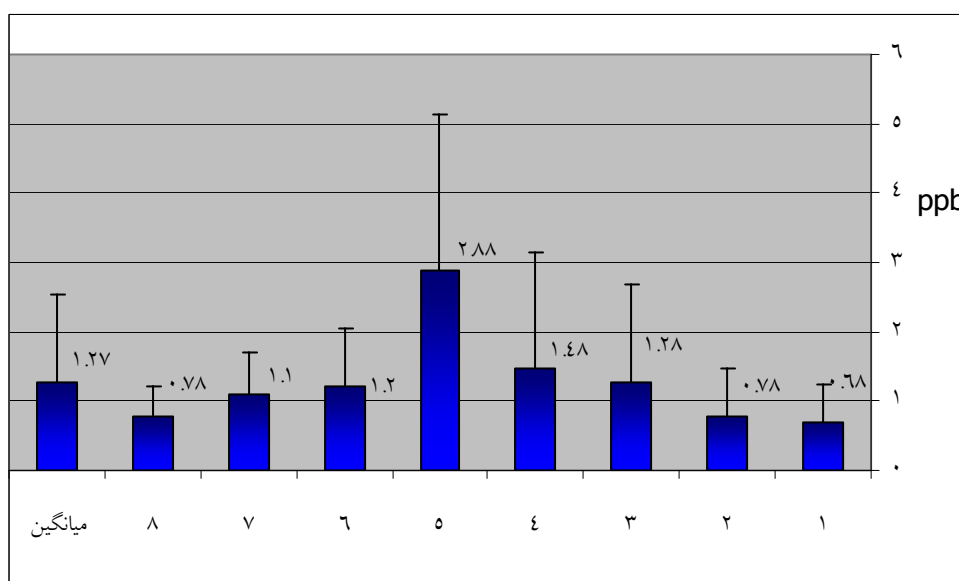
نوع سم	میزان	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	ضریب تغییرات
هینوزان (ppb)	$1/27$	$1/26$	$0/10$	$6/20$	$99/65$	
ماچتی (ppb)	$2/79$	$3/02$	$0/50$	12	$108/24$	
دیازینون (ppb)	$0/29$	$0/33$	$0/10$	$1/10$	$112/73$	

همچنین در بین ایستگاههای مختلف برای دیازینون در ایستگاههای ۶ و ۵ بالاترین و در ایستگاههای ۷ و ۸ کمترین میزان این سم اندازه گیری شدند و در سایر ایستگاهها با دقت $0/1$ ppb این سم مشاهده نشد (نمودار ۱). همچنین برای هینوزان در ایستگاه ۵ بیشترین

و در ایستگاه ۱ کمترین میزان سم اندازه گیری گشتند (نمودار ۲). ضمن اینکه برای ماچتی در ایستگاه ۶ بالاترین و در ایستگاه ۲ کمترین سم اندازه گیری شدند (نمودار ۳).



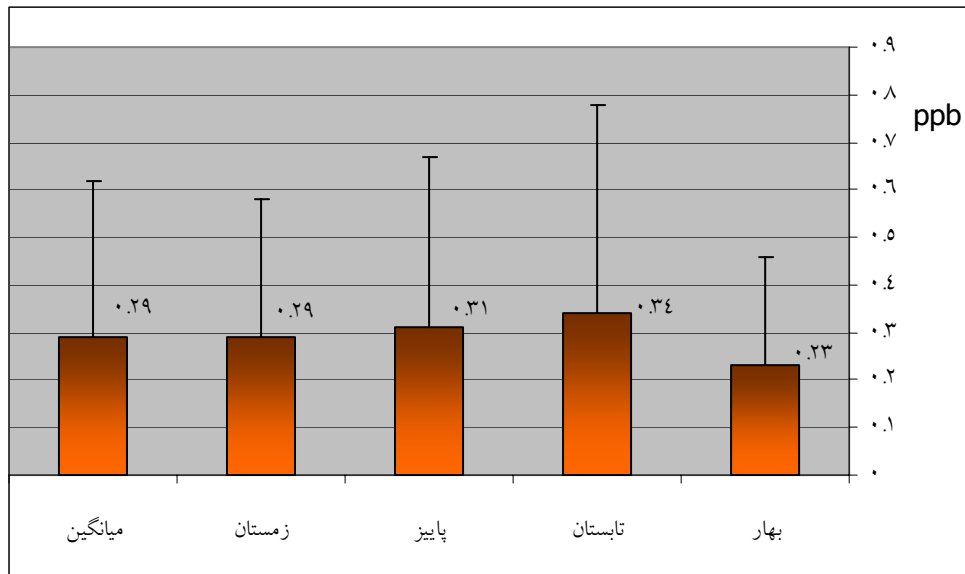
نمودار ۱: میانگین میزان سم دیازینون آب در ایستگاههای مختلف رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵



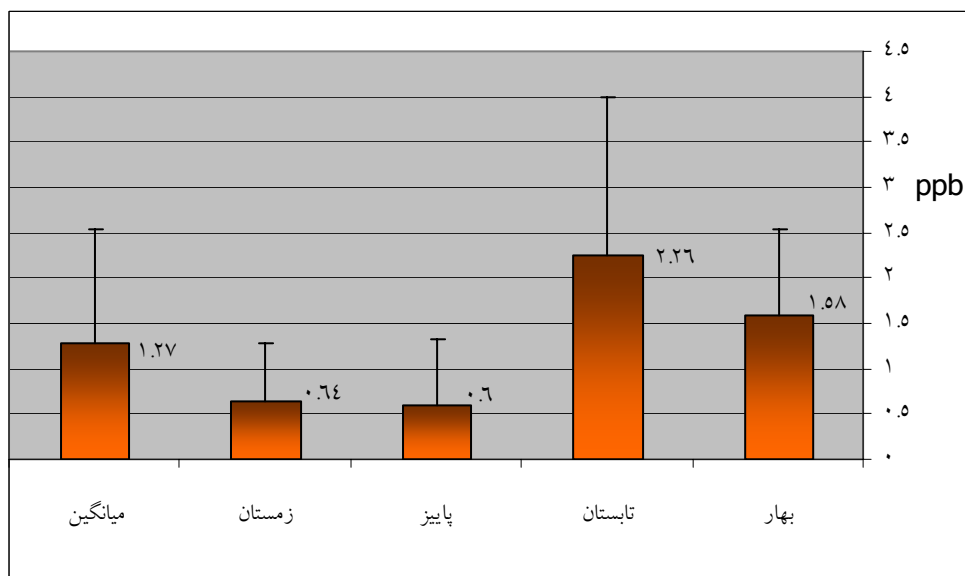
نمودار ۲: میانگین میزان سم هینوزان آب در ایستگاههای مختلف رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵

اندازه گیری شدند و کمترین آن مربوط به فصل های پاییز و زمستان بود (نمودار ۵). نهایت اینکه برای ماچتی بیشترین میزان سم در فصل پاییز و کمترین آن در فصل بهار اندازه گیری شدند (نمودار ۶).

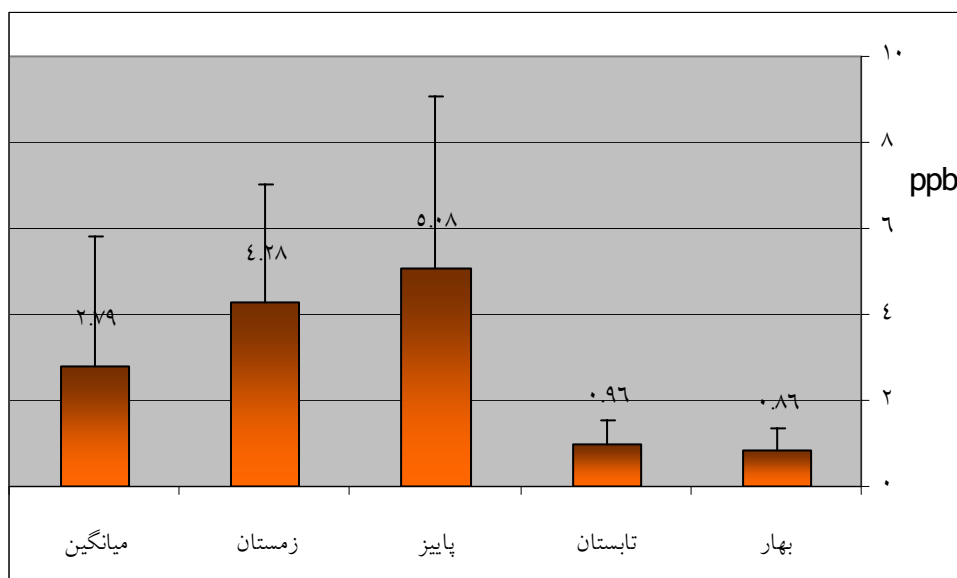
در بین فصول مختلف برای دیازینون در فصل تابستان بالاترین و در فصل بهار کمترین میزان سم اندازه گیری شدند (نمودار ۴). برای سم هینوزان نیز همانند دیازینون در فصل تابستان بالاترین میزان سم



نمودار ۴: میانگین میزان سم دیازینون آب در فصول مختلف رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵



نمودار ۵: میانگین میزان سم هینوزان آب در فصول مختلف رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵



نمودار ۶: میانگین میزان سم ماچتی آب در فصول مختلف رودخانه اشمک در سال ۱۳۸۵

مشخص شد که فصول زیر دو به دو از نظر هینوزان با یکدیگر اختلاف آماری دارند (بهار-پاییز)، (بهار-زمستان)، (تابستان-پاییز)، (تابستان-زمستان) (جدول ۶).

در مورد هینوزان بر طبق آزمون در بین فصول مختلف براساس آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس اختلاف معنی دار آماری مشاهده گشت ($P = 0/003$)، $(df = 3)$ ($P \leq 0.05$) که با توجه به آزمون من ویتنی

جدول ۶: مقادیر P آزمون من ویتنی میزان سم هینوزان در فصول مختلف رودخانه اشمک

فصل	تابستان	پاییز	زمستان
بهار	0/179	0/34	0/008
تابستان		0/015	0/004
پاییز		0/485	

شد که فصول زیر دو به دو از نظر ماچتی با یکدیگر اختلاف آماری دارند: (بهار-پاییز)، (بهار-زمستان)، (تابستان-پاییز) (تابستان-زمستان) (جدول ۷).

همچنین برای ماچتی در بین فصول مختلف بر اساس آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس اختلاف معنی دار آماری مشاهده گشت ($P = 0/000$)، $(df = 3)$ ($P \leq 0.05$)، که با توجه به آزمون من ویتنی مشخص

جدول ۷: مقادیر P آزمون من ویتنی میزان سم ماچتی در فصول مختلف رودخانه اشمک

فصل	تابستان	پاییز	زمستان
بهار	۰/۷۱۰	۰/۰۰۵	۰/۰۰۲
	تابستان		۰/۰۰۲
	پاییز		
			۰/۷۱۳

ولی برای دیازینون در بین فصول مختلف بر اساس آزمون ناپارامتریک کروسکال والیس اختلاف معنی دار آماری مشاهده نشد ($P = ۰/۹۲۷$ ، $df = ۳$ ، $P > 0.05$).

بحث

رودخانه اشمک در طی مسیر خود از سرچشمه تا مصب به دلیل تاثیرپذیری از عوامل مختلف منجمله سموم کشاورزی دچار تغییراتی می گردد. در این بین تغییر فصل کشاورزی و تغییرات فصلی به دلیل کاهش یا افزایش نزولات جوی بر روی شدت و ضعف این تغییرات اثر می گذارند. در مورد سموم کشاورزی هینوزان، ماچتی و دیازینون با توجه به اینکه بر اساس بررسیهای انجام گرفته اولین بار بود که این سموم بصورت مجزا اندازه گیری می شدند، به همین دلیل رفرنس خاصی جهت مقایسه آنها بدست نیامد. در هر صورت میزان ماچتی ($۲/۷۹$ ppb) بیشتر از هینوزان ($۱/۲۷$ ppb) و دیازینون ($۰/۲۹$ ppb) اندازه گیری شد، که بدلیل مصرف بالای سم ماچتی نسبت به دو سم دیگر می باشد.

مقدار سم هینوزان (ادی فنفوس) که یک سم قارچ کش است در بین فصول متفاوت بود. بطوریکه حداکثر آن در فصول کشاورزی اندازه گیری شد که خود ناشی

از مصرف این سم در مزارع برنج می باشد. همچنین تفاوتهای معنی دار آماری هم این موضوع را تایید می نماید. در ایستگاههای مختلف هم بیشترین مقدار آن در ایستگاههای ۶ و ۷ مشاهده شد، که به دلیل وسیع بودن سطح زیرکشت مزارع اطراف و ورود آب شاخه فرعی زیباکنار در ایستگاه ۶ آن می باشد. ولی در مجموع تفاوتها معنی دار نبودند. همچنین در دریاچه ناکانوما (Nakanuma) ژاپن حداکثر میزان این سم $۰/۳۶$ mu g/l گزارش شده است (۲۱). در هر صورت همانطور که گفته شد میانگین سالانه سم هینوزان در رودخانه اشمک $۱/۲۷$ ppb اندازه گیری شد که با توجه به مقادیر حد مجاز بدست آمده برای تاسماهی ایرانی (۳۰۷ ppb)، ماهی ازون برون ($۰/۲۰۶$ ppb) (۶)، ماهی شیب (۲۸ ppb) (۷)، ماهی سیم (۳۵۹ ppb)، ماهی سفید (۲۱۶ ppb) و کپور نقره ای (۳۳۰ ppb) (۵) نمی تواند بسیار قابل توجه و خطرناک باشد. البته در سایر نقاط جهان میزان LC50 برای مارماهی ژاپنی (*Anguilla japonica*) برابر ۴۰۰۰ میلی گرم در لیتر، ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) برابر ۲۲۰۰ میلی گرم در لیتر و ماهی *Poecilia sp.* برابر ۱۶۲۰ میلی گرم در لیتر بیان شده است. در ضمن اثرات سوء این قارچ کش روی ماهی تیلاپیا (*Tilapia nilotica*) (۱۱) و ماهی بید درخشان (*Willow*)

گامبوزیا (*Gambusia carpio*) برابر ۱۲۴۴ میلی‌گرم در لیتر، برای ماهی فیتوفاگک (*Hypophtalmichthys nobilis*) برابر ۵۸۰ میلی‌گرم در لیتر و برای ماهی تیلاپیا (*Tilapia mossambica*) برابر ۸۸۰ میلی‌گرم در لیتر بیان شده است. همچنین طبق این اطلاعات سم ماچتی برای ماهی کپور و ماهی گامبوزیا جزء سموم با سمیت متوسط (*Moderately Hazardous*) ولی برای مارماهی ژاپنی، ماهی آمور و ماهی تیلاپیا جزء سموم با سمیت بسیار خطرناک (*Highly Hazardous*) محسوب شده، که بر اساس طبقه بندیهای WHO، EPA و اطلاعات سموم کشاورزی به ترتیب در کلاسهای II و I تقسیم بندی می شوند.

حشره کش دیازینون به دلیل اینکه در اواسط فصل کشاورزی جهت مبارزه با کرم ساقه خواربرنج مصرف می شود، در فصل تابستان بیشتر از بهار اندازه گیری شد، سپس به سمت زمستان بتدریج کاهش یافت. در هر صورت این تفاوتها قابل توجه و معنی دار نبودند. در مقابل بالاترین میزان سم دیازینون در بین ایستگاههای هشتگانه و برای تمامی فصول در ایستگاههای ۵ و ۶ اندازه گیری شد، که خود ناشی از بالا بودن سطح زیرکشت مزارع برنج در اطراف این ایستگاهها و ورود آب شاخه فرعی می باشد. ضمن اینکه وجود اختلاف معنی دار آماری هم بیان کننده این موضوع است. از طرفی در رودخانه سان جواکین (*San Joaquin*) کالیفرنیا میزان دیازینون در سال ۱۹۹۲ $0.54 \mu\text{g/l}$ (۲۲) و در سال ۱۹۹۹ $0.35 \mu\text{g/l}$ (۱۵)، در دریاچه کاسومی گائوار (*Kasumigaura*) ژاپن $0.8 \mu\text{g/l}$ (۲۰)، در رودخانه می‌سی‌سی‌پی کالیفرنیا 0.36ng/m (۱۶)، در باغهای اطراف نیاگارا در اونتاریو تا

(*Gnathopogon caeruleus*) Shiner) (۲۸) مورد تاکید قرار گرفته است. طبق دسته بندیهای WHO (۳۲)، EPA و اطلاعات سموم کشاورزی سم هینوزان جزء سموم با سمیت متوسط (*Moderately Hazardous*) طبقه بندی می گردد و در کلاس II قرار می گیرد.

سم ماچتی (بوتاکلر) که یک علف کش است در ابتدا از بهار به سمت تابستان بتدریج افزایش یافت ولی از پاییز به سمت زمستان افزایش شدیدی دارد. دلیل آن بخاطر بالا بودن میزان مصرف آن و احتمالاً پایداری بالا در مزارع برنج است، که پس از برداشت برنج و بارندگی از سطح مزارع شسته شده و وارد رودخانه اشمک می شود. بنابراین وجود اختلاف معنی دار آماری هم به همین دلیل می تواند باشد. همچنین وضعیت سم ماچتی در بین ایستگاهها مشابه سم هینوزان است. همانطور که بیان شد میانگین سالانه اندازه گیری شده برای سم ماچتی در رودخانه اشمک 2.79ppb می باشد، در حالیکه در رودخانه کاجی ناشی (*Kajinashi*) ژاپن میزان این سم بین $4/6 \mu\text{g/l}$ تا $22/4 \mu\text{g/l}$ (۲۷) گزارش شده است. با توجه به مقادیر حد مجاز اندازه گیری شده برای تاسماهی ایرانی (44ppb) و ازون برون (7ppb) (۱) و ماهی سفید (43ppb) (۲) این سم هم نمی تواند اثرات کشندگی شدیدی روی این ماهیان بگذارد. بر اساس اطلاعات سموم کشاورزی نیز میزان LC50 سم ماچتی برای مارماهی ژاپنی (*Anguilla japonica*) برابر ۲۹۰ میلی‌گرم در لیتر، برای ماهی آمور (*Ctenopharyngodon idella*) برابر ۲۴۰ میلی‌گرم در لیتر، برای ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) برابر ۱۷۱۴ میلی‌گرم در لیتر، برای ماهی

طبق استاندارد کیفیت محیط زیست برای آلودگی آب در کشور ژاپن حد مجاز دیازینون باید برابر ۰/۰۰۵ میلی گرم در لیتر یا کمتر باشد. بنابراین با توجه به مقدار سم دیازینون در رودخانه اشمک می توان گفت که مقدار آن بیش از حد استاندارد های آمریکا و ژاپن قرار دارد.

در پایان پیشنهاد می گردد که: ۱- میزان سموم کشاورزی در آب رودخانه اشمک بصورت ماهانه اندازه گیری شوند، ۲- سایر سموم کشاورزی مصرفی درحوضه آبریز رودخانه اشمک اندازه گیری شوند، ۳- LC50 تمام سموم کشاورزی بر روی جانوران آبی بویژه ماهیان تعیین گردد، ۴- سموم کشاورزی در رسوب رودخانه اشمک اندازه گیری شوند.

سپاسگزاری

از مدیر کل و کارشناسان محترم دفتر محیط زیست دریایی سازمان حفاظت محیط زیست ایران و کارشناسان محترم اداره کل حفاظت محیط زیست گیلان به ویژه از جناب آقای مهندس سید فرشید فلاح، جناب آقای سید حسن جعفری و جناب آقای رضا علایی که ما را در اجرای این تحقیق یاری نمودند، سپاسگزاری می نمایم.

منابع

۱. پژند، ذ.، ۱۳۷۸. بررسی تعیین غلظت کشنده (LC50 96h) سموم حشره کش دیازینون و علف کش بوتاکلر بر روی دو گونه از ماهیان خاویاری (تاسماهی ایرانی و ازون برون). پایان نامه کارشناسی ارشد شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی لاهیجان. ۹۹ صفحه.

۲۵۰۰۰ ng/l (۲۴)، در دریاچه ارایی (Erie) کانادا
 ۴/۹ mu g/l (۲۵)، در رودخانه های حوزه آب ریز
 ریو کوبر (Rio Cober) در کشور جامائیکا
 ۰/۱۵۰ - ۰ (۱۸)، در حوزه آب ریز دریاچه بیوا
 (Biwa) ژاپن ۰/۱ mu g/l (۲۶)، در مرداب هولند
 (Holand) انتاریو در کانادا کمتر از ۰/۱ ppm (۱۹)،
 در هاربور کینگ استون (Kingston Harber)
 ۰/۱ mu g/l (۱۷)، در دریاچه ناکانوما (Nakanuma)
 ۰/۱ mu g/l (۲۱) و در خلیج ادوساگری
 (Edosakiiri) دریاچه کاسومی گاورا (Kasumigaura)
 ژاپن ۱/۱ (۲۰) گزارش شده است. با توجه به میانگین
 سالانه ۰/۲۹ ppb سم دیازینون در رودخانه اشمک و
 حد مجاز بدست آمده برای ماهی شیب (۳۶ ppb) (۷)،
 تاسماهی ایرانی (۴۳۸ ppb)، ازون برون (۲۵۴ ppb)
 (۱)، ماهی سفید (۴۳ ppb) (۲) و ماهی سیم (۸۱ ppb)
 (۸) می توان گفت که مقدار این سم نیز در رودخانه
 اشمک برای این ماهیان خطرناک نمی باشد. طبق
 اطلاعات سموم کشاورزی نیز میزان LC50 96h سم
 دیازینون برای ماهی مداکا (Medaka) (*Oryzias*
latipes) برابر ۳۲۰ میلی گرم در لیتر (۲۲)، برای
 مارماهی (*Anguila anguila*) ۰/۰۸ میلی گرم در
 لیتر (۲۳) و برای لارو ماهی کپور ۱/۵۳۰ میلی گرم در
 لیتر (۱۰) بیان شده است. به این ترتیب جزء سموم با
 سمیت بسیار خطرناک (Highly Hazardous)
 محسوب شده، بطوریکه بر اساس طبقه بندیهای
 EPA، WHO و اطلاعات سموم کشاورزی به ترتیب
 در کلاسهای I و II قرار می گیرد. بر اساس تقسیم
 بندیهای EPA سم دیازینون در لیست آلاینده های غیر
 اولویت دار قرار دارد که حد مجاز حاد و مزمن آن در
 آبهای جاری ۰/۱۷ میلی گرم در لیتر می باشد. همچنین

۲. پیری، م.؛ نظامی، ش.ع. و اردگ، و.، ۱۳۷۷. بررسی اثرات سموم دیازینون، مالاتیون، ماچتی و ساترن بر روی مرگ و میر بچه ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*). مجله علمی شیلات ایران. شماره ۴، سال هفتم، زمستان ۱۳۷۷. صفحات ۱۹-۹.
۳. سازمان آب منطقه ای استان گیلان، ۱۳۸۵. آمار دبی رودخانه های استان گیلان. ۵۱ صفحه.
۴. شرکت خدمات حمایتی استان گیلان، ۱۳۸۵. آمار توزیع کودهای شیمیایی و سموم کشاورزی در استان گیلان. ۷۶ صفحه.
۵. شریعتی، ف.، ۱۳۸۰. تعیین LC50 فنل و ۱-نفتول و قارچ کش هینوزان بر روی بچه ماهیان سیم، سفید و کپور نقره ای. پایان نامه کارشناسی ارشد، آلودگی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی تهران شمال. ۱۹۰ صفحه.
۶. علی نژاد، ر.، ۱۳۸۳. تعیین LC50 96h سموم حشره کش ری جنت، قارچ کش هینوزان و علف کش رانداپ روی دو گونه ماهی خاویاری ازون برون و قره برون. پایان نامه کارشناسی ارشد شیلات. دانشگاه آزاد اسلامی واحد لاهیجان. ۱۲۱ صفحه.
۷. محمد نژاد، م.، ۱۳۸۴. تعیین غلظت کشنده سموم کشاورزی (هینوزان، دیازینون و تیلیت) و فلزات سنگین (سرب، روی و کادمیم) بر روی بچه ماهی شیپ. پایان نامه کارشناسی ارشد شیلات. دانشگاه آزاد اسلامی واحد لاهیجان. ۱۸۰ صفحه.
۸. نصری تجن، م.، ۱۳۷۲. تعیین غلظت کشنده LC50 96h سم دیازینون گرانول ۵ درصد و امولسیون ۶۰ درصد روی ماهی سیم تالاب انزلی.
- پایان نامه کارشناسی ارشد شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی لاهیجان. ۱۲۲ صفحه.
۹. نوروزیان، م. ۱۳۷۸. فهرست سموم مجاز کشور. انتشارات سازمان حفظ نباتات. ۲۳۳ صفحه.
10. Aydin, R.; Koprucu, K., 2005. Acute toxicity of diazinon on the common carp (*Cyprinus carpio* L.) embryos and larvae. Pesticide Biochemistry and Physiology [Pestic. Biochem. Physiol.]. Vol. 82, no. 3, pp. 220-225.
11. El-Gendy, KS.; Aly, NM.; El-Sebae, AH., 1998. Effects of edifenphos and glyphosate on the immune response and protein biosynthesis of boliti fish (*Tilapia nilotica*). Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants and Agricultural Wastes [J. Environ. Sci. Health, Pt. B: Pestic., Food Contam., Agric. Wastes]. Vol. 33B, no. 2, pp. 135-149.
12. EPA Method 507., 1987. Pesticides, Capillary Column. EPA, Test Method for Drinking Water and Raw Source Water. P. 1-6.
13. Greenberg, A.E.; Clesceh, L.S. and Eaton, A.O., 1992. Standard methods, for examination of water and waste water. American public health association, 1015 Fifteenth Street, NW, Washington, DC 20005. 18 the Edition. P 943.
14. Hsu, J. and Hernandez, J., 1997. Determination of Organophosphate Pesticides in Surface Water using Gas Chromatography. Environmental Monitoring Method, Center for Analytical Chemistry, CDF. P.1-16.
15. Kratzer, CR., 1999. Transport of Diazinon in the San Joaquin River Basin, California. Journal of the American Water Resources Association [J. Am. Water Resour. Assoc.]. Vol. 35, no. 2, 379 p.
16. Majewski, MS.; Foreman, WT.; Goolsby, DA. and Nakagaki, N., 1998. Airborne Pesticide Residues along the Mississippi River. Environmental Science & Technology [Environ. Sci. Technol.]. Vol. 32, no. 23, pp. 3689-3698. 1 Dec 1998.

17. Mansingh, A. and Wilson, A., 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment 3. Baseline studies on the status of insecticidal pollution of Kingston Harbour. Marine Pollution Bulletin [MAR. POLLUT. BULL.], vol. 30, no. 10, pp. 640-645.
18. Mansingh, A.; Robinson, DE.; Henry, C. and Lawrence, V., 2000. Pesticide contamination of Jamaican environment. II. Insecticide residues in the rivers and shrimps of Rio Cobre Basin, 1982-1996. Environmental Monitoring and Assessment [Environ. Monit. Assess.]. Vol. 63, no. 3, pp. 459-480.
19. Miles, J.R.W. and Harris, C.R., 1978. Insecticide residues in water, sediment, and fish of the drainage system of the Holland Marsh, Ontario, Canada, 1972-75. J. Econ. Entomol., 71(1), 125-131.
20. Nohara, S. and Iwakuma, T., 1996. Residual pesticides and their toxicity to freshwater shrimp in the littoral and pelagic zones of Lake Kasumigaura, Japan. Chemosphere, vol. 33, no. 7, pp. 1409-1424.
21. Nohara, S.; Hanazato, T. and Iwakuma, T., 1997. Pesticide residue flux from rainwater into Lake Nakanuma in the rainy season. Japanese Journal of Limnology [Jap. J. Limnol.]. Vol. 58, no. 4, pp. 385-393.
22. Ross, L. and Domagalski, J., 1992. Temporal and spatial distribution of pesticides in the San Joaquin River, California. 13th Annual Meeting Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC 92), Cincinnati (USA), 8-12 Nov 1992.
23. Sancho, E.; Ferrando, MD.; Andreu, E. and Gamon, M., 1992. Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel, *Anguilla anguilla* (L.). J. ENVIRON. SCI. HEALTH, PART B: PESTIC., FOOD CONTAM., AGRIC. WASTES, vol. B27, no. 2, pp. 209-221.
24. Struger, J., 1999. Organophosphorus insecticides and endosulfan in surface waters of the Niagara fruit belt, Ontario, Canada. 42. Conference of the Interantional Association for Great Lakes Research, Cleveland, OH (USA), 24-28 May 1999.
25. Struger, J.; Painter, S.; Ripley, B.; Thorburn, B.; Boyd, D. and Bilyea, R., 1999. Agricultural pesticide concentrations in Canadian Lake Erie tributaries. IAGLR 99. International Association for Great Lakes Research: Great Lakes, Great Science, Great Cities. Program and Abstracts. p. A-109.
26. Sudo, M.; Kunimatsu, T. and Okubo, T., 2002. Concentration and loading of pesticide residues in Lake Biwa basin (Japan). Water Research [Water Res.]. Vol. 36, no. 1, pp. 315-329.
27. Tada, M. and Shiraishi, H., 1994. Changes in abundance of benthic macroinvertebrates in a pesticide-contaminated river. JAP. J. LIMNOL./RIKUSUIZATSU, vol. 55, no. 2, pp. 165-170.
28. Tsuda, T.; Aoki, S.; Inoue, T. and Kojima, M., 1994. Accumulation and excretion of pesticides used as insecticides or fungicides in agricultural products by the willow shiner *Gnathopogon caeruleus*. Comparative Biochemistry and Physiology, C [COMP. BIOCHEM. PHYSIOL., C], vol. 107C, no. 3, pp. 469-473.