

Determination of diazinon residues in the muscle tissue of common carp (*Cyprinus carpio*) reared in the Shohada Qasr-e Shirin warm-water fish farming complex during the harvest season (Kermanshah Province)

Amiri A.¹; Ghiasi F.^{1*}

*f.ghiasi@uok.ac.ir

1- Fisheries department, Faculty of natural resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran

Received: September 2025

Accepted: December 2025

Published: March 2026



Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Introduction

Diazinon is widely used non-systemic insecticide (C₁₂H₂₁N₂O₃PS) that exert its toxic effects through inhibition acetylcholinesterase, leading to accumulation of acetylcholine at synaptic and neuromuscular junctions and subsequent disruption of nerve impulse transition. Due to its water solubility and extensive use of the pesticide diazinon, residues of this pesticide enter surface waters through runoff. Accumulation of this poison in fish tissues can have negative effects on human health. The Shohada Qasr-e-Shirin Complex in Kermanshah province is considered one of the largest warm-water fish farming facilities in Iran. During the early years of fish farmers' activity in this complex, silver carp and bighead carp accounted for the largest percentage of fish produced in the farms. However, with the boom in fish exports to Iraq, during recent years, common carp (*Cyprinus carpio*) has become the almost dominant species in this complex due to increased export demand to Iraq. The water supply source for this complex is the Alvand River, which also supplies the water needed by many gardens and agricultural lands in the cities of Dalahu (Rijab region), Sarpol-e-Zahab, and Qasr-e-Shirin. Given the heavy use of various pesticides farmers and following irrigation and rainfall, there is a possibility that these pesticides enter the water of the Alvand River. This study aimed to assess diazinon residue levels in the muscle tissue of farmed common carp (*Cyprinus carpio*) from a warm-water fish farming complex, in Qasr-e Shirin city, Kermanshah Province, during the harvest season.

Methodology

For this purpose, Initially, to confirm the presence of diazinon in the Alvand River during the summer season, when the highest levels of this toxin were expected, three water samples were collected from the river at the junction with the main water supply canal of the aquaculture complex. The samples were transport to the toxicology laboratory under cool conditions. Subsequently, prior to the onset of the fishing season, water samples were taken from the water of the secondary canals supplying water to the farms in

the designated areas. The fish farming complex was divided into three areas based on their distance from the main irrigation canal, branching off the Alvand River. In each area, two farms close to each other and with approximately equal capacity were selected. Water samples were obtained from the irrigation canal of each selected farm and muscle tissue samples were collected from fish reared in the farms. Diazinon concentrations in all water and tissue samples were determined using gas chromatography-mass spectrometry (GC-Mass).

Results

The results indicated that the amount of diazinon in the water of the irrigation canal supplying the farms decreased progressively from area 1 to area 3. The amount of diazinon in areas 1, 2 and 3 were 29.71 ± 0.70 , 26.67 ± 0.63 and 24.53 ± 0.49 micrograms per liter (ppb) (Mean $\pm$ SE), respectively. A significant difference was observed between the amount of diazinon in the irrigation water canal of area 1 and those of areas 2 and 3 ($p < 0.05$). According to the results, accumulation of diazinon in fish muscles was positively correlated with its concentration in water ($R = 0.79$). There was no significant difference in the amount of diazinon accumulated in the muscle tissue of fish from two selected farms within each area. However, a significant difference in diazinon accumulation in fish muscle was observed among the three studied areas ($p < 0.05$) (Table 1). The highest concentration of diazinon in fish muscle was recorded in fish from farms located in area 1 (9.22 ± 0.21), while the lowest amount of toxin was observed in fish from farms in area 3 (6.41 ± 0.14), and in the intermediate farms, the concentration of diazinon was 7.55 ± 0.17 micrograms per kilogram (Mean $\pm$ SE). The results showed that the amount of toxin in the water was lower than the maximum residue limit (MR) recommended by the United States Environmental Protection Agency (EPA) (0.17 mg/L). The levels of diazinon detected in fish muscle tissues were lower than the maximum residue limit for diazinon in fish flesh (0.01 mg/kg) established by the World Health Organization (WHO) and the European Food Safety Authority (EFSA) for human consumption.

Discussion and conclusion

In this study, the mean concentration of diazinon in the water supply canal feeding the farms located in the Shohada Qasr-e-Shirin warm water fish farming complex in areas 1, 2, and 3 was measured as 29.71, 26.67, and 24.53 micrograms per liter (ppb), respectively, and in the main water supply canal at the branching point of the Alvand River was measured at 30.42 (μ g/L). All measured values were less than the maximum permissible level announced by the United States Environmental Protection Agency (EPA) (0.17 mg/L) for surface waters. The results showed that the average amount of diazinon in fish from area 1 farms, which receive water from the upstream section of the main canal, was higher than that observed in fish from other areas. Notably, this amount was very close to the maximum permissible level recommended for human consumption. A decreasing trend in diazinon accumulation in fish muscle was observed from area 1 to area 3. Considering the distance between the studied areas, the significant decrease in the amount of diazinon could be due to the decrease in the amount of toxin in the water entering the farms caused by the metabolism of the toxin under the influence of hydrolysis, photolysis, and

the effect of bacteria in the water, as well as absorption by biological factors (algae, zooplankton and phytoplankton, benthos, aquatic plants, native fish) as well as absorption of the pesticide onto sediments. It can be concluded that, the level of diazinon in the fish muscle at the time market distribution is within the permissible limit (0.01 mg/kg) recommended by the World Health Organization (WHO) and the European Food Safety Authority (EFSA) for human consumption. Considering that the diazinon residue detected in fish harvested from farms in Area 1, whose water supply originates from the upstream section of the main water conveyance canal is very close to the recommended permissible limit, frequent and continuous monitoring of diazinon levels is warranted. Accordingly, systematic measurement of diazinon concentrations in the water of the Alvand River and in farmed fish from the Shohada Qasr-e Shirin warm-water fish farming complex throughout the harvesting season should be conducted by the relevant authorities and responsible organizations.

Conflict of interest

Conflict of interest does not exist.

Acknowledgment

This article is a result of (part of) the thesis entitled: Determination of diazinon toxin levels in muscle tissue of common carp (*Cyprinus carpio*) in the Shohada Qasr-e Shirin Complex, Kermanshah Province, during the harvesting season, in the Master's degree program in the year 2025, which was carried out with the support of the University of Kurdistan.

مقاله علمی - پژوهشی:

تعیین باقیمانده دیازینون در بافت عضله ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) پرورشی در مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهداء قصر شیرین در فصل صید (استان کرمانشاه)

امین امیری^۱، فرزاد غیاثی^{*}

*f.ghiasi@uok.ac.ir

۱-گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران

تاریخ چاپ: اسفند ۱۴۰۴

تاریخ پذیرش: آذر ۱۴۰۴

تاریخ دریافت: شهریور ۱۴۰۴

چکیده

دیازینون یکی از آفت کش‌های ارگانوفسفره است که به طور گسترده‌ای در فعالیتهای کشاورزی استفاده می‌شود. ورود این سم به آبهای سطحی و تجمع آن در بافت‌های ماهی، می‌تواند سلامت مصرف کنندگان را از طریق زنجیره غذایی تحت تاثیر قرار دهد. در تحقیق حاضر، میزان دیازینون در عضلات ماهی کپور معمولی پرورشی (*Cyprinus carpio*) در مجتمع پرورشی ماهیان گرمابی شهرستان قصر شیرین استان کرمانشاه، در فصل صید، مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، مزارع مجتمع بر اساس فاصله از کانال اصلی آب‌رسانی منشعب از رودخانه الوند به سه ناحیه ابتدایی، انتهایی و میانی تقسیم گردید. در هر ناحیه دو مزرعه نزدیک به هم و با ظرفیت تقریباً برابر انتخاب شد. از آب کانال آب‌رسانی هر مزرعه و بافت عضله ماهیان مزارع هر ناحیه نمونه‌برداری شد. میزان دیازینون با استفاده از روش کروماتوگرافی گازی- طیف سنجی جرمی (GC-Mass) اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که میزان دیازینون در آب کانال آب‌رسانی مزارع، از ناحیه ۱ به ناحیه ۳ کاهش می‌یابد. میانگین میزان دیازینون در نواحی ۱، ۲ و ۳ به ترتیب ۲۹/۷۱، ۲۶/۶۷ و ۲۴/۵۳ میکروگرم در لیتر (ppb) اندازه‌گیری گردید. تفاوت معنی‌داری بین میزان دیازینون در آب کانال آب‌رسانی مزارع ناحیه ۱ با کانال‌های آب‌رسانی ناحیه ۲ و ۳ مشاهده شد ($p < 0.05$). بر اساس نتایج حاصله، میزان دیازینون تجمع‌یافته در عضلات ماهی بستگی مستقیم به میزان دیازینون در آب داشت ($R=0.79$). بیشترین میزان سم در ماهیان مزارع ابتدایی ۹/۲۲ و کمترین میزان سم در ماهیان مزارع انتهایی ۶/۴۱ و در مزارع میانی، این مقدار ۷/۵۵ میکروگرم در کیلوگرم (ppb) بود. بنابراین، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که میزان تجمع دیازینون در عضلات ماهی در زمان عرضه به بازار، در محدوده مجاز توصیه شده از سازمان بهداشت جهانی و سازمان ایمنی غذایی اروپا، ۰/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم برای مصرف انسانی است.

لغات کلیدی: دیازینون، عضله کپور معمولی، مجتمع پرورش ماهی شهدای قصر شیرین، *Cyprinus carpio*

^{*}نویسنده مسئول



Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

مقدمه

برای حفظ محصولات کشاورزی از گزند آفات، در مزارع و انبارها، مقادیر زیادی آفت کش مصرف می شود که این سموم علاوه بر آلودگی های محیط زیستی (آلودگی منابع آب و خاک)، سلامت انسان را به دلیل باقی مانده این سموم در مواد غذایی تهدید می کند (Helfrich et al., 2009; Bondar et al., 2022; Khatib et al., 2022).

میزان زیادی از آفت کش ها وارد محیط زیست می شوند و منابع آبی و خاکی را آلوده می سازند. آفت کش ها از دو طریق: ورود مستقیم (روان آبها و پساب ها) و ورود غیرمستقیم از طریق فرسایش زمین های کشاورزی و رسوبات وارد منابع آبی می شوند و انتقال جوی از اتمسفر نیز صورت می گیرد. شدت سمیت این سموم در بین گونه های مختلف ماهی بسیار متغیر است و میزان این تغییر تا حد زیادی به خصوصیات گونه (حساسیت گونه ای)، سن و مرحله زندگی، جنسیت، اندازه بدن، شرایط محیطی (دما و شوری)، ترکیب شیمیایی سم و تعاملات سم ها (مخلوط ها) بستگی دارد (Pathak et al., 2022). داده های مربوط به سمیت ناشی از به کارگیری آفت کش ها و تأثیر آن بر موجودات غیر هدف (ماهی) به عنوان پایه ای برای سنجش و تعیین اثرات مخرب آفت کش ها بر سیستم های آبی محسوب می شود (Rafiei and Kioumars, 2024). کپورماهیان یکی از ذخایر بسیار مهم آبی هستند و به دلیل ارزش اقتصادی بالا از دیرباز به عنوان منبع تأمین پروتئین و درآمد، مورد توجه بوده اند. این گونه ها به علت رشد نسبتاً سریع، سهولت پرورش در انواع سیستم های پرورشی، بازده غذایی مناسب و سازگاری با شرایط مختلف محیطی، تقریباً در تمام نقاط دنیا پرورش داده می شوند. همچنین در بسیاری از سیستم های پرورشی قابلیت تحمل تراکم های بالاتر را نشان می دهند (Rahman, 2015).

مجتمع شهداء قصر شیرین استان کرمانشاه به عنوان یکی از بزرگترین مجتمع های پرورش و تولید ماهیان گرمابی در کشور مطرح است و طی سال های اولیه فعالیت پرورش دهندگان ماهی در این مجتمع، ماهیان کپور نقره ای و سرگنده بیشترین درصد ماهیان تولیدی در مزارع را به خود اختصاص می داد، اما با رونق صادرات ماهی به کشور عراق،

ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) به دلیل تمایل بیشتر کشور همسایه به مصرف آن، به گونه تقریباً غالب مزارع در مجتمع مذکور درآمده است و بهره برداران مجتمع شهداء قصر شیرین تمایل بیشتری به پرورش و تولید این گونه پیدا کرده اند. منبع تأمین آب این مجتمع رودخانه الوند بوده که تأمین کننده آب مورد نیاز بسیاری از باغات و اراضی کشاورزی شهرستان های دالاهو (منطقه ریجاب)، سرپل ذهاب و قصر شیرین است. با توجه به استفاده بهره برداران بخش کشاورزی از انواع آفت کش ها و به دنبال آبیاری و بارندگی، احتمال ورود این آفت کش ها به آب رودخانه الوند وجود دارد.

دیازینون ($C_{12}H_{21}N_2O_3PS$)، یک آفت کش تماسی است که به طور گسترده ای در کشاورزی استفاده می شود. این ماده با تغییر ساختار انتقال دهنده های عصبی، آنزیم استیل کولین استراز را غیر فعال کرده و از تجزیه استیل کولین در محل های تماس عصبی جلوگیری می کند. در نتیجه، تجمع استیل کولین موجب اختلال در انتقال پیام عصبی و نهایتاً مرگ موجود زنده می شود. به دلیل حلالیت در آب و استفاده زیاد از آفت کش دیازینون، بقایای این آفت کش از طریق رواناب ها وارد آب های سطحی می شود (Leung and Meyer, 2019). دیازینون می تواند باعث تغییر در فعالیت کولین استراز، افزایش کورتیزول و اختلال در رشد و تولید مثل در ماهی شود. از نظر تغییرات رفتاری، دیازینون می تواند باعث کاهش تغذیه، تغییر در شنای طبیعی ماهی و افزایش فعالیت های تهاجمی در ماهی شود. از نظر آسیب شناسی بافتی، مسمومیت با دیازینون در ماهی با صدمه به بافت آبشش، کبد و اندام های تناسلی همراه است (Dutta and Meijer, 2003; Shamoushaki et al., 2012; Vali et al., 2022).

دیازینون در انسان می تواند سمیت حاد و مزمن ایجاد کند. مسمومیت حاد در انسان با علائم عصبی، تنفسی، گوارشی، قلبی، عروقی و صدمه به پوست و چشم همراه است (U.S. Environmental Protection Agency, 2008). تغییر در میزان هورمون هایی نظیر هورمون های جنسی و مسمومیت مزمن با اختلالات عصبی و اندوکرین با افزایش ریسک ابتلا

محیط ممکن است، روزها و حتی هفته‌ها طول بکشد (Keizer *et al.* 1991; Peng *et al.*, 2021; Khatib *et al.*, 2022). تا کنون تحقیقات متعددی در مورد میزان سموم آفت‌کش از جمله دیازینون در آب رودخانه و ماهیان بومی این رودخانه‌ها و اثرات سمی آنها در ماهی انجام شده است. در تحقیق Shayeghi و همکاران (۲۰۰۸) بقایای آزینافوس متیل و دیازینون در رودخانه‌های قره‌سو و گرگان‌رود استان گلستان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد، میزان باقیمانده دیازینون در هر دو رودخانه قره‌سو و گرگان‌رود در فصل بهار و تابستان بیش از حد استاندارد آن بوده، ولی میزان باقی‌مانده آزینافوس متیل فقط در فصل تابستان و در رودخانه قره‌سو بیش از مقدار مجاز بود (Shayeghi *et al.*, 2008).

در مطالعه Gholamipor و همکاران (۲۰۱۴) مقدار باقیمانده سموم ارگانوفسفره در ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) در مصب رودخانه‌های شمال ایران بررسی گردید که میانگین میزان دیازینون، 0.70 ± 0.35 میلی‌گرم در کیلوگرم، مالاتیون، 2.35 ± 1.16 میلی‌گرم در کیلوگرم و آزینافوس متیل، 1.45 ± 0.74 میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین بیشترین میزان سموم دیازینون، مالاتیون و آزینافوس متیل در فصل زمستان مشاهده گردید (Shokrzadeh *et al.*, 2014). نتایج مطالعه Shokrzadeh و همکاران (۲۰۱۶) بر ماهی سفید، کپور و کفال مناطق صیادی حاشیه مرکزی دریای خزر نشان داد که دیازینون در تمامی نمونه‌های مورد بررسی وجود دارد. بیشترین میزان سم $115/7$ میکروگرم در کیلوگرم در ماهی کفال و نمونه‌ها از شرایط قابل قبولی برای مصارف انسانی گزارش شدند (Shokrzadeh *et al.*, 2016). در مطالعه Seifzadeh و همکاران (۲۰۱۸) میزان تجمع سموم آلدین، دیازینون و آندین در بافت عضله خوراکی ماهیان اقتصادی تالاب انزلی مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به نتایج حاصله، میزان سموم کمتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی بود و نتایج نشان داد که از نظر بهداشت مواد غذایی، خطری مصرف‌کنندگان را تهدید نمی‌کرد (Seifzadeh *et al.*, 2018). در مطالعه Orfi و همکاران (۲۰۲۱) غلظت باقیمانده سم ارگانوفسفره دیازینون در آب رودخانه عباس

به سرطان (گزارش‌هایی در این مورد وجود دارد)، همراه است (Richter *et al.*, 1992; Davis *et al.*, 1993). بی‌مهرگان عموماً نسبت به مهره‌داران به دیازینون حساس‌تر هستند. در مطالعات مختلف، اثرات سمی دیازینون بر بی‌مهرگان آبی گزارش شده است و به‌نظر می‌رسد، برخی از گونه‌های بی‌مهرگان به این سم بسیار حساس هستند (Arthur *et al.*, 1983).

سرنوشت دیازینون در محیط‌های آبی تحت تأثیر دو فرایند تجزیه شیمیایی و تجزیه میکروبی قرار می‌گیرد. این دو فرایند تحت تأثیر شرایط محیطی نظیر pH آب، دما و مقدار مواد آلی موجود در آب قرار دارند. دیازینون در pH خنثی پایدار است و می‌تواند تا بیش از ۶ ماه در محیط زیست باقی بماند. شکسته شدن پیوند اکسیژن و فسفر، مهم‌ترین مرحله در تجزیه دیازینون است (Ku *et al.*, 1998; Kumar *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2018). سرعت و میزان هیدرولیز بستگی به pH، دمای آب و وجود سایر مواد در آب دارد. سرعت تجزیه دیازینون در محیط‌های آبی به دمای آب بستگی دارد. هر چه دمای آب بالاتر باشد، دیازینون زودتر تجزیه می‌شود به‌طوری‌که در دمای ۲۱ درجه سانتی‌گراد، ۲-۴ برابر زودتر از دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد تجزیه می‌شود. دیازینون در آب‌های خنثی (pH=۷)، ۱۳۸ روز و در pH برابر با ۵ نیز ۱۲ روز گزارش شده است. (Pesticide Information Center, 2009). تجزیه نوری یکی دیگر از راه‌های تجزیه دیازینون در محیط است. در فرایند تجزیه نوری، دیازینون در مقابل نور به متابولیت‌های مختلف با سمیت‌های متفاوت تبدیل می‌شود (U.S. Environmental Protection Agency, 2008; Colović *et al.*, 2010).

در بدن ماهی، آنزیم‌های مختلف، دیازینون را تجزیه و تبدیل زیستی کرده و به فرآورده‌های مختلفی تغییر می‌دهند. بعضی از این فرآورده‌ها ممکن است سمی باشند. دیازینون می‌تواند در بافت‌های ماهی به ویژه عضلات، کبد و چربی‌های ماهی، تجمع زیستی پیدا کند. میزان تجمع دیازینون بستگی به شاخص‌هایی مانند میزان دیازینون در آب، مدت زمان مواجهه ماهی با سم و گونه ماهی دارد. دفع دیازینون از عضلات ماهی با توجه به گونه ماهی و شرایط

آباد همدان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد، حداکثر میانگین میزان باقیمانده دیازینون در نمونه‌های فصول بهار و تابستان به ترتیب $97 \pm 10/2$ و $202 \pm 13/7$ میکروگرم در لیتر بود. مقایسه میانگین غلظت باقیمانده دیازینون در نمونه‌های فصول بهار و تابستان نشان داد که میانگین غلظت باقیمانده سم در هر دو فصل از استاندارد جهانی بیشتر بود (Orfi *et al.*, 2021). در مطالعه Ezemonye و همکاران (2008) توزیع دیازینون در آب، رسوبات و ماهی رودخانه Warri (دلتای نیجر، کشور نیجریه)، بررسی گردید. سطوح آفت‌کش با استفاده از روش کروماتوگرافی مایع (CECIL 1010) مدل به منظور اثبات توزیع آن در بخش‌های مختلف محیطی، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. سرعت کاهش دیازینون به ترتیب شامل: ماهی < رسوب < آب، بود. مقادیر مشاهده شده در مطالعه حاضر، میزان دیازینون بالاتر از معیارهای اکولوژیک ($0/02$ ppb) توصیه شده از آژانس حفاظت از محیط زیست نیجریه و اتحادیه اروپا بود (Ezemonye *et al.*, 2008). در مطالعه Malhat و Nasr (2011) باقیمانده آفات‌کش‌های ارگانوفسفره در برخی ماهیان رودخانه نیل در مصر مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که سموم کلروپیریفوس، کادوسافوس، دیازینون، پروتیفوس و مالاتیون در بافت ماهیان رودخانه نیل وجود داشت، اما میزان آن از حداکثر سطح توصیه‌شده، کمتر بود. حداکثر میزان کلروپیریفوس و مالاتیون به ترتیب $9/38$ و $8/31$ نانو گرم در گرم بود (Malhat and Nasr, 2011). در مطالعه Akan و همکاران (2013) میزان سموم ارگانوفسفره دیازینون، فنتیروتیون، کلوپیریدون و دی‌کلرووس در آبشش، بافت، کبد و معده در تیلاپیا زیلی (*Tilapia zillii*) مورد اندازه‌گیری و بررسی قرار گرفت. نتایج حاصله نشان داد، میزان انواع سموم در کبد $2/22 - 0/77$ ، در آبشش $1/76 - 0/55$ ، در معده $1/45 - 0/32$ و بافت معده $0/67 - 0/27$ میکروگرم در کیلوگرم بوده است که مقادیر حاصله از استاندارد اتحادیه اروپا بیشتر بود. میزان دیازینون نیز در محدوده $0/45 - 0/32$ میکروگرم در گرم متغیر بود. ترتیب تجمع زیستی سموم در بافت‌ها به شکل کبد < آبشش < معده < عضله بود (Akan *et al.*, 2013). در مطالعه Enbaia و همکاران (2015) در ارتباط با میزان

باقیمانده آفت‌کش‌های ارگانوفسفره در برخی ماهیان بازار محلی شهر طرابلس لیبی نشان داد، سموم دیمیتوات، دی‌سولفاتون، فامفور، متیل‌پاراتیون، تری‌تیل‌فسفورو تیوات، پاراتیون و فورآت در بافت ماهیان موجود بود. در بافت چربی برخی گونه‌ها از جمله کفال $1/1741 \pm 0/5$ و ساردین $4/0 \pm 7611/02$ میلی‌گرم در کیلوگرم، دی میتوات و در بافت برخی گونه‌های تن‌ماهیان $1/0627 \pm 0/3$ میلی‌گرم در کیلوگرم، فامفور یافت شد که بالاتر از حداکثر حد باقیمانده (MRL)¹ استانداردهای جهانی بود (Enbaia *et al.*, 2015). در مطالعه Golshani و همکاران (2020) توزیع و تجمع دیازینون، مالاتیون و آزینفوس متیل در ماهی کفال طلایی (*L. aurata*)، ماهی سفید (*Rutilus frisii*) و کپور معمولی (*C. carpio*) از پنج مصب رودخانه در شمال ایران مورد بررسی قرار گرفت. غلظت آفت‌کش‌ها بر اساس ایستگاه نمونه‌برداری، گونه و نوع سم در سه گونه متفاوت بود. تفاوت معنی‌داری بین غلظت سموم مختلف در گونه‌ها وجود داشت ($p < 0/05$). غلظت ترتیب سموم شامل: آزینفوس متیل < دیازینون < مالاتیون، بود. اختلاف معنی‌داری بین غلظت سموم در بین گونه‌ها وجود داشت. بالاترین غلظت سموم در کفال طلایی (*L. aurata*) پس از آن به ترتیب ماهی کپور معمولی (*C. carpio*) و ماهی سفید (*R. frisii*) به عنوان ماهی گوشت‌خوار مشاهده شد. نتایج حاکی از آن بود که تجمع زیستی سموم در گونه‌های ماهی به شدت از طریق زیستگاه و عادت تغذیه‌ای کنترل می‌شود (Golshani *et al.*, 2020). در مطالعه Hasan و همکاران (2002) تجمع زیستی باقیمانده سموم ارگانوفسفره و کاربامات‌ها در گربه‌ماهی پنگوسی (*Pangasius pangasius*) پرورشی و ارزیابی خطر سلامت آن در بنگلادش صورت گرفت. نتایج نشان داد که از سموم ارگانوفسفره، کلرپیریفوس و دی‌کلروس و از کاربامات‌ها، کربوفوران و سوبین در عضلات ماهی وجود داشتند. میزان این سموم کمتر از حداکثر حد مجاز (MRLs) توصیه شده از سازمان بهداشت جهانی بود (Hasan *et al.*, 2022). در مطالعه Aydın و Köprücü (2005) تأثیر سمیت حاد دیازینون بر مراحل لاروی و جنینی کپور معمولی بررسی

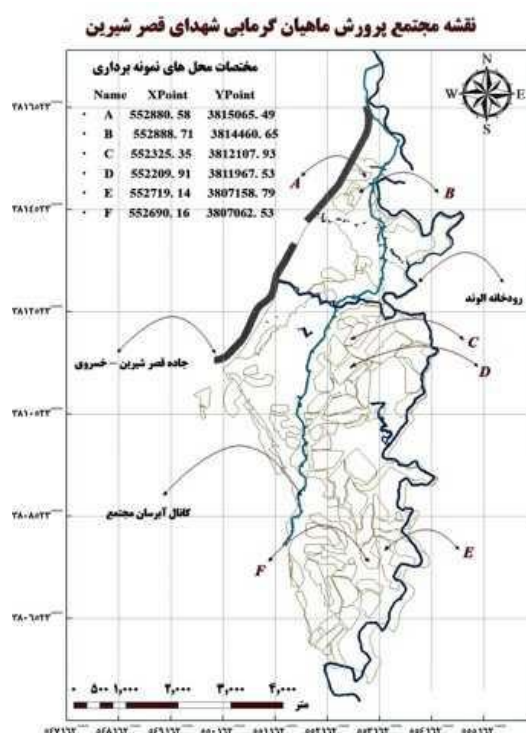
¹ Maximum residue limit (MRL)

شهادی قصرشیرین انجام نشده است، نتایج این تحقیق می‌تواند اطلاعات مفیدی در اختیار دستگاه‌های اجرایی مرتبط، پرورش‌دهندگان و مصرف‌کنندگان قرار دهد.

مواد و روش کار

به منظور تعیین باقیمانده دیازینون در عضله ماهیان کپور معمولی پرورشی مجتمع ماهیان پرورشی شهادی قصرشیرین واقع در استان کرمانشاه با مختصات جغرافیایی ۴۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۴۵ درجه و ۳۵ دقیقه شرقی و ۴۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۲۸ دقیقه شمالی، با توجه به مکان قرار گرفتن مزارع در مسیر کانال اصلی آبرسانی مجتمع، سه ناحیه در ابتدا، وسط و انتهای مجتمع برای نمونه‌برداری انتخاب گردید. در هر ناحیه دو مزرعه نزدیک به هم و با ظرفیت تقریباً مساوی انتخاب شد. آب هر کدام از این مزارع از طریق انشعابات فرعی از کانال اصلی آبرسانی تأمین می‌شد (شکل ۱).

گردید. مقادیر LC50 در زمان‌های مختلف ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای لارو کپور معمولی به ترتیب ۳/۶۸، ۲/۹۰، ۲/۳۵ و ۱/۵۳ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد. نتایج این مطالعه نشان داد که سطوح کم دیازینون ۰/۲۵ میلی‌گرم در لیتر در محیط‌های آبی ممکن است تأثیر قابل‌توجهی بر تولید مثل و رشد کپور معمولی داشته باشد. همچنین تعداد لاروهای تلف شده با افزایش غلظت دیازینون در مدت زمان‌های ۲۴-۹۶ ساعت به طور معنی‌داری افزایش یافت (Aydın and Köprücü, 2005). هدف از انجام تحقیق حاضر، تعیین میزان دیازینون در بافت عضله ماهی کپور معمولی پرورشی، مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهادی قصرشیرین استان کرمانشاه هنگام عرضه این ماهیان به بازار بود. با توجه به این‌که تاکنون بررسی دقیقی در مورد احتمال وجود یا فقدان آفت‌کش دیازینون و میزان این سم در عضله ماهی کپور معمولی پرورشی مجتمع پرورش ماهیان گرمابی



شکل ۱: محل مزارع نمونه‌برداری شده در مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهادی قصرشیرین شامل: ناحیه ۱ (A, B)، ناحیه ۲ (C, D) و ناحیه ۳ (E, F)

Figure 1: The locations of the sampled farms in the Shohada-e Qasr Shirin warm-water fish farming complex include: Area 1 (A, B), Area 2 (C, D), and Area 3 (E, F)

ماهی، از هر مزرعه ۱۲ قطعه ماهی کپور با اوزان تقریبی ۱ کیلوگرم صید شده و پس از خارج کردن امعاء و احشاء، بلافاصله از هر ماهی به میزان ۱۰۰ گرم عضله پستی جدا سازی شده و نمونه هر ۴ ماهی به طور جداگانه در قالب یک نمونه (هر مزرعه ۳ نمونه) همراه با یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌ها برای انجام مراحل بعدی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند.

برای آماده‌سازی بافت‌های عضلانی، نمونه‌های جمع‌آوری شده از هر مزرعه به طور جداگانه با چرخ گوشت صنعتی خرد شده و کاملاً مخلوط شدند. سپس بلافاصله نمونه‌ها در دستگاه فریزدرایر مدل FD-5003-bT در دمای ۶۰- درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸-۲۴ ساعت قرار گرفت و به طور کامل خشک شدند.

۱۰ گرم از بافت عضله ماهی را با ۱۰ میلی‌لیتر استونیتریل به مدت ۳۰ دقیقه بر شیکر مخلوط و همگن گردید. در مرحله بعد کلریدسدیم به مخلوط اضافه شده و تکان داده شد تا نمک حل شود. مخلوط را به مدت ۵ دقیقه سانتریفوز و مایع رویی (فاز آلی) جدا شد. سپس نمونه از کارتریج SPE عبور داده شد تا دیازینون جذب آن شود. دیازینون با حلال مناسب از کارتریج جدا شده و نمونه را به دستگاه GC-MS تزریق نموده و دیازینون شناسایی و اندازه‌گیری گردید (Lee et al., 2024).

روش تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

مقایسه آماری داده با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون‌های دانکن و t در سطح ($p < 0.05$) با استفاده از نرم افزار آماری SPSS انجام شد. برای بررسی ارتباط بین میزان سم در آب و عضله ماهی از آزمون همبستگی پیرسون ($\alpha \leq 0.01$) استفاده شد.

نتایج

یافته‌های این مطالعه نشان داد که میزان دیازینون در آب کانال آبرسانی به مزارع، از ناحیه ۱ به ناحیه ۳ کاهش می‌یابد. میزان سم در نواحی ۱، ۲ و ۳ به ترتیب 29.71 ± 0.70 ، 26.67 ± 0.63 و 24.53 ± 0.49 میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری گردید که تفاوت معنی‌داری بین میزان

در ابتدا برای حصول اطمینان از وجود دیازینون در رودخانه الوند در فصل تابستان که احتمال می‌رفت، بیشترین میزان سم در آب وجود داشته باشد، از رودخانه الوند در محل انشعاب به کانال اصلی آبرسانی مجتمع با استفاده از ظروف شیشه‌ای تمیز سه نمونه تهیه شده و در مجاورت یخ به آزمایشگاه سم شناسی ارسال گردید. سپس قبل از شروع فصل صید از آب کانال‌های فرعی آب رسانی به مزارع نواحی تعیین شده، نمونه‌برداری انجام شد. برای این منظور از کانال‌های فرعی آبرسانی به مزارع انتخابی در نواحی سه‌گانه بلافاصله قبل از ورود به مزرعه دو نمونه از عمق ۳۰ سانتی‌متری کانال تهیه شد. نمونه‌ها پس از عبور از صافی، در ظرف شیشه‌ای تیره نگهداری شدند و در مجاورت یخ به آزمایشگاه انتقال یافتند تا مقدار دیازینون در آنها مورد بررسی قرار گیرد.

اندازه‌گیری دیازینون در آب

نمونه‌ها را ابتدا با فیلتر فیبر شیشه‌ای با منافذ ۰/۵ میکرومتر صاف شد. سپس ۵۰۰ میلی‌لیتر از هر نمونه جدا و به هر کدام ۵۰ میکرولیتر از استاندارد پنتاکلرونیتروبنزن با غلظت ۵ میکروگرم در لیتر اضافه شد. برای استخراج و پیش تغلیظ سموم آلی فسفره دیازینون از کارتریج فاز جامد SPE^۱ استفاده شد پس از عبور کامل نمونه از کارتریج، ۱۰ میلی‌لیتر آب مقطر نیز از کارتریج عبور داده شده و به دنبال آن با مکش هوا از داخل کارتریج به مدت ۱۰ دقیقه فاز جامد خشک شد. در ادامه، ترکیبات جذب شده با استفاده از ۱۰ میلی‌لیتر اتیل استات از کارتریج جدا و جمع‌آوری شد. سپس حجم حلال اتیل استات با استفاده از تبخیر کننده دوار در دمای پایین و تحت خلاء تغلیظ گردید تا حجم آن کاهش یابد. در خاتمه، فاز آلی حاصل از استخراج را در هگزان نرمال حل کرده و به حجم مشخص برای تجزیه و تحلیل نهایی به دستگاه GC-Mass تزریق شد (Li et al., 2010).

اندازه‌گیری باقی‌مانده دیازینون در عضله ماهی با استفاده از GC-Mass

در شروع فصل صید (پاییز ۱۴۰۰)، از دو مزرعه در ابتدا، دو مزرعه در بخش میانی و دو مزرعه در انتهای مجتمع پرورش

^۱ Solid Phase Extraction (SPE)

(Bellisai et al., 2023).

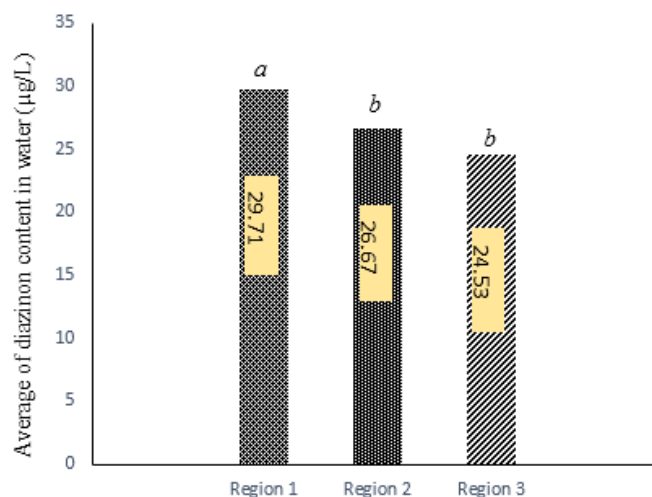
در مطالعه حاضر، تفاوت معنی‌داری بین میزان دیازینون در آب کانال آبرسانی مزارع ناحیه ۱ با کانال‌های آبرسانی ناحیه ۲ و ۳ مشاهده شد، میزان دیازینون در آب کانال آبرسانی ناحیه ۳ در مقایسه با کانال آبرسانی ناحیه ۲ کاهش یافته بود، هرچند این کاهش معنی‌دار نبود. نتایج نشان داد که تفاوت معنی‌داری در میزان سم تجمع یافته در عضله ماهیان دو مزرعه انتخابی هر ناحیه وجود نداشت، ولی تفاوت معنی‌داری در تجمع دیازینون در عضله ماهیان در نواحی سه گانه مورد مطالعه مشاهده شد ($p < 0.05$) (جدول ۱). میزان سم تجمع یافته در عضلات ماهی بستگی به میزان سم موجود در آب داشت به طوری که ضریب همبستگی پیرسون بین دو متغیر میزان دیازینون در آب و عضله ماهی، ۰/۷۹ به دست آمد که معنی‌دار بود ($\alpha \leq 0.01$) (شکل‌های ۲ و ۳).

دیازینون در آب کانال آبرسانی مزارع ناحیه ۱ با کانال‌های آبرسانی ناحیه ۲ و ۳ مشاهده شد، میزان دیازینون در کانال آب ناحیه ۳ در مقایسه با ناحیه ۲ کاهش یافته بود هر چند که این کاهش از نظر آماری معنی‌دار نبود ($p > 0.05$). بیشترین میزان سم در ماهیان مزارع ابتدایی ۹/۲۲±۰/۲۱ و کمترین میزان سم در ماهیان مزارع انتهایی ۶/۴۱±۰/۱۴ و در مزارع میانی ۷/۵۵±۰/۱۷ میکروگرم در کیلوگرم (میانگین±اشتباه معیار) مشاهده شد. نتایج نشان داد که میزان سم موجود در آب کمتر از میزان مجاز توصیه شده از آژانس حمایت از محیط زیست ایالات متحده (EPA)، ۰/۱۷ میلی گرم در لیتر بود. میزان دیازینون در بافت ماهیان مورد بررسی، کمتر از حداکثر میزان باقیمانده دیازینون در گوشت ماهی ۰/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم توصیه شده از سازمان بهداشت جهانی (WHO) و سازمان ایمنی غذایی اروپا (EFSA) برای مصرف انسانی بود (WHO, 2020;)

جدول ۱: مقایسه میانگین مقادیر برای هر متغیر مورد مطالعه (میانگین ± خطای معیار)

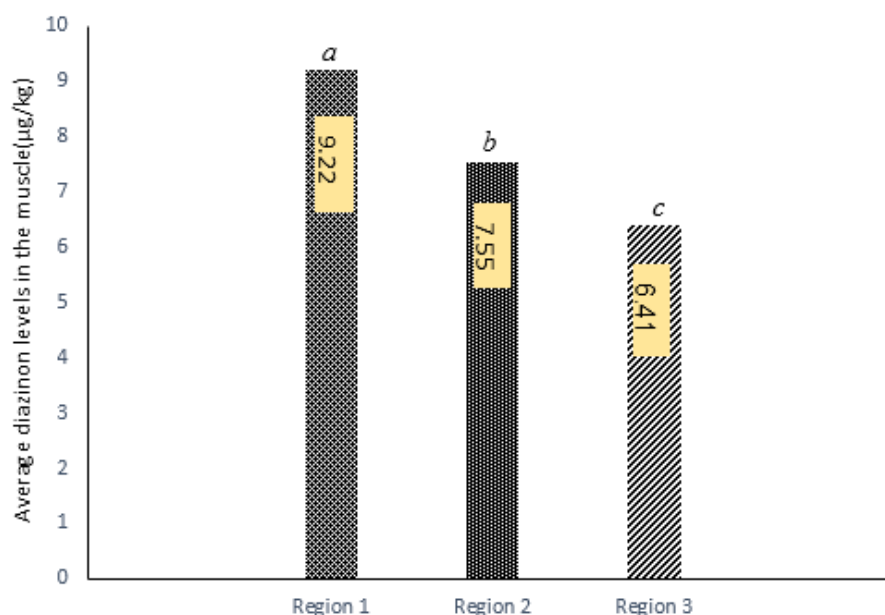
Table 1: Comparison of average values for each variable studied (mean ± standard error)

Regions	Region 1	Region 2	Region 3
Diazinon in water ($\mu\text{g/L}$)	29.71 ^a ± 0.70	26.67 ± 0.63 ^b	24.53 ± 0.49 ^b
Diazinon in muscle ($\mu\text{g/kg}$)	9.22 ± 0.21 ^a	7.55 ± 0.17 ^b	6.41 ± 0.14 ^c



شکل ۲: میانگین میزان دیازینون در آب کانال آبرسانی مزارع نواحی مختلف مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای قصر شیرین استان کرمانشاه (میکروگرم در لیتر)

Figure 2: Average diazinon levels in the water irrigation canals of farms in different areas of the Shohada Qasr-e Shirin warm-water fish farming complex, Kermanshah province ($\mu\text{g/L}$)



شکل ۳: میانگین میزان دیازینون در عضلات ماهی کپور معمولی پرورشی در مناطق مختلف مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای قصر شیرین، استان کرمانشاه در فصل صید (میکرو گرم در کیلوگرم)

Figure 3: Average diazinon levels in the muscles of common carp farmed in different areas of the Shohada Qasr-e Shirin warm-water fish farming complex, Kermanshah province during the harvest season (µg/kg)

و تعیین میزان دیازینون در بافت‌های آبزیان پرورشی کشور انجام نگرفته و بیشتر مطالعات متمرکز بر ردیابی و تعیین سطح این سم در آب و بافت عضله آبزیان آبهای ساحلی به‌ویژه حوضه آبریز دریای خزر بوده است. در پژوهش حاضر، میزان دیازینون در آب و در بافت عضله ماهی کپور معمولی که عمده‌ترین بخش خوراکی ماهی است، مورد سنجش قرار گرفت. در این مطالعه، میانگین تجمع دیازینون در آب کانال آبرسانی به مزارع مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای قصر شیرین در ناحیه‌های ۱، ۲ و ۳ به ترتیب ۲۹/۷۱، ۲۶/۶۷ و ۲۴/۵۳ میکروگرم در لیتر و در کانال اصلی آبرسانی در محل انشعاب از رودخانه الوند ۳۰/۴۲ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری گردید که این مقدار کمتر از از بیشینه مجاز اعلام شده از EPA (۰/۱۷ میلی گرم در لیتر) برای آبهای سطحی بود (U.S. Environmental Protection Agency, 2008). کاهش تدریجی میزان دیازینون از ناحیه ۱ به ۳ می‌تواند به دلیل فاصله بین نواحی انتخابی و متابولیزه شدن دیازینون بدلیل فتولیز و هیدرولیز،

بحث

آفت‌کش‌های ارگانوفسفره از قبیل کلرپیریفوس، دیازینون، مالاتیون، پاراتیون، متیل پیریمیفوس، متیل آزینفوس و ... از آلاینده‌های اصلی آبهای سطحی و زیرزمینی محسوب می‌شوند (Kruć-Fijałkowska *et al.*, 2022). غیرفعال شدن مواد شیمیایی ارگانوفسفره در خاک و آب به‌کندی انجام شده که موجب افزایش میزان آنها در محیط می‌شود. تجمع برخی از آفت‌کش‌ها در آب تأثیرات منفی بر بو، مزه، فرآیند فتوسنتز به‌وسیله فیتوپلانکتون‌ها و زندگی آبزیان دارد که باعث اختلال در چرخه غذایی می‌شوند (Hasani *et al.*, 2011) و می‌توانند رشد و سلامت ماهی را تحت تأثیر قرار دهند (Belenguer *et al.*, 2014). به رغم مقدار کم باقیمانده این مواد در آبزیان، وجود آنها در مواد غذایی از جمله ماهی، موضوع بسیار نگران‌کننده‌ای است و می‌تواند سلامت مصرف‌کننده را به مخاطره بیندازد (Hasani *et al.*, 2022; Ray and Shaju, 2023). بر اساس جستجوی انجام شده در منابع علمی، تاکنون مطالعه‌ای پیرامون ردیابی

دiazینون تجمع یافته در عضلات تفاوت معنی‌داری را بین ناحیه‌های مورد مطالعه نشان داد ($p < 0.05$). بیشترین میزان تجمع Diazینون در عضلات ماهی کپور معمولی در فصل صید ۹/۲۲ میکروگرم در کیلوگرم اندازه‌گیری گردید که کمتر از حد بیشینه قابل قبول اعلام شده از سازمان بهداشت جهانی (WHO) و سازمان امنیت غذایی اروپا (EFSA) (۰/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم)، برای مصرف انسانی بود (WHO, 2020; Bellisai et al., 2023).

نتایج نشان داد که میانگین میزان Diazینون در ماهیان مزارع ناحیه ۱ که آب آنها از ابتدای کانال اصلی تأمین می‌شد، بیشتر از ماهیان سایر نواحی بود به‌طوری‌که این میزان بسیار نزدیک به حداکثر میزان مجاز توصیه‌شده برای مصرف انسانی است. میزان تجمع سم از ناحیه ۱ به ناحیه ۳ به‌ترتیب کاهش یافت که با توجه به فاصله نواحی، این کاهش معنی‌دار در میزان سم می‌تواند به دلیل کاهش در میزان سم موجود در آب ورودی مزارع ب علت متابولیزه شدن سم تحت تأثیر هیدرولیز، فتولیز و اثر باکتری‌های موجود در آب و جذب به‌وسیله عوامل زیستی (جلبک‌ها، پلانکتون‌های جانوری و گیاهی، بنتوزها، گیاهان آبی ماهیان بومی یا جذب سم به‌وسیله رسوبات)، باشد.

در مطالعات مختلف جذب زیستی سموم ارگانوفسفره به‌وسیله ریزجلبک‌ها، درشت جلبک‌ها (Reyad et al., 2022)، سیانوباکتری‌ها، گیاه نی و انواع سویه‌های باکتریایی، گزارش شده است (Tanveer et al., 2024). تأثیر دمای آب، pH، مواد آلی محلول، اکسیژن محلول در آب، سختی و شوری بر تجمع زیستی، تبدیل متابولیت و دفع انواع داروها و سموم در ماهی، به‌اثبات رسیده است (Scott et al., 2019; Bodnar et al., 2022).

نتایج نشان داد که میزان ضریب همبستگی پیرسون بین دو متغیر میزان Diazینون در آب و در عضله ماهی، ۰/۷۹ است که در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار است. این یافته نشان می‌دهد که میزان تجمع سم در بدن ماهی تحت تأثیر مستقیم میزان سم موجود در آب قرار دارد. میزان سم کانال آب‌رسانی مزارع به‌تدریج در طول مسیر کم شده است به‌طوری‌که میزان سم در کانال آب‌رسانی مزارع ناحیه سوم که در انتهای مجتمع قرار داشتند، نسبت به کانال آب‌رسانی نواحی ماقبل

خصوصیات فیزیکی کانال (شیب طبیعی و پیچ‌وخم مسیر)، دفن در رسوبات در مسیر کانال و جذب به‌وسیله عوامل زیستی (جلبک‌ها، رویش‌های گیاهی)، در مسیر طی شده باشد. در گذشته مطالعاتی بر میزان Diazینون در رودخانه‌های مختلف انجام گرفته است. برای مثال، در مطالعه Orfi و همکاران (۲۰۲۱) بیشترین غلظت Diazینون در رودخانه عباس‌آباد همدان، ۲۰۲ میکروگرم در لیتر بود (Orfi et al., 2021). Shayeghi و همکاران (۲۰۰۸) میانگین Diazینون در رودخانه‌های قره‌سو و گرگان رود در فصل بهار به‌ترتیب ۳/۱۰ و ۳/۷۲ و در فصل تابستان به‌ترتیب ۲۲/۴۰ و ۶/۷۴ میلی گرم در لیتر گزارش کردند (Shayeghi et al., 2008). در مطالعه Belenguer و همکاران (۲۰۱۴) حداکثر میزان Diazینون در آب رودخانه Júcar، ۵/۸۳ نانوگرم در لیتر ثبت شد (Belenguer et al., 2014). در مطالعه حاضر، بیشترین میزان Diazینون در آب کانال اصلی آب‌رسانی به مزارع مجتمع که از رودخانه الوند منشعب شده است، ۳۰/۴۲ میکروگرم در لیتر بود که کمتر از میزان گزارش شده در رودخانه‌های عباس‌آباد همدان، قره‌سو و گرگان رود و بیشتر از رودخانه Júcar بود. یکی از دلایل زیاد بودن میزان سم در یک رودخانه می‌تواند به دلیل وسعت اراضی کشاورزی و باغات مجاور رودخانه و استفاده و کاربرد زیاد سم به‌وسیله کشاورزان و باغداران یک منطقه باشد که به دنبال شستشو، این سموم می‌توانند به آب راه یابند. با توجه به این‌که باغداران منطقه در اواخر بهار و اوایل تابستان مبادرت به سمپاشی باغات خود می‌کنند، انتظار می‌رفت که بیشترین میزان Diazینون در اواخر تابستان قابل ردیابی باشد، به همین دلیل در مطالعه حاضر، میزان Diazینون موجود در کانال آب‌رسانی منشعب از رودخانه الوند قبل از شروع فصل صید، در اوایل پاییز اندازه‌گیری شد. در مطالعات Shayeghi و همکاران (۲۰۰۸)، Orfi و همکاران (۲۰۲۱) بر رودخانه‌های مختلف، بالاترین میزان آلودگی در فصل تابستان گزارش گردید که دلیل آن استفاده بیشتر کشاورزان از این سموم در فصل کشاورزی گزارش شده است. در مطالعه حاضر، میانگین باقیمانده Diazینون در عضله ماهی کپور معمولی در ناحیه‌های ۱، ۲ و ۳ به‌ترتیب ۹/۲۲، ۷/۵۵ و ۶/۴۱ میکروگرم در کیلوگرم اندازه‌گیری گردید. میزان

و همکاران (۲۰۲۰) بود که این تفاوت می‌تواند به علت گونه ماهی، مدت زمان مواجهه با سم و شرایط متفاوت محیطی باشد.

نتایج این مطالعه نشان داد که تجمع سم در عضله ماهی کپور کمتر از میزان این سم در آب بود درحالی‌که در برخی از مطالعات گذشته، تجمع زیستی دیازینون گزارش شده است (Bodnar *et al.*, 2022; Khatib *et al.*, 2022). در مطالعه Ezemoney و همکاران (۲۰۰۸) میزان دیازینون در ماهی *Chrysichthys furcatus* بیشتر از رسوب و آب گزارش شده است که این تفاوت می‌تواند به دلیل تفاوت در گونه ماهی، میزان چربی بدن، تغذیه و مدت زمان مواجهه آن با سم و حتی بافت مورد بررسی (تجمع سم در کبد بیشتر است)، باشد (Ezemoney *et al.*, 2008). طول دوره پرورش در مجتمع ماهیان گرمابی قصرشیرین ۸-۶ ماه است که در این مدت دیازینون می‌تواند در بافت‌های ماهی به‌ویژه عضلات کبد و چربی‌های ماهی تجمع زیستی پیدا کند. تحقیقات نشان داده‌اند که میزان تجمع دیازینون بستگی به شاخص‌هایی مانند مقدار دیازینون در آب، مدت زمان مواجهه ماهی با آن، گونه ماهی و میزان چربی بدن دارد (EPA, 2005; Katagi and Tanaka, 2016; Bodnar *et al.*, 2022). به‌علاوه، تجمع دیازینون در بافت‌های مختلف ماهی متفاوت است (Akan *et al.*, 2013). بدیهی است، اگر میزان سم در سایر بافت‌ها یا کل بدن ماهی مورد بررسی قرار گیرد، نتیجه متفاوت خواهد بود. تا کنون مطالعات مرتبط دیگری نیز در ایران و سایر کشورها انجام گرفته است. برای مثال، در مطالعه Gholamipor و همکاران (۲۰۱۴) ماهی کفال بیشترین میزان دیازینون را به‌خود اختصاص داد که دلیل بالاتر بودن دیازینون در این ماهی محل زیست و در معرض قرارگیری بیشتر آن نسبت داده شده است (Gholamipor *et al.*, 2014). در مطالعات Shokrzadeh و همکاران (۲۰۱۶) نیز دلیل بالا بودن مقدار سم در گونه مورد نظر (به‌ترتیب ماهی کفال و ماهی سفید دریای خزر)، زیستگاه، نوع تغذیه و مدت زمان مواجهه ماهیان مورد مطالعه با سموم گزارش گردید (Shokrzadeh *et al.*, 2016). در مطالعات گذشته، تفاوت قابل توجهی در میزان غلظت سموم بین ماهیان کفزی‌خوار و ماهیان شکارچی مشاهده گردید (Kidwell *et al.*, 1995). در مطالعه Sancho و همکاران (۱۹۹۸) دلیل بالا بودن میزان تجمع زیستی سموم در بافت‌های مارماهی اروپائی، بالا بودن

خود کاهش یافته بود. پس کاهش میزان سم در آب می‌تواند علت کاهش تجمع سم در بدن ماهی باشد.

در مطالعه‌ای سموم ارگانوفسفره در ماهیان عرضه شده در بازار شهر تریپولی (کشور لیبی)، اندازه‌گیری شده و با میزان توصیه شده از WHO برای مصرف انسانی مقایسه گردید. میزان تجمع برخی از سموم در ماهیان چرب نظیر ساردین، کفال و تن ماهیان بالاتر از حد بیشینه باقیمانده (MRL) مجاز توصیه شده از WHO برابر ۰/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (Enbaia *et al.*, 2015). در مطالعه Belenguer و همکاران (۲۰۱۴) دامنه میزان دیازینون در ماهیان مورد مطالعه ۰/۹۲-۳/۵۳ نانوگرم در کیلوگرم گزارش شده است (Belenguer *et al.*, 2014). همچنین در مطالعه Malhat و Nasr (۲۰۱۱) میانگین دیازینون در ماهیان رودخانه نیل ۹/۲۳ میکروگرم در کیلوگرم ثبت شده است (Malhat and Nasr, 2011). در پژوهش Seifzadeh و همکاران (۲۰۱۸) بیشینه میزان دیازینون ۲۰/۱۵ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد (Seifzadeh *et al.*, 2018). در مطالعه Shokrzadeh و همکاران (۲۰۱۶) میانگین دیازینون در سه ایستگاه نمونه‌برداری ۳۵/۴۹، ۲۸/۳۷ و ۲۴/۳۷ میکروگرم در کیلوگرم گزارش شد. در مطالعه Enzemoney و همکاران (۲۰۰۸) دامنه دیازینون از ۲/۲۳ - ۰/۰۴ نانوگرم در گرم اندازه‌گیری شد (Ezemoney *et al.*, 2008). در مطالعه Golshani و همکاران (۲۰۲۰) بیشترین سطح دیازینون ۰/۲۷ میکروگرم در کیلوگرم در ماهی کفال و در مطالعه Gholamipor و همکاران (۲۰۱۴) دامنه میزان دیازینون ۰/۰۳-۲/۲۸ میکروگرم در کیلوگرم در ماهیان مورد آزمایش گزارش گردید. نتایج این تحقیقات نشان می‌دهند که میزان تجمع سم در بدن ماهی تحت تأثیر زیستگاه و گونه ماهی قرار دارد (Gholamipor *et al.*, 2014). در مطالعه حاضر، بیشینه میزان دیازینون در ماهی کپور معمولی ۹/۲۲ میکروگرم در کیلوگرم اندازه‌گیری گردید که بیشتر از میزان دیازینون گزارش شده در مطالعات Belenguer و همکاران (۲۰۱۴)، Malhat و Nasr (۲۰۱۱) و Enzemoney و همکاران (۲۰۰۸) و کمتر از مقادیر گزارش شده از Seifzadeh و همکاران (۲۰۱۸)، Shokrzadeh و همکاران (۲۰۱۶) و Golshani

معمولی پرورشی مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهداء قصرشیرین در فصل صید و عرضه ماهی به بازار در محدوده میزان مجاز توصیه شده از WHO و EFSA برای مصرف انسانی است و از نظر مصرف انسانی مانعی وجود ندارد، اما با توجه به این که دیازینون دارای ویژگی تجمع زیستی است، مصرف طولانی مدت مقادیر کم آن می تواند سلامت مصرف کننده را به مخاطره بیندازد و مواجهه طولانی مدت آبزیان رودخانه الوند با مقادیر کم این سم می تواند تولید مثل و بقاء ماهی آنها را مورد تهدید قرار دهد. به علاوه، با توجه به این که باقیمانده سم در ماهیان صید شده از مزارع ناحیه ۱ که آب آنها از ابتدای کانال اصلی آبرسانی تأمین می شود، بسیار نزدیک به میزان مجاز توصیه شده مذکور است. این امر در آینده می تواند صادرات ماهی از این مجتمع به کشورهای همسایه تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین، اندازه گیری و پایش مکرر و مداوم دیازینون در آب رودخانه الوند و ماهیان پرورشی مجتمع شهداء قصرشیرین در فصل صید از سوی نهادهای سازمان های مسئول، ضروری به نظر می رسد.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان نامه با عنوان "تعیین میزان سم دیازینون در بافت عضله ماهی کپور معمولی (C. carpio) مجتمع شهداء قصرشیرین استان کرمانشاه در فصل صید" در مقطع کارشناسی ارشد در سال ۱۴۰۳ است که با حمایت دانشگاه کردستان اجرا شده است.

منابع

Akan, J., Mohammed, Z., Jafiya, L. and Audu, S., 2013. Organophosphorus pesticide residues in different tissues of fish samples from Alau Dam, Borno State, Nigeria. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 5(5):519-526.
DOI:10.5829/idosi.wjfm.2013.05.05.73111

درصد چربی بدن این گونه عنوان شد (Sancho et al., 1998). در مطالعه Belenguered و همکاران (۲۰۱۴) نیز به ظرفیت بالای جذب دیازینون به وسیله ماهی اشاره شده است (Belenguer et al., 2014). در مطالعه Hasan و همکاران (۲۰۲۲) میزان سم دی کلروس در آب مزارع پرورش گربه ماهی پنگوسی (*Pangasius pangasius*) در مناطق Comilla و Mymonsingh (بنگلادش) به ترتیب ۴/۷۸ و ۷/۹۸ میکروگرم در لیتر و میزان این سم در عضلات ماهی مورد نظر در همین مناطق به ترتیب در سطح ناچیز و ۱/۱۷ نانو گرم در گرم اندازه گیری شد. میزان سم کلروپریفوس در آب مزارع پرورش ماهی پنگوسی واقع در مناطق Comilla و Mymonsingh به ترتیب ۵/۲۷ و ۳/۸۲ میکروگرم در لیتر اندازه گیری شد و میزان این سم در عضلات ماهی و در همین مناطق به ترتیب ۰/۸۸ و ۱/۰۴ میکروگرم بر گرم اندازه گیری گردید. از این رو، میزان جذب سم دی کلروس در عضلات ماهی پنگوسی در منطقه Mymonsingh ۲۴/۴۸ درصد و میزان جذب سم کلروپریفوس در مناطق Comilla و Mymonsingh به ترتیب ۱۶/۷ و ۲۷/۲۲ درصد به دست آمد (Hasan et al., 2022). از دیگر دلایل تفاوت سطح جذب سموم می توان به گونه ماهی، ساختار شیمیائی سم، دمای آب محل پرورش، تغذیه گونه پرورشی و رویش های گیاهی داخل استخرهای پرورشی اشاره نمود (Reyad et al., 2022). آلوده کننده های ارگانیک پایدار به علت خاصیت آب گریز بودن، در ستون آب و سطح رسوبات باقی می مانند. به علاوه، رسوبات به عنوان یک مخزن برای آلاینده ها عمل می کنند (Ezemonye et al., 2008). با توجه به خاکی بودن مزارع گرمابی و انباشت حجم زیادی از مواد آلی و باقیمانده های غذایی در بستر مزارع که به شکل رسوبات دیده می شود، سموم مختلف می توانند در رسوبات مزارع تجمع یابند. از این رو، اندازه گیری دیازینون در رسوبات بستر مزارع می تواند اطلاعات دقیق تری را به منظور مقایسه با تجمع زیستی سم مورد نظر در بافت های ماهی و آب ارائه نماید.

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که میزان سم موجود در کانال های آب رسانی مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهرستان قصرشیرین، منشعب از رودخانه الوند، کمتر از میزان قابل قبول توصیه شده برای آب های سطحی به وسیله EPA و میزان تجمع دیازینون در عضلات ماهی کپور

- Artur, J.W., Zischke, J.A., Allen, K.N. and Hermanutz, R.O., 1983.** Effects of diazinon on macroinvertebrates and insect emergence in outdoor experimental channels. *Aquatic Toxicology*, 4:283-302. DOI:10.1016/0166-445X(83)90023-1
- Aydin, R. and Koprucu, K., 2005.** Acute toxicity of diazinon on the common carp (*Cyprinus carpio* L.) embryos and larvae. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 82: 220-225. DOI:10.1016/j.pestbp.2005.03.001
- Belenguer, V., Martinez-Capel, F., Masia, A. and Pico, Y., 2014.** Patterns of presence and concentration of pesticides in fish and waters of the Júcar River (Eastern Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 265:271-279. DOI:10.1016/j.jhazmat.2013.11.016
- Bellisai, G., Bernasconi, G., Binaglia, M., Cabrera, L.C., Castellan, I., Castoldi, A.F., Chiusolo, A., Chukwubike, K. and Crivellente, F., 2023.** Targeted review of maximum residue levels (MRLs) for diazinon. *EFSA Journal*, 21:e08426. DOI:10.2903/j.efsa.2023.8426
- Bodnar, O.I., Horyn, O.I., Soroka, O.V., Nimko, Kh.V. and Falfushynska, H.I., 2022.** Pesticide pollution of aquatic ecosystems: Environmental risks and mechanisms of impact on aquatic organisms (a Review). *Hydrobiological Journal*, 58(2):62-78. DOI:10.1615/HydrobJ.v58.i2.60
- Čolovic, M., Krstic, D., Petrovic, S., Leskovac, A., Joksic, G., Savic, J., Franko, M., Trebse, P. and Vasic, V., 2010.** Toxic effects of diazinon and its photodegradation products. *Toxicology Letters*, 193:9-18. DOI:10.1016/j.toxlet.2009.11.022
- Davis, J.R., Brownson, R.C., Garcia, R., Bentz, B.J. and Turner, A., 1993.** Family pesticide use and childhood brain cancer. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 24:87-92. DOI:10.1006/eesa.1998.1704
- Dutta, H. and Meijer, H., 2003.** Sublethal effects of diazinon on the structure of the testis of bluegill, *Lepomis macrochirus*: A microscopic analysis. *Environmental Pollution*, 125:355-360. DOI:10.1016/S0269-7491(03)00123-4
- Enbaia, S., Elswath, N., Abujnah, Y., Greiby, I., Hakam, A., Alzanad, A., Benzitoun, A., Omar, A. and Amra, H., 2015.** Occurrence of organophosphorous pesticide residues in some fish species collected from local market in Tripoli, Libya. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 4:925-937.
- Ezemonye, L., Ikpesu, T. and Tongo, I., 2008.** Distribution of diazinon in water, sediment and fish from Warri River, Niger Delta, Nigeria. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 1:77-83.
- Gholamipor, S., Safari, R., Laloei, F., Firuzkandian SH., Porgholam, R., Nasrollahzade, H., Shoaee F., Arjmand, E. and Arabha, F., 2014.** Determination of organophosphores pesticide in *Cyprinus carpio* fishes in the Rivers of North of Iran. *Journal of Innovation in Food Science and Technology*, 6(21):83. (In Persian).

- Golshani, R., Mashinchian Moradi, A., Mosavi Nodoshan, R., Fatemi, S. and Ghavam Mostafavi, P., 2020.** Organophosphorus pesticides (diazinon, malathion and azinfos methyl) accumulation in three fish species, in south coasts of the Caspian Sea, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19:3050-3062. (In Persian). DOI: 10.22092/ijfs.2020.122933
- Hasan, G.M.M.A., Das, A.K., Satter, M.A. and Asif, M., 2022.** Bioaccumulation of organophosphorus (OPs) and carbamate (CBs) residues in cultured pangas catfish (*Pangasius pangasius*) and health risk assessment. *Journal of Toxicology*, 2022:4644227. DOI: 10.1155/2022/4644227
- Hasani, A.H., Sayadi, M. and Jafari, S., 2011.** Investigation of pesticides effect on groundwater quality of Shemiranat Villages. *Journal of Water and Wastewater*. 23: 119-123. (In Persian)
- Helefrich, L.A., Weigman, D.L., Hipkins, P.A. and Stinson, E.R., 2009.** Pesticides and aquatic animals: a guide to reducing impacts on aquatic systems. Available at: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130287236>.
- Katagi, T. and Tanaka, H., 2016.** Metabolism, bioaccumulation, and toxicity of pesticides in aquatic insect larvae. *Journal of Pesticide Science*, 41(2):25-37. DOI:10.1584/jpestics.D15-064
- Keizer, J., D'agostino, G. and Vittozzi, L., 1991.** The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. I. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (*Poecilia reticulata*) and zebra fish (*Brachydanio rerio*). *Aquatic Toxicology*, 21:239-254. DOI:10.1016/0166-445X(91)90075-K
- Khatib, I., Rychter, P. and Falfushynska, H., 2022.** Pesticide pollution: Detrimental outcomes and possible mechanisms of fish exposure to common organophosphates and triazines. *Journal of Xenobiotics*, 12(3):236-265. DOI:10.3390/jox12030018
- Kidwell, J., Phillips, L. and Birchard, G., 1995.** Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the national contaminant biomonitoring program data. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(6):919-23. DOI:10.1007/BF00197979.
- Kruc-Fijalkowska, R., Dragon, K., Drozdzyński, D. and Groski, J., 2022.** Seasonal variation of pesticides in surface water and drinking water wells in the annual cycle in western Poland, and potential health risk assessment. *Science Report*, 12:3317. DOI:10.1038/s41598-022-07385-z
- Ku, Y., Chang, J.L. and Cheng, S.C., 1998.** Effect of solution pH on the hydrolysis and photolysis of diazinon in aqueous solution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 108:445-456. DOI:10.1023/A:1005067025615
- Kumar, S., Kaushik, G., Dar, M.A., Nimesh, S., Lopez-Chuken, U.J. and Villarreal-Chiu, J.F., 2018.** Microbial degradation of organophosphate pesticides: A review. *Pedosphere*, 28:190-208. DOI:10.1016/S1002-0160(18)60017-7

- Lee, H., Kim, M., Park, M., Cho, M., Hur, J.W., Lee, Y., Jo, M.R., Lee, J.G. and IM, M.H., 2024. Determination of 57 pesticide residues in fishery products by GC tandem mass spectrometry combined with QuEChERS (quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe) extraction. *Food Science and Biotechnology*, 33:831-853. DOI:10.1007/s10068-023-01372-4
- Leung, M.C.K. and Meyer, J.N., 2019. Mitochondria as a target of organophosphate and carbamate. *Reproductive Toxicology*, 89:83-92. DOI: 10.1016/j.reprotox.2019.07.007
- Li, X., Gan, P., Peng, R., Huang, C. and Yu, H., 2010. Determination of 23 organophosphorous pesticides in surface water using SPME followed by GC-MS. *Journal of Chromatographic Science*, 48(3): 183-187. DOI: 10.1093/chromsci/48.3.183
- Malhat, F. and Nasr, I., 2011. Organophosphorus pesticides residues in fish samples from the River Nile tributaries in Egypt. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87:689-692. DOI:10.1007/s00128-011-0419-4
- National Pesticide Information Center (NPIC), 2009. Diazinon technical fact sheet. Oregon State University Extension Services. Available at: <http://npic.orst.edu/factsheets/Diazgen.html>.
- Orfi, Y.S., Sobhanardakani, S. and Jamehbozorgi, S., 2021. Analysis of organophosphorus pesticide diazinon residue in water samples of Abbas Abad River, Hamedan, Iran. *Journal of Environmental Science and Technology*, 23:239-248 (In Persian)
- Pathak, V.M., Verma, V.K., Rawat, B.S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., Dewali, S., Yadav, M., Kumari, R., Singh, S., Mohapatra, A., Pandey, V., Rana, N. and Cunill, J.M., 2022. Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology*, 17:962619. DOI:10.3389/fmicb.2022.962619
- Peng, X., Chen, G., Fan, Y., Zhu, Z., Guo, S., Zhou, J. and Tan, J., 2021. Lifetime bioaccumulation, gender difference, tissue distribution, and parental transfer of organophosphorus plastic additives in freshwater fish. *Environmental Pollution*, 280:116948. DOI:10.1016/j.envpol.2021.116948
- Rafiei, B. and Kioumars, H., 2024. Adverse effects of pesticides on environment and non-target organisms. *Journal of Environmental Research and Technology*, 9:1-18 (In Persian).
- Rahman, M.M., 2015. Role of common carp (*Cyprinus carpio*) in aquaculture production systems. *Frontiers in Life Science*, 8(4):1-12. DOI:10.1080/21553769.2015.1045629
- Ray, S. and Shaju, S.T., 2023. Bioaccumulation of pesticides in fish resulting toxicities in humans through food chain and forensic aspects. *Environmental Analysis, Health and Toxicology*, 38(3):e2023017-0. DOI:10.5620/eaht.2023017

- Reyad, A.G., Abbassy, M.A., I.K.H, Marei, G., Rabea, E.I. and Bedawy, M., 2022.** Potential removal of some insecticides from water using microalgae and their determination by a validated UV-Vis spectrophotometric method. *Alexandria Science Exchange Journal*, 43(4):431-450. DOI:10.21608/asejaiqjsae.2022.254546
- Richter, E.D., Kowalski, M., Leventhal, A., Grauer, F., Marzouk, J., Brenner, S., Shkolnik, I., Lerman, S., Zahavi, H. and Bashari, A., 1992.** Illness and excretion of organophosphate metabolites four months after household pest extermination. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 47:135-138. DOI:10.1080/00039896.1992.10118767
- Sancho, E., Ferrando, M.D., Lleó, C. and Andreu-Moliner, E., 1998.** Pesticide toxicokinetics in fish: Accumulation and elimination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41(3):245-250.
- Scott, W.C., Haddad, S.P., Saari G.N., Chambliss C.K., Conkle, J.L., Matson, C.W. and Brooks, B.W., 2019.** Influence of salinity and pH on bioconcentration of ionizable pharmaceuticals by the gulf killifish, *Fundulus grandis*. *Chemosphere*, 229:434-442. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.04.188
- Seifzadeh, M., Valipour, A., Zarehgashti, G. and Khanipour, A., 2018.** Study on bioaccumulation of aldrin, diazinon and endrin pesticides in the edible muscle tissues of commercially important fish species of the Anzali Wetland. *Iranian Journal of Fisheries Science*, 27(3):23-30 (In Persian). DOI: 10.22092/isfj2018.116858
- Shamoushaki, M.M.N., Soltani, M., Kamali, A., Imanpoor, M., Sharifpour, I. and Khara, H., 2012.** Effects of organophosphate, diazinon on some haematological and biochemical changes in *Rutilus frisii kutum* (Kamensky, 1901) male brood stocks. *Iranian Journal of Fisheries Science*, 11(1):105-117. (In Persian).
- Shayeghi, M., Khoobdel, M., Bagheri, F. and Abtahi, M., 2008.** The residues of aziuphosphomethyl and diazinon in Garaso and Gorganrood rivers in Golestan Province. *Journal of School of Public Health and Institute of Public Health Research*, 6. (In Persian).
- Shokrzadeh, M., Karimi, M. and Mohammadi, H., 2016.** Diazinon residues in *rutilus frisii kutum*, *Cyprinus carpio*, and leaping mullet in central coast of the Caspian Sea. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 25:183-192. (In Persian).
- Tanveer, S., Ilyas, N., Akhtar, N., Akhtar, N., Bostan, N., Hasnain, Z., Niaz, A., Zengin, G., Gafur, A. and Fitriatin, B.N., 2024.** Unlocking the interaction of organophosphorus pesticide residues with ecosystem: Toxicity and bioremediation. *Environmental Research*, 249:118291. DOI:10.1016/j.envres.2024.118291
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2005.** Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria: Diazinon (Final). U.S. EPA, Washington, DC. Available at: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019->

03/documents/ambient-wqc-diazinon-final.pdf.

U.S. Environmental Protection Agency, 2008.

EPA's 2008 report on the environment. Washington: National Center for Environmental Assessment. Available at: <http://www.epa.gov/roe>.

Vali, S., Majidiyan, N., Azadikhah, D.,

Varcheh, M., Tresnakova, N. and Faggio, C., 2022. Effects of diazinon on the survival, blood parameters, gills, and liver of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844; Teleostei: Cyprinidae). *Water*, 14:1357. DOI:10.3390/W14091357

WHO, 2020. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification, 2019 edition Geneva: WHO. Available: at <https://www.who.int/publications/i/item/9789240005662> (accessed on:5/1/2020)

Wu, X., Li, J., Zhou, Z., Lin, Z., Pang, S.,

Bhatt, P., Mishra, S. and Chen, S., 2021. Environmental occurrence, toxicity concerns, and degradation of diazinon using a microbial system. *Frontiers in Microbiology*, 12:717286. DOI:10.3389/fmicb.2021.717286