(DOI): 10.22092/ISFJ.2026.135131 34(6) 1-16 Iranian Scientific Fisheries Journal

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: Secember 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 were29.71±0.70, 26.67±0.63 and 24.53±0.49 micrograms per liter (ppb) (Mean±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 t 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 ±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 (µg/L. All measured value 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, t 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

مجله علمی شیلات ایران ۱۶-۱ (۶) ۳۴ (DOI): 10.22092/ISFJ.2026.135131

مقاله علمی – پژوهشی:

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

امین امیری[1]، فرزاد غیاثی[1*]

[*]f.ghiasi@uok.ac.ir

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

تاریخ دریافت: شهریور ۱۴۰۴ تاریخ پذیرش: آذر ۱۴۰۴ تاریخ چاپ: اسفند ۱۴۰۴

چکیده

دیازینون یکی از آفت‌کش‌های 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 ی غذایی تحت تاثیر قرار دهد. در تحقیق حاضر، میزان دیازینون در عضلات ماهی کپور معمولی پرورشی (*Cyprinus carpio*) در مجتمع پرورشی ماهیان گرمابی شهرستان قصرشیرین استان کرمانشاه، در فصل صید، مورد بررسی قرار گرفت. بدین‌منظور، 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 به‌هم 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 به‌ترتیب 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 میلی‌گرم 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/).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

مقدمه

برای حفظ محصولات کشاورزی از گزند آفات، در مزارع و انبارها، مقادیر زیادی آفت‌کش مصرف می‌شود که این سموم علاوه بر آلودگی‌های محیط زیستی (آلودگی منابع آب و خاک)، سلامت انسان را به دلیل باقی‌مانده این سموم در مواد غذایی تهدید می‌کند (Helfrich *et al.*, 2009; Bondar *et al.*,2022; Khatib *et al.*, 2022).

میزان زیادی از آفت‌کش‌ها وارد محیط زیست می‌شوند و منابع آبی و خاکی را آلوده می‌سازند. آفت‌کش‌ها از دو طریق: ورود مستقیم (روان‌آبها و پساب‌ها) و ورود غیرمستقیم از طریق فرسایش زمین‌های کشاورزی و رسوبات وارد منابع آبی می‌شوند و انتقال جوی از اتمسفر نیز صورت می گیرد. شدت سمیت این سموم در بین گونه‌های مختلف ماهی بسیار متغیر است و میزان این تغییر تا حد زیادی به خصوصیات گونه (حساسیت گونه‌ای)، سن و مرحله زندگی، جنسیت، اندازه بدن، شرایط محیطی (دما و شوری)، ترکیب شیمیایی سم و تعاملات سم‌ها (مخلوط‌ها) بستگی دارد (Pathak *et al.*, 2022). داده‌های مربوط به سمیت ناشی از به‌کارگیری آفت‌کش‌ها و تأثیر آن بر موجودات غیر هدف (ماهی) به عنوان پایه‌ای برای سنجش و تعیین اثرات مخرب آفت‌کش‌ها بر سیستم‌های آبی محسوب می‌شود (Rafiei and Kioumarsi, 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 بوده‌اند. این گونه‌ها به علت رشد نسبتاً سریع، سهولت پرورش در انواع سیستم‌های پرورشی، بازده غذایی مناسب و سازگاری با شرایط مختلف محیطی، تقریباً در تمام نقاط دنیا پرورش داده می‌شوند. همچنین در بسیاری از سیستم‌های پرورشی قابلیت تحمل تراکم‌های بالاتر را نشان می‌دهند (Rahman, 2015).

مجتمع شهداء قصرشیرین استان کرمانشاه به عنوان یکی از بزرگترین مجتمع‌های پرورش و تولید ماهیان گرمابی در کشور مطرح است و طی سال‌های اولیه فعالیت پرورش‌دهندگان ماهی در این مجتمع، ماهیان کپور نقره‌ای و سرگنده بیشترین درصد ماهیان تولیدی در مزارع را به‌خود اختصاص می‌داد، اما با رونق صادرات ماهی به کشور عراق، ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) به دلیل تمایل بیشتر کشور همسایه به مصرف آن، به گونه تقریبا غالب مزارع در مجتمع مذکور درآمده است و بهره‌برداران مجتمع شهداء قصرشیرین تمایل بیشتری به پرورش و تولید این گونه پیدا کرده‌اند. منبع تأمین آب این مجتمع رودخانه الوند بوده که تامین‌کننده آب مورد نیاز بسیاری از باغات و اراضی کشاورزی شهرستان‌های دالاهو (منطقه ریجاب)، سرپل ذهاب و قصرشیرین است. با توجه به استفاده بهره‌برداران بخش کشاورزی از انواع آفت‌کش‌ها و به‌دنبال آبیاری و بارندگی، احتمال ورود این آفت‌کش‌ها به آب رودخانه الوند وجود دارد.

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

دیازینون در انسان می‌تواند 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 هورمون‌هایی نظیر هورمون‌های جنسی و مسمومیت مزمن با اختلالات عصبی و اندوکرین با افزایش ریسک ابتلا

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 آبزی 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 شمیایی 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.*, 2018; Wu *et al.*, 2021). 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 سانتی گراد تجزیه می‌شود. دیازینون در آبهای خنثی (pH=۷)، ۱۳۸ روز و در pH برابر با ۵ نیز ۱۲ روز گزارش شده است. (National 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; Čolović *et al.*, 2010).

در بدن ماهی، آنزیم‌های مختلف، دیازینون را تجزیه و تبدیل زیستی کرده و به فرآورده های مختلفی تغییر می دهند. بعضی از این فرآورده ها 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 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 آزینفوس 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 آزینفوس 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، ۰/۳۵±۰/۷۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، مالاتیون، ۱/۱۶±۲/۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم و آزینوفوس متیل، ۰/۷۴±۱/۴۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین بیشترین میزان سموم دیازینون، مالاتیون و آزینوفوس متیل در فصل زمستان مشاهده گردید (Gholamipor *et al.*, 2014). نتایج مطالعهShokrzadeh 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. بیشینه میزان سم ۱۱۵/۷ 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 آلدرین، دیازینون و آندرین 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

آباد همدان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد، حداکثر میانگین میزان باقیمانده دیازینون در نمونه‌های فصول بهار و تابستان به‌ترتیب ۱۰/۲±۹۷ و ۱۳/۷±۲۰۲ 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 (۲۰۰۸) توزیع دیازینون در آب، رسوبات و ماهی رودخانه Warri (دلتای نیجر، کشور نیجریه)، بررسی گردید. سطوح آفت‌کش با استفاده از روش کروماتوگرافی مایع (HPLC مدل CECIL 1010) به منظور اثبات توزیع آن در بخش‌های مختلف محیطی، مورد تجزیه‌وتحلیل قرارگرفت. سرعت کاهش دیازینون به‌ترتیب شامل: ماهی >رسوب> آب، بود. مقادیر مشاهده شده در مطالعه حاضر، میزان دیازینون بالاتر از معیارهای اکولوژیک (۰/۰۲ ppb) توصیه شده از آژانس حفاظت از محیط زیست نیجریه و اتحادیه اروپا بود (Ezemonye *et al.*, 2008). در مطالعه Malhat و Nasr (۲۰۱۱) 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 به‌ترتیب ۹/۳۸ و ۸/۳۱ نانو گرم در گرم بود (Malhat and Nasr, 2011). در مطالعه Akan و همکاران (۲۰۱۳) میزان سموم ارگانوفسفره دیازینون، فنیتروتیون، کلوپیریدون و دی‌کلروووس 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 ۲/۲۲-۰/۷۷، در آبشش ۱/۷۶-۰/۵۵، در معده ۱/۴۵- ۰/۳۲ و بافت معده ۰/۶۷-۰/۲۷ میکروگرم در کیلوگرم بوده است که مقادیر حاصله از استاندارد اتحادیه اروپا بیشتر بود. میزان دیازینون نیز در محدوده ۱/۴۵- ۰/۳۲ 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 (۲۰۱۵) در ارتباط با میزان باقیمانده آفت‌کش‌های ارگانوفسفره در برخی ماهیان بازار محلی شهر طرابلس لیبی نشان داد، سموم دیمیتوآت، دی‌سولفاتون، فامفور، متیل‌پاراتیون، تریتیل‌فسفوروتیوآت، پاراتیون و فورآت در بافت ماهیان موجود بود. در بافت چربی برخی گونه‌ها از جمله کفال ۰/۰۵±۱/۱۷۴۱ و ساردین ۴/۰±۷۶۱۱/۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم، دی میتوآت و در بافت برخی گونه‌های تن‌ماهیان ۰/۰۳ ± ۱/۰۶۲۷ 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 (۲۰۲۰) توزیع و تجمع دیازینون، مالاتیون و آزینفوس متیل در ماهی کفال طلایی (*L.aurata*)، ماهی‌سفید (*Rutilus frisii*) و کپورمعمولی (*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 ($p<$ ۰/۰۵). 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 به‌ترتیب ماهی‌کپور 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 به‌شدت از طریق زیستگاه و عادت تغذیه‌ای کنترل می‌شود (Golshani *et al.*, 2020). در مطالعه Hasan و همکاران (۲۰۰۲) 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، کلرپریفوس و دی‌کلروس و از کاربامات‌ها، کربوفوران و سوین 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 (۲۰۰۵) تأثیر سمیت حاد دیازینون بر مراحل لاروی و جنینی کپور معمولی بررسی

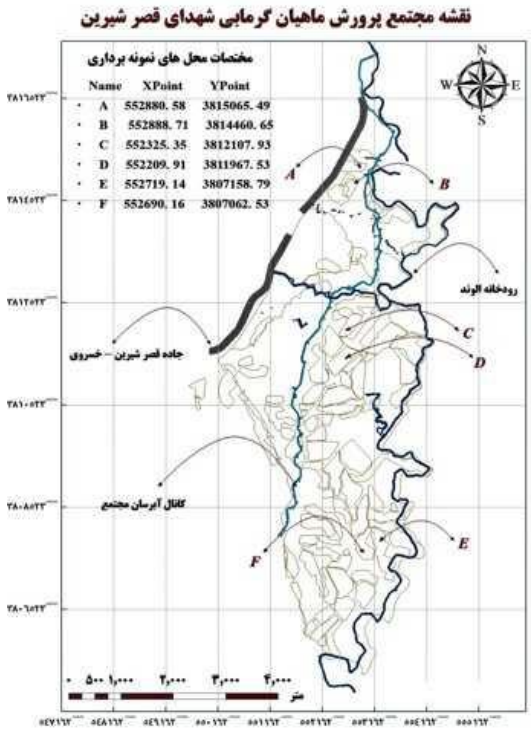
[1] Maximum residue limit (MRL)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

گردید. مقادیر LC50 در زمان‌های مختلف ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای لارو کپور معمولی به‌ترتیب ۳/۶۸، ۲/۹۰، ۲/۳۵ و ۱/۵۳ میلی‌گرم در لیتر به‌دست 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 ۹۶-۲۴ 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 شهدای 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 ماهی‌کپور معمولی پرورشی مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای 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 منظورتعیین باقیمانده دیازینون درعضله ماهیان کپورمعمولی پرورشی مجتمع ماهیان پرورشی شهدای قصرشیرین واقع در استان کرمانشاه با مختصات جغرافیایی ۴۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۴۵ درجه و ۳۵دقیقه 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 به‌هم 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).



شکل ۱: محل مزارع نمونه‌برداری شده در مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای 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)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 هرکدام 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[1]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 ۱۰میلی‌لیتر اتیل‌استات ازکارتریج جدا و جمع‌آوری شد. سپس حجم حلال اتیل استات با استفاده 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 تجزیه‌وتحلیل 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 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 پشتی 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 نموشده و دیازینون شناسایی و اندازه‌گیری گردید (Lee *et al.*, 2024).

روش تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها

مقایسه آماری داده با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون‌های دانکن و t در سطح ($p<۰/۰۵$) با استفاده از نرم افزار آماری SPSS انجام شد. برای بررسی ارتباط بین میزان سم در آب و عضله ماهی از آزمون همبستگی پیرسون ($\alpha\leq۰/۰۱$) 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 به‌ترتیب ۲۹/۷۱±۰/۷۰، ۲۶/۶۷±۰/۶۳ و ۲۴/۵۳±۰/۴۹ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری گردید که تفاوت معنی‌داری بین میزان

[1] Solid Phase Extraction (SPE)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

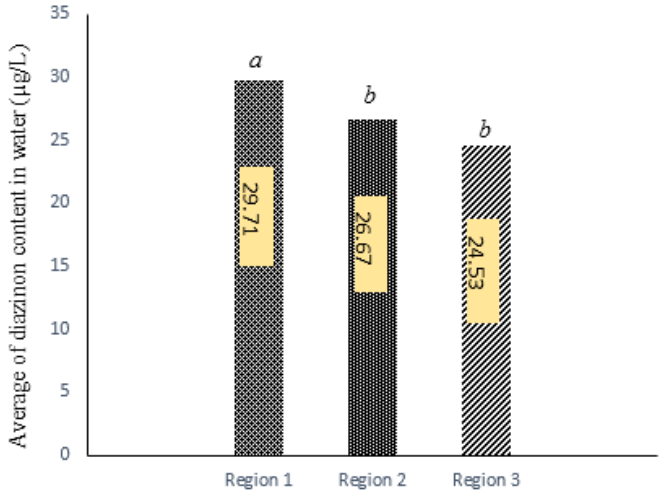
دیازینون در آب کانال آب‌رسانی مزارع ناحیه ۱ با کانال‌های آب‌رسانی ناحیه ۲ و ۳ مشاهده شد، میزان دیازینون در کانال آب ناحیه ۳ در مقایسه با ناحیه ۲ کاهش یافته بود هر چند که این کاهش از نظر آماری معنی‌دار نبود ($p>$ ۰/۰۵). بیشترین میزان سم در ماهیان مزارع ابتدایی ۹/۲۲±۰/۲۱ و کمترین میزان سم در ماهیان مزارع 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 میلی‌گرم در لیتر بود. میزان دیازینون در بافت ماهیان مورد بررسی، کمتر از حداکثر میزان باقیمانده دیازینون در گوشت ماهی ۰/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم توصیه شده از سازمان بهداشت جهانی (WHO) و سازمان ایمنی غذایی اروپا (EFSA) برای مصرف انسانی بود (WHO, 2020; 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 درمقایسه با کانال آبرسانی ناحیه‌ی 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 ($p<$ ۰/۰۵) (جدول ۱). میزان سم تجمع‌یافته در عضلات ماهی بستگی به میزان سم موجود در آب داشت به‌طوری‌که ضریب همبستگی پیرسون بین دو متغیر میزان دیازی‌نون در آب و عضله ماهی، ۰/۷۹ به‌دست آمد که معنی‌دار بود ($\alpha\leq$۰/۰۱) (شکل‌های ۲ و ۳).

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)

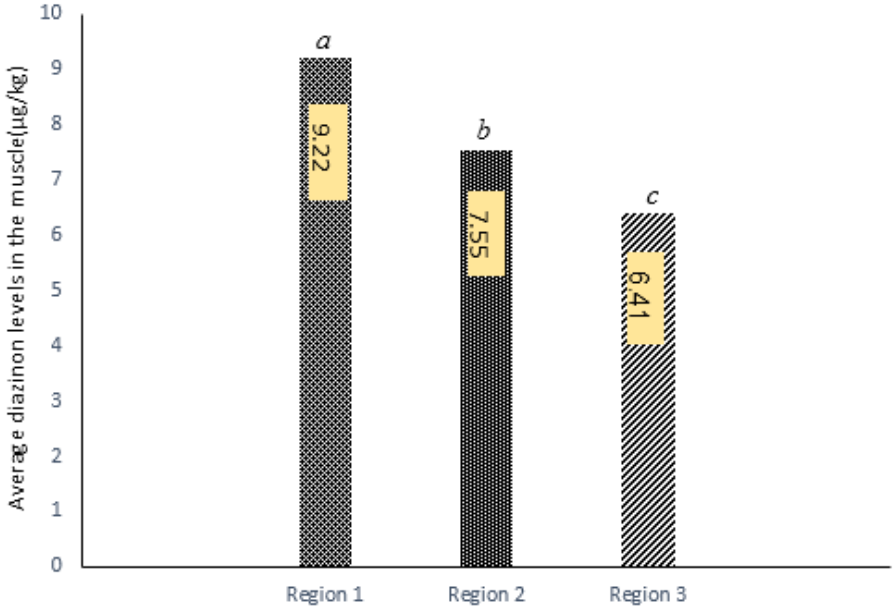
Regions	Region 1	Region 2	Region 3
Diazinon in water (µg/L)	$29.71^{a} \pm 0.70$	26.67 ± 0.63^{b}	24.53 ± 0.49^{b}
Diazinon in muscle (µg/kg)	9.22 ± 0.21^{a}	7.55 ± 0.17^{b}	6.41 ± 0.14^{c}



شکل ۲: میانگین میزان دیازینون درآب کانال آب رسانی 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 (µg/L)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]



شکل ۳: میانگین میزان دیازینون در عضلات ماهی کپور معمولی پرورشی در مناطق مختلف مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهدای قصرشیرین ، 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)

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 بیاندازد (Hasan *et al.*, 2022; Ray and Shaju, 2023). بر اساس جستجوی انجام شده در منابع علمی، تاکنون مطالعه‌ای پیرامون ردیابی 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 قصرشیرین در ناحیه‌های ۱، ۲ و ۳ به‌ترتیب ۲۹/۷۱، ۲۶/۶۷ و ۲۴/۵۳ میکروگرم در لیتر و درکانال 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 میلی‌گرم 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 بدلایل فتولیز و هیدرولیز،

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 دیازینون در رودخانه‌های مختلف انجام گرفته است. برای مثال، در مطالعه Orfi و همکاران (۲۰۲۱) بیشترین غلظت دیازینون در رودخانه عباس‌آباد همدان، ۲۰۲ میکروگرم در لیتر بود (Orfi *et al.*, 2021). Shayeghi و همکاران (۲۰۰۸) میانگین دیازینون 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 میلی‌گرم در لیتر گزارش کردند (Shayeghi *et al.*, 2008). در مطالعه Belenguer و همکاران (۲۰۱۴) حداکثر میزان دیازینون در آب رودخانه Júcar، ۵/۸۳ نانوگرم در لیتر ثبت شد (Belenguer *et al.*, 2014). در مطالعه حاضر، بیشترین میزان دیازینون 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 عباس آباد 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 دیازینون در اواخر تابستان قابل ردیابی باشد، به همین دلیل در مطالعه حاضر، میزان دیازینون موجود در کانال آب‌رسانی منشعب از رودخانه الوند قبل ازشروع 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 دیازینون 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 دیازینون تجمع یافته در عضلات تفاوت معنی‌داری را بین ناحیه‌های مورد مطالعه نشان داد ($p<۰/۰۵$). بیشترین میزان تجمع دیازینون در عضلات ماهی کپور معمولی در فصل صید ۹/۲۲ میکروگرم در کیلوگرم اندازه‌گیری گردید که کمتر از حد بیشینه قابل‌قبول اعلام شده از سازمان بهداشت جهانی (WHO) و سازمان امنیت غذایی اروپا (EFSA) (۰/۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم)، برای مصرف انسانی بود (WHO, 2020; Bellisai *et al.*, 2023).

نتایج نشان داد که میانگین میزان دیازینون 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 آبزی 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 درآب، 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 دیازینون 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 ما قبل

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 ۳/۵۳-۰/۹۲ 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 Enzemonye و همکاران (۲۰۰۸) دامنه دیازینون از ۲/۲۳ - ۰/۰۴ نانوگرم درگرم اندازه گیری شد (Ezemonye *et al.*, 2008). در مطالعه Golshani و همکاران (۲۰۲۰) بیشترین سطح دیازینون ۰/۲۷ میکروگرم درکیلوگرم در ماهی کفال و در مطالعه Gholamipor و همکاران (۲۰۱۴) دامنه میزان دیازینون ۲/۲۸-۰/۰۳ 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 Enzemonye و همکاران (۲۰۰۸) و کمتر از مقادیر گزارش شده از Seifzadeh و همکاران (۲۰۱۸)، Shokrzadeh و همکاران (۲۰۱۶) و Golshani 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 Ezemonye و همکاران (۲۰۰۸) میزان دیازینون در ماهی *Chrysichthys furcatus* بیشتر از رسوب و آب گزارش شده است که این تفاوت می‌تواند به دلیل تفاوت درگونه ماهی، میزان چربی بدن، تغذیه و مدت زمان مواجهه آن با سم و حتی بافت مورد بررسی (تجمع سم در کبد بیشتر است)، باشد (Ezemonye *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 قابل‌توجهی 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، بالابودن

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

درصد چربی بدن این گونه عنوان شد (Sancho *et al.*1998). در مطالعه Belenguered و همکاران (۲۰۱۴) نیز به ظرفیت بالای جذب دیازینون به‌وسیله ماهی اشاره شده است (Belenguer *et al.*, 2014). در مطالعه Hasan و همکاران (۲۰۲۲) میزان سم دی‌کلروس در آب مزارع پرورش گربه ماهی پنگوسی (*Pangasius pangasius*) در مناطق Comilla و Mymonsingh (بنگلادش) به‌ترتیب ۴/۷۸ و ۷/۹۸ میکروگرم در لیتر و میزان این سم در عضلات ماهی مورد نظر در همین مناطق به‌ترتیب در سطح ناچیز و ۱/۱۷ نانو گرم در گرم اندازه‌گیری شد. میزان سم کلروپریفوس در آب مزارع پرورش ماهی پنگوسی واقع در مناطق Comilla و Mymonsingh به‌ترتیب ۵/۲۷ و ۳/۸۲ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری شد و میزان این سم در عضلات ماهی و در همین مناطق به‌ترتیب ۰/۸۸ و ۱/۰۴ میکروگرم بر گرم اندازه‌گیری گردید. از این‌رو، میزان جذب سم دی‌کلروس در عضلات ماهی پنگوسی در منطقه Mymonsingh ۲۴/۴۸ درصد و میزان جذب سم کلروپریفوس در مناطق Comilla و Mymonsingh به‌ترتیب ۱۶/۷ و ۲۷/۲۲ درصد به‌دست آمد (Hasan *et al.*, 2022). از دیگر دلایل تفاوت سطح جذب سموم می‌توان به گونه ماهی، ساختار شیمیائی سم، دمای آب محل پرورش، تغذیه گونه پرورشی و رویش‌های گیاهی داخل استخرهای پرورشی اشاره نمود (Reyad *et al.*, 2022). آلوده‌کننده‌های ارگانیک پایدار به علت خاصیت آب‌گریز بودن، در ستون آب و سطح رسوبات باقی می‌مانند. به‌علاوه، رسوبات به عنوان یک مخزن برای آلاینده‌ها عمل می‌کنند (Ezemonye *et al.*, 2008). با توجه به خاکی بودن مزارع گرمابی و انباشت حجم زیادی از مواد آلی و باقیمانده‌های غذایی در بستر مزارع که به شکل رسوبات دیده می‌شود، سموم مختلف می‌توانند در رسوبات مزارع تجمع یابند. از این‌رو، اندازه‌گیری دیازینون در رسوبات بستر مزارع می‌تواند اطلاعات دقیق‌تری را به منظور مقایسه با تجمع زیستی سم مورد نظر در بافت‌های ماهی و آب ارائه نماید.

نتایج مطالعه حاضرنشان داد که میزان سم موجود در کانال‌های آب رسانی مجتمع پرورش ماهیان گرمابی شهرستان قصرشیرین، منشعب از رودخانه الوند، کمتر از میزان قابل‌قبول توصیه‌شده برای آبهای سطحی به‌وسیله EPA و میزان تجمع دیازینون در عضلات ماهی کپور 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 این‌که دیازینون دارای ویژگی تجمع زیستی است، مصرف طولانی‌مدت مقادیر کم آن می‌تواند سلامت مصرف‌کننده را به مخاطره بیاندازد و مواجهه طولانی مدت آبزیان رودخانه الوند با مقادیر کم این سم می‌تواند تولید مثل و بقاء ماهی آنها را مورد تهدید قرار دهد. به‌علاوه، با توجه به این‌که باقیمانده سم در ماهیان صید شده از مزارع ناحیه ۱ که آب آنها از ابتدای کانال اصلی آبرسانی تأمین می‌شود، بسیار نزدیک به میزان مجاز توصیه شده مذکور است. این امر در آینده می‌تواند صادرات ماهی از این مجتمع به کشورهای همسایه تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین، اندازه‌گیری و پایش مکرر و مداوم دیازینون در آب رودخانه الوند و ماهیان پرورشی مجتمع شهدا شهداء قصر شیرین در فصل صید از سوی نهادها و سازمان‌های مسئول، ضروری به‌نظر می‌رسد.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه 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.wjfms.2013.05.05.73111

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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., Elsaweth, 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).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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., Weigmman, 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 Xenobiot*ics, 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., Drozdzynski, 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 technnical 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 Kioumarsi, 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 aziuphosmethyl and diaziuou 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-

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]

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 Assesment. 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

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-29]