



Original Research Paper

Investigation of total mercury concentration in the edible tissue of highly-consumed fish and health risk assessments for fishermen and non-fishermen families in the Anzali wetland

Hedieh Parang ¹, Abbas Esmaili Sari ^{2*}, Mojgan Zaeimdar ¹

¹ Department of Environment Science, North Tehran Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

² Department of Environment Science, Faculty of Natural Resources and Marine Science, Tarbiat Modares University, Noor, Iran

Key Words

Carnivorous fish
Omnivorous fish
Mercury accumulation
Edible tissue
Non-carcinogenic risk
Permissible intake

Abstract

Introduction: In recent years, the toxic metal mercury has become one of the most important metal pollutants in Anzali wetland, so that the health and quality of edible fish in this ecosystem is seriously endangered for consumers.

Materials & Methods: 10 species of four fish including common perch, duck, common carp and carp were caught. Atomic absorption method was used to measure mercury. Non-carcinogenic risk factors (HQ), daily mercury uptake (DI), allowable daily intake of fish (CRlim) and allowable monthly intake (CRmm) for children, women and adults in both fishery and non-fishery families were assessed.

Results: The mean concentrations of total mercury in the oral tissues of common perch, duck, common carp and carp were in the range of 8.46 ± 149.93 , 4.37 ± 165.17 , 8.83 ± 78.92 and $60.7.5.51$ ng/g fresh weight, respectively. Duck species showed the highest mercury in the edible tissue with the lowest allowable amounts of food per month at 6.6, 5.1 and 5.6 for children, women and adults in fishery families, respectively. Health risk assessment showed a non-carcinogenic risk for mercury in duck and perch for adults and women ($HQ > 1$).

Conclusion: Therefore, Anzali wetland is heavily contaminated with mercury metal and the accumulation of this metal in the edible tissue of fish consuming this habitat can threaten the health of fishery households more than other people.

* Corresponding Author's email: esmaili@modares.ac.ir

Received: 26 June 2021; Reviewed: 1 August 2021; Revised: 9 October 2021; Accepted: 12 November 2021

(DOI): [10.22034/AEJ.2021.313208.2680](https://doi.org/10.22034/AEJ.2021.313208.2680)

مقاله پژوهشی

بررسی تجمع غلظت جیوه کل در بافت خوراکی ماهیان پر مصرف تالاب انزلی و ارزیابی ریسک ناشی از آن برای خانواده‌های شیلاتی و غیرشیلاتی

هدیه پرنگ^۱، عباس اسماعیلی ساری^{۲*}، مژگان زعیم دار^۱

^۱ گروه محیط زیست، واحد تهران شمال، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
^۲ گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

کلمات کلیدی

ماهیان گوشت‌خوار
 ماهیان همه‌چیزخوار
 تجمع جیوه
 بافت خوراکی
 ریسک غیرسرطان‌زایی
 مقدار مجاز مصرف

چکیده

مقدمه: فلز سمی جیوه به یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های فلزی تالاب انزلی تبدیل شده است به‌نحوی که سلامت و کیفیت ماهیان خوراکی این اکوسیستم را برای مصرف‌کنندگان به شکل جدی به خطر انداخته است.

مواد و روش‌ها: تعداد ۱۰ عدد از چهار گونه ماهی شامل سوف معمولی (*Sander lucioperca*)، اردک ماهی (*Esox luciosus*)، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) و کاراس (*Carassius aurata*) صید شدند. از روش جذب اتمی برای سنجش جیوه استفاده شد. فاکتورهای ضریب خطر غیرسرطان‌زایی (HQ)، جذب روزانه جیوه (DI)، مقدار مجاز مصرف روزانه ماهی (CRLim) و مقدار مجاز مصرف ماهیانه (CRmm) برای کودکان، زنان و بزرگسالان برای خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی ارزیابی گردید.

نتایج: میانگین غلظت جیوه کل در بافت خوراکی ماهیان سوف معمولی، اردک ماهی، کپور معمولی و کاراس به‌ترتیب در محدوده ۱۴۹/۹۳±۸/۴۶، ۱۶۵/۱۷±۴/۳۷، ۷۸/۹۲±۸/۸۳ و ۶۰/۷±۵/۵۱ نانوگرم بر گرم وزن تر قرار داشت. گونه اردک ماهی بیش‌ترین جیوه را در بافت خوراکی با کم‌ترین میزان مجاز غذا در ماه ۶/۶، ۵/۱ و ۵/۶ برای کودکان، زنان و بزرگسالان به‌ترتیب در خانواده‌های شیلاتی نشان داد. ارزیابی ریسک سلامت خطر غیرسرطان‌زایی را برای جیوه در اردک ماهی و ماهی سوف برای بزرگسالان و زنان نشان داد (HQ>۱).

بحث و نتیجه‌گیری: بنابراین تالاب انزلی به‌شدت با فلز جیوه آلوده شده است و تجمع این فلز در بافت خوراکی ماهیان پر مصرف این زیستگاه می‌تواند سلامت افراد خانوارهای شیلاتی را بیش از سایر افراد تهدید نماید.

مقدمه

روده، کلیه، مغز و عضلات تجمع کنند (۵، ۲۰). در برخی از محیط‌های آبی، غلظت فلزات سنگین خارج از محدودیت‌های استاندارد است که توسط سازمان‌های بین‌المللی اعلام شده است (۲۱، ۲۲). در این رابطه اگر غلظت چنین آلاینده‌هایی از محدودیت‌های تعیین شده فراتر رود، بسیاری از مشکلات بهداشتی نه تنها در جمعیت ماهیان بلکه در انسان‌ها نیز ممکن است رخ دهد (۲۳، ۲۴). جیوه و فرآورده‌های ثانویه آن از طریق جذب، تنفس و بلع در بافت‌های ماهی مانند عضلات تجمع می‌یابند. با مصرف این آبزیان آلوده، جیوه وارد بدن انسان شده و در بافت‌های بدن انسان نظیر کبد، کلیه، طحال، روده و مغز تجمع می‌یابد. یون‌های جیوه قادر هستند با ایجاد استرس‌های اکسیداتیو موجب بروز سمیت و تخریب بافت‌های حیاتی بدن انسان گردند (۲۵). تالاب انزلی یکی از اکوسیستم‌های آب‌شیرین بین‌المللی است که در سواحل جنوب‌غربی دریای خزر واقع شده است (۲۶، ۲۷). این تالاب به دلیل موقعیت جغرافیایی منحصر به فرد و هم‌چنین گونه‌های آبی ارزشمند و بومی، نقش مهمی در تنوع زیستی و اکوسیستم منطقه دارد (۲). منابع زیادی برای ورود جیوه به تالاب انزلی وجود دارد از جمله رودخانه پیربازار که وارد تالاب انزلی می‌شود (۲۸). اگرچه مقدار قابل توجهی جیوه به مناطق شرقی تالاب انزلی تخلیه می‌شود، اما نوسانات و جریان‌های دریای خزر آلاینده‌ها را در همه بخش‌ها توزیع می‌کند (۲۹). این اکوسیستم منحصر به فرد شامل طیف وسیعی از گونه‌های مهم ماهی است که از نظر اکولوژیکی و تجاری نه تنها برای مردم محلی بلکه در مقیاس بزرگ برای تعادل زیست‌محیطی نیز بسیار حیاتی می‌باشند (۲). در این میان *Esox lucius*، *Sander lucioperca*، *Cyprinus carpio* Linnaeus و *Carassius auratus gibelio* مهم‌ترین گروه ماهیان خوراکی در این تالاب را تشکیل می‌دهند و چنین گونه‌هایی به شدت توسط مردم موجود در نزدیکی تالاب مصرف می‌شود. به‌ویژه خانواده‌های ماهیگیری که در فعالیت‌های ماهیگیری مشارکت دارند (۳۰). بنابراین هدف از این مطالعه سنجش غلظت جیوه کل در ۴ گونه از ماهیان مهم و پر مصرف تالاب انزلی بود. هم‌چنین با توجه به قرار داشتن ماهیان مذکور در سبد غذایی ماهیگیران و افراد شیلاتی این منطقه ریسک سلامت فلز جیوه برای خانواده‌های شیلاتی و غیرشیلاتی نیز ارزیابی گردید.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعه: تالاب انزلی بین ۳۲° ۳۷' - ۳۲° ۲۲' N و ۴۹° ۳۶' - ۴۹° ۱۵' E در استان گیلان قرار گرفته است و مساحتی در حدود ۱۹۳ کیلومترمربع دارد (شکل ۱). تالاب دارای چهار قسمت است که شامل آبکنار در غرب، شیجان در شرق، هندخاله در مرکز و

سلامت انسان همواره یکی از دغدغه‌های مهم همه جوامع بوده است و دولت‌ها سالانه مبلغ قابل توجهی برای مقابله با این مشکل هزینه می‌کنند (۱). تالاب انزلی مکان مهمی برای فعالیت‌های ماهیگیری است و اکثریت قریب به اتفاق افرادی که در اطراف این زیستگاه زندگی می‌کنند، به‌طور مشترک با مردان و زنان در فعالیت‌های ماهیگیری مشارکت دارند (۲). چنین خانواده‌هایی در وعده‌های غذایی روزانه خود مقدار زیادی ماهی مصرف می‌کنند و طیف متنوعی از ماهی‌ها را که در این تالاب وجود دارد مصرف می‌کنند (۳). افراد ماهیگیر از جمله مردان، زنان و کودکان انواع آلاینده‌های محیطی، به‌ویژه زنان باردار و نوزادان متولد نشده خود را به‌خطر می‌اندازند (۴). مطالعات زیادی گزارش داده‌اند که ماهی مهم‌ترین منبع متیل جیوه در غذای انسان است، زیرا ماهی دارای رژیم غذایی است که از مواد آلوده در دریا تغذیه می‌کند (۵). بنابراین افراد شاغل در حوزه شیلات نسبت به سایر افراد جامعه به‌علت سرانه مصرف بیش‌تر آبزیان، آسیب‌پذیری بیش‌تری در جذب فلزات سنگین مانند جیوه در رژیم غذایی روزانه خود دارند (۶). طیف متنوعی از مواد شیمیایی اعم از عناصر کمیاب تا مواد بسیار سمی در اکوسیستم توزیع شده است (۷، ۸). فلزات سنگین از جمله جیوه، سرب، آلومینیوم، روی، مس و غیره که از فعالیت‌های متعدد انسانی سرچشمه می‌گیرند، از جمله فراگیرترین مواد سمی در زیستگاه‌های آبی هستند (۹، ۳). منابع مختلف فلزات سنگین از جمله صنایع فلزی، صنایع شیمیایی، تخلیه معادن، تولید باتری، صنایع برنزه کننده چرم و صنایع کود وجود دارد که باعث افزایش غلظت این سموم در هر دو اکوسیستم زمینی و آبی شده است (۱۰، ۱۱). جیوه محیط‌های آبی را از طریق زهکشی فاضلاب و رواناب صنعتی به این اکوسیستم‌های آسیب‌پذیر آلوده کرده است (۱۲). این فلز سنگین دارای پتانسیل‌های متفاوتی است که منجر به مقاومت در برابر فرایند تخریب ناشی از تابش خورشید و واکنش اکسیداسیون می‌شود. بنابراین، جیوه می‌تواند به‌مدت طولانی در سیستم‌های آبی مقاومت کرده و آن را حفظ کند و به‌دلیل ویژگی‌های آبگریزی می‌تواند جذب گونه‌های آبی شود (۱۳، ۱۴). متیل جیوه یکی از سمی‌ترین مواد است که از جیوه در شرایط غیرهوازی ناشی از فعالیت باکتری‌ها ساخته می‌شود (۱۵، ۱۶). این محصول جیوه ثانویه سهم عمده‌ای در ورود و تجمع در موجودات آبی شامل ماهی‌ها، دوکفه‌ای‌ها، سخت‌پوستان، نرم‌تنان و پرندگان دارد (۱۷، ۱۸). ماهی یکی از حساس‌ترین گونه‌ها به آلاینده‌ها و مواد سمی است، به‌ویژه آن‌هایی که در زیستگاه‌های بسیار آلوده زیست می‌کنند (۱۹). یون‌های فلزات سنگین می‌توانند از غشای سلولی عبور کرده و در اندام‌های حیاتی ماهی از جمله کبد، آبشش،

میزان رطوبت قبل و بعد از خشک شدن وزن شدند. در ادامه بافت خوراکی ماهی با استفاده از خشک‌کن سرمایی با تنظیم دما در دمای ۵۴- درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت به‌طور کامل خشک شد تا نمونه‌ها به‌صورت پودر آماده شوند. سپس نمونه‌های پودر شده جهت تزریق به دستگاه آماده‌سازی شدند. شش تکرار برای هر نمونه در نظر گرفته شد و حدود ۰/۰۳ تا ۰/۰۵ گرم نمونه خشک به آنالیزور تزریق شد. در ادامه دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی (ES240 وریان، ساخت آلمان) برای اندازه‌گیری میزان جیوه با استفاده از LECO AMA 254 استفاده شد. سرانجام فرآیند تجزیه در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۸۰ ثانیه انجام شد. مواد تجزیه شده از طریق جریان اکسیژن به Au-amalgamator منتقل شد. براساس روش بیان شده توسط de Silva و همکاران (۳۳)، ادغام کننده جیوه به دام افتاده را به‌صورت کمی (چرخه اندازه‌گیری، ۶۰ s) به‌عنوان Hg0 با تکنیک AAS بخار سرد در ۲۵۳/۶۵ نانومتر آزاد کرد (شکل ۲) (۳۴).

فرایند بازیابی و کنترل کیفیت: به‌منظور انجام فرایند بازیابی و کنترل کیفیت سنجش غلظت جیوه کل توسط دستگاه جذب اتمی سه استاندارد NIST-16336، NIST-2739 و NIST-2711A با درصد بازیابی ۹۳/۸، ۱۰۱ و ۱۰۲/۸ درصد (به‌ترتیب) با سه تکرار در نظر گرفته شدند. دو گونه مختلف ماهی برای روش هضم انتخاب شدند و ارزیابی بازیابی جیوه با افزودن مقدار اضافی جیوه به نمونه‌ها انجام شد. در نتیجه، غلظت جیوه با تجزیه و تحلیل محلول‌های مشتق شده تشخیص داده شد (۳۵).

ارزیابی ریسک سلامت: ارزیابی ریسک سلامت با استفاده از شاخص‌های تعیین مقدار جذب روزانه (DI) و ضریب خطر (خطر غیر سرطان‌زایی) (HQ) براساس دستورالعمل آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا (۳۶) انجام گردید. محاسبه این شاخص‌ها با استفاده از روابط ۱ و ۲ انجام شد. هم‌چنین مقدار مجاز مصرف روزانه (CR_{lim}) و ماهانه (CR_{mm}) ماهیان مورد مطالعه از روابط ۳ و ۴ محاسبه شدند (۳۷).

$$DI = \frac{C_{Hg} \times IR}{BW} \quad (1)$$

که در این رابطه DI مقدار جذب روزانه فلز جیوه (برحسب نانوگرم بر گرم وزن بدن) C میانگین غلظت جیوه سنجش شده در بافت خوراکی ماهی (برحسب میکروگرم بر گرم وزن تر)، IR مقدار مصرف روزانه ماهی (گرم بر روز) و BW میانگین وزن بدن (برحسب کیلوگرم) که در بزرگسالان ۶۰ و کودکان ۳۰ کیلوگرم در نظر گرفته شد.

$$HQ = \frac{DI}{RFD} \quad (2)$$

در این رابطه HQ بیانگر ضریب خطر غیرسرطان‌زایی، DI نشان‌دهنده مقدار جذب روزانه فلز (برحسب نانوگرم بر گرم وزن بدن) و RFD نشان‌دهنده غلظت مرجع فلز جیوه (مقدار ثابت ۰/۱ میکروگرم بر

سیاهکشمیر در ناحیه جنوب‌غربی می‌شود. در سال ۱۹۷۵، براساس کنوانسیون رامسر، این اکوسیستم منحصر به‌فرد به‌عنوان یک زیستگاه مهم بین‌المللی برای طیف وسیعی از ماهیان، پرندگان، گیاهان و گونه‌های دوزیستان ثبت شد. رودخانه پیربازار با آلودگی‌های مختلف شهری، صنعتی و مسکونی آلوده شده است زیرا حدود ۴۰ درصد از جمعیت استان گیلان در این منطقه ساکن هستند. بسیاری از تولید کنندگان اصلی‌ترین بخش آلودگی را ایجاد می‌کنند که از کارخانه‌های لاستیک، سرامیک، نساجی و مواد غذایی واقع در کنار رودخانه تولید می‌شود. در حوضه آبریز تالاب انزلی زمین کشاورزی وسیعی در حدود ۹۳۵،۲۵ کیلومتر مربع از این منطقه وجود دارد که کشاورزان از طیف وسیعی از کودهای شیمیایی، علف‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و آفت‌کش‌ها استفاده می‌کنند. بنابراین این ترکیبات آلاینده به‌عنوان منبع اصلی آلودگی فلزات در تالاب انزلی به‌شمار می‌روند (۳۱).

نمونه‌برداری از ماهی: چهار گونه ماهی که بیش‌ترین میزان صید و مصرف را در تالاب انزلی دارند شامل اردک ماهی *E. Lucius*، *S. Lucioperca*، *C. carassius* و *C. carpio* برای نمونه‌برداری انتخاب شدند. نمونه‌برداری عمدتاً در مناطق شرقی تالاب که بیش‌ترین میزان فعالیت‌های صنعتی را دارد، انجام شد. نمونه‌برداری در تابستان ۱۴۰۰ در تالاب انزلی با استفاده از تور پرتابی انجام گردید. ماهی‌های سالم به‌طور تصادفی انتخاب شدند و پس از انجام آزمایشات بیومتری با استفاده از جعبه‌های یخ به آزمایشگاه منتقل شدند (۲۵).



شکل ۱: محدوده مورد مطالعه در تالاب انزلی در جنوب‌غربی دریای خزر (استان گیلان).

آماده‌سازی بافت خوراکی ماهی‌ها و اندازه‌گیری جیوه: در آزمایشگاه، عضلات به‌عنوان اندام اصلی خوراکی با دقت جدا شدند و نمونه‌ها تا شروع آزمایشات اصلی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. غلظت جیوه کل در بافت خوراکی ماهی با استفاده از روشی که توسط Malvandi و همکاران، توصیف شده است مورد سنجش قرار گرفت (۳۲). بدین‌منظور نمونه‌های بافت برای ارزیابی

تعقیبی دانکن استفاده شد. علاوه بر این، همبستگی بین غلظت جیوه تجمع یافته در بافت خوراکی ماهی و طول و وزن آن‌ها با استفاده از آزمون همبستگی خطی در SPSS انجام شد. سطح معنی داری ۰/۰۵ در نظر گرفته شد و $p < 0/05$ به عنوان تفاوت‌های معنی دار انتخاب شد.

نتایج

زیست‌سنجی گونه‌های مورد مطالعه: شاخص‌های زیستی ماهیان مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که طول و وزن گونه‌ها به ترتیب از ۲۱ تا ۳۷ سانتی‌متر و ۱۶۷ تا ۶۵۵ گرم متغیر است. بیش‌ترین میانگین طولی مربوط به گونه اردک ماهی *E. lucius linnaeus* با متوسط طول $37/43 \pm 2/95$ سانتی‌متر و بیش‌ترین میانگین وزنی متعلق به گونه کپور معمولی *C. carpio* با متوسط وزن $655/65 \pm 33/42$ گرم بود. هم‌چنین گونه‌های سوف و اردک‌ماهی از نظر رژیم غذایی و زیستگاه گوشت‌خوار و پلاژیک و گونه‌های کپورماهی و کاراس همه‌چیزخوار و بنتوپلاژیک تشخیص داده شدند.

کیلوگرم وزن بدن) می‌باشد. مقادیر کوچک‌تر و مساوی ۱ ($HQ \leq 1$) خطر غیرسرطانزایی ناچیز و مقادیر بالای ۱ ($HQ > 1$) دارای خطر سمیت و غیرسرطانزایی تشخیص داده شدند.

$$CR_{lim} = \frac{RFD \times BW}{Caug} \quad (3)$$

در این رابطه CR_{lim} مقدار مجاز مصرف روزانه ماهی (برحسب کیلوگرم در روز) با توجه به غلظت جیوه، میانگین وزن بدن و غلظت مرجع جیوه محاسبه گردید.

$$CR_{mm} = \frac{CR_{lim} \times Tap}{MS} \quad (4)$$

در این رابطه CR_{mm} نشان‌دهنده مقدار مجاز مصرف ماهانه ماهی (بر حسب تعداد وعده در ماه)، Ta نشان‌دهنده تعداد روزهای ماه بر حسب میانگین $30/44$ روز و MS مقدار مصرف ماهی در هر وعده غذایی که برای بزرگسالان ۲۲۷ گرم و برای کودکان ۹۰ گرم در هر وعده غذایی در نظر گرفته شد.

تحلیل داده‌ها: در این مطالعه، تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS (نسخه ۱۶) و آزمون نرمال بودن برای بررسی همگنی داده‌ها انجام شد. برای مقایسه محتوای جیوه در ماهیان مختلف از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه (one-way ANOVA) به همراه آزمون

جدول ۱: شاخص‌های زیست‌شناختی و اکولوژیک ماهیان مورد مطالعه

نام خانواده	گونه ماهی	طول ماهی (سانتی‌متر)	وزن ماهی (گرم)	عادات غذایی	زیستگاه‌ها
سوف ماهیان	<i>S. lucioperca</i>	$33,00 \pm 0,79$	$321,72 \pm 28,41$	گوشت‌خوار	پلاژیک
اردک ماهیان	<i>E. lucius Linnaeus</i>	$37,43 \pm 2,95$	$490,55 \pm 105,23$	گوشت‌خوار	پلاژیک
کپور ماهیان	<i>C. carpio</i>	$33,07 \pm 0,95$	$655,65 \pm 33,42$	همه‌چیزخوار	بنتوپلاژیک
کپور ماهیان	<i>C. auratus gibelio</i>	$21,20 \pm 0,37$	$167,40 \pm 8,09$	همه‌چیزخوار	بنتوپلاژیک

اردک‌ماهی، کپور معمولی و کاراس به ترتیب در محدوده $149/93 \pm 8/46$ ، $165/17 \pm 4/37$ و $78/92 \pm 8/83$ ، $5/51 \pm 6/07$ نانوگرم بر گرم وزن تر قرار دارد.

غلظت جیوه: میانگین غلظت جیوه با حداکثر و حداقل محدوده در بافت خوراکی ماهیان *S. lucioperca*، *E. lucius*، *C. carpio* و *C. auratus gibelio* در جدول ۲ ارائه شده است. نتایج نشان داد که میانگین غلظت جیوه کل در بافت خوراکی ماهیان سوف معمولی،

جدول ۲: میانگین غلظت جیوه در ماهیان مورد مطالعه و مقادیر گزارش شده در مطالعات قبلی

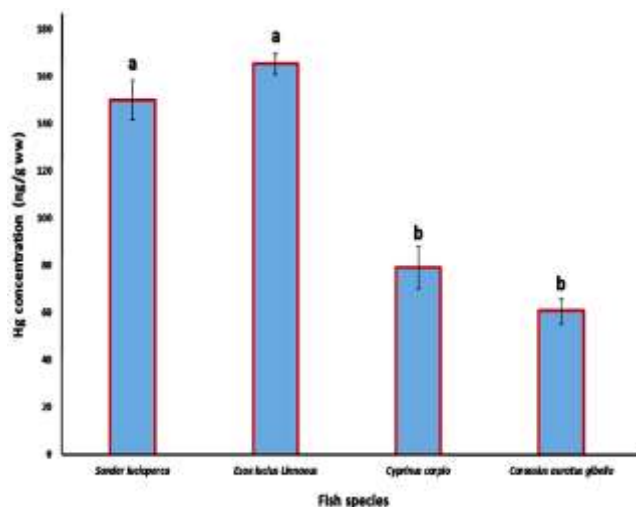
گونه ماهی	غلظت جیوه (نانوگرم بر گرم)	بیشینه و کمینه	مطالعات قبلی	منبع
<i>S. lucioperca</i>	$149,93 \pm 8,46$	۱۹۵,۰۵-۱۲۲,۳۷	$356,56 \pm 31$	۳۸
<i>E. lucius Linnaeus</i>	$165,17 \pm 4,37$	۱۳۴,۴۸-۷۸,۲	132 ± 24	۳۹
<i>C. carpio</i>	$78,92 \pm 8,83$	۱۳۴,۴۸-۴۳,۴۱	$20,34 \pm 4,56$	۴۰
<i>C. auratus gibelio</i>	$60,7 \pm 5,51$	۸۸,۴۴-۴۷,۰۶	$75,24 \pm 7,67$	۴۱

معنی‌دار نداشتند ($P > 0/05$). هم‌چنین دو گونه همه‌چیزخوار کاراس و کپور ماهی اختلاف معنی‌داری را از نظر غلظت جیوه کل در بافت عضله خود نشان ندادند ($P > 0/05$). با این‌حال دو گروه ماهی گوشت‌خوار (سوف و اردک‌ماهی) و همه‌چیزخوار (کاراس و کپور معمولی) اختلاف آماری معنی‌داری را از نظر غلظت جیوه کل در بافت خوراکی نشان دادند ($P < 0/05$).

مقایسه محتوای جیوه در عضلات ماهی: نتایج حاصل از مقایسه میانگین غلظت جیوه کل در بافت عضله ماهیان مورد مطالعه در شکل ۲ ارائه شده است. بر اساس نتایج، مشخص گردید که بین میانگین غلظت جیوه کل در بین ماهیان مختلف از نظر آماری اختلاف معنی‌دار وجود دارد ($P < 0/05$). یافته‌ها نشان داد که دو گونه سوف معمولی و اردک‌ماهی با بیش‌ترین غلظت جیوه کل با هم اختلاف

136×10^{-3} و 124×10^{-3} نانوگرم بر گرم وزن بدن بوده است. هم‌چنین برای خانواده‌های غیرشیلاتی این مقادیر برای کودکان، زنان و بزرگسالان به ترتیب 85×10^{-3} ، 81×10^{-3} و 74×10^{-3} نانوگرم بر گرم وزن محاسبه گردید. کم‌ترین مقدار جذب روزانه جیوه نیز در افرادی مشاهده شد که از ماهی کاراس در رژیم غذایی خود استفاده کرده بودند. مقادیر جیوه برای کودکان، زنان و بالغین خانواده‌های شیلاتی و غیرشیلاتی به ترتیب 39×10^{-3} ، 50×10^{-3} ، 45×10^{-3} ، 31×10^{-3} ، 30×10^{-3} و 27×10^{-3} نانوگرم بر گرم وزن بدن محاسبه گردید.

تعیین حداکثر مقدار مجاز مصرف روزانه CRlim و حداکثر دفعات مجاز مصرف ماهیانه CRmm: نتایج حاصل از مقادیر مجاز مصرف ماهی‌های مورد مطالعه به شکل روزانه و ماهیانه در جدول ۴ آورده شده است. براساس نتایج مشخص گردید که بیش‌ترین مقدار مجاز مصرف روزانه متعلق به ماهی کاراس در هر دو گروه شیلاتی و غیرشیلاتی بود. براین اساس مقادیر مجاز روزانه مصرف برای کودکان، زنان و بزرگسالان در گروه شیلاتی و غیرشیلاتی به ترتیب 5×10^{-2} ، 10×10^{-2} ، 11×10^{-2} و ماهانه $18/1$ ، $13/9$ و $15/2$ کیلوگرم معین گردید. هم‌چنین نتایج نشان داد که کم‌ترین مقدار مجاز روزانه مصرف ماهی برای افراد هدف در خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی متعلق به اردک ماهی به‌میزان 1×10^{-2} ، 4×10^{-2} ، 4×10^{-2} و ماهانه $6/6$ ، $5/1$ و $5/6$ کیلوگرم مشخص گردید.



شکل ۲: میانگین غلظت جیوه کل در بافت خوراکی ماهیان مورد مطالعه

مقادیر جذب روزانه جیوه در گروه‌های مختلف مورد مطالعه:

نتایج حاصل از مقادیر جذب روزانه فلز جیوه در کودکان، زنان و بزرگسالان خانواده‌های شیلاتی و غیرشیلاتی در جدول ۳ ارائه شده است. براساس نتایج مشخص گردید که بیش‌ترین میزان جذب روزانه جیوه در خانواده‌های شیلاتی و غیرشیلاتی متعلق به افرادی بوده است که از اردک ماهی استفاده کردند. در گروه شیلاتی میزان جذب روزانه جیوه برای کودکان، زنان و بزرگسالان به ترتیب 107×10^{-3} ، 123×10^{-3} و 97×10^{-3} نانوگرم بر گرم وزن بدن بود.

جدول ۳: مقادیر جذب روزانه جیوه در کودکان، زنان و بزرگسالان خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی (نانوگرم بر گرم وزن بدن)

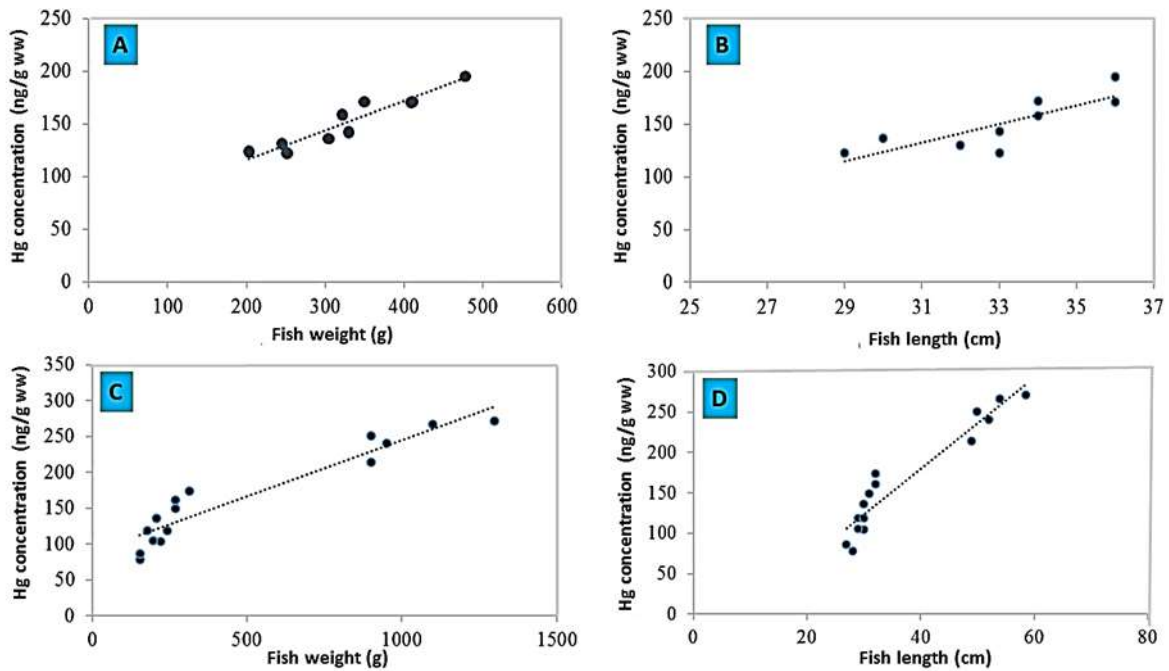
نوع گونه	جذب روزانه جیوه در خانوارهای شیلاتی		جذب روزانه جیوه در خانوارهای غیرشیلاتی	
	کودکان	زنان	بزرگسالان	کودکان
<i>S. lucioperca</i>	97×10^{-3}	123×10^{-3}	113×10^{-3}	67×10^{-3}
<i>E. Lucius Linnaeus</i>	107×10^{-3}	136×10^{-3}	124×10^{-3}	74×10^{-3}
<i>C. carpio</i>	51×10^{-3}	65×10^{-3}	59×10^{-3}	35×10^{-3}
<i>C. auratus gibelio</i>	39×10^{-3}	50×10^{-3}	45×10^{-3}	27×10^{-3}
Total	295×10^{-3}	375×10^{-3}	343×10^{-3}	204×10^{-3}

جدول ۴: مقادیر مجاز مصرف روزانه و ماهانه ماهی در کودکان، زنان و بزرگسالان خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی

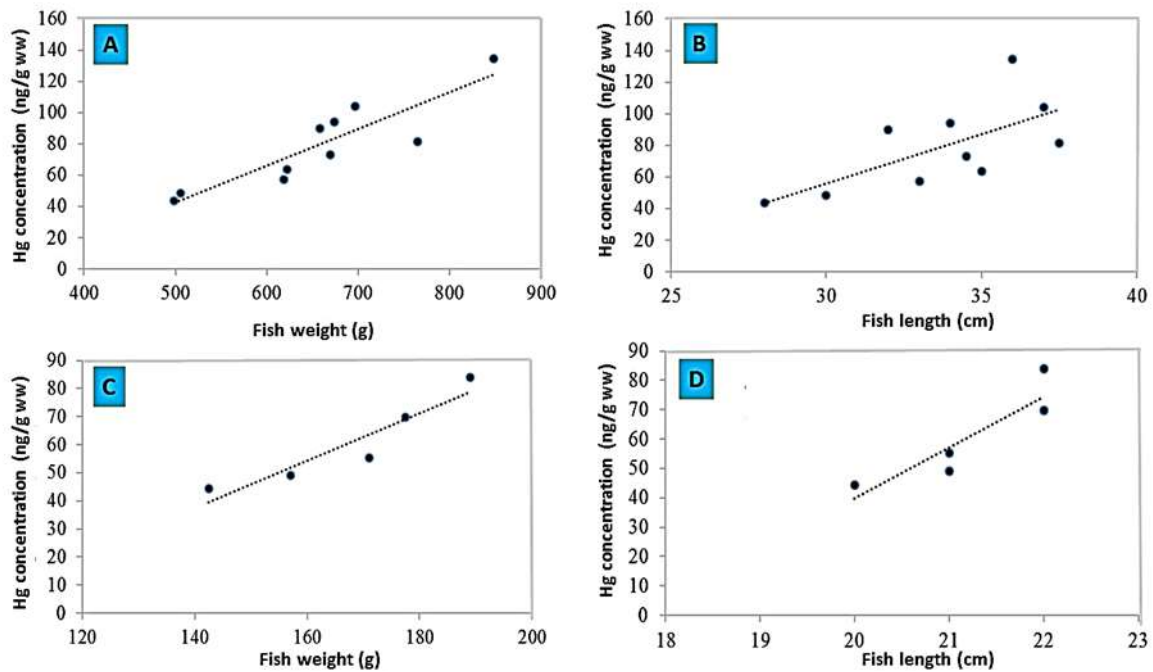
نوع گونه	مقدار مجاز مصرف روزانه ماهی (کیلوگرم بر روز)		مقدار مجاز مصرف ماهانه ماهی (تعداد در ماه)	
	کودکان	زنان	بزرگسالان	کودکان
<i>S. lucioperca</i>	0.02	0.04	0.05	6.17
<i>E. lucius Linnaeus</i>	0.01	0.04	0.04	5.60
<i>C. carpio</i>	0.04	0.08	0.08	11.70
<i>C. auratus gibelio</i>	0.05	0.10	0.11	15.20
Total	0.12	0.22	0.28	37.49

گردیده است. براساس نتایج مشخص گردید که طول و وزن ماهی‌ها همبستگی مثبت معنی‌داری با میزان غلظت جیوه کل موجود در بافت خوراکی آن‌ها دارد ($P < 0.05$).

همبستگی طول و وزن ماهی‌ها با غلظت جیوه: نتایج حاصل از آزمون همبستگی بین طول و وزن ماهی‌های مورد مطالعه در شکل ۳ (سوف و اردک ماهی) و ۴ (کاراس و کپورماهی) ارائه



شکل ۳: همبستگی طول و وزن ماهی با غلظت جیوه در بافت عضله (A و B: وزن و طول ماهی سوف، C و D: وزن و طول اردک ماهی)

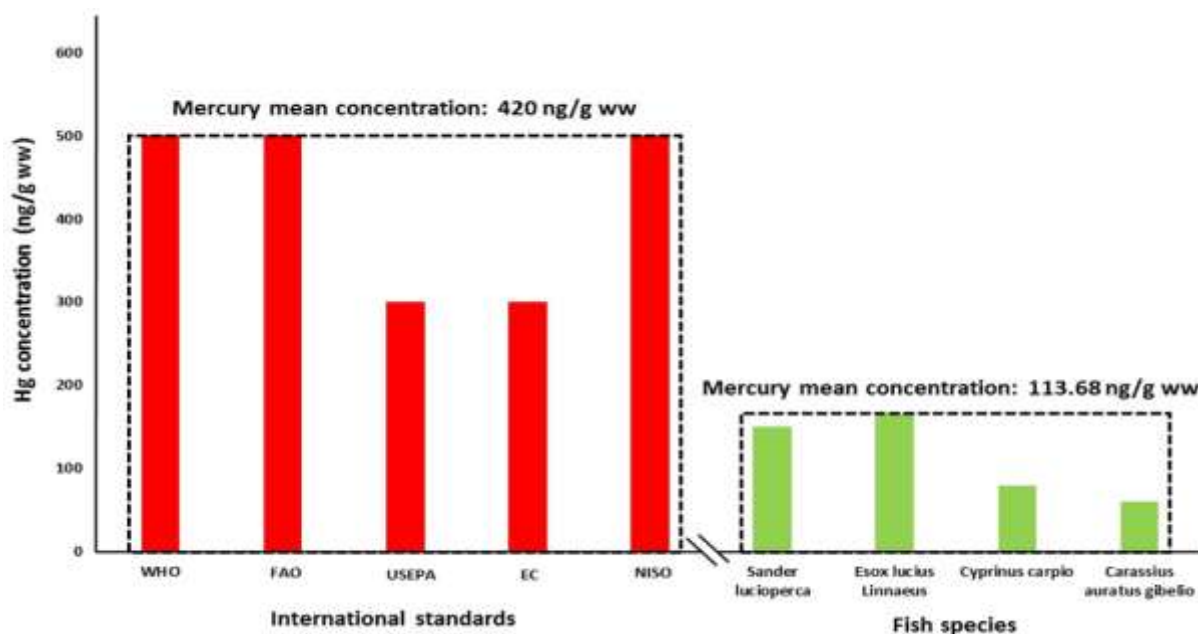


شکل ۴: همبستگی طول و وزن ماهی با غلظت جیوه در بافت عضله (A و B: وزن و طول ماهی کپور معمولی، C و D: وزن و طول ماهی کاراس)

ملی ایران به ترتیب ۵۰۰، ۳۰۰، ۳۰۰، ۵۰۰ و ۵۰۰ نانوگرم بر گرم وزن تر مشخص گردیده است. این مقادیر با غلظت‌های شناسایی شده در مطالعه حاضر با میانگین ۱۱۳/۶۸ نانوگرم بر گرم وزن تر تفاوت معنی‌داری داشتند.

استانداردهای بین‌المللی غلظت جیوه در بافت ماهی: نتایج

حاصل از مقایسه مقادیر غلظت جیوه موجود در بافت خوراکی ماهیان مورد مطالعه با مقادیر استانداردهای بین‌المللی در شکل ۵ ارائه شده است. مقادیر این استانداردها برای سازمان‌های بهداشت جهانی، خوار و بار جهانی، آژانس محیط زیست آمریکا، اتحادیه اروپا و استاندارد

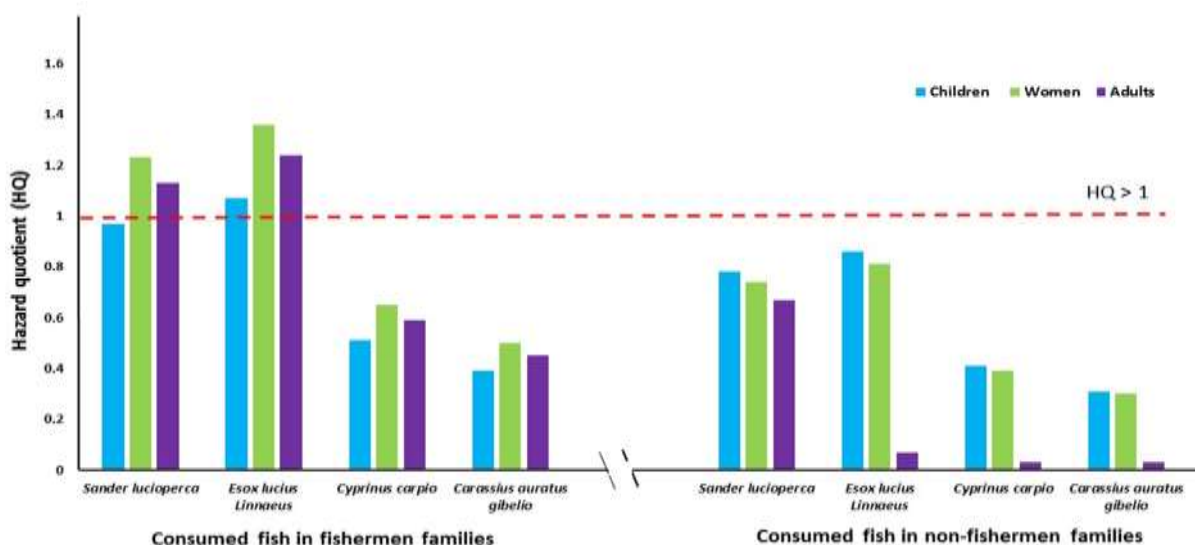


شکل ۵: استانداردهای بین‌المللی غلظت جیوه در بافت ماهی در مقایسه با نتایج مطالعه حاضر

ماهی و اردک ماهی به‌خصوص برای بزرگسالان و زنان بود ($HQ > 1$). این شاخص برای باقی ماهی‌ها و گروه‌ها خطر غیرسرطان‌زایی کم‌تر از ۱ را نشان داد ($HQ < 1$).

ارزیابی ریسک سلامت: نتایج مربوط به خطر غیرسرطان‌زایی

جیوه کل در بافت خوراکی ماهیان مورد مطالعه در شکل ۶ به تفکیک خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی نشان داده شده است. براساس یافته‌ها بیش‌ترین خطر غیرسرطان‌زایی مربوط به دو گونه سوف



شکل ۶: ارزیابی ریسک سلامت ناشی از مصرف ماهیان مورد مطالعه در دو گروه خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی

بحث

تحقیقات متعددی برای ارزیابی غلظت فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی انجام شده است (۴۲، ۴۳، ۴۴، ۴۵). فلز سمی و سنگین جیوه به‌طور خاص به‌دلیل پتانسیل‌های سمی موجود در محیط‌های آبی مورد توجه بسیاری از محققان قرار گرفته است (۴۶). این ماده سمی هم‌چنین در طیف وسیعی از گونه‌های آبی از جمله ماهی، بی‌مهرگان، سخت‌پوستان، گیاهان، پرندگان و پستانداران شناسایی شده است. با این حال اثرات سمی جیوه بر سلامت انسان برای هیچ‌کس پوشیده نیست و در مطالعات متعددی ثابت شده است (۱۳). فلزات سنگین دارای توانایی قوی برای عبور از غشای سلولی و تجمع در بدن انسان از طریق تغذیه از غذاهای آبی هستند (۴۷، ۴۸). ماهی مسیر اصلی تماس مزمن انسان با جیوه و متابولیت‌های ثانویه آن است که در بافت‌های خوراکی تجمع می‌یابد (۴۹، ۵۰). این مطالعه سعی دارد تا با سنجش غلظت جیوه کل در بافت خوراکی بدن چهار گونه از ماهیان پرمصرف و مرسوم تالاب انزلی خطر سلامتی آن‌ها را برای افراد مختلف خانوارهای شیلاتی و غیرشیلاتی ارزیابی کند. در این تحقیق تالاب انزلی به‌عنوان یکی از زیستگاه‌های منحصر به فرد که اخیراً به‌شدت آلوده شده است به‌عنوان منطقه مورد مطالعه در نظر گرفته شد. در تحقیقی که Esmaeilzadeh و همکاران، انجام دادند فعالیت‌های صنعتی، شهری و کشاورزی به‌عنوان منابع اصلی فلزات سنگین از جمله سرب، منگنز و کادمیوم در تالاب انزلی گزارش شدند (۵۱). مطالعه دیگری گزارش داد که تالاب انزلی با طیف متنوعی از فلزات سنگین از جمله Fe، Cr، Zn، Ni، As، V، Cd و Pb در رسوبات آلوده شده است که به‌شدت ماهیان کفزی و بنتیک را مورد تهدید قرار داده است (۵۲). تجمع زیستی فلزات سنگین در عضله گربه‌ماهی *Silurus glanis* به‌عنوان یکی از مهم‌ترین گونه‌های ماهی در سراسر تالاب انزلی مورد بررسی قرار گرفت. یافته‌ها نشان داد که غلظت کادمیوم، نیکل، روی و سرب در بافت‌های خوراکی در غرب، مرکز و شرق تالاب قابل توجه است (۵۳). در این مطالعه *S. lucioperca* Linnaeus، *E. lucius*، *C. carpio* و *C. auratus* به‌دلیل مصرف روز افزون در بین خانواده‌های ماهیگیران و غیرماهیگیران به‌عنوان گونه‌های ماهی مورد مطالعه، انتخاب شدند. Zolfaghari مطالعه‌ای را برای ارزیابی خطر جیوه و غلظت سرب در گونه‌های ماهی از تالاب‌های بین‌المللی ایران انجام داد. نتایج نشان داد که غلظت جیوه در بافت عضله، روده، غدد جنسی و کلیه *Rutilus rutilus* و *Hemiculter leucisculus* نه تنها برای ماهیان بلکه برای سلامت مصرف‌کنندگان نیز خطرناک است (۵۴). این یافته‌ها با مطالعه

فعلی بسیار مطابقت داشت زیرا محتوای جیوه بافت خوراکی ماهی در سطح استاندارد اعلام شده توسط WHO بود (۵۴). در مطالعه دیگری که توسط Ebrahimpour و همکاران، انجام شد تجمع زیستی فلزات سنگین در برخی از گونه‌های ماهیان آب‌شیرین مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که غلظت جیوه در گونه ماهی *C. gibelio* نسبت به *E. Lucius* در کم‌ترین میزان قرار داشت (۳۰). یافته‌های تحقیق حاضر از نظر غلظت جیوه در بافت عضله ماهی نشان داد که *E. Lucius* دارای بالاترین سطح جیوه در مقایسه با سایر ماهیان مورد مطالعه می‌باشد. *E. Lucius* یک ماهی گوشت‌خوار است و طعمه‌هایی با غلظت بالای جیوه در محیط مصرف می‌کنند. این عامل باعث می‌شود به‌ویژه آن‌هایی که مسن‌تر هستند براساس فرایند بزرگ‌نمایی زیستی در اکوسیستم جیوه‌بیش‌تری را در بدن خود تجمع دهند (۵۵). علاوه بر این *S. lucioperca* میزان بالای جیوه را در حدود ۱۵۰ نانوگرم در گرم وزن تر در بافت خوراکی خود نشان داد. در این خصوص Tabatabaie و همکاران، تحقیقی را برای مقایسه میزان جیوه در بافت ماهیچه‌ای *C. carpio* و *S. lucioperca* انجام دادند (۶). چنین مطالعه‌ای گزارش داد که گونه‌های همه‌چیزخوار و بنتیک مانند ماهی کپور غلظت بیش‌تری از فلزات سنگین را به‌دلیل تجمع جیوه در رسوبات، گیاهان و حیوانات بنتیک نشان دادند. با این حال، یافته‌ها نشان داد که ماهی کپور معمولی و ماهی کاراس به ترتیب دارای کم‌ترین میزان جیوه ۷۸/۹۲ و ۶۰/۷ نانوگرم در گرم وزن تر هستند. ماهی سوف معمولی *S. lucioperca* یکی از ماهیان گوشت‌خوار در تالاب انزلی است که از ماهی‌های کوچک دیگر، دوزیستان، حلزون‌ها و کرم‌ها تغذیه می‌کند. این بدان معناست که طبق آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه، هر دو ماهی گوشت‌خوار در این مطالعه یعنی *S. lucioperca* و *E. Lucius* بیش‌ترین غلظت جیوه را در بافت خوراکی خود نشان دادند. در مقابل، ماهیان همه‌چیزخوار یعنی *C. carpio* و *C. auratus gibelio* کم‌ترین غلظت جیوه را در بافت خوراکی خود نشان دادند. Storelli و همکاران، گزارش دادند که عادات تغذیه‌ای و زیستگاه نقشی اساسی در جذب فلزات سنگین در اندام ماهی ایفا می‌کنند (۵۶) که این امر به‌خوبی با نتایج مربوط به گونه‌های گوشت‌خوار که از طریق تغذیه از دیگر گونه‌های آبی مواد سمی بیش‌تری به‌دست می‌آورند، مطابقت دارد. فلزات سنگین دارای پتانسیل تجمع در گونه‌هایی هستند که بدن آن‌ها حاوی مقدار زیادی چربی مانند ماهیان گوشت‌خوار است. بنابراین، در این ماهی‌ها، در مقایسه با ماهیان دیگر، جیوه می‌تواند به‌طور فعال جذب و انباشته شود (۵۷). علاوه بر این مطالعات نشان داده است که وزن و طول ماهی رابطه مستقیمی با میزان جذب و تجمع فلزات سنگین در بافت خوراکی بدن دارد. هرچه قدر میزان وزن و طول ماهی بیش‌تر باشد به‌علت جذب بیش‌تر فلزات سنگین

مصرف انسان توسط استاندارد برزیل تعیین گردید (۶۱). چنین نتایجی با یافته‌های ما که نشان‌دهنده پتانسیل قوی تجمع جیوه در *E. Lucius* و *S. lucioperca* در مقایسه با ماهیان همه‌چیزخوار است تطابق داشت. غلظت جیوه موجود در بافت ماهی می‌تواند در پروسه فراوری و پخت ماهی در روش‌های مختلف دستخوش تغییرات افزایشی یا کاهش‌ی گردد و همین امر میزان سمیت جیوه را برای مصرف‌کنندگان می‌تواند تغییر دهد. همچنین ثابت شده است که زنان باردار در خانواده ماهیگیران آسیب‌پذیری بالاتری در برابر جیوه دارند زیرا جیوه و متیل جیوه توانایی انتقال از بدن مادران باردار و تجمع در جنین را دارند که منجر به ایجاد اختلالات و ناهنجاری‌های مختلف در کودکان می‌شود (۳۵). نتایج حاصل از ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی و شاخص HQ نشان داد که افراد بزرگسال و زنان فعال در خانوارهای شیلاتی که دو گونه اردک ماهی و سوف ماهی را در رژیم غذایی خود قرار دادند بیش از سایر افراد و گونه‌های ماهی در معرض خطرات سمی و مسمومیت جیوه قرار دارند (شکل ۶). یکی از مهم‌ترین دلایل این نتایج استفاده بیش‌تر افراد بزرگسال خانواده‌های شیلاتی از ماهی در جیره غذایی نسبت به کودکان می‌باشد. این افراد بیش از کودکان و افراد با سنین پایین‌تر ماهی و آبزیان مصرف می‌کنند لذا در جیره غذایی خود احتمال دریافت بالاتری از جیوه را از طریق مصرف ماهی‌های آلوده تالاب انزلی دارند. در نتیجه می‌توان عنوان کرد که فلز جیوه به شدت در محیط زیست تالاب انزلی انتشار یافته است و با تجمع در رسوبات، آب و بدن آبزیان این اکوسیستم باعث انتقال این فلز سمی و خطرناک به سبد غذایی انسان نیز می‌گردد. در این خصوص نتایج این تحقیق نشان داد که افراد موجود در خانوارهای شیلاتی به‌خصوص آن‌هایی که گونه‌های گوشت‌خوار اردک ماهی و ماهی سوف را مصرف می‌کنند بیش از سایر افراد در معرض اثرات سمی جیوه قرار داشتند. لذا توصیه می‌گردد اطلاع‌رسانی به افراد مذکور درخصوص مصرف آگاهانه گونه‌های مذکور در حوزه تالاب انزلی توسط مراجع ذیربط صورت پذیرد.

منابع

1. Drăgoi, M.C., 2018. Health Determinants. In Food Science and Nutrition. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-5207-9.ch001>.
2. Abbasi, K., Moradi, M., Mirzajani, A., Nikpour, M., Zahmatkesh, Y., Abdoli, A. and Mousavi-Sabet, H., 2019. Ichthyodiversity in the Anzali Wetland and its related rivers in the southern Caspian Sea basin, Iran. Journal of Animal Diversity. 1(2): 0-0. <https://doi.org/10.29252/jad.2019.1.2.6>.
3. Yan, X., Liu, M., Zhong, J., Guo, J. and Wu, W., 2018. How human activities affect heavy metal contamination of soil and sediment in a long-term reclaimed area of the

از طریق خوردن آبزیان آلوده دیگر امکان تجمع در بافت‌ها افزایش می‌یابد. این یافته‌های با نتایج حاصل از تحقیق پیش‌رو نیز مطابقت داشت چرا که طول و وزن ماهی‌ها با میزان جیوه موجود در بافت همبستگی مثبت معنی‌دار نشان دادند. میزان مجاز روزانه و ماهانه گونه‌های ماهی در سه گروه اصلی شامل کودکان، زنان و بزرگسالان در هر دو خانواده ماهیگیران و غیرماهیگیران اندازه‌گیری شد. بر اساس یافته‌ها، کودکان در همه گونه‌های ماهی مورد مطالعه که در تالاب انزلی وجود داشتند، حساس‌ترین گروه ارزیابی شدند. Andrew و همکاران، ادعا کردند که کودکان و زنان باردار گروه‌های آسیب‌پذیر در برابر جیوه‌انباشته‌شده در بافت خوراکی *O. niloticus* و *L. niloticus* به‌عنوان گونه ماهیان آب‌شیرین هستند (۵۸). در این مطالعه یافته‌ها نشان داد که میزان مجاز مصرف بافت عضله ماهی در روز در *C. carpio* و *C. auratus gibelio* بیش‌تر از *E. Lucius* و *S. lucioperca* است که به ظرفیت تجمع زیستی جیوه در ماهیان گوشت‌خوار مربوط می‌شود. به‌طور مشابه، تعداد مجاز مصرف ماهی در طول یک ماه برای همه افرادی که از *C. carpio* و *C. auratus gibelio* استفاده می‌کنند بیش‌تر بود. درحالی‌که میزان مصرف ماهیان برای کودکان، زنان و بزرگسالانی که از *E. Lucius* و *S. lucioperca* استفاده می‌کردند به‌میزان قابل توجهی کم‌تر بود. Castano و همکاران، یک تحقیق جامع در مورد بررسی رابطه بین مصرف ماهی و محتوای جیوه مو در زنان و نوزادان متولد نشده آن‌ها انجام دادند. نتایج نشان داد که هم کودکان و هم زنان باردار گروه‌های حساسی از مصرف‌کنندگان هستند که به‌شدت در معرض اثرات سمی جیوه قرار دارند (۵۹). استانداردهای بین‌المللی شامل سازمان بهداشت جهانی (WHO)، سازمان خوار و بار جهانی (FAO)، آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA)، اتحادیه اروپا (EU) و استاندارد ملی ایران (NILSO) برای مقایسه غلظت جیوه به‌ترتیب ۵۰۰، ۵۰۰، ۳۰۰، ۳۰۰ و ۵۰۰ نانوگرم در گرم وزن مرطوب استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت جیوه موجود در بافت خوراکی ماهیان مورد مطالعه همواره از مقادیر مجاز توصیه‌شده سازمان‌های ملی و بین‌المللی کم‌تر بود (شکل ۵). نتایج میزان مصرف روزانه جیوه در دو گروه متشکل از خانواده‌های ماهیگیر و غیرماهیگیر در گروه کودکان، زنان و بزرگسالان نشان داد که مقادیر شاخص DI برای دو گونه گوشت‌خوار (اردک و سوف ماهی) نسبت به دو گونه همه‌چیزخوار (کپور و کاراس) بالاتر بود. Kuras و همکاران، اظهار داشت که مصرف روزانه چهارگونه ماهی دریایی برای همه سنین، از جمله کودکان، نوجوانان و بزرگسالان خطرناک است. مطالعه دیگر نشان داد که خانواده ماهیگیران سطح جیوه بالایی در مو و ناخن بدن دارند که احتمالاً به‌دلیل مصرف ماهیان گوشت‌خوار می‌باشد. این مقادیر پایین‌تر از حدود مجاز برای

- factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 31(3): 241-293. <https://doi.org/10.1080/20016491089226>.
17. **Kehrig, H.A., Costa, M., Moreira, I. and Malm, O., 2006.** Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. 17(7): 1409-1418. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532006000700031>.
 18. **Ruelas-inzunza, J.R., Escobar-sánchez, O. and Páez-osuna, F., 2014.** Impact. August. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2>
 19. **Omar, W.A., Zaghloul, K.H., Abdel-Khalek, A.A. and Abo-Hegab, S., 2013.** Risk assessment and toxic effects of metal pollution in two cultured and wild fish species from highly degraded aquatic habitats. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 65(4): 753-764. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9935-z>.
 20. **Mahboob, S., Kausar, S., Jabeen, F., Sultana, S., Sultana, T., Al-Ghanim, K. A., Hussain, B., Al-Misned, F. and Ahmed, Z., 2016.** Effect of Heavy Metals on Liver, Kidney, Gills and Muscles of *Cyprinus carpio* and *Wallago attu* inhabited in the Indus. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 59(0): 1-10. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2016150275>.
 21. **Kacholi, D.S. and Sahu, M., 2018.** Levels and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil, Water, and Vegetables of Dar es Salaam, Tanzania. *Journal of Chemistry*. <https://doi.org/10.1155/2018/1402674>.
 22. **Kinuthia, G.K., Ngure, V., Beti, D., Lugalia, R., Wangila, A. and Kamau, L., 2020.** Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi, Kenya: community health implication. *Scientific Reports*. 10(1): 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65359-5>.
 23. **Kortei, N.K., Heymann, M.E., Essuman, E.K., Kpodo, F.M., Akonor, P.T., Lokpo, S.Y., Boadi, N.O., Ayim-Akonor, M. and Tettey, C., 2020.** Health risk assessment and levels of toxic metals in fishes (*Oreochromis niloticus* and *Clarias anguillaris*) from Ankobrah and Pra basins: Impact of illegal mining activities on food safety. *Toxicology Reports*. 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.02.011>.
 24. **Wimalawansa, S.J., 2016.** The role of ions, heavy metals, fluoride, and agrochemicals: critical evaluation of potential aetiological factors of chronic kidney disease of multifactorial origin (CKDmfo/CKDu) & recommendations for its eradication. *Environmental Geochemistry and Health*. 38(3): 639-678. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9768-y>.
 25. **Mahdiabkenar, A., Yahyavi, M., Bahri, A. and Bivareh, M., 2020.** Heavy metal concentration of lead, copper, cadmium and mercury in edible tissues of Spiny Oyster (*Saccostrea cucullata*) and Indian white prawn (*Penaeus indicus*) from northern coasts of the Oman Sea. *Journal of Animal Environmental*. 11(4): 321-330. (In Persian)
 26. **Modaberi, H. and Shokoohi, A.R., 2019.** Using Eco-Hydrologic Methods in Determining Anzali Wetland Environmental Water Requirement. *Iran-Water Resources Research*. 15: 91-104.
 27. **Moghaddas, S.D., Abdoli, A., Kiabi, B.H., Rahmani, H., Vilizzi, L. and Copp, G.H., 2021.** Identifying invasive fish species threats to RAMSAR wetland sites in the Caspian Sea region A case study of the Anzali Wetland Complex (Iran). *Fisheries Management and Ecology*. 28(1): 28-39. <https://doi.org/10.1111/fme.12453>.
 28. **Astani, E., Vahedpour, M., Babaei, H. and Karimipour, M., 2016.** Determination of the total mercury concentration Liaohe River Delta, North China. *Sustainability (Switzerland)*. 10(2): 1-19. <https://doi.org/10.3390/su10020338>.
 4. **Oken, E., Radesky, J.S., Wright, R.O., Bellinger, D.C., Amarasiriwardena, C.J., Kleinman, K.P., Hu, H. and Gillman, M.W., 2008.** Maternal fish intake during pregnancy, blood mercury levels, and child cognition at age 3 years in a US cohort. *American Journal of Epidemiology*. 167(10): 1171-1181. <https://doi.org/10.1093/aje/kwn034>.
 5. **Olsson, P.E., Kling, P. and Hogstrand, C., 1998.** Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. 321-350. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-2761-6-10>.
 6. **Tabatabaie, T., Ghomi, M.R., Amiri, F. and Zamani Ahmadmoodi, R., 2011.** Comparative study of mercury accumulation in two fish species, (*Cyprinus carpio* and *Sander lucioperca*) from Anzali and Gomishan wetlands in the southern coast of the Caspian Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 87(6): 674-677. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0413-x>.
 7. **Bradney, L., Wijesekara, H., Palansooriya, K.N., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Ok, Y.S., Rinklebe, J., Kim, K.H. and Kirkham, M.B., 2019.** Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*. 131: 104937. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>.
 8. **Jahan, S. and Strezov, V., 2019.** Assessment of trace elements pollution in the sea ports of New South Wales (NSW), Australia using oysters as bioindicators. *Scientific Reports*. 9(1): 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38196-w>.
 9. **Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K. and Sutton, D.J., 2012.** Molecular, clinical and environmental toxicology Volume 3: Environmental Toxicology. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. 101: 133-164. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>.
 10. **Briffa, J., Sinagra, E. and Blundell, R., 2020.** Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*. 6(9): e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>.
 11. **Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z. and Chen, Z., 2020.** Risk Assessment in Huixian Wetland, South China. *Water*. 12(431): 1-14.
 12. **Hsu-Kim, H., Eckley, C.S., Achá, D., Feng, X., Gilmour, C.C., Jonsson, S. and Mitchell, C.P.J., 2018.** Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes. *Ambio*. 47(2): 141-169. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>.
 13. **Guzzi, G., Ronchi, A. and Pigatto, P., 2021.** Toxic effects of mercury in humans and mammals. *Chemosphere*. 263: 127990. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127990>.
 14. **Wang, F. and Zhang, J.Z., 2013.** Mercury contamination in aquatic ecosystems under a changing environment: Implications for the Three Gorges Reservoir. *Chinese Science Bulletin*. 58(2): 141-149. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5490-7>.
 15. **Figueiredo, N., Serralheiro, M.L., Canário, J., Duarte, A., Hintelmann, H. and Carvalho, C., 2018.** Evidence of mercury methylation and demethylation by the estuarine microbial communities obtained in stable Hg isotope studies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 15(10). <https://doi.org/10.3390/ijerph15102141>.
 16. **Ullrich, S.M., Tanton, T.W. and Abdrashitova, S.A., 2001.** Mercury in the aquatic environment: A review of

- G., 2020. Human health risk assessment of heavy metals in aquatic sediments and freshwater fish caught from Thamirabarani River, the Western Ghats of South Tamil Nadu. *Marine Pollution Bulletin*. 159: 111496. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111496>.
43. Hinojosa-Garro, D., Osten, J.R.V. and Dzul-Caamal, R., 2020. Banded tetra (*Astyanax aeneus*) as bioindicator of trace metals in aquatic ecosystems of the Yucatan Peninsula, Mexico: Experimental biomarkers validation and wild populations biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 195: 110477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110477>.
 44. Pandiyan, J., Mahboob, S., Govindarajan, M., Al-Ghanim, K. A., Ahmed, Z., Al-Mulhm, N., Jagadheesan, R. and Krishnappa, K., 2021. An assessment of level of heavy metals pollution in the water, sediment and aquatic organisms: A perspective of tackling environmental threats for food security. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 28(2): 1218-1225. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.11.072>.
 45. Ravanbakhsh, M., Zare Javid, A., Hadi, M. and Jaafarzadeh Haghighi Fard, N., 2020. Heavy metals risk assessment in fish species (*Johnius Belangerii* (C) and *Cynoglossus Arel*) in Musa Estuary, Persian Gulf. *Environmental Research*. 188: 109560. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109560>.
 46. Paranjape, A.R. and Hall, B.D., 2017. Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. *Facets*. 2(1): 85-119. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0027>.
 47. Fu, Z. and Xi, S., 2020. The effects of heavy metals on human metabolism. *Toxicology Mechanisms and Methods*. 30(3): 167-176. <https://doi.org/10.1080/15376516.2019.1701594>.
 48. Yuan, Y., Sun, T., Wang, H., Liu, Y., Pan, Y., Xie, Y., Huang, H. Fan, Z., 2020. Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals to bivalve species in Daya Bay (South China Sea): Consumption advisory. *Marine Pollution Bulletin*. 150: 110717. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110717>.
 49. Custódio, F.B., Andrade, A.M.G.F., Guidi, L.R., Leal, C.A.G. and Gloria, M.B.A., 2020. Total mercury in commercial fishes and estimation of Brazilian dietary exposure to methylmercury. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 62. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2020.126641>
 50. Kim, H., Lee, J., Woo, H.D., Kim, D.W., Oh, J.H., Chang, H.J., Sohn, D.K., Shin, A. and Kim, J., 2020. Dietary mercury intake and colorectal cancer risk: A case-control study. *Clinical Nutrition*. 39(7): 2106-2113. <https://doi.org/10.1016/j.clnu.2019.08.025>.
 51. Esmailzadeh, M., Karbassi, A. and Moattar, F., 2016. Assessment of metal pollution in the Anzali Wetland sediments using chemical partitioning method and pollution indices. *Acta Oceanologica Sinica*. 35(10): 28-36. <https://doi.org/10.1007/s13131-016-0920-z>.
 52. Vesali Naseh, M.R., Karbassi, A., Ghazaban, F. and Baghvand, A., 2012. Evaluation of heavy metal pollution in Anzali Wetland, Guilan, Iran. *Iranian Journal of Toxicology*. 5(15): 565-576.
 53. Khanipour, A.A., Ahmadi, M. and Seifzadeh, M., 2018. Study on bioaccumulation of heavy metals (cadmium, nickel, zinc and lead) in the muscle of wels catfish (*Silurus glanis*) in the Anzali Wetland. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 17(1): 244-250. <https://doi.org/10.22092/ijfs.2018.118782>.
 54. Zolfaghari, G., 2018. Risk assessment of mercury and lead in the Anzali international Wetland , Iran and effect of environmental parameters on its concentration.
 29. Molazadeh, N. and Nozari, M., 2014. Study of mercury bioaccumulation in some organs of Anzali wetland pike (*Esox lucius*) and mercury concentration relation with total body length and sex. *Journal of Wetland Ecology*. 6(3): 49-58.
 30. Ebrahimpour, M., Pourkhabbaz, A., Baramaki, R., Babaei, H. and Rezaei, M., 2011. Bioaccumulation of heavy metals in freshwater fish species, Anzali, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 87(4): 386-392. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0376-y>.
 31. Sinkakarimi, M.H., Gorjian Arabi, M.H., Ahmadvand, M. and Hassanpour, M., 2020. A survey of cadmium and zinc in Sand smelt (*Atherina boyeri caspia*) from Anzali International Wetland. *Journal of Animal Environmental*. 12(3): 167-174. doi: 10.22034/aej.2020.113903. (In Persian)
 32. Malvandi, H., Ghasempouri, S.M., Esmaili-Sari, A. and Bahramifar, N., 2010. Evaluation of the suitability of application of golden jackal (*Canis aureus*) hair as a noninvasive technique for determination of body burden mercury. *Ecotoxicology*. 19(6): 997-1002. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0504-1>.
 33. da Silva, G.S., Neto, F.F., Silva de Assis, A.C., Bastos, W.R. and de Oliveira Ribeiro, C.A., 2012. Potential risks of natural mercury levels to wild predatorfish in an Amazon reservoir. *Environ Monit Assess*. 184: 4815-4827.
 34. Movafagh Behnam, M., Esmaili Sari, A. and Majedi, S.M., 2020. Accumulation of mercury and zinc in muscle tissue of four species of fishes in Caspian Sea (Case study: coastal of Mahmoud Abad-Noshahr). *Journal of Animal Environment*. 12(3): 183-188. (In Persian)
 35. Okati, N. and Esmaili-sari, A., 2018. Hair mercury and risk assessment for consumption of contaminated seafood in residents from the coast of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(1): 639-657.
 36. USEPA. 2005. (U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Office of Water) Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/methylmercury/document.html>.
 37. Koshafar, A., Savari, A., Sakhaei, N., Archangi, B. and Karimi Organi, F., 2020. Evaluation of carcinogenicity and non-carcinogenicity of heavy metals in the dominant muscle of Bahmanshir River. *Journal of Animal Environment*. 11(4): 155-162. (In Persian)
 38. Nejatkhah Manavi, P. and Mazumder, A., 2018. Potential risk of mercury to human health in three species of fish from the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 130(6):1-5. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.004.
 39. Zamani Ahmad Mahmoudi, M., Nassiri, S.M., Solati, A. and Khaksar, E., 2014. A rare case of cutaneous leiomyosarcoma in budgerigar (*Melopsittacus undulatus*), *Archives of Razi Institute*. 1: 57-60.
 40. Solgi, E. and Khatoni, S. 2015. Evaluation of some heavy metal levels in Zarivar international wetland by monitoring of *Cyprinus carpio*. *Journal of Animal Environment*. 7(3): 109-118. (In Persian)
 41. Sadeghi, M., Ghasempouri, S.M. and Bahramifar, N., 2016. Biomonitoring of mercury concentration in 16 feather growth locations of wild waterfowls and their healthy food investigation by tropic level and strategy. *Journal of Animal Environment*. 8(2): 65-72. (In Persian)
 42. Arisekar, U., Shakila, R. J., Shalini, R. and Jeyasekaran,

- in fish species from Iranian international wetlands. *MethodsX*. 5: 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.05.002>.
55. **Mathers, R.A. and Johansen, P.H., 1985.** The effects of feeding ecology on mercury accumulation in walleye (*Stizostedion vitreum*) and pike (*Esox lucius*) in Lake Simcoe. *Canadian Journal of Zoology*. 63(9): 2006-2012. <https://doi.org/10.1139/z85-295>.
 56. **Storelli, M.M., Giacomini-Stuffer, R. and Marcotrigiano, G.O., 2006.** Relationship between total mercury concentration and fish size in two pelagic fish species: Implications for consumer health. *Journal of Food Protection*. 69(6): 1402-1405. <https://doi.org/10.4315/0362-028X-69.6.1402>.
 57. **Landrum, P.F. and Fisher, S.W., 1999.** Influence of Lipids on the Bioaccumulation and Trophic Transfer of Organic Contaminants in Aquatic Organisms. *Lipids in Freshwater Ecosystems*. 203-234. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0547-0_10.
 58. **Andrew, T., Francis, E., Charles, M., Irene, N., Jesca, N., Ocaido, M., Drago, K., Celsus, S., Deborah, A. and Rumbelha, W., 2016.** Risk estimates for children and pregnant women exposed to mercury-contaminated *Oreochromis niloticus* and *Lates niloticus* in Lake Albert Uganda. *Cogent Food & Agriculture*. 2(1): 1-9. <https://doi.org/10.1080/23311932.2016.1228732>.
 59. **Castaño, A., Cutanda, F., Esteban, M., Pärt, P., Navarro, C., Gómez, S., Rosado, M., López, A., López, E., Exley, K., Schindler, B.K., Govarts, E., Casteleyn, L., Kolossa Gehring, M., Fiddicke, U., Koch, H., Angerer, J., Hond, E. Den, Schoeters, G. and Posada, M., 2015.** Fish consumption patterns and hair mercury levels in children and their mothers in 17 EU countries. *Environmental Research*. 141: 58-68. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.029>.
 60. **Kuras, R., Janasik, B., Stanislawska, M., Kozłowska, L. and Wasowicz, W., 2017.** Assessment of Mercury Intake from Fish Meals Based on Intervention Research in the Polish Subpopulation. *Biological Trace Element Research*. 179(1): 23-31. <https://doi.org/10.1007/s12011-017-0939-9>.
 61. **Milhomem Filho, E.O., de Oliveira, C.S.B., Silveira, L.C.de L., Cruz, T.M., Souza, G.daS., Costa Junior, J.M.F. and Pinheiro, M.daC.N., 2016.** A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores de Imperatriz (MA). *Revista Brasileira de Epidemiologia*. 19(1): 14-25. <https://doi.org/10.1590/1980-5497201600010002>.