

ارزیابی ریسک کمی غیر سرطان‌زایی جیوه و سرب در هشت گونه از ماهیان

تالاب‌های بین‌المللی ایران به روش EPA/WHO

قاسم ذوالفقاری^{۱*}، امید صغری^۲ و آزاده عتباتی^۳

۱. عضو هیئت علمی گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده علوم محیطی، دانشگاه حکیم سبزواری، ایران. omid_safary@yahoo.com
۲. عضو هیئت علمی گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران. az.atabati80@gmail.com
۳. عضو هیئت علمی گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکده علوم محیطی، دانشگاه حکیم سبزواری، ایران. az.atabati80@gmail.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۰۳/۱۰

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۵/۰۵/۱۲

چکیده

هدف از این مطالعه بررسی میزان جیوه عضله، امعاء و احشاء، گناد و کلیه ماهیان کولمه، تیز کولی، زالون، و میزان جیوه و سرب عضله آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، سرگنده، شیزوسپیریس و هامون ماهی است. این پایش چند گونه‌ای در راستای ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان به روش EPA/WHO صورت گرفته است. طبق نتایج حاصله، غلظت‌های جیوه در ماهیان مطالعه‌شده کمتر از حد پیشنهادی WHO، FAO، EPA، FDA، و EU هستند. غلظت‌های سرب گونه‌های آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ زیر محدوده پیشنهادی WHO، FAO، TAL، UK MAFF، و NHMRC هستند، اما غلظت سرب شیزوسپیریس و سفیدک بالاتر از حد WHO و TAL قرار دارند. نتایج مطالعه حاضر کمک کرد تا داده‌هایی از دریای خزر، تالاب انزلی، و تالاب هامون، به‌عنوان شاخص آثار طبیعی و انسانی روی اکوسیستم‌های آبی تهیه شود و همچنین نمایه خطرات انسانی مرتبط با مصرف ماهی ارزیابی شود. ریسک سلامت ناشی از دریافت آلاینده‌های فلزی از عضله ماهیان با استفاده از خارج قسمت خطر (HQ) ارزشیابی شد. شاخص خطر سلامت انسان نشان داد که ریسک تجمعی با افزایش نرخ مصرف افزایش می‌یابد، که موجب نگرانی برای سلامت مصرف‌کننده شده و باید به آن توجه شود.

کلیدواژه

ارزیابی ریسک، تالاب انزلی، تالاب هامون، دریای خزر، فلزات سنگین.

۱. سرآغاز

در حال ورود به آب‌های طبیعی هستند. آلودگی اکوسیستم‌های طبیعی به فلزات سنگین به‌طور جدی توجه جهانی را به خود جلب کرده و مطالعات زیادی در خصوص فلزات سنگین در محیط‌های آبی انجام شده است. تحت شرایط زیست‌محیطی مشخص، فلزات سنگین در غلظت‌های سمی در موجودات زنده تجمع می‌کنند و باعث آسیب‌های اکولوژیکی می‌شوند (Wicker & Gantt, 1994). از میان مواد آلاینده وارد شده به

در بین اکوسیستم‌های آبی، تالاب‌ها و رودخانه‌ها از لحاظ اکولوژیک اهمیت به‌سزایی دارند. رودخانه‌ها، حامل‌های مواد مغذی و غیرمغذی و تالاب‌ها به‌عنوان مکان‌های پذیرنده این مواد نقش ایفا می‌کنند. حال اگر تالاب واسطه‌ای بین رودخانه و اکوسیستم ایستایی دیگر باشد این تأثیرها محرزتر خواهد بود. فلزات سنگین از منابع زمین شناختی انسانی به‌طور فزاینده‌ای

زمینه تخصص‌های مربوطه مدیریت صورت می‌گیرد. ارزیابی ریسک روشی منطقی برای تعیین اندازه کمی و کیفی خطرات و بررسی پیامدهای بالقوه ناشی از حوادث احتمالی روی افراد و محیط است. در این مطالعه، میزان جیوه در بافت‌های مختلف ماهی کولمه^۲، زالون^۳ از تالاب انزلی، و تیزکولی^۴ سواحل دریای خزر و میزان جیوه و سرب عضله ماهیان تجاری تالاب هامون (آمور^۵، کپور معمولی^۶، فیتوفاگ^۷، سرگنده^۸، شیزوسپیریس^۹ و هامون ماهی^{۱۰})، سنجش شده و غلظت این عناصر سنگین در عضله با مقادیر استاندارد جهانی مقایسه شده است. هدف اصلی این مطالعه، ارزیابی ریسک کمی است. روش‌های فراوانی برای ارزیابی ریسک سلامتی انسان در مواجهه با مواد شیمیایی ارائه شده است که در این مطالعه ضمن تشریح دقیق روش آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا^{۱۱} (EPA) (USEPA, 1992; USEPA, 2000)، از آن برای ارزیابی ریسک غیر سرطان‌زایی جیوه و سرب استفاده شده است. از آنجایی که با روش سازمان بهداشت جهانی^{۱۲} (WHO) نیز مشابه است از آن به روش EPA/WHO یاد می‌شود. برای محاسبه غیرسرطان‌زایی از معیار خارج قسمت خطر یا به عبارتی شاخص خطر^{۱۳} (HQ) استفاده می‌شود که نسبت بین مقداری ورودی آلاینده به بدن و دوز مرجع است؛ در حقیقت مقداری از یک ماده برآورد می‌شود که برای مصرف‌کننده خطر قابل ملاحظه‌ای در طول عمر ندارد. برآورد حداکثر مجاز مصرف ماهی^{۱۴} (CR_{lim}) نیز از دیگر اهداف این مطالعه است که بر این اساس غلظت آلاینده^{۱۵} را نیز می‌توان محاسبه کرد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. منطقه مورد مطالعه

دریای خزر که در شمال ایران واقع شده است، بزرگ‌ترین دریاچه جهان بوده و از طریق کانال‌ها و رودخانه و لگا به بالتیک دور متصل است. این دریا به‌عنوان محل صید ماهیان زالون در این مطالعه انتخاب شده است. تالاب بین‌المللی انزلی به‌عنوان منطقه مطالعاتی به‌منظور بررسی میزان جیوه در جامعه ماهی کولمه (بخش غربی تالاب) انتخاب شد. همچنین تیز کولی از

محیط‌های آبی، فلزات سنگین به علت آثار سمی و پتانسیل تجمع زیستی یا انباشتگی زیستی در بسیاری از گونه‌های آبی قابل توجه هستند (Zolfaghari et al., 2009). باکتری‌های آبی سبب تغییرات شیمیایی جیوه و تبدیل آن به متیل جیوه می‌شود و این نگرانی خاصی در محیط‌های آبی است. مقدار جیوه‌ای که به متیل جیوه تبدیل می‌شود و در زنجیره غذایی تجمع می‌یابد، بستگی به فاکتورهایی از قبیل شیمی آب، پیچیدگی زنجیره غذایی، نوع گونه، سن، اندازه و جایگاه موجود در زنجیره غذایی دارد (UNEP, 1999). عمده‌ترین عوارض ناشی از مسمومیت با جیوه، بروز اختلالات عصبی و کلیوی است که در اثر ترکیبات آلی و معدنی جیوه ظاهر می‌شود. علاوه بر آثار سمی معمولی جیوه، این ماده سبب سمی شدن گنادها و جهش‌زایی می‌شود (Mahaffey, 2004). در برخی کشورها، به دلیل وجود جیوه بالاتر از مقادیر مجاز صید و مصرف آبیان در برخی مناطق ممنوع اعلام شده است (Inskip & Piotrowski, 1985). سرب نیز به علت اینکه فلز سنگین سمی است، توجه محیط‌شناسان را به خود جلب کرده است. منابع رهاسازی سرب به محیط‌زیست توسط جریان زائادات عبارتند از: کارخانه‌های باتری‌سازی، آبکاری فلزات، صنایع شیشه و سرامیک، رنگ‌ریزی و دیگر صنایع. راه‌های ورود سرب به بدن از طریق دستگاه گوارش، دستگاه تنفس، پوست و مخاط است و آثار زیانباری بر جا می‌گذارد که عبارتند از: آثار خونی، کلیوی و تولید مثلی. سرب در طول دوره آبهستی به خصوص سه ماهه آخر از طریق جفت بر جنین اثر می‌گذارد و به سقط جنین یا زایمان بچه مرده می‌انجامد (Newman & Unger, 2004). سرب هیچ سطح آستانه‌ای برای ایجاد آثار در کودکان ندارد. مهم‌ترین اثر سرب در کودکان اثر بر سیستم عصبی است که بعدها در زندگی به آثار دیگری نیز منجر می‌شود.

سلامت، ایمنی و محیط‌زیست^۱ (HSE)، بخشی از سیستم مدیریت یکپارچه است که از طریق فرایندهای مدیریت کنترل، پیشگیری، مهندسی مخاطرات و ریسک‌ها بر اساس آخرین استانداردهای بین‌المللی و ملی و نیز روش علمی متداول در

بخش‌های مختلف هر یک از تالاب‌ها اقدام به صید ماهی کرده به طوری که تعداد بیست ماهی از گستره تمام تالاب صید شد. به عبارت دیگر تعداد بیست ماهی از یک نقطه صید نشده‌اند. پس از تعیین جنسیت و سن نمونه‌های ماهی، زیست‌سنجی انجام شد و از بافت‌های عضله، امعاء و احشاء، کلیه و گناد هر یک از ماهی‌ها، نمونه تهیه شد (از گناد ماهیان زالون و تیزکولی نمونه تهیه نشده است). شایان ذکر است که در ماهیان تالاب انزلی فقط جیوه سنجش شد. درباره ماهیان تالاب هامون، از هر گونه ماهی تعداد بیست عدد به طور کاملاً تصادفی صید شد. نمونه‌ها کالبد شکافی، عضله استخراج و در ظروف مخصوص قرار گرفتند. در ماهیان تالاب هامون غلظت جیوه و سرب سنجش شد.

۳.۲. آنالیز دستگاهی سنجش جیوه و سرب

در این مطالعه برای اندازه‌گیری جیوه از دستگاه آنالیز پیشرفته جیوه^{۱۸} (AMA) مدل LECO 254 استفاده شده است (Zolfaghari et al., 2007). آنالیز جیوه با این روش شامل سه مرحله اصلی است: تجزیه، جمع‌آوری، و آشکارسازی. در مرحله تجزیه، هنگامی که نمونه داخل دستگاه قرار داده می‌شود، توسط یک سیم پیچ خارجی، لوله احتراق تا ۷۵۰ درجه سانتی‌گراد گرم شده و نمونه به طور کامل تجزیه می‌شود. گاز آزاد شده برای انجام مرحله جمع‌آوری به آمالگاماتور منتقل می‌شود. گرمای زیاد باعث می‌شود تا جیوه جمع‌آوری شده آزاد شود. در مرحله آشکارسازی بخار جیوه در معرض نوری با طول موج ۲۵۳/۱ nm قرار می‌گیرد. اندازه‌گیری غلظت سرب به روش جذب اتمی^{۱۹} (AAS) مدل Elmer Perkin 4100 انجام شد (Olowu et al., 2010). نمونه‌های ماهی به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. سپس نمونه تبدیل به پودر می‌شوند. یک گرم از نمونه‌ها را برداشته و به نسبت ۱ به ۲ اسید کلریدریک و نیتریک اضافه کرده و روی حمام آبی در دمای ۱۰۵ درجه آنقدر حرارت داده می‌شوند تا نمونه هضم شده به رنگ زرد کم‌رنگ یا نارنجی تغییر کند.

خروجی تالاب انزلی صید شده است. تالاب بین‌المللی انزلی (Ramsar Convention, 2016) از شمال به دریای خزر، از شرق به پیربازار، از غرب به کپورچال و آبکنار و از جنوب به صومعه‌سرا و قسمتی از رشت محدود می‌شود (شکل ۱). از نظر موقعیت جغرافیایی، چهار بخش نسبتاً متمایز از یکدیگر در تالاب تشخیص داده می‌شود: بخش شرقی (حوضچه شرقی)، بخش مرکزی (حوضچه مرکزی)، بخش غربی که آبکنار نام دارد و نهایتاً بخش سیاه کیشم که در جنوب غربی قرار گرفته است (قاسم زاده، ۱۳۸۵). مجموعه تالاب‌های بین‌المللی هامون، بزرگ‌ترین پهنه آب شیرین فلات ایران بوده که در فهرست کنوانسیون تالاب‌ها قرار دارد. این مجموعه از سه ناحیه هامون هلمند در جنوب غربی، هامون پوزک در شمال شرقی و هامون صابری در شمال غربی سیستان تشکیل شده است که از این میان ناحیه هامون هلمند در ایران قرار داشته و نواحی صابری و پوزک بین دو کشور ایران و افغانستان مشترک است. طبق تقسیم‌بندی کنوانسیون بین‌المللی تالاب‌ها، این سه ناحیه تحت عنوان دو تالاب نام‌گذاری شده‌اند. دو ناحیه صابری و هلمند به‌عنوان تالابی بین‌المللی تحت عنوان تالاب بین‌المللی هامون هلمند و صابری^{۱۶} و ناحیه پوزک نیز به‌عنوان تالابی مجزا به نام تالاب بین‌المللی پوزک^{۱۷} نام‌گذاری شده است (شکل ۱). برای تعیین غلظت فلزات سنگین جیوه و سرب از شش گونه از ماهیان تجاری تالاب هامون صابری شامل آمو، کپور معمولی، فیتوفاگ، سرگنده، شیزوسپیریس و هامون ماهی نمونه‌برداری شد.

۲.۲. نمونه برداری

تعداد بیست قطعه از گونه‌های ماهی کولمه از بخش غربی تالاب انزلی، تیزکولی از خروجی تالاب انزلی و زالون از دریای خزر (بخش ساحلی انزلی)، به صورت تصادفی صید و به آزمایشگاه مرکزی محیط‌زیست دانشگاه تربیت مدرس انتقال داده شد. ماهیان با استفاده از تور ماهیگیری و با همکاری صیادان محلی صورت گرفت. صیادان با گشت‌زنی در



شکل ۱. موقعیت ایران (A)، استان گیلان (B)، تالاب انزلی (C)، استان سیستان و بلوچستان (D) و نواحی یوزک، صابری و هلمند (E).

۴.۲. آنالیز آماری

تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد. برای بررسی نرمال بودن داده‌های به‌دست‌آمده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف استفاده شد. برای بررسی داده‌های نرمال و مقایسه میانگین‌ها از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه^{۲۰} (ANOVA) و آزمون‌های دانکن و توکی استفاده شد. همچنین بررسی داده‌های غیرنرمال نیز با استفاده از آزمون‌های غیر پارامتریک من ویتنی و کروسکال والیس انجام شد.

۵.۲. روش EPA/WHO برای ارزیابی ریسک بهداشتی (USEPA, 1992; USEPA, 2000)

گام اول. شناسایی خطر: شناسایی خطر، فرایند تشخیص وجود یک خطر و مشخص کردن ویژگی‌های آن است. در ارتباط با بسیاری از مواد شیمیایی اطلاعات وسیعی دربارهٔ خواص فیزیکی، شیمیایی و سم‌شناسی وجود دارد که اطلاعات سم‌شناسی از مطالعه روی حیوانات، گزارش‌های موردی از مواجهه انسان و مطالعات اپیدمیولوژیک به‌دست آمده است. از این اطلاعات برای طبقه‌بندی مواد شیمیایی

سپس نمونه را فیلتر و با آب مقطر حجم آن را به ۲۰ سی‌سی رسانده تا نهایتاً به دستگاه جذب اتمی تزریق شود. میزان سرب کل براساس mg/kg در هر نمونه به‌دست آمد. اعتبار سنجی به این شکل انجام شد که مقدار مشخصی از جیوه و سرب به نمونه‌ای که غلظت جیوه یا سرب آن بسیار کم یا تقریباً ناچیز است اضافه شد و پس از هضم (سرب) و پودر شدن (جیوه)، غلظت جیوه و سرب آن اندازه گرفته شده و غلظت آن با مقدار عنصری که به همان غلظت به نمونه اضافه شده بود مقایسه شد. برای درصد بازیابی از فرمول زیر استفاده شد (Topolski and Thompson, 2010):

$$R = \frac{C_{\text{sample}} - C_0}{C_{\text{spiked}}} \times 100$$

که R، درصد بازیابی؛ C_{sample} ، غلظت نمونه‌ای که مقدار مشخصی از عناصر به آن اضافه شده است؛ C_0 ، غلظت اولیه نمونه و C_{spiked} ، غلظت معادل عنصری که به بافت اضافه شده، است. درصد بازیابی برای جیوه با دستگاه آنالیز پیشرفته جیوه بین ۹۴ تا ۱۰۰ درصد به دست آمد. همچنین درصد بازیابی برای سرب با روش جذب اتمی بین ۹۰ تا ۹۵ درصد حاصل شد.

پیش فرض MF عدد یک است. EPA ضرایب UF را که نخستین بار در مطالعه Barnes و Dourson (۱۹۸۸) معرفی شده بودند، اصلاح کرده که در آن هر پارامتر UF عددی بین ۳ تا ۱۰ می‌گیرد (USEPA, 2000).

گام سوم. ارزیابی مواجهه^{۳۲}: این گام شامل سه مرحله است: الف. شناسایی محیط مواجهه^{۳۳}؛ ب. شناسایی راه‌های مواجهه^{۳۴} و ج. کمی سازی مواجهه^{۳۵}: کمی سازی مواجهه برای مواد غیرسرطان‌زا به شرح زیر صورت می‌گیرد (USEPA, 1992):

$$ADD_{pot} = \frac{(C \times IR \times ED)}{BW \times AT}$$

که ADD_{pot} ^{۳۶}: میانگین دریافت روزانه ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) مربوط به دز بالقوه^{۳۷} یا دز دریافتی^{۳۸}. دز دریافتی مقداری است که وارد بدن می‌شود؛ C: غلظت آلاینده در عضله ماهی ($\mu\text{g}/\text{g}$)؛ IR^{۳۹}: مصرف در روز (g/day)؛ ED^{۴۰}: روزهایی که از این ماده خوراکی استفاده می‌شود (۷۰ سال و هر سال ۳۶۵ روز)، BW: وزن بدن که در این مطالعه به‌طور متوسط ۷۰ کیلوگرم در نظر گرفته شده است و AT^{۴۱}: کل زمان مواجهه (روز). در این جا برای ۷۰ سال و هر سال ۳۶۵ روز در نظر گرفته شده است. اصطلاح ماکزیمم دز روزانه^{۴۲} (MDD) و همچنین دریافت روزانه مزمن^{۴۳} (CDI)، معادل ADD_{pot} است. مواد شیمیایی از طریق فرایندهای ورود^{۴۴} به درون بدن راه می‌یابند، سپس از طریق فرایندهای جذب درونی^{۴۵} به شش و گوارش نفوذ می‌کنند. گاهی ضروری است تا میانگین جذب روزانه^{۴۶} (ADD_{int}) بر حسب $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ بعد از دریافت محاسبه شود. ADD_{int} مربوط به دز درونی^{۴۷} است و دز درونی همان مقدار جذب است. برای فرایند جذب باید ضریبی اعمال شود که توسط فرمول زیر قابل محاسبه است:

$$ADD_{int} = \frac{(C \times IR \times ED \times AF)}{BW \times AT}$$

به عبارت دیگر:

$$ADD_{int} = ADD_{opt} \times AF$$

AF^{۴۸}: بخشی از دز به کار گرفته شده در اندام یا بافت که

استفاده شده است. این طبقه‌بندی‌ها منبع مهمی برای شناسایی خطرات مواد شیمیایی هستند که روی برچسب و در برگه اطلاعات ایمنی (مواد) (M)SDS^{۴۱} موجود است. **گام دوم. ارزیابی دز-پاسخ^{۴۲}:** از روی منحنی‌های دز-پاسخ، حد آثار زیان‌آور غیر مشهود^{۴۳} (NOAEL) تعیین می‌شود. اداره غذا و داروی آمریکا^{۴۴} (US FDA) و سازمان بهداشت جهانی، معیاری را تحت عنوان دریافت روزانه قابل قبول^{۴۵} (ADI) ارائه کردند و سپس آن را با میزان دریافت روزانه قابل تحمل^{۴۶} (TDI) جایگزین کردند. TDI برآورد از میزان یک ماده در غذا یا آب آشامیدنی بر حسب وزن بدن (میلی‌گرم یا میکروگرم بر کیلوگرم از وزن بدن) است که می‌تواند بدون خطرات بهداشتی محسوس روزانه دریافت شود. میزان دریافت قابل تحمل روزانه را می‌توان از طریق زیر به‌دست آورد (Barnes & Dourson, 1988):

$$TDI = \frac{NOAEL \text{ or } LOAEL}{UF}$$

که NOAEL: میزان مربوط به اثر سوء غیرمشهود برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن. در حقیقت بالاترین دوز مصرفی است که هیچ گونه اثر بیوشیمیایی یا فارماکولوژی در جانوران دیده نشود که جایگزین LD_{50} شده است. LOAEL^{۴۷}: میزان مربوط به کمترین اثر سوء مشهود. LOAEL از روی منحنی‌های دز-پاسخ تعیین می‌شود. UF^{۴۸}: ضریب اطمینان^{۴۹} (SF) یا فاکتور عدم قطعیت (معمولاً ۱۰، ۱۰۰ یا ۱۰۰۰) است. آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا TDI را اصلاح کرده است. برای EPA سطح ایمنی قابل قبول، دز مرجع^{۴۰} (RfD) نامیده می‌شود، که تخمینی برای مواجهه روزانه جمعیت‌های انسانی است و جمعیت‌های حساس را نیز شامل می‌شود.

$$RfD = \frac{NOAEL \text{ or } LOAEL}{UF \times MF}$$

MF^{۴۱}: فاکتور اصلاحی نام دارد و بر اساس قضاوت حرفه‌ای بین ۱ تا ۱۰ است. پارامترهایی مثل تعداد جمعیت مورد مطالعه، میزان جذب، تحمل به یک ماده شیمیایی، و عدم وجود یک نقطه پایانی حساس اساس قضاوت هستند.

متغیر وزن و میزان جیوه اندازه‌گیری شده مشاهده نشد (برای عضله $p=0/628$ ، برای امعاء و احشاء $p=0/490$ ، برای کلیه $p=0/279$ و برای گناد $p=0/184$) (شکل ۳). تجزیه و تحلیل‌های دیگر نشان داد که فقط بین طول و میزان جیوه تجمع یافته در بافت کلیه تفاوت معناداری در سطح ۹۵ درصد وجود دارد ($p=0/015$)؛ اما بین میزان جیوه دیگر بافت‌ها و متغیر طول به لحاظ آماری تفاوتی وجود نداشت (برای عضله $p=0/78$ ، برای امعاء و احشاء $p=0/29$ و برای گناد $p=0/76$) (شکل ۳).

۲.۳. نتایج غلظت جیوه و سرب ماهیان تالاب هامون

در این مطالعه میانگین غلظت جیوه در عضلهٔ آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، سرگنده، شیزوسپییریس و هامون ماهی به ترتیب $0/14$ ، $0/28$ ، $0/15$ ، $0/15$ ، $0/34$ و $0/36$ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد (جدول ۱).

بالاترین غلظت جیوه عضلهٔ مربوط به سفیدک یا هامون ماهی و کمترین غلظت جیوه عضلهٔ مربوط به آمور بود. نتایج نشان داد که بین غلظت جیوهٔ عضله در گونه‌های مختلف، تفاوت معناداری وجود دارد ($p<0/001$). میانگین غلظت سرب در عضلهٔ آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسپییریس و سفیدک به ترتیب $0/32$ ، $0/39$ ، $0/35$ ، $0/72$ و $0/81$ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد (جدول ۱). نتایج نشان داد که بالاترین غلظت سرب برای اندام عضله مربوط به ماهی سفیدک و سپس شیزوسپییریس و کمترین غلظت سرب مربوط به ماهی آمور است. به علاوه نتایج آزمون‌های کروסקال والیس و من ویتنی نشان داد که بین غلظت سرب عضله گونه‌های مختلف تفاوت معنادار وجود داشت ($p=0/000$).

بعد از مدتی جذب بافت می‌شود. در این مطالعه برای محاسبهٔ خطرپذیری سرب از ضریب $0/4$ استفاده شد. برخی مواد مثل جیوه تمام آنچه وارد بدن می‌شود جذب می‌شود. در حقیقت ۹۰ تا ۱۰۰ درصد متیل جیوه از طریق سیستم گوارشی جذب می‌شود (WHO, 1990). از این رو برای موادی مثل جیوه ADD_{pot} برابر ADD_{int} است. اما موادی مثل سرب میزان ورودی با میزان جذب تفاوت دارد.

گام چهارم. توصیف ریسک^{۴۹}: محاسبهٔ ریسک برای مواد غیرسرطان‌زا به شکل زیر است. HQ احتمال خطرپذیری غیرسرطان‌زایی است. اگر نتیجهٔ حاصل از این فرمول کمتر از یک باشد نشان دهندهٔ آن است که مصرف آبی اثر حاد مضر بر روی سلامتی ندارد.

$$Q = \frac{ADD_{opt}}{Rfd}$$

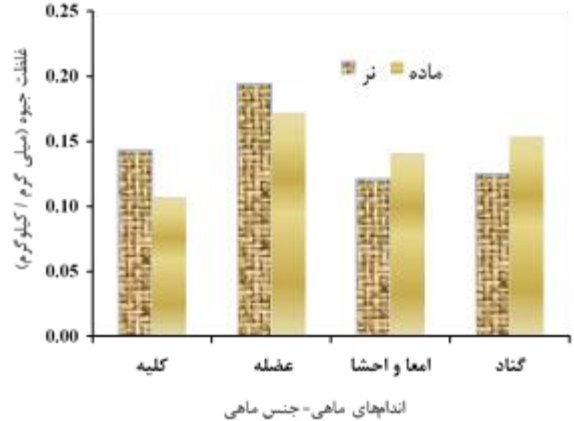
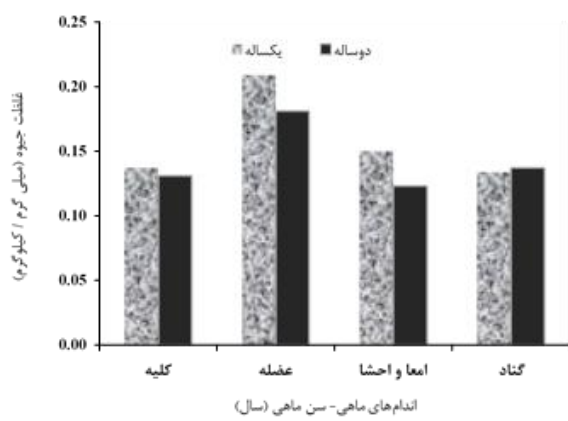
۳. نتایج

۱.۳. نتایج غلظت جیوه ماهیان تالاب انزلی

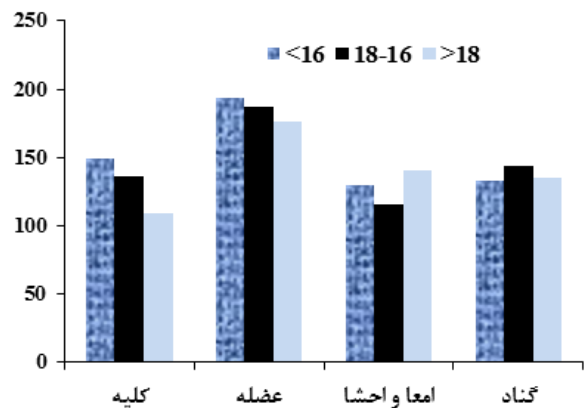
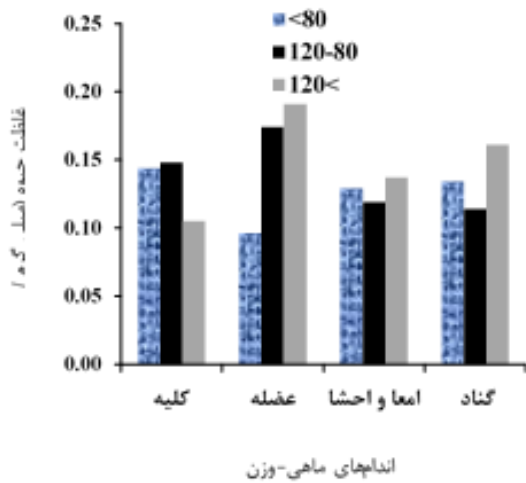
میزان جیوه (mg/kg) در بافت‌های عضله، امعاء و احشاء، کلیه و گناد نمونه‌های ماهی مورد مطالعه در تالاب انزلی و دریای خزر اندازه‌گیری شد که در جدول ۱ و شکل‌های ۲ و ۳ مشاهده می‌شوند. غلظت جیوه در بافت گناد ماهی تیز کولی اندازه‌گیری نشده است. فقط دربارهٔ ماهی کولمه، ارتباط بین متغیرهای مستقل سن، جنس، وزن، طول و غلظت جیوه بررسی شده است. سنجش جیوه در بافت‌های ماهی کولمه نشان داد که بین متغیر سن و میزان جیوه تفاوت معناداری وجود ندارد (برای عضله $p=0/322$ ، برای امعاء و احشاء $p=0/139$ ، برای کلیه $p=0/266$ و برای گناد $p=0/911$) (شکل ۲). همچنین تفاوت معناداری بین متغیر مستقل جنس و متغیر وابسته میزان جیوه در بافت‌های بررسی شده وجود نداشت (برای عضله $p=0/30$ ، برای امعاء و احشاء $p=0/18$ ، برای گناد $p=0/39$ و برای کلیه $p=0/28$) (شکل ۲). علاوه بر این، ارتباط معناداری میان

جدول ۱. نتایج حاصل از اندازه‌گیری میزان جیوه کل برحسب mg/kg (وزن خشک) در بافت‌های ماهیان مورد مطالعه تالاب انزلی

نام فارسی	نام انگلیسی	نام گونه	بافت	میانگین غلظت جیوه	خطای معیار	حداقل	حداکثر
کولمه	North caspian roach	<i>Rutilus Rutilus</i>	عضله	۰/۱۸	۰/۰۴۳	۰/۰۸۷	۰/۲۶
			کلیه	۰/۱۳	۰/۰۶۴	۰/۰۷۶	۰/۳۷
			گناد	۰/۱۳	۰/۰۲۸	۰/۰۹۷	۰/۲۸
زالون (شگ ماهی)	Caspian shad	<i>Alosa Caspia Caspia</i>	امعاء و احشاء	۰/۱۲	۰/۰۴۶	۰/۰۷۷	۰/۱۸
			عضله	۰/۰۱۲	۰/۰۰۵	۰/۰۰۶	۰/۰۱۷
			کلیه	۰/۰۱۰	۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	۰/۰۱۵
تیزکولی (شکم تیز-کولی مرداب)	Sharpbelly	<i>Hemiculter Leucisculus</i>	امعاء و احشاء	۰/۰۰۹	۰/۰۰۲	۰/۰۰۴	۰/۰۱۳
			عضله	۰/۰۰۳	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۹
			کلیه	۰/۰۰۲	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۷
امعاء و احشاء	۰/۰۰۲	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۶			



شکل ۲. رابطه بین سن و میزان جیوه (شکل سمت چپ) و بین جنس و میزان جیوه (شکل سمت راست) در بافت‌های کلیه، عضله، امعاء و احشاء و گناد (ماهی کولمه)



شکل ۳. رابطه بین وزن و میزان جیوه (شکل سمت چپ) و بین طول و میزان جیوه (شکل سمت راست) در بافت‌های کلیه، عضله، امعاء و احشاء و گناد (ماهی کولمه)

۳.۳. نتایج ارزیابی ریسک

یکی از جنبه‌های مهم در ارزیابی خطر، برآورد دریافت روزانه است. براساس روش ارائه شده در بخش‌های قبلی میانگین دریافت روزانه (ADD_{pot})، میانگین جذب روزانه (ADD_{int}) و احتمال خطرپذیری غیرسرطان‌زایی (HQ) برای جیوه و سرب در ماهیان مورد بررسی محاسبه شد که نتایج آن در جدول ۱ آمده است. میانگین ADD_{pot} جیوه برای ماهیان تالاب انزلی ۰/۰۲ و برای ماهیان تالاب هامون ۰/۰۸ میکروگرم بر کیلوگرم در روز به دست آمد. همچنین میانگین ADD_{pot} سرب برای ماهیان تالاب هامون ۰/۱۶ میکروگرم بر کیلوگرم در روز به دست آمد. در ادامه، با استفاده از ADD_{pot} و RfD احتمال خطرپذیری غیر سرطان‌زایی (HQ) محاسبه شد که مشخص شد بالاترین میزان HQ درباره جیوه، مربوط به ماهی سفیدک است. درباره سرب هم وضع به همین شکل است.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

۴.۱. تغییرات بین گونه‌ای غلظت جیوه و سرب

مقایسه‌ای بین غلظت جیوه در عضله، کلیه، و امعاء و احشاء ماهیان کولمه، زالون و تیز کولی انجام شد. نتایج نشان دادند که بیشترین غلظت جیوه در عضله ماهیان است. اگرچه این امر با مطالعات قبلی برخی از محققان بر سایر گونه‌ها همخوانی دارد (MacDonald et al., 1997)، اما با نتایج برخی از پژوهش‌های دیگر نیز متفاوت است (Allen et al., 1997). این موضوع می‌تواند ناشی از ظرفیت متفاوت جذب جیوه در بافت‌های مختلف باشد که احتمالاً این ویژگی در هرگونه متفاوت است. برخی محققان عقیده دارند بافت عضله معمولاً دارای پایین‌ترین مقادیر فلزات سنگین در ماهیان هستند و این عناصر در بافت‌هایی مانند کلیه، کبد و آبشش ها تجمع می‌یابند (Filazi et al., 2003). به‌طور مثال Bebianno و همکارانش در سال ۲۰۰۷ بیان کردند که بافت کبد، در مقایسه با عضله به علت فعالیت زیاد و وجود پروتئین‌های متالوتیونین

فراوان که جاذب جیوه هستند، میزان بیشتری از جیوه را در خود جمع می‌کنند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که بیشترین میزان غلظت جیوه در بافت عضله است. شاید دلیل این امر تجمع کمتر جیوه آلی در کبد به دلیل فرایند مداوم دمتیلاسیون در این بافت و تبدیل شدن دائمی شکل آلی جیوه (متیل جیوه) به شکل معدنی با هدف کاهش سمیت جیوه باشد (نهایتاً دفع آن) (Young, 1992) که گاهی در برخی از گونه‌ها اتفاق می‌افتد. Kannan و همکاران در سال ۱۹۹۸ بیان کرده‌اند که در بافت‌های ماهیچه‌ای، گاهی نسبت متیل جیوه به جیوه کل تا بالای ۸۰ درصد در این بافت‌ها هم افزایش می‌یابد. نتایج برخی دیگر از محققان نیز نشان داده‌اند که بیشترین جیوه جذب شده در بافت عضله تجمع می‌یابد (Burger & Gochfeld, 2007). درباره ماهی کولمه با بررسی تفاوت‌های آماری متغیرهای مستقل، تنها تفاوت معنادار مربوط به رابطه بین طول ماهی و میزان جیوه کلیه بود. اگر چه نتایج ماهی کولمه درباره نبود تفاوت معنادار بین میزان جیوه بافت عضله و پارامترهای مورد بررسی (سن، جنس، وزن و طول) با نتایج برخی از مطالعات پیشین شباهت دارد (ناصری و همکاران، ۱۳۸۴)؛ اما با نتایج برخی از محققان دیگر نیز مطابقت ندارد (MacDonald et al., 1997). در مطالعه‌ای در آمریکا نیز همبستگی خوبی بین اندازه و میزان جیوه در ماهی مشاهده شده است (Adam & Onorato, 2005). در مقابل در مطالعه‌ای که در فلوریدا انجام شد ارتباط معناداری بین میزان طول و وزن بدن ماهی مشاهده نشد (Miniero et al; 2013). در تحقیق مذکور بین جنسیت و غلظت جیوه در بافت ماهیان، به‌عنوان دیگر یافته تحقیق، رابطه معناداری وجود نداشت. بر خلاف آنچه که درباره همبستگی وزن و غلظت آلاینده مبنی بر اینکه با افزایش وزن میزان آلاینده نیز به واسطه خاصیت تجمع زیستی آن افزایش می‌رود، تحقیق حاضر و برخی دیگر از تحقیقات نشان دادند که ارتباط مشخص و ثابتی بین آلاینده و مشخصه زیست‌سنجی وزن وجود ندارد و نتایج

ایالات متحده آمریکا، اداره غذا و داروی آمریکا، اتحادیه اروپا^{۵۳} (EC)، و چین برای غلظت جیوه عضله استاندارد تعیین کرده‌اند (جدول ۲). غلظت جیوه عضله در گونه‌های مورد مطالعه شامل زالون، تیزکولی، کولمه، آمور، کپور معمولی، فیتو فاگ، سرگنده، شیزوسپییریس و هامون ماهی به ترتیب ۰/۱۲، ۰/۰۰۳، ۰/۱۸، ۰/۱۴، ۰/۲۸، ۰/۱۵، ۰/۱۵، ۰/۳۴ و ۰/۳۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. با ملاحظه استانداردهای مذکور مشخص می‌شود که همگی مقدار ۰/۵ تا یک میلی‌گرم بر کیلوگرم را بیان کرده‌اند. نتایج مطالعه حاضر کمتر از حد پایین این محدوده است. همانند سایر مواد، استانداردهای مربوط به سرب نیز به وسیله سازمان‌های مختلفی از جمله سازمان غذا و داروی آمریکا (FDA)، سازمان بهداشت جهانی (WHO)، سازمان خواربار و کشاورزی سازمان ملل متحد (FAO)، وزارت کشاورزی، شیلات و غذای انگلستان^{۵۴} (MAFF) و انجمن بهداشت ملی و تحقیقات پزشکی استرالیا^{۵۵} (NHMRC) تدوین می‌شود که چند مورد از آن‌ها در جدول ۲ آمده است.

ضد و نقیضی مشاهده می‌شود. نتایج تحقیق حاضر نشان می‌دهد که میزان جیوه تجمع یافته در عضله ماهی کولمه ۱/۳ برابر میزان جیوه بافت گنناد است. تفاوت‌های بین گونه‌ای در غلظت عناصر مورد مطالعه وجود داشت که به نظر می‌رسد علت این تفاوت‌ها سطوح تغذیه متفاوت، شیوه تغذیه یا موقعیت تغذیه و تمایل فلزات به پدیده انباشتگی زیستی است (Fairey et al., 1997). میزان سرب در ماهیان این مطالعه قابل مقایسه با دیگر مطالعات مشابه است. صادقی‌راد و همکاران (۱۳۸۴) میزان سرب را در بافت ماهیچه و خاویار دو گونه تاس ماهی ایرانی^{۵۰} و اوزون برون^{۵۱} حوضه جنوبی دریای خزر بررسی کردند. در تاس ماهی ایرانی میزان سرب عضله و خاویار به ترتیب ۰/۶۱ و ۰/۱۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در ماهی اوزون برون این مقدار به ترتیب ۰/۴۸ و ۰/۱۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد.

۲.۴. سطح آستانه جیوه و سرب

سازمان بهداشت جهانی، سازمان خواربار و کشاورزی سازمان ملل متحد^{۵۲} (FAO)، آژانس حفاظت محیط‌زیست

جدول ۲. سطح آستانه جیوه و سرب در بافت عضله ماهی (بر حسب mg/kg)

استاندارد	جیوه	منبع	استاندارد	سرب	منبع
سازمان بهداشت جهانی	۰/۵	WHO, 1990	سازمان بهداشت جهانی	۰/۵	WHO, 1996
سازمان خواربار و کشاورزی سازمان ملل متحد	۰/۵	FAO/WHO, 1987	سازمان خواربار و کشاورزی سازمان ملل متحد	۲	FAO, 1983
آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا	۱	US EPA, 2004	وزارت کشاورزی، شیلات و غذای انگلستان	۲	MAFF, 1995
اتحادیه اروپا*	۰/۵	EU, 2001	انجمن بهداشت ملی و تحقیقات پزشکی استرالیا	۱/۵	NHMRC, 2011
چین** (در ماهیان کنسرو شده)	۰/۵	NHFPC, 2016	سازمان غذا و داروی آمریکا	۵	FDA, 2011
سازمان غذا و داروی آمریکا	۱	FDA, 2011	حد قابل پذیرش ترکیه	۰/۴	TFC, 2002

* اتحادیه اروپا برای برخی گونه‌ها استاندارد ۱ را برای جیوه تعیین کرده است. ** چین مقدار ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم جیوه را در ماهیان کنسرو شده تعیین کرده است، که این مقدار در کنسرو کوسه ماهی، شمشیر ماهیان، تن و اردک ماهی یک میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شده است.

شاخص HQ مربوط به ماهی سفیدک (۱/۲) است. همان طور که قبلاً گفته شد چنانچه شاخص HQ از یک بالاتر باشد ریسک با میزان مصرف مربوطه قابل قبول نیست. شاخص خطر ماهی شیزوسپیریس و سفیدک مربوط به جیوه، اندکی مرز عدد یک را رد کرده‌اند. همان طور که در قسمت‌های قبل بحث شد غلظت جیوه عضله تمامی ماهیان از حد استاندارد کمتر بود. اما بررسی‌های ارزیابی ریسک نشان می‌دهند که با وضعیت فعلی باید در میزان مصرف یا نوع ماهی (شیزوسپیریس و سفیدک) اندکی تجدید نظر کرد. با افزایش روز افزون نرخ مصرف این مقدار نیز بیشتر خواهد شد. سرانه مصرف ماهی در ایران با وجود پایین بودن نسبی آن در مقایسه با میانگین جهانی از دامنه نوسان زیادی در سطح کشور برخوردار است. به طوری که در استان‌های ساحلی شمال و جنوب کشور در خانواده‌هایی که شغل آنان صیادی است، مصرف بالاتر از سرانه جهانی و در برخی از استان‌ها و یا شهرها به یک بار مصرف و یا حتی کمتر از آن در سال نیز ممکن است برسد (FAO, 2009). براساس مطالعه چراغی و همکاران (۱۳۹۱) مقایسه میانگین غلظت کادمیوم در عضله ماهی شیربت نشان می‌دهد که میزان انباشت کادمیوم در آن نسبتاً پایین بوده و از مقادیر اعلام شده توسط سازمان‌های مرجع نظیر سازمان بهداشت جهانی و سازمان خواربار و کشاورزی، پایین تر است. این بررسی نشان داد که احتمال خطرپذیری غیرسرطان‌زایی برای ماهی شیربت کمتر از یک است. از این رو مصرف ماهیان مذکور خطری برای سلامتی مصرف‌کنندگان در پی نخواهد داشت. در تحقیق مذکور با توجه به محاسبات صورت گرفته در خصوص حد مجاز مصرف ماهیان مورد مطالعه با توجه به غلظت کادمیوم، مصرف ماهی شیربت به سه وعده در هفته توصیه شده است. در مطالعه ذوالفقاری (۱۳۸۵) بر اساس اطلاعاتی که از پرسشنامه بدست آمد، متوسط سالانه مصرف ماهی، ۱۱ کیلوگرم در سال برای صیادان شمال ایران یعنی تقریباً ۳۰ گرم در روز برآورد شد.

به‌علاوه ترکیه حد قابل پذیرش ترکیه^{۵۶} (TAL) را برای عضله مقدار ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین کرده است. اما آنچه به‌طور کل به‌عنوان محدوده قابل قبول استانداردهای بین‌المللی گزارش شده است مقدار ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (EU, 2001; TFC, 2002). در این مطالعه میانگین غلظت سرب در عضله آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسپیریس و سفیدک به‌ترتیب ۰/۳۲، ۰/۳۹، ۰/۳۵، ۰/۷۲ و ۰/۸۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد. همان طور که ملاحظه می‌شود غلظت‌های سرب گونه‌های آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ زیر محدوده پیشنهادی توسط WHO, FAO, UK, NHMRC هستند اما غلظت سرب گونه‌های شیزوسپیریس و سفیدک بالاتر از حد WHO و TAL قرار دارند. البته میانگین سرب این ماهیان در حدود پایین این دامنه است. نتایج تحقیق منصوری و همکاران (۱۳۹۵) نشان داد که سطح فلزات سنگین در بافت خوراکی ماهی کپور نسبت به استانداردهای بین‌المللی بود، اما با توجه به خاصیت تجمع زیستی و سمیت فلزات سنگین، پایش دوره‌ای مورد نیاز است.

۳.۴. ارزیابی ریسک جیوه و سرب

در حوزه بهداشت، ایمنی و محیط‌زیست، ارزیابی ریسک سلامت برای مصرف مواد غذایی به خصوص در مناطقی که ماهی یک منبع پروتئین ارزان و در دسترس را فراهم می‌کند، اهمیت ویژه‌ای دارد (Hajeb et al., 2009). میزان جذب روزانه یک عنصر از طریق مصرف ماده غذایی به غلظت ماده سمی (عنصر) در غذا و همچنین میزان غذای مورد استفاده وابسته است (Mortazavi & Sharifian, 2011) در این مطالعه میانگین دریافت روزانه (ADD_{pot}) و میانگین جذب روزانه (ADD_{int}) محاسبه شده است. مقدار محاسبه شده ADD_{int} برای سرب با استفاده از ضریب اصلاحی ۰/۴ به دست آمده است. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که شاخص HQ جیوه در ماهی تیز کولی ۰/۰۰۹ و از سایر ماهیان مورد بررسی کمتر است. بیشترین مقدار

این مطالعه جیوه به‌عنوان ماده غیرسرطان‌زا بررسی شده است. از دیدگاه سلامتی، متیل جیوه نسبت به دیگر اشکال شیمیایی جیوه، از اهمیت زیاده‌تری برخوردار است. متیل جیوه برخلاف اشکال عنصری و غیرآلی جیوه به‌طور کامل از مجرای معده‌ای- روده‌های جذب و وارد جریان خون شده و به همه بافت‌ها توزیع می‌شود. همچنین از سد خونی- مغزی عبور کرده و موجب آسیب به سیستم عصبی مرکزی و محیطی می‌شود. در زنان باردار نیز متیل جیوه با گذشتن از راه جفت به جنین می‌رسد (Bureau of Nutritional Sciences of Canada, 2007). مقدار مجاز مصرف روزانه ماهی با توجه به جیوه اندازه‌گیری شده در بخش خوراکی آن (عضله) از فرمول زیر که توسط US EPA پیشنهاد شده است، محاسبه می‌شود:

$$CR_{lim} = \frac{RfD \times BW}{C_m}$$

در این فرمول CR_{lim} ماکزیمم نرخ مجاز مصرف ماهی (kg/d) است. در حقیقت CR_{lim} حداکثر نرخ مصرف روزانه در سراسر عمر را نشان می‌دهد که آثار سلامتی غیرسرطان‌زایی نداشته باشد. نتایج محاسبه CR_{lim} برای ماهیان مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. بالاترین مقدار مصرف مجاز مربوط به ماهی تیزکولی است (۲/۳۳ کیلوگرم در روز). در حقیقت پایین‌ترین غلظت جیوه عضله، پایین‌ترین میزان دریافت روزانه (ADD_{pot})، و پایین‌ترین عدد شاخص HQ مربوط به همین ماهی است. بر عکس ماهی سفیدک کمترین میزان مجاز مصرف را در بین ماهیان به خود اختصاص داده است (۰/۰۱۹ کیلوگرم در روز). عدد ۰/۰۱۹ کیلوگرم یا ۱۹ گرم در روز نشان می‌دهد که این میزان مصرف مجاز است یا به عبارتی ریسک آن قابل قبول است درحالی‌که شاخص خطر ۱/۲ مربوط به مصرف ۲۳/۲۹ گرم در روز است. از این رو چنین استنباط می‌شود که با وضعیت گزارش فعلی آلودگی با کاهش حدود ۴ گرم از ماهی سفیدک شاخص خطر قابل قبول خواهد بود. در مورد شیروسیپریس ۳ گرم کاهش

طبق گزارش سازمان شیلات ایران سرانه مصرف ماهی در ایران حدود ۸/۵ کیلوگرم در سال است (Statistical Yearbook, 2009). به عبارتی مصرف روزانه ماهی برای هر ایرانی حدود ۲۳/۲۹ گرم است. نکته دیگر آن است که شاخص خطر در این جا برای افرادی با وزن ۷۰ کیلوگرم محاسبه شد. بدیهی است که میزان مصرف، برای افراد با وزن بیشتر از ۷۰ کیلوگرم، بیشتر نیز می‌شود. در مورد سرب فاصله بسیار زیادی با HQ برابر یک وجود دارد. کمترین شاخص ۰/۰۰۰۳ مربوط به ماهی آمور و بیشترین مقدار شاخص ۰/۰۰۰۹ مربوط به ماهی سفیدک است. آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا مقدار مرجع (RfD) متیل جیوه، را به شرح زیر ارائه کرده است (US EPA, 1997):

$$RfD = 0.1 \mu g \text{ Me Hg} / \text{Kg} \text{ * وزن بدن}$$

در شصت و یکمین جلسه مشترک FAO/WHO کمیته کارشناسی مواد غذایی^{۵۷} (JECFA) میزان جیوه ورودی هفتگی قابل تحمل^{۵۸} (PTWI) به شرح زیر ارائه شد (JECFA, 2003):

(در هفته)

$$PTWI = 1/6 \mu g \text{ Me Hg} / \text{kg} \text{ * وزن بدن}$$

بر این اساس RfD جیوه برای یک فرد ۷۰ کیلوگرمی ۷ میکروگرم در روز و PTWI جیوه برابر ۱۶ میکروگرم در روز محاسبه شد. برای ارزیابی سمیت جیوه، باید نسبت متیل جیوه به کل جیوه در گونه‌های مورد مطالعه تعیین شود. نسبت متیل جیوه به کل جیوه در گونه‌های مختلف ماهیان و حتی در یک گونه نیز متفاوت است و از طرفی دیگر بررسی اشکال شیمیایی مختلف جیوه در ماهی نیز بسیار پرهزینه است. همچنین مطالعات نشان داده است که یک عامل تبدیل ثابت برای تخمین درست سطوح متیل جیوه نسبت به کل جیوه موجود در ماهی نمی‌توان یافت. بنابراین در بحث ارزیابی خطر میزان کل جیوه موجود در بافت ماهی، ۱۰۰ در صد متیل جیوه فرض می‌شود (Goldblum et al., 2006).

Zolfaghari et al., 2011; Zolfaghari et al., 2013;)
 Zolfaghari et al., 2016). این مؤثرترین شیوه کنترل آلودگی
 است. در زمینه پژوهش حاضر برای مطالعات بعدی بررسی
 دیگر فلزات سنگین در مناطق مورد بررسی، انجام ارزیابی
 ریسک در سایر گونه‌های ماهی در زیستگاه‌های مختلف ایران،
 ارزیابی ریسک کمی سرطان‌زایی جیوه و سرب و سایر فلزات
 سنگین، و منشأ یابی آلودگی پیشنهاد می‌شود.

یادداشت‌ها

1. Health, Safety, and Environment (HSE)
2. *Rutilus Rutilus*
3. *Alosa Caspia Caspia*
4. *Hemiculter Leucisculus*
5. *Ctenopharyngodon idella*
6. *Cyprinus carpio*
7. *Hypophthalmichthys molitrix*
8. *Hypophthalmichthys nobilis*
9. *Schizocypris altidorsalis*
10. *Schizothorax zardunyi*
11. United States Environmental Protection Agency
(US EPA)
12. World Health Organization (WHO)
13. Hazard Quotient (HQ)
14. Maximum Allowable Fish Consumption Rate
Limit (CR_{lim})
15. Pollutant Concentration (C_m)
16. Hamun-e-Saberi and Hamun-e-Helmand
17. Hamun-e-Puzak
18. Advanced Mercury Analyzer (AMA)
19. Atomic Absorption Spectroscopy-Flame (AAS-
Flame)
20. One-Way Analysis of variance (ANOVA)
21. (Materials) Safety Data Sheet ((M)SDS)
22. Dose-Response Assessment
23. No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)
24. United States Food and Drug Administration
(US FDA)
25. Allowable Daily Intake (ADI)
26. Tolerable Daily Intake (TDI)
27. Low Observed Adverse Effect Level (LOAEL)
28. Uncertainly Factor (UF)
29. Safety Factor (SF)
30. Reference Dose (RfD)
31. Modifying Factor (MF)
32. Exposure Assessment
33. Characterize Exposure Setting
34. Identify Exposure Pathways
35. Quantification of exposure
36. Average Daily Dose for Intake Process (ADD_{pot})
37. Potential Dose
38. Intake Dose

چنین هدفی را برآورده می‌کند. محاسبات ریسک و
 مقایسه‌های زیادی می‌توان درباره ماهیان شمال کشور
 داشت. تاکنون غلظت فلزات سنگین ده‌ها گونه ماهی و
 پرندۀ توسط نگارنده بررسی شده است. بسیاری از
 گونه‌های مورد بررسی در مطالعات پیشین، مثل اردک ماهی
 و ماهی سفید که مصرف بالایی دارند نیازمند انجام
 محاسبات ریسک هستند. نتایج نشان می‌دهد که دوره
 زمانی و موقعیت مورد بررسی میزان آلودگی را تحت تأثیر
 قرار می‌دهند. به‌عنوان مثال ماهی کولمه صید شده برای این
 مطالعه دارای میزان جیوه ۰/۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم جیوه
 بوده است. در مطالعه دیگری که انجام شده میزان جیوه
 ماهی کولمه ۰/۴۵ گزارش شده که محل صید ماهی بخش
 شرقی تالاب بوده است (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۷).
 مطالعات اخیر نشان می‌دهد که رودهای منتهی به تالاب
 انزلی از جمله زرجوب و گوهر که از طرف شرق وارد این
 تالاب می‌شود، از آلوده‌ترین رودخانه‌های منطقه هستند. با
 محاسبه تعداد وعده مصرف هفتگی ماهی معادله فوق به
 شرح زیر اصلاح می‌شود که می‌توان غلظت آلاینده را
 محاسبه کرد:

$$C_m = \frac{RfD \times BW}{CR_{lim}}$$

اگرچه آبزیان از جمله محصولات غذایی هستند که
 مزایای زیادی برای انسان دارند اما مصرف ماهی بدون
 توجه به سلامت غذایی خطرات جبران‌ناپذیری را به‌دنبال
 دارد. از جمله ملاحظات که بایستی در مصرف ماهی
 رعایت کرد این است که ماهی به‌اندازه‌ای مصرف شود که
 شاخص HQ بالاتر از یک نشود. از گذشته تاکنون
 تحقیقات مختلفی در رابطه با جیوه بر گونه‌های مختلفی در
 دریای مازندران صورت گرفته که بیانگر وجود فلزات
 سنگین در محیط است. بدون شک کارخانه‌ها و صنایع
 عامل فزاینده این آلودگی هستند که اصلاح فرایند در آن‌ها
 می‌تواند میزان آلودگی خروجی را کاهش دهد. در این راه
 انجام تحقیقات کنترل آلاینده‌های آلی و معدنی باید ادامه
 یابد و از نتایج مؤثر آن‌ها در کنترل در منشأ بهره‌گیری شود

- | | |
|---|--|
| 39. Ingestion Rate (IR) | 51. <i>Acipenser stellatus</i> |
| 40. Exposure Duration (ED) | 52. Food and Agriculture Organization (FAO) |
| 41. Averaging Time (AT) | 53. Europe Commission (EC) |
| 42. Maximum Daily Dose (MDD) | 54. Ministry of Agriculture Fisheries and Food (MAFF) |
| 43. Chronic Daily Intake | 55. National Health and Medical Research Council (NHMRS) |
| 44. Intake Processes | 56. Turkish Acceptable Limits (TAL) |
| 45. Internal Uptake Processes | 57. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) |
| 46. Average Daily Dose for Uptake Process (ADD _{int}) | 58. Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) |
| 47. Internal dose | 59. time averaging period |
| 48. Absorption Fraction | 60. Meal size |
| 49. Risk Characterization | |
| 50. <i>Acipenser persicus</i> | |

منابع

- اسماعیلی ساری، ع.، ذوالفقاری، ق. و قاسمپوری، س.م. ۱۳۸۷. بررسی غلظت جیوه در موی صیادان و ماهیان سواحل جنوبی دریای خزر: مقادیر، انباشتگی و ارزیابی خطرات. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۱: ۲۶۷-۲۷۸.
- چراغی، م.، اسپرغم، ا. و نوریانی، م.ح. ۱۳۹۱. ارزیابی ریسک کادمیوم ناشی از مصرف ماهی شیربت (*Barbus grypus*) رودخانه اروند. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب، ۱۳: ۷۵-۸۲.
- ذوالفقاری، ق. ۱۳۸۵. پایش بیولوژیک مواجهه زیست محیطی و شغلی با جیوه و ارزیابی فاکتورهای مؤثر بر آن. پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته محیط‌زیست، دانشگاه تربیت مدرس.
- صادقی راد، م.، امینی رنجبر، غ.، ارشد، ع. و جوشیده، ه. ۱۳۸۴. مقایسه تجمع فلزات سنگین (روی، مس، کادمیم، سرب، جیوه) در بافت عضله و خاویار دو گونه تاس‌ماهی ایرانی، اوزون برون حوضه جنوبی دریای خزر. مجله شیلات ایران، ۱۱۴(۳): ۷۹-۱۰۰.
- قاسم زاده، غ. ۱۳۸۵. بررسی تجمع زیستی جیوه در زنجیره غذایی اردک ماهیان تالاب انزلی. رساله دکتری شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی.
- منصوری، ب.، ملکی، ا.، داوری، ب.، آزادی، ن. و پردل، م.ا. ۱۳۹۵. ارزیابی ریسک غذایی فلزات سنگین ناشی از مصرف ماهی کپور معمولی تالاب زریوار. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ۲۶(۱۴۶): ۲۰۱-۲۰۵.
- Adams, D. H. and Onorato, G. V. 2005. Mercury concentrations in red drum, *Sciaenops ocellatus*, from estuarine and offshore waters of Florida. *Marine pollution bulletin*, 50(3): 291-300.
- Allen-Gil, S.M., Gubala, C.P., Landers, D.H., Lasorsa, B.K., Crecelius, E.A. and Curtis, L.R. 1997. Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in U.S. Arctic lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 733-741.
- Barnes, D. and Dourson, M. 1988. Reference dose (RfD): description and use in health risk assessments, US EPA reference dose (RfD) work group regulatory and pharmacology. 471-486.
- Bebianno, M.J., Santos, C., Canario, J., Gouveia, N., Sena-Carvalho, D. and Vale, C. 2007. Hg and metallothionein-like proteins in the black scabbardfish *Aphanopus carbo*. *Food and Chemical Toxicology*, 45: 1443-1452.
- Bureau of Nutritional Sciences of Canada. 2007. Human health risk assessment of mercury in fish and health benefits of fish consumption.
- Burger J. and Gochfeld, M. 2007. Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. *Environmental Research*, 105: 276-284.

- European Union (EU), 2001. Commission Regulation as regards heavy metals. Directive 2001/22/EC, No: 466/2001 .
- Fairey, R., Taberski, K., Lamerdin, S., Johnson, E., Clark, R.P., Downing, J.W., Newman, J. and Petreas, M. 1997. Organochlorines and other environmental contaminants in muscle tissue of sport fish collected from San Francisco Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 1058–1071.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. Michigan, FAO Fishery Circular.
- FAO/WHO, 1987. Principles of the safety assessment of food additives and contaminants in food, environmental health criteria. Geneva, No: 70.
- Filazi A., Baskaya R., and Kum C., 2003. Metal concentration in tissues of the Black Sea fish *Mugil auratus* from Sinop-Icliman, Turkey. *Journal of Human and Experimental Toxicology*, 22: 85-87.
- Fisheries Statistical Yearbook. 2009. Department of Fisheries of Iran. 60 p.
- Food and Agriculture Organizations of United Nations (FAO), 2009. The state of world fisheries and aquaculture, Rome, Italy, 196 p.
- Food and Drug Administration (FDA), 2011. Fish and fishery products hazards and controls guidance, 4th ed. U.S. Department of health and human services .Center for food safety and applied nutrition. Chapter 9, Environmental chemical contaminants and pesticide.
- Goldblum, D.K., Rak, A., Ponnappalli M.D. and Clayton, C.J. 2006. The Fort Totten mercury and its relationship with selenium content of muscle tissue in Chuck shark liver lobes. *Journal of Ecology*, 3: 37-46.
- Hajeb, P., Jinap, S., Ismail, A., Fatimah, A.B., Jamilah, B. and Abdul Rahim, M. 2009. Assessment of mercury level in commonly consumed marine fishes in Malaysia. *Food Control*, 20: 79-84.
- Inskip, M. J. and Piotrowski, J.K. 1985. Review of the health effects of methyl mercury. *Journal of Applied Toxicology*, 5: 113-133.
- JECFA, 2003. Summary and conclusions of the 61st meeting of the joint FAO/WHO expert committee on food additives (JECFA). JECFA/61/SC. Rome, Italy.
- Kannan K., Smith R.G., Lee R.F., Windom H.L., Heitmuller P.T., Macauley J.M. and Summers J.K. 1998. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment, and fish from South Florida Estuaries. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 34: 109-118.
- MacDonald, D.D., Ikononou, M.G., Rantalaine, A. L., Rogers, I.H., Sutherland, D. and Oostdam, J.V. 1997. Contaminants in white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) from the upper Fraser River, British Columbia, Canada, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16: 479-490.
- Mahaffey, K.R. Clickner, R.P. and Bodurow, C.C. 2004. Blood organic mercury and dietary mercury intake: national health and nutrition examination survey. *Environmental Health Perspective*, 112: 562-567.
- Ministry of Agriculture Fisheries and Food, United Kingdom (MAFF), 1995. Monitoring and surveillance of nonradioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1993. *Aquatic Environment Monitoring Report No. 44*. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft.
- Miniero, R., Beccaloni, E., Carere, M., Ubaldi, A., Mancini, L., Marchegiani, S., et al., 2013. Mercury (Hg) and methyl mercury concentrations in fish from the coastal lagoon of Orbetello, central Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1): 365-369.
- Mortazavi, M.S. and Sharifian, S., 2011. Mercury bioaccumulation in some commercially valuable marine organisms from Mosa Bay, Persian Gulf. *International Journal Environmental Research*, 5(3): 757-762.
- National Health and Medical Research Council (NHMRC) and National Resource Management Ministerial Council (NRMMC), 2011. Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. NHMRC & NRMMC, Commonwealth of Australia, Canberra. <http://www.nhmrc.gov.au/guidelines-publications/eh52>.

- Newman, M.C. and Unger, M.A., 2003. Fundamentals of ecotoxicology. CRC Press.
- Olowu, R.A., Ayejuyo, O.O., Adewuyi, G.U., Adejoro, I.A., Denloye, A.A.B., Babatunde, A.O. and Ogundajo, A.L. 2010. Determination of heavy metals in fish tissues, water and sediment from Epe and Badagry Lagoons, Lagos, Nigeria. *Journal of Chemistry*, 7(1): 215-221.
- Ramsar Convention, 2016. The list of wetlands of international importance. Retrieve from www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-list/main/ramsar on July 2016.
- Topolski, B. and Thompson, M. 2010. Digestion of tissue samples for total mercury analysis. HG-015-2.15, Department of Environmental Protection, Florida: <http://www.dep.state.fl.us/labs>.
- Turkish Food Codes (TFC), 2002. Official Gazette, 23 September 2002, 24885.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 1999. Chemical mercury programme, global mercury assessment report. Chapter 4, current mercury exposures and risk evaluations for humans.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 1992. Exposure assessment. Washington. Publication No. EPA/600/Z-92/001, 139 p.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2000. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volume 2. Risk Assessment and Fish Consumption Limits; 3rd ed. Washington. Publication No. EPA 823-B-00-008, 383 p.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2004. Update: National listing of fish and wildlife consumption advisories. Cincinnati, Ohio, US environmental protection agency, available at [vysiwyg//104/http://www.epa.gov/ost/fish/advisories/general.html](http://www.epa.gov/ost/fish/advisories/general.html).
- World Health Organization (WHO), 1990. IPCS-Methylmercury, environment health criteria. 101: 42–58.
- World Health Organization (WHO), WHO, 1996. Health criteria other supporting information. In: guidelines for drinking water quality, 2nd ed, 2: 31-388.
- Wicker A.M. and Gantt L.K. 1994. Contaminant assessment of fish Rangia clams and sediments in the lower Pamlico River, North Carolina. U.S. Fish and Wildlife Service, Ecological services. 16 P .
- Young R.A., 1992. Toxicity summary for methyl mercury. Oak Ridge Reservation Environmental Restoration Program (RA IS: Methyl Mercury), (2269-92-6), <http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/methyl-mercury-f-V1.shtml>.
- Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Ghasempouri, S.M. and Hassanzade Kiabi, B. 2007. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in Southwest of Iran. *Environmental Research*, 104: 258-265.
- Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Ghasempouri, S.M., and Hassanzade Kiabi, B., A., 2009. Multispecies monitoring study about bioaccumulation of mercury in Iranian birds (Khuzestan to Persian Gulf): effect of taxonomic affiliation, trophic level and feeding habitat. *Environmental Research*, 109: 830-836.
- Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Anbia, M., Unesi, H., Amirmahmoodi, S. and Ghafari, A. 2011. Taguchi optimization approach for Pb(II) and Hg(II) removal from aqueous solutions using modified mesoporous carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 192: 1046–1055.
- Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Unesi, H. and Anbia, M. 2013. A zinc oxide-coated nanoporous carbon adsorbent for lead removal from water: optimization, equilibrium modeling, and kinetics studies, *International Journal of Environmental Science and Technology*. 10: 325–340.
- Zolfaghari, G., 2016. β -Cyclodextrin incorporated nanoporous carbon: Host–guest inclusion for removal of *p*-Nitrophenol and pesticides from aqueous solutions, *Chemical Engineering Journal*, 283: 1424–1434.