

ارزیابی خطر فلزات جیوه و آرسنیک در ماهیان هوور (*Thunus tonggol*) و سرخو (*Lutjanus ehrenbergii*) در دریای عمان

نرجس اکاتی*^۱، ملیحه امینی^۲

۱ دکترای محیط زیست، استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل، ایران
۲ دکترای محیط زیست، استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه جیرفت، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۰۴؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۰۴/۰۹)

چکیده

این مطالعه به ارزیابی خطر فلزات جیوه و آرسنیک در ماهیان هوور (*Thunus tonggol*) و سرخو (*Lutjanus ehrenbergii*) در دریای عمان برای گروه‌های مختلف افراد (بزرگسالان، زنان و کودکان) می‌پردازد. تعداد ۳۴ نمونه ماهی هوور و ۳۰ نمونه ماهی سرخو به صورت کاملاً تصادفی نمونه‌برداری شدند. میزان جیوه و آرسنیک در بافت عضله ماهیان به ترتیب با روش‌های استاندارد ASTM^(۱) به شماره D-۶۷۲۲ و هضم شیمیایی تعیین شدند. میانگین غلظت فلزات جیوه و آرسنیک در ماهی هوور به ترتیب 0.12 ± 0.24 و 0.06 ± 0.13 weight $\mu\text{g/g wet weight}$ و برای ماهی سرخو به ترتیب 0.08 ± 0.16 و 0.08 ± 0.09 $\mu\text{g/g wet weight}$ به دست آمد. میانگین جیوه تنها در ماهی هوور از حد استاندارد آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (US EPA)^(۲) برای جیوه در ماهیان ($0.3 \mu\text{g/g wet weight}$) بالاتر بود. میانگین آرسنیک در نمونه‌های ماهیان هوور و سرخو از حد استاندارد US EPA برای آرسنیک ($0.3 \mu\text{g/g wet weight}$) پایین تر به دست آمد. شاخص خطر (HQ)^(۳) تنها برای جیوه در ماهی هوور برای گروه کودکان از ۱ فراتر رفته بود. کمترین دفعات مصرف ماهانه به ترتیب برای آرسنیک در مورد ماهی هوور برای گروه زنان (حدود ۶/۵ وعده در ماه) و برای جیوه در ماهی هوور برای گروه زنان (حدود ۳ وعده در ماه) محاسبه شد. به‌طور کلی توصیه می‌شود؛ افراد با اعمال محدودیت‌های مصرف اجازه دهند تا مواجهه با این آلاینده‌ها کاهش یابد؛ در حالی که از مزایای تغذیه‌ای و سلامتی مصرف ماهی بهره‌مند می‌شوند.

کلید واژه‌ها: حد مجاز مصرف، جیوه، آرسنیک، ماهی هوور، ماهی سرخو، دریای عمان

سرآغاز

عصبی مرکزی و محیطی، کلیه‌ها و سیستم خون‌سازی بدن اشاره نمود. از طرفی این فلز در انسان سبب سرطان‌زایی نیز می‌شود (US EPA, 2013).

در مدل US EPA برای تعیین درجه ریسک ناشی از مصرف ماهیان آلوده به فلزات سمی مانند جیوه و آرسنیک، میزان $DI^{(۴)}$ با مقدار $RfD^{(۵)}$ مقایسه می‌شود. دوز مرجع (RfD) تخمینی از میزان جذب روزانه ماده آلاینده است که خطراتی برای جوامع انسانی ایجاد نمی‌کند و مقدار آن برای جیوه و آرسنیک به ترتیب حدود $۰/۸$ و $۰/۳ \mu g/kg/d$ است (US EPA, 2013). با استفاده از RfD می‌توان قابل قبول بودن سطح ماده آلاینده‌ای که جمعیت‌های انسانی در مواجهه با آن هستند را تعیین نمود. برای تخمین اثرات غیر سرطانی از شاخص HQ استفاده می‌شود. اگر مقدار HQ کمتر از ۱ به دست آید، بیانگر این است که اثرات نامطلوب بر سلامت افراد غیرمحمول است و اگر بالاتر از ۱ باشد، در برخی موارد مواجهه از حد قابل قبول فراتر رفته و احتمال خطر وجود دارد (US EPA, 2000). از HQ و میزان جذب روزانه (EDI)^(۶) به‌طور گسترده در مطالعه‌های مختلف برای ارزیابی ریسک مرتبط با مصرف ماهی استفاده شده است (Martorell et al., 2011; Storelli et al., 2010; Domingo et al., 2012). محققان بسیاری در سراسر دنیا (Irwindi et al., 2001; Chunchen et al., 2007; Ubalua et al., 2009) به سنجش عناصر سنگین در آبزیان مورد مصرف انسان و تاثیر آنها بر سلامت عمومی جامعه پرداخته‌اند. از مطالعه‌های انجام گرفته در این زمینه در ایران می‌توان به مطالعه (Esmaili-Sari et al., 2011) اشاره نمود که در آن کفشک ماهی (*Euryglossa orientalis*) صید شده از خلیج فارس با $۵/۶۱ \text{ mg/kg}$ ، بیشترین میزان جیوه را در مقایسه با برخی ماهیان دریای خزر و تالاب انزلی داشت و محدودیت شدید مصرف برای زنان باردار و گروه‌های حساس ایجاد می‌نمود. از مطالعه‌هایی که در زمینه آلودگی جیوه در جنوب ایران صورت گرفته می‌توان مطالعه (Agah et al., 2010) را ذکر نمود که میزان جیوه را در ۵ گونه از ماهیان صید شده از خلیج فارس اندازه‌گیری نمودند. نتایج آن‌ها نشان داد که میزان جیوه در ۹ درصد ماهیان بالاتر از حد بالای قابل قبول سازمان بهداشت جهانی (WHO)^(۷) ($۰/۵ \text{ mg/kg}$) بود. Hosseini et al., 2013) در مطالعه‌ای میانگین جیوه را در عضله ماهی کفال طلایی دریای خزر (*Liza aurata*) $۰/۱۳۷$ میکروگرم بر گرم وزن تر ($۰/۴۳۲$ میکروگرم بر کیلوگرم وزن

جیوه و آرسنیک به دلیل سمیت و تجمع آن‌ها توسط موجودات دریایی از جمله ماهیان، به عنوان مهم‌ترین اشکال آلودگی محیط‌زیست در نظر گرفته می‌شوند (Emami Khansari et al., 2005). زمانی که این فلزات در محیط‌های دریایی تخلیه می‌شوند، به علت سمیت و رفتار تجمعی آن‌ها سبب آسیب رساندن به اکوسیستم‌های آبی و مصرف‌کنندگان آن‌ها می‌شوند. زیرا، نه تنها دسترسی زیستی و مسمومیت آن‌ها افزایش می‌یابد، بلکه سبب افزایش مواجهه حیوانات و انسان با این عناصر نیز می‌شود (US EPA, 2009; Tuzen, 2009). ماهیان و فرآورده‌های دریایی بیشترین میزان متیل‌جیوه، که سمی‌ترین شکل جیوه است، را دارا هستند (Esmaili-Sari, 2002). از آن‌جا که این عناصر در محیط آبی می‌توانند بزرگنمایی زیستی یابند، ماهیان گوشت‌خوار و شکارچی که در سطوح بالای تروفی قرار می‌گیرند، جیوه و آرسنیک بالاتری دارند (Selin, 2010; Carrasco et al., 2011b). اندازه، نوع ماهی و موقعیت جغرافیایی آب‌هایی که ماهیان از آنجا صید می‌شوند، می‌توانند میزان فلزات در ماهی را تحت تاثیر قرار دهند (WHO, 2013). اصلی‌ترین منبع مواجهه انسان با متیل‌جیوه و آرسنیک، مصرف ماهی و غذاهای دریایی آلوده به این فلزات است (Mirlean et al., 2012; Alina et al., 2005). در حالی که مصرف ماهی فواید زیادی برای سلامتی افراد به دنبال دارد، به نظر می‌رسد که فلزات سمی می‌توانند روی اثرات محافظتی اسیدهای چرب امگا ۳ تاثیرگذار باشند، به طوری که مواجهه بالا با عناصر سمی در جمعیت‌هایی که مصرف بالای ماهی دارند، می‌تواند سبب ایجاد اثرات نامطلوب بر سلامتی گردد (Gochfeld, 2003).

فاکتورهای زیادی روی اثرات نامطلوب جیوه بر سلامت انسان اثرگذار هستند مانند: مدت زمان مواجهه، روش مواجهه با جیوه (تنفسی، بلع و یا تماس پوستی)، غلظت، فرم شیمیایی جیوه، سن افراد (به‌طورکلی سیستم‌های در حال تکامل حساس‌تر هستند) و الگوی مصرف ماهی و غذاهای دریایی (US EPA, 2013). عمده‌ترین عوارض ناشی از مسمومیت با جیوه بروز اختلالات عصبی و کلیوی است. همچنین جیوه در بزرگسالان، بیماری‌های قلبی-عروقی را نیز به دنبال دارد (Dórea et al., 2005; FAO/WHO, 2007). از عوارض آرسنیک در انسان می‌توان به اثرات منفی آن بر روی سیستم قلب و عروق، پوست، سیستم

روش پژوهش

نمونه‌برداری این تحقیق در زمستان ۱۳۹۶، از تعداد ۳۴ نمونه ماهی هوور (*Thunus tonggol*) و ۳۰ نمونه ماهی سرخو (*Lutjanus ehrenbergii*) به صورت تصادفی از بازار ماهی‌فروشان شهر چابهار انجام شد. انتخاب ماهیان به صورت تصادفی و از بین ماهیان سالم صید شده در اوزان بازاری انجام شد. نمونه‌های تهیه شده پس از زیست‌سنجی، درون جعبه‌های یونولیت حاوی یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. این مطالعه تنها بر روی بافت عضلانی خوراکی ماهی هوور متمرکز شده است. زیرا، اندازه‌گیری آن برآورد قابل اعتمادی از مواجهه طولانی مدت و تجمع زیستی را فراهم می‌کند. علاوه بر این، بافت عضلانی ماهی بخشی است که اغلب توسط افراد خورده شده و با پیامدهای خطر برای سلامتی انسان مرتبط است. پس مواجهه با آلاینده‌ها را دقیق‌تر نشان می‌دهد (Palace et al., 2007). در آزمایشگاه، عضله (عضله‌ی مابین بخش جلویی باله‌ی پشتی و خط جانبی) نمونه‌های ماهی جدا شد. پس از جدا کردن فیله همه ماهیان، به مقدار تقریباً مساوی، هر کدام وزن شدند. نمونه‌های تهیه شده پس از شستشو با آب مقطر و حذف آبچک، به وسیله‌ی سلفون به‌خوبی پیچیده شده و تا زمان آنالیز در فریزر و در دمای -20°C درجه‌ی سانتی‌گراد نگهداری شدند (US EPA, 2000). نمونه‌های فیله ماهیان را برای انجام مراحل آزمایشگاهی از فریزر درآورده و برای حذف رطوبت از دستگاه خشک‌کن سرمایشی (فریز درایر) در دمای -54°C درجه سانتی‌گراد استفاده شد. نمونه‌ها قبل و بعد از خشک کردن با ترازوی دیجیتال وزن شدند و درصد رطوبت برای آن‌ها محاسبه شد.

نمونه‌های خشک شده به وسیله هاون چینی و میکسر به صورت پودر همگن درآمده و به میزان $0/03$ تا $0/05$ گرم از هر نمونه به وسیله ترازو توزین و در ظرف نیکلی دستگاه قرار داده شد. میزان جیوه توسط دستگاه پیشرفته آنالیز جیوه (LECO AMA, USA) مدل ۲۵۴ با روش استاندارد ASTM به شماره ۶۷۲۲-D تعیین شد (Asefi & Zamani- Ahmadmahmoodi, 2015; Esmaili-Sari et al., 2011).

برای اندازه‌گیری آرسنیک، به میزان ۱ گرم از بافت پودر شده هر نمونه ماهی در ظروف پلی اتیلنی قرار گرفت. پس از اضافه کردن نسبت ۳ به ۱ مخلوط اسید نیتریک و اسید پرکلریک (Endo et al., 2008) در حمام بن ماری با دمای 100°C درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا زمانی که نمونه‌ها حالت ژله‌ای پیدا کردند.

خشک) گزارش نمودند که پایین‌تر از استانداردهای اعلام شده توسط US EPA و WHO بود. در مورد آلودگی عنصر آرسنیک در ماهیان تحقیقات محدودی انجام گرفته است. (Hamidi, 2009) میزان عنصر آرسنیک را در پنج گونه ماهی بومی شیریت، شلج، بنی، گتان و حمری تالاب هورالعظیم تعیین نمود که میزان آرسنیک در تمامی نمونه‌ها پایین‌تر از استانداردهای بین‌المللی بود. روند رو به رشد فعالیت‌های مختلف در سواحل جزر و مدی چابهار سبب شده که سواحل این منطقه در معرض آلودگی‌های مختلف قرار بگیرد که از مهم‌ترین این منابع آلودگی می‌توان به دفع و تخلیه فضولات کشتی‌ها، تخلیه مواد نفتی از شناورهای کوچک و بزرگ، فاضلاب ناشی از صنایع مستقر در منطقه و پساب‌های کشاورزی، تبادل آلودگی‌ها از طریق جریان‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان و کشیده شدن آنها به سطح منطقه و آلودگی ناشی از لایروبی و دفع فضولات ناشی از آن اشاره کرد (Einollahi et al., 2011). ماهیان هوور و سرخو از جمله ماهیانی هستند که از آب‌های جنوب ایران صید، و توسط افراد مصرف می‌شوند. بنابراین، به دلیل ورود آلاینده‌ها از منابع مختلف به این سواحل، این مطالعه به ارزیابی ریسک جیوه و آرسنیک ناشی از مصرف ماهیان هوور و سرخو در افراد بر اساس مدل ارایه شده توسط US EPA (US EPA, 2000) می‌پردازد. میانگین جیوه و آرسنیک در ماهیان هوور و سرخو، جذب روزانه (DI) جیوه و آرسنیک از طریق دفعات مصرف ماهیان هوور و سرخو برای گروه‌های مختلف (بزرگسالان، زنان در سنین بین ۱۸-۴۵ سال و کودکان با میانگین سنی ۸-۱۱ سال)، شاخص ریسک (HQ)، تعداد وعده‌های مجاز مصرف ماهیان هوور و سرخو در ماه $(CR_{mm})^{(A)}$ برای افراد در گروه‌های مختلف محاسبه می‌شود. نتایج این تحقیق به سازمان‌های ذی‌ربط برای حفظ بهداشت و سلامت و توسعه پایدار جامعه کمک خواهد نمود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق شهر چابهار است که در جنوب‌شرقی سواحل استان سیستان و بلوچستان در سواحل دریای عمان قرار دارد. وجود ذخایر عظیم آبزیان در جوار شهرستان چابهار و نقش فزاینده آبزیان در رژیم غذایی انسان، به این شهرستان موقعیت صیدگاهی قابل توجهی بخشیده است.

جدول (۱): زیست‌سنجی ماهیان مورد مطالعه

نام فارسی	نام علمی	تعداد	±SD* میانگین طول کل (cm)	±SD* میانگین وزن (gr)	درصد رطوبت
ماهی هوور	<i>Thunus tonggol</i>	۳۴	۸۰/۳۵±۱۲/۶۱	۴۵۲۰±۵۹۰	۷۴
ماهی سرخو	<i>Lutjanus ehrenbergii</i>	۳۰	۳۰/۳۶±۵/۲۸	۱۲۹۰±۱۸۰	۷۸

* انحراف استاندارد

C_{avg} : میانگین غلظت جیوه و آرسنیک اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهیان (میکروگرم به گرم وزن تر)
 IR^(۱۰): نرخ مصرف روزانه ماهی (گرم در روز) که ۲۵ گرم در روز در نظر گرفته شد (Ghorbanzadeh & Nazari, 2014).
 BW^(۱۱): وزن بدن (کیلوگرم): (میانگین وزن برای افراد بالغ ۷۰ کیلوگرم، برای زنان در سن بارداری ۶۴ کیلوگرم و کودکان با میانگین سنی ۸-۱۱ سال، ۳۳ کیلوگرم در نظر گرفته شد) (US EPA, 2000).

محاسبه شاخص ریسک (HQ)

شاخص ریسک بر اساس رابطه (۲) به دست آمد (US EPA, 2000; Zang & Wang, 2012).

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

HQ: شاخص ریسک (بدون واحد)

RfD: دوز مرجع یا مجموع جذب مجاز روزانه آلاینده بر حسب میکروگرم به کیلوگرم در روز
 با به‌دست آوردن شاخص خطر می‌توان میزان ریسک ناشی از مصرف هر یک از گونه‌های ماهیان را برای جمعیت مورد نظر بررسی کرد. اگر نتیجه حاصل از این رابطه کمتر از ۱ باشد (به بیان دیگر میزان جذب روزانه کمتر از دوز مرجع باشد) نشان‌دهنده آن است که مصرف ماهی اثر مضر بر روی سلامتی ندارد (US EPA, 2000).

محاسبه حد مجاز مصرف آبزیان (CR_{lim})^(۱۲)

برای محاسبه حداکثر میزان مجاز مصرف برای هرگونه از ماهیان از رابطه (۳) استفاده شد (US EPA, 2000).

$$CR_{lim} = \frac{RfD \times BW}{C_{avg}} \quad (3)$$

که در آن CR_{lim} حداکثر میزان مجاز مصرف هرگونه ماهی بر حسب کیلوگرم در روز است.

سپس محلول حاصل با استفاده از قیف پلی‌اتیلنی و کاغذ صافی در بالن ۲۵ میلی‌لیتری با اسید نیتریک ۴٪ به حجم رسانیده شد (Roger & John, 1994). سپس به ۱۰ میلی‌لیتر از محلول هضم شده‌ی نمونه‌ها، ۵ میلی‌لیتر محلول آمونیوم پیرویدین کاربامات ۵ درصد اضافه و به مدت ۲۰ دقیقه نمونه‌ها تکان داده شد تا آرسنیک به فرم آلی فلزی در محلول کمپلکس شود و سپس به نمونه‌ها ۲ میلی‌لیتر متیل ایزوبوتیل کتون اضافه شد و نمونه‌ها به مدت ۳۰ دقیقه به هم زده شدند و سپس به مدت ۱۰ دقیقه در دور rpm ۲۵۰۰ سانتیفریوژ شدند (Oze et al., 2006). برای اندازه‌گیری آرسنیک از دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر (Perkins elmer 4100 AAS) استفاده شد. پس از بهینه کردن دستگاه جذب اتمی، منحنی کالیبراسیون با محلول‌های استاندارد رسم شد و میزان آرسنیک در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد.

به منظور ارزیابی روش مورد استفاده برای آنالیز جیوه، کنترل کیفی با استفاده از مواد استاندارد (SRM)^(۹) صورت گرفت (Al-Majed & Preston, 2000; Okati & Esmaili-sari, 2018). محدوده بازیابی دستگاه بین ۹۳/۸ تا ۱۰۲/۸ درصد بود که صحت روش آنالیز تایید می‌شود. برای بررسی قابلیت تکرارپذیری غلظت‌های به‌دست آمده از نمونه‌ها، ۱۰٪ از نمونه‌ها سه بار آنالیز شدند که ضریب تغییرات بین ۰/۰۵ تا ۲/۵ درصد بود. پس از به دست آوردن داده‌های مربوط به جیوه و آرسنیک در نمونه‌ها موارد زیر محاسبه شد:

محاسبه میزان جذب روزانه (DI) جیوه و آرسنیک با

استفاده از میزان جیوه در آبزیان

میزان جذب روزانه (DI) بر اساس رابطه (۱) تعیین شد (US EPA, 2000; Zang & Wang, 2012).

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

DI: میزان جذب جیوه و آرسنیک در بدن در روز از طریق مصرف ماهی (میکروگرم به کیلوگرم وزن بدن جمعیت هدف در روز)

کلموگروف-اسمیرنوف (Kolmogrove-Smirnove) نرمال بودن داده‌ها بررسی شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون T-test استفاده شد. مقدار p کوچکتر از ۰/۰۵ به عنوان تفاوت معنی‌دار در نظر گرفته شد. نمودارها در محیط نرم افزار اکسل کشیده شدند.

یافته‌ها

میانگین غلظت فلزات جیوه و آرسنیک در بافت عضله ماهی هوور (*Thunus tonggol*) به ترتیب 0.12 ± 0.24 و 0.08 ± 0.13 $\mu\text{g/g wet weight}$ و برای ماهی سرخو (*Lutjanus ehrenbergii*) به ترتیب 0.08 ± 0.16 و 0.08 ± 0.09 $\mu\text{g/g wet weight}$ به دست آمد که در جدول (۲) آورده شده است. آزمون T-test نشان داد که تفاوت معنی‌دار آماری ($p < 0.01$) از لحاظ میزان فلزات جیوه و آرسنیک بین دو گونه ماهی مورد مطالعه وجود دارد (جدول ۲). جدول (۳) نتایج شاخص‌های ارزیابی ریسک فلزات جیوه و آرسنیک را برای ماهیان هوور و سرخو برای افراد در گروه‌های مختلف نشان می‌دهد.

تعداد وعده‌های مجاز مصرف آبزیان در هر ماه (CR_{mm}) برای محاسبه تعداد وعده‌های مجاز مصرف ماهی در هر ماه از رابطه (۴) استفاده شد (US EPA, 2000).

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

CR_{mm} : حداکثر میزان مجاز مصرف ماهی به صورت وعده در هر ماه

T_{ap} : روزهای هر ماه (۳۰/۴ روز در ماه)

MS^(۱۳): میزان مصرف ماهی در هر وعده غذایی بر حسب

کیلوگرم (اندازه هر وعده غذایی برای افراد بزرگسالان و زنان ۰/۲۲۷ کیلوگرم و برای کودکان با میانگین وزن ۳۳ کیلوگرم، ۰/۰۹۰ کیلوگرم در نظر گرفته شد) (AFS, 2010; US EPA, 2000).

آنالیزهای آماری

داده‌ها توسط نرم‌افزار آماری (SPSS version 16.0, Chicago, IL, USA) آنالیز شدند. با استفاده از آزمون

جدول (۲): میانگین و محدوده غلظت‌های جیوه و آرسنیک ($\mu\text{g/g wet weight}$) در بافت عضله ماهی هوور (*Thunus tonggol*) و ماهی سرخو (*Lutjanus ehrenbergii*)

فلز	گونه ماهی	تعداد	$\pm SE$ میانگین	بالا ترین غلظت	پایین ترین غلظت	P^2
جیوه	ماهی هوور	۳۴	0.12 ± 0.24	۰/۳۸	۰/۱۳	< ۰/۰۰۱
	ماهی سرخو	۳۰	0.08 ± 0.13	۰/۲۷	۰/۱۰	
آرسنیک	ماهی هوور	۳۴	0.08 ± 0.13	۰/۱۹	۰/۰۷	< ۰/۰۰۱
	ماهی سرخو	۳۰	0.08 ± 0.09	۰/۱۸	۰/۰۲	

^۱ خطای استاندارد از میانگین ^۲ سطح معنی‌داری

جدول (۳): شاخص‌های ارزیابی خطر فلزات جیوه و آرسنیک برای ماهیان هوور و سرخو برای گروه‌های مختلف جمعیت

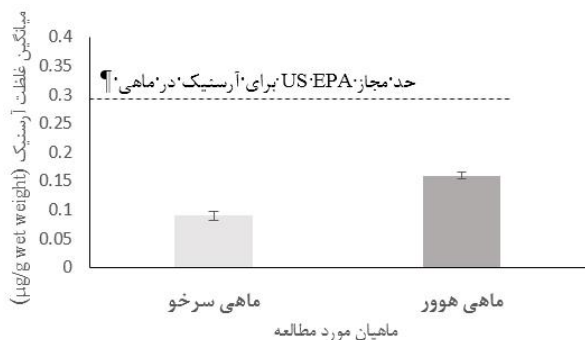
فلزات	گونه‌های ماهی	DI ^۱			HQ ^۲			CR _{lim} ^۳			CR _{mm} ^۴		
		بزرگسالان	زنان	کودکان	بزرگسالان	زنان	کودکان	بزرگسالان	زنان	کودکان	بزرگسالان	زنان	کودکان
جیوه	هوور	۰/۰۸۵	۰/۰۹۳	۰/۱۸۱	۰/۰۸۵	۰/۰۹۳	۱/۸۱	۰/۰۲۹	۰/۰۲۶	۰/۰۱۳	۳/۹۰	۳/۵۷	۴/۶۴
	سرخو	۰/۰۵۷	۰/۰۶۲	۰/۱۲۱	۰/۱۹	۰/۲۰	۰/۴۰	۰/۱۳۱	۰/۰۴۰	۰/۰۲۰	۱۷/۵۷	۵/۳۵	۶/۹۶
آرسنیک	هوور	۰/۰۴۶	۰/۰۵۰	۰/۰۹۸	۰/۴۶	۰/۵۰	۰/۹۸	۰/۰۵۳	۰/۰۴۹	۰/۰۲۵	۷/۲۱	۶/۵۹	۸/۵۷
	سرخو	۰/۰۳۲	۰/۰۳۵	۰/۰۶۸	۰/۱۰	۰/۱۱	۰/۲۲	۰/۲۳۳	۰/۲۱۳	۰/۱۱۰	۳۱/۲۴	۲۸/۵۶	۳۷/۱۵

۱: میزان جذب روزانه فلز مورد نظر در بدن در روز (میکروگرم به کیلوگرم وزن بدن در روز)

۲: شاخص خطر

۳: حداکثر میزان مجاز مصرف ماهی (کیلوگرم در روز)

۴: حداکثر میزان مجاز مصرف ماهی (تعداد وعده در هر ماه)



شکل (۲): مقایسه میانگین آرسنیک در بافت عضله ماهی هوور و ماهی سرخو با حد استاندارد US EPA

۰/۴۴ به دست آمد که بالاتر از میانگین‌های به دست آمده در این تحقیق است (Safahieh et al., 2013). همچنین میزان جیوه در بخش‌های خوراکی میگوی ببری سبز (*Paeneus semisulcatus*) خلیج فارس در محدوده $\mu\text{g/g wet weight}$ ۰/۰۳-۰/۰۸ (میانگین: $0.05 \mu\text{g/g wet weight}$) گزارش شده است (Elahi et al., 2012). در بررسی انجام شده توسط (Agah et al., 2010) تجمع جیوه در ۵ گونه ماهی صید شده از ۶ بندر ایران در ساحل شمال خلیج فارس شامل آبادان، دیلم، بوشهر، دیر، لنگه و بندرعباس مورد مطالعه قرار گرفت. آن‌ها میانگین غلظت جیوه در گونه‌های ماهی را $\mu\text{g/g wet weight}$ ۰/۱۴ (محدوده: $0.01-1.35 \mu\text{g/g wet weight}$) به دست آوردند که نسبت به میزان جیوه در مطالعه حاضر کمتر است. در مطالعه (Velayatzadeh & Askary sary, 2013) میزان آرسنیک در عضله دو گونه ماهی بیاخ (*Liza macrolepis*) و مید (*Liza klunzingeri*) بندر هندیجان به ترتیب $0.097 \mu\text{g/g}$ و $0.086 \mu\text{g/g}$ گزارش شده است که در محدوده و گاهی پایین‌تر از ماهیان مورد مطالعه در این تحقیق هستند. همچنین میزان آرسنیک در عضله ماهیان *Tilapia*، *Labeo gonitus*، *Labeo rohita*، *Cirrhinus reba* و *Cirrhinus mrigala*، *mossabicus* به ترتیب 0.073 ، 0.02 ، 0.023 ، 0.02 ، $0.026 \mu\text{g/g}$ گزارش شده است (Rosemond et al., 2008) که از نتایج به دست آمده برای فلز آرسنیک در بافت عضله ماهیان هوور و سرخو در این تحقیق بالاتر هستند. میزان تجمع و ذخیره فلزات سنگین در ماهیان با توجه به شرایط اکولوژیک و زیستی و فعالیت‌های متابولیکی و ویژگی‌های بیوشیمیایی فلز متفاوت است (Canli & Alti, 2003). در این تحقیق میزان فلزات جیوه و آرسنیک در ماهی هوور در

شاخص خطر (HQ) تنها برای جیوه در ماهی هوور برای گروه کودکان از ۱ فراتر رفته بود. اما، در مورد سایر گروه‌های جمعیت در مورد هر دو گونه ماهی برای هر دو فلز پایین‌تر از ۱ به دست آمد. حداکثر میزان مجاز مصرف برای ماهی سرخو در مورد آرسنیک برای گروه بزرگسالان ($0.233 \mu\text{g/g}$ کیلوگرم در روز) و کمترین میزان مجاز مصرف برای ماهی هوور در مورد جیوه برای کودکان ($0.13 \mu\text{g/g}$ کیلوگرم در روز) بود. کمترین دفعات مصرف ماهانه به ترتیب برای آرسنیک در مورد ماهی هوور برای زنان (حدود $6/5$ وعده در ماه) و جیوه در ماهی هوور برای گروه زنان (حدود ۳ وعده در ماه) محاسبه شد.

بحث و نتیجه‌گیری

در تحقیق حاضر میانگین جیوه در ماهی هوور ($\mu\text{g/g wet weight}$ 0.12 ± 0.24) از حد استاندارد تعیین شده توسط US EPA برای جیوه در ماهیان ($0.1 \mu\text{g/g wet weight}$)، (US EPA, 2013) بالاتر بود. اما، این میزان برای ماهی سرخو ($\mu\text{g/g wet weight}$ 0.08 ± 0.16) کمتر از حد مجاز به دست آمد (شکل ۱).



شکل (۱): مقایسه میانگین جیوه در بافت عضله ماهی هوور و ماهی سرخو با حد استاندارد US EPA

این نتیجه نشان می‌دهد که مصرف ماهی هوور نسبت به ماهی سرخو، افراد را در مواجهه با مقادیری بالاتری از لحاظ جیوه قرار می‌دهد. میانگین آرسنیک در نمونه‌های ماهی هوور و سرخو از حد استاندارد US EPA برای آرسنیک ($0.3 \mu\text{g/g wet weight}$)، (US EPA, 2013) پایین‌تر به دست آمد (شکل ۲). در مطالعه‌ای که میزان جیوه را در ماهی شانک زرد باله (*Acanthopagrus latus*) صید شده از خورموسی بررسی شد، غلظت جیوه در نمونه‌های آنان در محدوده‌ای بین $1.46 \mu\text{g/g}$ -

در ماهی سرخو محدودیت مصرفی وجود ندارد. در مورد جیوه در ماهی سرخو بیشترین محدودیت به ترتیب برای زنان (حدود ۵ وعده در ماه) و کودکان (حدود ۷ وعده در ماه) وجود دارد. اما در مورد بزرگسالان محدودیت زیادی (حدود ۱۷ وعده در ماه) دیده نشد. در مورد ماهی هوور برای همه گروه‌ها در مورد هر دو فلز بایستی احتیاط لازم در نظر گرفته شود. سایر محققین نیز محدودیت‌های مصرف ماهی را برای برخی گروه‌های جمعیت در مناطق مختلف گزارش نمودند. به عنوان مثال (Mozaffarian & Rimm, 2006) یافتند که از مزایای مصرف ماهی به طور متوسط ۱-۲ بار در هفته برای زنان در سن باروری این است که خطر بالقوه مواجهه با متیل جیوه در نتیجه مصرف ماهی را کاهش می‌دهد. در همین راستا، (Alberta Health & Wellness, 2009) گزارش کردند که محدودیت‌های مصرف برای انواع مختلف اردک ماهی Lac la Nonne می‌باید برای زنان در سن باروری، کودکان در سن ۵-۱۱ سال و ۱-۴ ساله در نظر گرفته شود. همین طور (Kannan et al., 1998) بیان داشتند که مصرف ماهیان صید شده از مصب‌های جنوب فلوریدا به میزان بیش از ۷۰ گرم در روز می‌تواند برای سلامت افراد خطرناک باشد. از آنجایی که اهمیت مصرف ماهی به خاطر محتوای غنی از پروتئین‌ها، ویتامین‌ها، ترکیبات ارزشمند معدنی آن و بیشتر در اسیدهای چرب اشباع نشده امگا ۳ است (Storelli, 2008)، اما حضور فلزات سمی مانند جیوه و آرسنیک در ماهی می‌تواند اثر مفید بودن اسیدهای چرب امگا ۳ برای سلامتی را خنثی نمایند (Chan & Egeland, 2004). بنابراین به مصرف‌کنندگان توصیه می‌شود هنگام استفاده از این دو گونه ماهی (ماهیان هوور و سرخوی صید شده از بندر چابهار) حد بالای خطر را در نظر گیرند و دفعات مصرف خود را از هرگونه با در نظر گرفتن آلودگی به جیوه که نسبت به آرسنیک بالاتر است، تنظیم نمایند و با اعمال محدودیت‌های مصرف اجازه دهند تا مواجهه با این آلاینده‌ها کاهش یابد. در حالی که از مزایای تغذیه‌ای و سلامتی مصرف ماهی بهره‌مند می‌شوند. همچنین بهتر است گروه‌های حساس از مصرف ماهی هوور که جیوه بالاتری در مقایسه با ماهی سرخو دارد، کمتر استفاده نمایند.

تشکر و قدردانی

نویسندگان از زحمات کلیه کسانی که در مراحل مختلف این تحقیق یاری رساندند، تشکر می‌نمایند. هزینه‌های این تحقیق از

مقایسه با ماهی سرخو به طور معنی‌داری بیشتر بود ($p < 0.001$). ماهی هوور و سرخو هر دو جزو ماهیان گوشت‌خوار هستند اما ماهی هوور جزو ماهیان گوشت‌خوار بزرگ محسوب می‌شود. دلیل اصلی تفاوت سطح جیوه در ماهی‌ها می‌تواند به علت تفاوت در عادات تغذیه‌ای گونه‌های مورد مطالعه و میزان آلودگی جیوه در محیط‌های زندگی آنها باشد. به غیر از زیستگاه، رژیم غذایی عامل تعیین‌کننده برای تجمع فلزات در بافت ماهی است. ماهیان شکارچی در سطوح بالای تغذیه‌ای به دلیل تحرک و متابولیسم بیشتر نسبت به سایر گونه‌ها، فلزاتی مانند جیوه را در بافت‌های خود بیشتر ذخیره می‌کنند (Marcotrigiano, 2003 & Storelli). ماهیان بزرگ شکارچی که در انتهای زنجیره غذایی جای دارند به دلیل تجمع زیستی فلزات سنگین و بزرگنمایی زیستی، غذای آنها حاوی مقادیر بیشتری از فلزات سنگین است (Jafarzadeh Haghighi & Farhang, 2006). در تحقیق حاضر ماهیان در اوزان و اندازه‌های بازاری که مردم بیشتر مصرف می‌کردند، انتخاب شدند. اندازه و وزن نمونه‌های آبریان بررسی شده برای هرگونه تفاوت زیادی با یکدیگر نداشتند. (Cheng et al., 2012) بزرگنمایی زیستی را در برخی شبکه‌های غذایی در اکوسیستم آبروی پروری تالابی در دلتای رودخانه Pearl در چین یافتند. نتایج مشابه در این زمینه برای گونه‌های دیگر در اکوسیستم‌های کلمبیا به دست آمد (Marrugo-Negrete et al., 2008) که در آنها بزرگنمایی زیستی جیوه در زنجیره‌های غذایی ماهیان نشان داده شده است.

شاخص خطر (HQ) تنها برای جیوه در ماهی هوور برای گروه کودکان از ۱ فراتر رفته بود؛ اما در مورد سایر گروه‌های جمعیت برای هر دو گونه ماهی برای هر دو فلز پایین تر از ۱ به دست آمد. گرچه شاخص خطر برای آرسنیک در ماهی هوور برای گروه کودکان و همچنین در مورد جیوه برای زنان کمتر از یک بود اما نزدیک به ۱ به دست آمد. بنابراین، این افراد نیز باید احتیاط لازم را در مصرف این ماهیان بنمایند. حداکثر میزان مجاز مصرف در مورد ماهی سرخو در مورد آرسنیک برای گروه بزرگسالان (0.233 کیلوگرم در روز) و کمترین میزان مجاز مصرف برای ماهی هوور در مورد جیوه برای کودکان (0.13 کیلوگرم در روز) بود. بیشترین و کمترین دفعات مصرف ماهانه به ترتیب در مورد آرسنیک در ماهی سرخو برای کودکان (حدود ۳ وعده در ماه) و جیوه در ماهی هوور برای گروه زنان (حدود ۳ وعده در ماه) محاسبه شد. بنابراین، می‌توان گفت برای همه گروه‌ها با در نظر گرفتن مقدار آرسنیک

4. Daily Intake (DI)	محل پژوهانه با کد UOZ-GR-۹۶۱۸-۱۴۶ از طرف معاونت
5. Reference Dose (RfD)	
6. Estimated Daily Intake (EDI)	پژوهشی دانشگاه زابل در نظر گرفته شده است.
7. World Health Organization (WHO)	
8. Consumption Rate Meals per Month (CR _{mm})	
9. Standard Reference Materials (SRM)	یادداشت‌ها
10. Ingestion Rate (IR)	1. American Society for Testing and Materials (ASTM)
11. Body Weight (BW)	2. United State Environmental Protection Agency (US EPA)
12. Consumption Rate Limits (CR _{lim})	3. Hazard Quotient (HQ)
13. Meal Size (MS)	

فهرست منابع

- AFS (Annual fishery statistics of Iran). 2010. Consumption of fish in Iran. Ministry of agriculture, 36-40 pp. (In Persian)
- Agah, H.; Leermakers, M.; Gao, Y.; Fatemi, S.M.; Katal, M.M.; Baeyens, W. & Elskens, M. 2010. Mercury accumulation in fish species from the Persian Gulf and in human hair from fishermen. *Environmental Monitoring and Assessment*. 169(1-4): 203-16. (In Persian)
- Alberta Health and Wellness. 2009. Human health risk assessment mercury in fish in central Alberta Lac la Nonne and Lac Ste Anne. ISBN: 978-0-7785-7428-6 (Online).
- Alina, M.; Azrina, A.; Mohd Yunus, A.S.; Mohd Zakiuddin, S.; Mohd Izuan Effendi, H. & Muhammad Rizal, R. 2012. Heavy metals (mercury, arsenic, cadmium, plumbum) in selected marine fish and shellfish along the Straits of Malacca. *International Food Research Journal*. 19(1).
- Al-Majed, N. & Preston, M. 2000. Factors influencing the total mercury and methylmercury in the hair of the fishermen of Kuwait. *Environmental Pollution*. 109(2): 239-50.
- Asefi, M. & Zamani-Ahmadmoodi, R. 2015. Mercury concentrations and health risk assessment for two fish species, *Barbus grypus* and *Barbus luteus*, from the Maroon River, Khuzestan Province, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(10): 653.
- Canli, M. & Atli, G. 2003. The relationship between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Journal of Environmental Pollution*. 121: 129-136.
- Carrasco, L.; Benejam, L.; Benito, J.; Bayona, J.M. & Díez, S. 2011b. Methylmercury levels and bioaccumulation in the aquatic food web of a highly mercury-contaminated reservoir. *Environmental International*. 37: 1213-18.
- Chan, H.M. & Egeland, G.M. 2004. Fish consumption, mercury exposure, and heart diseases. *Nutrition Reviews*. 62(2): 68-72.
- Cheng, H. & Hu, Y. 2012. Understanding the paradox of mercury pollution in China: high concentrations in environmental matrix yet low levels in fish on the market. *Environmental Science and Technology*. 46: 4695-4696.
- Chunchen, YI. & Hsienchen, M. 2001. Heavy Metal concentrations in Nine Species of Fishes Caught in Coastal water off Ann- Ping, S.W. Taiwan. *Journal of Food and Drug Analysis*. 9(2): 107-114.
- De Rosemond, S.; Xie, Q. & Liber, K. 2008. Arsenic concentration and speciation in five freshwater fish species from Back Bay near Yellowknife, NT, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*. 147: 199-210.
- Domingo, J.L.; Perelló, G. & Bordonaba, J.G. 2012. Dietary intake of metals by the population of tarragona County (Catalonia, Spain): results from a duplicate. *Biological Trace Element Research*. 146: 420-425.

- Dórea, J.G.; de Souza, J.R.; Rodrigues, P.; Ferrari, I. & Barbosa, A.C. 2005. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Munduruku and Kayabi Indians of Amazonia. *Environmental Research*. 97: 209-219.
- Einollahi, F.; Safahieh, A.; Dadollahi, S. & Savari, A. 2011. Accumulation of heavy metals (copper, lead and nickel) in sediment and bivalve *Saccostra cucullata* in the area between Chabahar tidal, *Journal of Marine Science and Technology*. 10 (2): 10-25. (In Persian)
- Elahi, M.; Esmaili-Sari, A. & Bahramifar, N. 2012. Total mercury levels in selected tissues of some marine crustaceans from Persian Gulf, Iran: variations related to length, weight and sex. *Bulltein of Environmental Contamination and Toxicology*. 88: 60-64.
- Emami Khansari, F.; Ghazi-Khansari, M. & Abdollahi, M. 2005. Heavy metals content of canned tuna fish. *Food Chemistry*. 93: 293-296.
- Endo, T.; et al . 2008. Contamination Levels of Mercury and Cadmium in Melon-Head Whales (*Peponocephala electra*) from a Mass Stranding on Japanese Coast, *Environmental Pollution*. 135: 163-170.
- Esmaili -Sari, A. 2002. Pollutants, health and standards in the environment. Naghsh mehr Publication, 767 p. (In Persian)
- Esmaili-Sari, A.; Abdollahzadeh, E.; Joorabian Shoostari, S. & Ghasempouri, S.M. 2011. Fish consumption limit for mercury compounds. *Journal of Fasa University Medical Science*. 1 (2): 24-31. (In Persian)
- FAO/WHO (Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization). 2007. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Methylmercury. WHO Food Additives Series, 58: 269-315.
- Ghorbanzadeh, R. & Nazari, S. 2015. Statistical Yearbook of the Fisheries Organization of Iran 2013-2014, Publications of the Fisheries Organization of Iran / Deputy of Planning and Management Development / Office of Planning and Budget, 1 (1): 64 p. (In Persian)
- Gochfeld, M. 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 56: 174-179.
- Hamidi, Z. 2009. Measurement and comparison of concentrations of mercury, arsenic, cadmium, lead, cobalt, vanadium, total petroleum products and organochlorine toxins in the muscle of some fish in Horalazim wetland. Master thesis in fisheries natural resources, Islamic Azad University, Khuzestan Science and Research Branch. (In Persian)
- Hosseini, S.M.; Mirghaffari, N.; Sufiani, N.M.; Hosseini, S.V. & Ghasemi, A.F. 2013. Risk assessment of the total mercury in Golden gray mullet (*Liza aurata*) from Caspian Sea. *International Journal of Aquatic Biology*. 1(6): 258-265.
- Irwandi, J. & Farida, O. 2009. Mineral and heavy metal contents of marine fin fish in Langkawi island, Malaysia. *International Food Research Journal*. 16:105-112. Official method of Analysis of the Association of official Analytical chemists. (1980) Atomic absorption method for fish. 13th ed.
- Jafarzadeh Haghighi, N. & Farhang, M. 2006. Sea Pollution (translation), Avaye Ghalam Publications. First edition, Tehran, 393 p. (In Persian)
- Kannan, K.; Smith, Jr, R.G.; Lee, R.F.; Windom, H.L.; Heitmuller, P.T.; Macauley, J.M. & Summers, J.K. 1998. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment, and fish from South Florida estuaries. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*. 34(2): 109-118.
- Marcotrigiano, G.O. & Storelli, M.M. 2003. Heavy metal, polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in marine organisms: Risk evaluation for consumers. *Veterinary Research Communications*. 27: 183-195.
- Marrugo-Negrete, J.; Benitez, L. & Olivero-Verbel, J. 2008. Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in Northern Colombia. *Archive of Environmental Contamination and Toxicology*. 55: 305-316.

- Martorell, I.; Perelló, G.; Martí-Cid, R.; Llobet, J.M.; Castell, V. & Domingo, J.L. 2011. Human exposure to arsenic, cadmium, mercury, and lead from foods in Catalonia, Spain: temporal trend. *Biological Trace Element Research*. 142: 309–322.
- Mirlean, N.; Larned, S.T.; Nikora, V. & Tavares Kütter, V. 2005. Mercury in lakes and lake fishes on a conservation industry gradient in Brazil. *Chemosphere*. 60: 226-236.
- Mozaffarian, D. & Rimm, E.B. 2006. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Journal of the American Medical Association*. 296: 1885-1899.
- Okati, N. & 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: 639–657.
- Oze, R.; Oze, C.; Anunuso, C.; Ogukwe, H. N. & Okorie, K. 2006. Heavy metal pollution of fish of Qua-Iboe River Estuary: possible implications for neurotoxicity. *International Journal of Toxicology*. 3: 56-59.
- Palace, V.P.; Halden, N.M.; Yang, P.; Evans, R.E. & Sterling, G. 2007. Determining residence patterns of rainbow trout using laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS) analysis of selenium in otoliths. *Environmental Science and Technology*. 41: 3679–3683.
- Roger, N.R. & John, D.B. 1994. *Environmental Analysis*. John Wiley and Sons. N.Y. 263p.
- Safahieh, A.; Babadi, S.; Nabavi, S.M.B.; Ronagh, M.T. & Ghanemi, K. 2013. Assessment of mercury intake through consumption of yellowfin seabream (*Acanthopagrus latus*) from Musa Estuary. *Journal of Life Science and Technology*. 1(2): 142-146.
- Selin, N.E. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources*. 34: 43–63.
- Storelli, M.M. 2008. Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*. 46: 2782–2788.
- Storelli, M.M.; Barone, G.; Cuttone, G.; Giungato, D. & Garofalo, R. 2010. Occurrence of toxic metals (Hg, Cd and Pb) in fresh and canned tuna: public health implications. *Food and Chemical Toxicology*. 48: 3167–3170.
- Tuzen, M. 2009. Toxic and essential trace elemental contents in fish species from the Black Sea, Turkey. *Food and Chemical Toxicology*. 47: 1785–1790.
- Ubalua, A.O. & Chijioke, U.C. 2007. Determination and assessment of heavy metal content in Fish and shellfish in Aba River, Abia State, Nigeria. *KMITL Science and Technology Journal*. 1(7): 16-23.
- US EPA. 2009. *The National Study of Chemical Residues in Lake Fish Tissue*, EPA-823-R-09-006. Washington, DC.
- USEPA. 2000. *Per capita fish consumption estimates in the U.S., March 2000*.
- USEPA. 2013. *Fish consumption advisories-general information* <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/fishadvisories/general.cfm#tabs-2> accessed online on the 21 Feb 2001.
- Velayatzadeh, M. & Askary sary, A. 2013. Muscle and Liver in Five Species Endemic Fishes from Khoozestan Province *Journal of Fisheries*. *Iranian Journal of Natural Resources*. 65(4): 457-461. (In Persian)
- WHO. 2013. *Mercury and health (Fact sheet No. 361)*. Geneva: WHO, 2013 [Internet]. Available from: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en/> [accessed 11 October 2013].
- Zhang, W. & Wang, W.X. 2012. Large-scale spatial and interspecies differences in trace elements and stable isotopes in marine wild fish from Chinese waters. *Journal of Hazardous Materials*. 215-216: 65-74.