تعیین میزان فلزات در بافت‌های اردک سرسبز (*Anas platyrhynchos*) و ارزیابی خطر غذایی ناشی از مصرف آن در سواحل جنوب شرقی دریای خزر

محمّدحسین سینکاکریمی [۱*]
علیرضا پورخباز [۱]
مهدی حسن‌پور [۲]
سید محمود قاسمپوری[۳]

۱. دانشگاه بیرجند، دانشکده منابع طبیعی و محیطزیست، گروه محیطزیست، بیرجند، ایران
۲. سازمان حفاظت محیطزیست، اداره‌کل حفاظت محیط زیست استان گلستان
۳. دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، گروه محیطزیست، نور، ایران

*** نویسنده مسئول مکاتبات**
MH_Sinkakarimi@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۴/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۰۸/۳۰
کد مقاله: ۱۳۹۲۰۴۱۲۹
این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی می‌باشد.

چکیده

فلزات سنگین به‌دلیل دارا بودن خاصیت تجمع، بزرگ‌نمایی زیستی و سمیت بالا سهم عمده‌ای از نگرانی‌های مربوط به آلودگی اکوسیستم‌های آبی را تشکیل می‌دهند. پرندگان تالابی به علت قرارگیری در سطح‌های بالای زنجیره غذایی می‌توانند به‌خوبی نشانگر افزایش این فلزات در محیط زیست خود باشند. در پژوهش حاضر تعداد ۳۰ قطعه اردک سرسبز (۱۵ قطعه نر و ۱۵ قطعه ماده)، از سواحل جنوب شرقی دریای خزر جمع‌آوری شد. غلظت فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن در بافت‌های کبد، کلیه و عضله سینه اردک‌های سرسبز با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. بافت‌های کبد و کلیه بیش‌ترین میزان تجمع‌زیستی فلزات را از خود نشان دادند. تجمع فلزات کادمیوم، سرب و کروم در بافت‌های مختلف از الگوی کلیه > کبد > عضله و تجمع فلزات روی و آهن از الگوی کبد > کلیه > عضله پیروی کرد. میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در کبد و عضله اردک سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cd>Cr پیروی کرد در صورتی که میانگین غلظت فلزات در کلیه اردک سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cr>Cd پیروی کرده بود. تجمع‌زیستی آهن در بافت عضله بین دو جنس نر و ماده اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P<0/05$). میزان جذب روزانه و هفتگی فلزات ناشی از مصرف اردک سرسبز توسط خانواده شکارچیان در حد مجاز تخمین زده شد. میزان (Target Hazard Quotients) THQ برای هریک از فلزات کمتر از یک بدست آمد. به‌طور کلی فعالیت‌های مختلف انسانی در قسمت‌های اطراف تالاب و ورود فاضلاب‌های گوناگون را می‌توان منبع اصلی آلودگی به فلزات در منطقه مورد مطالعه دانست. نتایج حاصل از تحقیق حاضر می‌تواند در پایش مستمر سواحل جنوب شرقی دریای خزر مورد استفاده قرار گیرد.

واژگان کلیدی: اردک سرسبز، دریای خزر، فلزات، خطر غذایی، پرندگان، *Anas platyrhynchos*

مقدمه

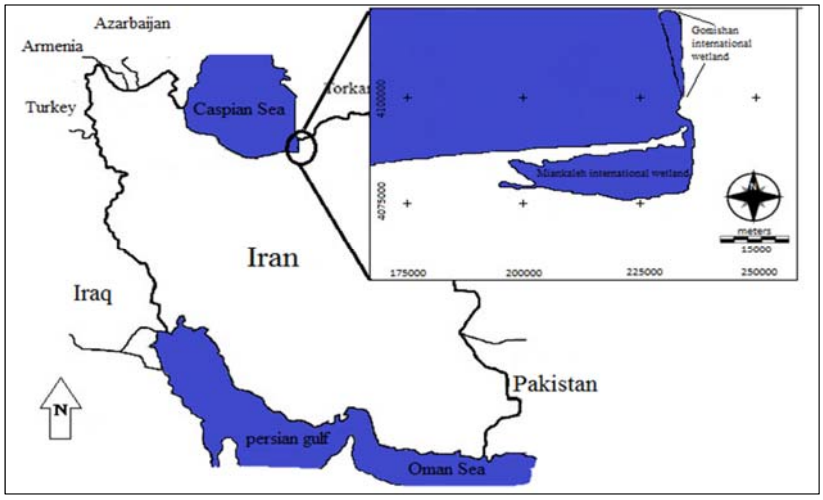
فلزات سنگین به دلیل رفتارهای تجمعی، تجزیه‌ناپذیر بودن و سمیت بالا سهم عمده‌ای از آلودگی اکوسیستم‌های آبی را شامل می‌شوند (Milenkovic *et al*., 2005). فعالیت‌های انسانی در بخش صنعت و کشاورزی، دفع فاضلاب‌ها، رواناب‌های سطحی شهرها، فرسایش پوسته زمین و نهشت‌های اتمسفری مقادیر زیادی از فلزات‌سنگین را وارد اکوسیستم‌های آبی می‌نماید (Karbassi *et al*., 2005). فلزات سنگین قادر هستند که سلامت عمومی انسان‌ها و سایر موجودات زنده‌ای که با آن‌ها در تماس بوده را به مخاطره بیاندازد و تعادل اکولوژیکی را برهم بزنند (Kinne, 1984). بزرگنمائی زیستی به‌عنوان عاملی برای تجمع غلظت‌های مضر فلزات سنگین در بافت‌های موجودات می‌باشد. در واقع آلاینده‌هایی که در غلظت‌های بالا در آب و رسوبات یافت نمی‌شوند در بافت مصرف‌کنندگان بالای زنجیره غذایی یافت می‌شوند (Rattner, 2000). تحقیقات متعددی از سوی محققین نشان داد که پرندگان می‌توانند سطوح بالایی از فلزات را درون بافت‌های خود از جمله کبد و کلیه نگه‌داری کنند (Braune and Gaskin, 1987). لذا می‌توان از پرندگان به‌عنوان شاخص زیستی در پایش سلامتی

اکوسیستم‌ها استفاده نمود (Movalli, 2000). آلودگی ناشی از فلزات‌سنگین در پرندگان فرآیندهای فیزیولوژیکی و بیولوژیکی متعددی از قبیل عادات غذایی، رشد و نمو، بلوغ، مرحله تولید مثل، پرریزی و مهاجرت را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Honda *et al*., 1986). فلزات روی، کروم و آهن میکرونوترینت‌های ضروری هستند که برای رشد بسیاری از موجودات لازمند. اما تجمع غلظت‌های بیش از حد مجاز آن‌ها در بافت‌های پرندگان وحشی سمی می‌باشد (Kim *et al*., 2009). سرب و کادمیوم به‌عنوان آلاینده‌های معدنی در سرتاسر اکوسیستم‌ها پراکنده شده‌اند. این فلزات در زمره عناصر غیر ضروری بوده و وجود آن‌ها در رژیم غذایی پرندگان دریایی سمی بوده و می‌توانند اثرات مضری بر روی سیستم‌های فیزیولوژیکی گوناگون به انضمام سیستم‌های غدد درون‌ریز داشته باشند (Johansen *et al*., 2004; Martin *et al*., 2003). مسمومیت پرندگان با سرب عوارضی مانند کندی رشد، نقص عصبی، کم‌خونی، سمیت کبدی و سمیت کلیوی را به همراه دارد .کاهش تخم، آسیب کلیوی، آسیب بیضه‌ای و تغییر در پاسخ رفتاری در پرندگان نیز از اثرات فلز کادمیوم گزارش شده است (Furness, 1996). تالاب‌های بین‌المللی میانکاله و گمیشان در شمال ایران و جنوب شرقی دریای خزر واقع شده‌اند و در زمره اکوسیستم‌های مهم و جهانی به‌شمار می‌آیند. تنوع و فراوانی پرندگان و سایر موجودات آبزی و خشکی‌زی همراه با پوشش گیاهی جالب و حیاتی، این تالاب‌ها را به اکوسیستم‌هایی پیچیده و شکننده مبدل ساخته است. این تالاب‌ها تحت پوشش کنوانسیون رامسر بوده و پذیرنده نهائی آلاینده‌های متعدد با منشاء طبیعی و انسان ساخت می‌باشند. اردک سرسبز یک گونه از پرندگان مهاجر آبزی است که در پائیز و زمستان مهاجرت خود را به این اکوسیستم‌های تالابی انجام داده و در طی زمان زمستان‌گذرانی خود پس از شکار شدن توسط جوامع بومی و حاشیه نشین این تالاب‌ها مورد تغذیه قرار می‌گیرند. هدف از این تحقیق تعیین سطوح فلزات‌سنگین سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن در بافت‌های کبد، کلیه و عضله اردک سرسبز در تالاب‌های بین المللی میانکاله و گمیشان در شمال ایران و همچنین تعیین میزان جذب روزانه و هفتگی فلزات سنگین، ناشی از مصرف آن توسط بدن مصرف‌کنندگان می‌باشد.

مواد و روش‌ها

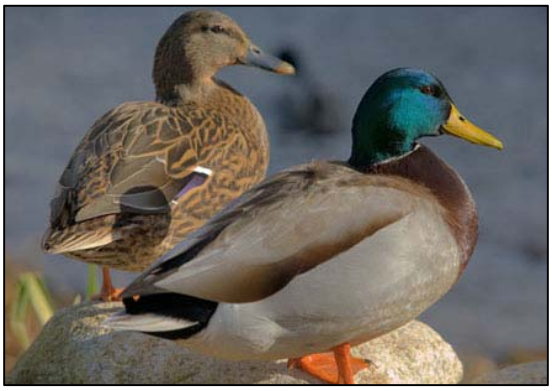
نمونه‌های اردک سرسبز، در طی فصل زمستان ۱۳۹۰ از ۲ منطقه (تالاب بین‌المللی میانکاله و تالاب بین‌المللی گمیشان) در سواحل جنوب‌شرقی دریای خزر تهیه شدند (شکل ۱). منطقه اول تالاب بین‌المللی میانکاله بود که در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۵۳ درجه و ۴۳ دقیقه شرقی واقع می‌باشد. مساحت این تالاب ۶۶۹۳۳ هکتار می‌باشد. در این تالاب حدود ۲۵۰ گونه پرنده شناسایی شده است.

منطقه دوم تالاب بین‌المللی گمیشان بود که در عرض جغرافیایی ۵۴ درجه و ۵۳ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۳۷ درجه و ۹ دقیقه شرقی واقع می‌باشد و وسعت آن حدود ۲۰۰۰۰ هکتار می‌باشد. بیش از ۱۰۰ گونه پرنده‌آبزی و بیست گونه ماهی در این تالاب شناسایی شده است (Azami *et al*., 2011). این دو منطقه، از مهم‌ترین مناطق برای زمستان‌گذرانی پرندگان در سواحل جنوبی دریای خزر محسوب می‌شوند.



شکل ۱: منطقه مورد مطالعه در سواحل جنوب شرقی دریای خزر.

تعداد ۳۰ قطعه اردک سرسبز (۱۵ نر و ۱۵ ماده) با مجوز رسمی از سازمان حفاظت محیطزیست ایران از تالاب‌های بین‌المللی میانکاله و گمیشان به طریق شکار تصادفی تهیه شد (شکل ۲). پرنده‌ها پس از صید درون کیسه‌های پلاستیکی قرار گرفته و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند. به دلیل وجود تفاوت‌های بارز ظاهری بین دو جنس، تشخیص جنس نر و ماده از یکدیگر از روی ظاهر انجام پذیرفت. نمونه‌ها کالبد شکافی شدند و بافت‌های کبد، کلیه و عضله سینه آن‌ها به دقت خارج شد. نمونه‌های بافت، درون کیسه‌های پلاستیکی عاری از آلودگی قرار گرفت و تا زمان آنالیز دستگاهی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. با استفاده از ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۱ گرم، مقدار ۵ گرم از بافت‌های کبد، کلیه و عضله سینه اردک سرسبز وزن شد. بافت‌ها را در درجه حرارت بین ۸۰-۵۰ درجه سانتی‌گراد در فور قرار داده شد تا خشک شوند. به جهت از بین بردن رطوبت نمونه‌ها، آن‌ها را از فور خارج و توسط بوته چینی در دمای ۱۳۵ درجه‌سانتی‌گراد آون به مدت ۲-۱ ساعت قرار داده تا کاملا خشک شوند. نمونه‌ها را از آون بیرون آورده و برای خارج نمودن دوده‌های حاصله، بوته چینی حاوی نمونه روی اجاق سوزانده شد (در هنگام سوزاندن باید از شعله‌ور شدن نمونه‌ها در داخل بوته چینی جلوگیری شود). بوته چینی به مدت ۲۴ ساعت به کوره سرد منتقل گردید و درجه حرارت به آرامی تا ۴۵۰ الی۵۰۰ درجه سانتی‌گراد بالا رفت (دمای بالاتر از ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد را کوره گرم گویند). نمونه‌های خاکستر شده را از کوره خارج کرده و پس از سرد شدن به منظور عاری نمودن از کربن، به آن‌ها ۲ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه نموده و بر روی صفحه داغ با درجه حرارت ملایم اسید را تبخیر کرده تا اسید غلیان نکند. مجددا نمونه‌ها را به کوره سرد منتقل کرده و درجه حرارت کوره به آرامی تا ۴۵۰ الی ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد به همان روش اشاره شده افزایش یافت. درجه حرارت کوره به مدت یک ساعت ثابت نگه داشته شد. سپس بوته چینی را از کوره بیرون آورده و پس از سرد شدن در صورتی که بعضی از نمونه‌های خاکستر شده عاری از کربن شده بودند، به آن‌ها ۲ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه کرده و پس از تبخیر بر روی صفحه داغ، در کوره ۴۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت یک ساعت گذاشته شدند. آنقدر این کار تکرار گردید تا تمام نمونه‌ها عاری از کربن شده و کاملاً رنگ آن‌ها روشن شد. به نمونه‌هایی که رنگ آن‌ها روشن شده، ۱۰ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۱ نرمال اضافه کرده و روی صفحه داغ با درجه حرارت پایین به مدت ۱۰ دقیقه حرارت داده تا خاکستر در اسید حل شود. محلول را پس از سرد کردن به حجم ۱۰ سی‌سی رسانده، از کاغذ صافی عبور داده و سپس توسط بالن ژوژه ۲۵ میلی‌لیتری با اسید کلریدریک ۱ نرمال به حجم رسانده شدند (AOAC, 2000). سرانجام محلول‌های موجود در بالن ژوژه را در بطری‌های پلاستیکی دربدار ریخته و کد گذاری شدند. محلول استاندارد هر فلز از محلول ۱۰۰۰ قسمت در میلیون آن فلز تهیه شد. برای اندازه‌گیری غلظت فلزات مورد مطالعه از دستگاه جذب اتمی مدل (GFS97, Thermo Electron, Cambridge, UK) استفاده شد. غلظت‌های همه فلزات در بافت‌های مورد مطالعه (میکروگرم بر گرم) بر اساس وزن‌تر ارزیابی شد.



شکل ۲: اردک سرسبز (*Anas platyrhynchos*).

آنالیز آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS (نسخه ۱۸) صورت پذیرفت. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون شاپیرو–وایک مورد ارزیابی قرار گرفت. داده‌ها توزیع نرمال داشتند. تجزیه و تحلیل داده‌های بدست آمده با استفاده از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه (Anova One-Way) و تی تست (t-test) صورت گرفت. نتایج آماری که P value آن‌ها کمتر از ۰/۰۵ بود (P< ۰/۰۵) به‌عنوان معیار قابل قبول اختلاف در نظر گرفته شده است.

THQ در واقع نسبت بین میزان در معرض قرارگیری فلزات‌سنگین و دوز رفرنس آن‌ها می‌باشد که برای بیان اثرات غیر سمی به‌کار می‌رود. اگر میزان این نرخ کمتر از یک باشد، نشان دهنده این مطلب خواهد بود که هیچ‌گونه خطر قابل مشاهده‌ای وجود ندارد. اما اگر این نسبت برابر و یا بزرگ‌تر از یک باشد خطراتی برای سلامتی مصرف کنندگان را در پی خواهد داشت (یعنی میزان فلز مورد نظر از میزان مجاز فراتر رفته است). روش به‌کار رفته برای محاسبه THQ بر اساس روش پیشنهادی آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا می‌باشد (USEPA, 2000). موارد در نظر گرفته شده در جدول ۱ آمده است.

مدل بکار رفته برای تخمین THQ به شرح زیر می‌باشد:

$$THQ = \frac{EFr \times EDtot \times FIR \times C}{RFDo \times BWa \times ATn} \times 10^{-3}$$

در این مدل THQ خارج قسمت خطر هدف، EFr بسامد در معرض قرارگیری (۳۶۵ روز در سال)، EDtot میزان در معرض قرارگیری (۷۲ سال)، FIR نرخ خوردن غذا (گرم در روز)، C میزان فلز در غذای مورد مطالعه (میلی‌گرم بر گرم)، RfDo دوز رفرنس از راه دهان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) (جدول ۲)، BWa میانگین وزن افراد بالغ (۷۰ کیلوگرم)، ATN زمان در معرض قرارگیری برای ترکیبات غیر سرطان‌زا (۳۶۵ روز در سال × تعداد سال‌های در معرض قرارگیری). گزارش شده است که در معرض چند آلاینده قرار گرفتن ممکن است که اثرات افزایشی و یا متقابل داشته باشد (Hallenbeck, 1993). در این مطالعه THQ کل هم بر اساس روش پیشنهادی Chein و همکاران (۲۰۰۲) محاسبه شده است:

Total THQ (TTHQ) = THQ (toxicant 1) + THQ (toxicant 2) + … … + THQ (toxicant n)

جدول ۱: موارد در نظر گرفته شده برای محاسبه THQ.

فرض‌ها	منبع
میزان فلز وارد شده، برابر با میزان جذب شده در بدن می‌باشد	(USEPA, 1989)
پخت و پز اثری را بر روی آلاینده‌ها ندارد	(Cooper *et al*., 1991)
متوسط عمر ایرانیان ۷۲ سال می‌باشد	(MHMEI, 2012)
متوسط وزن افراد بالغ ۷۰ کیلوگرم در نظر گرفته شد	

جدول ۲: دوز رفرنس مجاز از راه دهان.

فلز	Pb	Cd	Cr	Zn	Fe
RfDo (mg/kg-day)	4×10^{-3}	1×10^{-3}	1.5	3×10^{-1}	7×10^{-1}

دوز رفرنس در واقع تخمینی از میزان در معرض قرارگیری روزانه جمعیت انسانی با آلاینده‌ها که هیچ گونه آسیب زیان‌آور قابل مشاهده‌ای در طول زندگی فرد برای او ندارد می‌باشد (USEPA, 2008).

نتایج

جدول ۳ غلظت فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن را در بافت‌های کبد، کلیه و عضله سینه اردک‌های سرسبز (۱۵ قطعه نر و ۱۵ قطعه ماده) بر حسب میکروگرم بر گرم وزن تر نشان می‌دهد. میزان تجمع فلزات در بافت‌های مختلف اردک‌های سرسبز تفاوت‌های زیادی را نشان داد ($P<۰/۰۵$). بافت‌های کلیه و کبد بیش‌ترین تجمع فلزات را در خود نشان دادند، درحالی که بافت عضله نشان داد که تمایل کم‌تری نسبت به تجمع فلزات در خود دارد. در اردک‌های سرسبز تجمع فلزات کادمیوم، سرب و کروم در بافت‌های مختلف از الگوی کلیه> کبد> عضله و تجمع فلزات روی و آهن از الگوی کبد> کلیه> عضله پیروی کرد.

میانگین غلظت فلزات در کبد و عضله اردک‌های سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cd>Cr پیروی کرد در صورتی که میانگین غلظت فلزات‌سنگین در کلیه اردک‌های سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cr>Cd پیروی کرد.

به‌طور کلی به‌جز کروم میانگین غلظت عناصر ضروری بیش از عناصر غیر ضروری بود. آهن بیش‌ترین تجمع را در بین فلزات مورد مطالعه در اندام‌های مختلف داشت.

به طور کلی تجمع فلزات بین بافت‌های مختلف جنس نر و ماده اردک‌های سرسبز مشابه بود، اما تجمع آهن در بافت عضله سینه بین دو جنس نر و ماده اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P<۰/۰۵$). نتایج بدست آمده در این مطالعه نشان می‌دهد که بین جنس نر و ماده در تجمع فلزات در اندام‌هایشان تفاوت وجود دارد ($P<۰/۰۵$). نتایج ما همچنین نشان داد که تفاوت جنس نر و ماده در تجمع، وابسته به نوع فلز نیز می‌باشد. برای مثال بین دو جنس در تجمع فلز آهن تفاوت وجود دارد اما در تجمع فلزات سرب، کادمیوم، کروم و روی هیچ‌گونه تفاوتی وجود ندارد.

جدول ۳: غلظت فلزات در بافت‌های مختلف اردک‌های سرسبز (*Anas platyrhynchos*) (میکروگرم بر گرم وزن تر) در زمستان ۱۳۹۰.

بافت		تعداد	Pb	Cd	Cr	Zn	Fe
کبد	نر	۱۵	۱/۲۴	۰/۶	۰/۱۹	۱۸/۱۴	۲۳۸/۱۹*
	ماده	۱۵	۱/۰۸	۰/۷۹	۰/۲۷	۱۹/۳	۲۴۰/۰۹*
	میانگین کل		۱/۱۶b	۰/۶۹a	۰/۲۳a	۱۸/۷۲a	۲۳۹/۱۴a
کلیه	نر	۱۵	۳/۹۳	۱/۳۱	۱/۴۶	۱۰/۳۹	۷۳/۰۳
	ماده	۱۵	۲/۹۴	۱/۲۲	۱/۱۶	۱۲/۰۶	۶۵/۹۱
	میانگین کل		۳/۴۳a	۱/۲۷b	۱/۳۱b	۱۱/۲۲b	۶۹/۴۷b
عضله	نر	۱۵	۰/۷۲	۰/۲۱	۰/۰۳	۸/۱۲	۴۱/۷
	ماده	۱۵	۰/۹۴	۰/۲۱	۰/۰۳	۱۰/۸	۴۴/۴
	میانگین کل		۰/۸۳b	۰/۲۱c	۰/۰۳c	۹/۴۶b	۴۳/۰۵c

حروف a, b, c نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین بافت‌های مختلف اردک سرسبز می‌باشد ($P<۰/۰۵$).

نشانه (*) نشان دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین جنس نر و ماده اردک سرسبز می‌باشد ($P<۰/۰۵$).

طبق بررسی‌های صورت گرفته، اداره کل حفاظت محیطزیست استان گلستان در سال مورد مطالعه، تعداد ۵۰۰۰ پروانه شکار برای ۵۰۰۰ شکارچی صادر کرده است. فصل شکار شامل ۵ ماه از سال می‌باشد. بر اساس هر پروانه شکار هر شکارچی حق دارد در هر هفته ۲ روز و در هر روز ۴ قطعه پرنده را شکار کند. در مطالعه حاضر وزن بافت خوراکی هر قطعه پرنده آبزی شکار شده ۸۰۰ گرم در نظر گرفته شد. تعداد افراد هر خانواده شکارچی حدوداً ۳/۶۷ نفر در نظر گرفته شد (سینکاکریمی و همکاران، ۱۳۹۲). به این ترتیب هر فرد در هر خانواده شکارچی به‌طور میانگین سالانه حدودا ۹۵ گرم در روز از گوشت پرنده شکار شده تغذیه می‌کند. در مطالعه حاضر اردک سرسبز به علت فراوانی زیاد و محبوبیت بسیار در بین شکارچیان به‌عنوان شاخصی از آلودگی تمامی پرندگان مورد مصرف این نواحی در نظرگرفته شده است. میزان جذب روزانه فلزات در اثر مصرف غذا ارتباط مستقیم با میزان فلزات موجود در آن ماده غذایی و همچنین میزان مصرف آن ماده غذایی دارد. برای تخمین میزان جذب هفتگی و روزانه فلزات از طریق مصرف پرنده شکار شده توسط شکارچیان و خانواده آن‌ها، ابتدا میزان غلظت هر کدام از فلزات کادمیوم، سرب، کروم، روی و آهن در اردک سرسبز (به‌عنوان شاخص) تعیین شد و سپس در میزان مصرف آن توسط شکارچیان و خانواده آن‌ها ضرب شد. جدول ۴ میزان جذب روزانه و هفتگی فلزات را در گروه مورد مطالعه نشان می‌دهد. مقایسه میزان جذب روزانه و هفتگی فلزات با میزان مجاز ارائه شده توسط سازمان بهداشت جهانی و فائو، نشان می‌دهد که میزان جذب شده پایین‌تر از حداکثر میزان قابل قبول اجازه داده شده توسط این سازمان‌ها می‌باشد.

جدول ٤: تخمین جذب روزانه و هفتگی فلزات توسط افراد مصرف کننده در سواحل جنوب شرقی دریای خزر در زمستان ۱۳۹۰.

فلز	PTWI*	PTWI[b]	PTDI[c]	EWI[d] (EDI)[e]	RDI[f]	RDI[g]
Pb	۲۵[a]	۱۷۵۰	۲۵۰	۷/۹ (۱/۱)	-	-
Cd	۷[a]	۴۹۰	۷۰	۲ (۰/۲)	-	-
Cr	-	-	-	۰/۳ (۰/۰۴)	۰/۹	۰/۹
Zn	۷۰۰۰[a]	۴۹۰۰۰۰	۷۰۰۰۰	۸۹/۹ (۱۲/۸)	۴۷۰۰	۴۷۰۰
Fe	۵۶۰۰[a]	۳۹۲۰۰۰	۵۶۰۰۰	۴۰۹ (۵۸/۴)	۱۱	۸

* میزان جذب مجاز قابل تحمل موقت هفتگی(PTWI) بر حسب میکروگرم در هفته به ازای هرکیلوگرم از وزن بدن.

** میزان مصرف روزانه شکارچیان از پرندگان مهاجر در استان گلستان ۹۵ گرم به ازای هر فرد می‌باشد.

a= (FAO/WHO, 2004).

b= PTWI برای افرد بالغ با وزن متوسط ۷۰ کیلوگرم، برحسب میکروگرم در هفته برای یک فرد ۷۰ کیلوگرمی.

c= میزان جذب مجاز قابل تحمل روزانه موقت (PTDI) ، برحسب میکروگرم در روز برای یک فرد ۷۰ کیلوگرمی.

d= تخمین جذب هفتگی بر حسب میکروگرم در هفته برای فرد ۷۰ کیلوگرمی.

e= تخمین جذب روزانه بر حسب میکروگرم در روز برای فرد ۷۰ کیلوگرمی.

f= میزان توصیه شده جذب روزانه توسط مردان بر حسب میلی‌گرم در روز.

g= میزان توصیه شده جذب روزانه توسط زنان بر حسب میلی‌گرم در روز.

جدول ۵ تخمین THQ برای هر فلز منحصر به فرد و همچنین THQ کل برای خانواده افراد شکارچی را نشان می‌دهد. تخمین THQ برای هر یک از فلزات به ترتیب زیر کاهش پیدا می‌کند: Pb >Fe>Zn> Cd >Cr. THQ کل و همچنین THQ برای تک تک فلزات کم‌تر از یک بود.

جدول ۵: تخمین THQ و TTHQ در اثر مصرف اردک سرسبز (*Anas platyrhynchos*) در سواحل جنوب شرقی دریای خزر در زمستان ۱۳۹۰.

گونه	Pb	Cd	Cr	Zn	Fe	TTHQ
سرسبز	۰/۲۷۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۲	۰/۰۴۱	۰/۰۰۸	۰/۳۲۳

بحث و نتیجه‌گیری

در مطالعات بسیاری از پرندگان آبزی به عنوان نشان‌گر آلودگی تالاب‌ها استفاده شده است (Parslow *et al.*, 1982; Kozulin and Pavluschick, 1993; Guitart *et al.*, 1994; Weseloh *et al.*, 1994; Herna´ndez *et al.*, 1999; Henny *et al.*, 2000). الگوی توزیع فلزات در بین بافت‌های مختلف اردک‌های سرسبز تفاوت معنی‌داری را نشان داد. این تفاوت معنی‌دار می‌تواند وابسته به متابولیسم و همچنین عملیات سم‌زدایی بدن باشد. پرندگان می‌توانند فلزات را از طریق پرهای خود از بدن خارج کنند. همچنین نوع خاصی از پروتئین به نام متالوتیونین در کبد و کلیه پرندگان وجود دارد که می‌تواند به فلزات‌سنگین متصل شود و آن‌ها را در خود زندانی کند و مانع از ورود آن‌ها به جریان خون شود. به این ترتیب میزان فلزات تجمع بیشتری را در بافت‌های کبد و کلیه نسبت به بافت عضله نشان داده است. به‌طورکلی میزان فلزات سنگین در کبد و کلیه پرندگان نشان دهنده تماس اخیر آن‌ها با این فلزات می‌باشد. تجمع فلزات سنگین در بافت عضله نسبت به بافت‌های کلیه و کبد به‌دلیل ترقیق غلظت فلزات در عضله‌های در حال رشد (Lewis and Furness, 1991)، عدم وجود متالوتیونین در عضله و همچنین عدم تماس مستقیم با غذا و در نتیجه فلزات سنگین، میزان کمتری را نشان می‌دهد، اما با مرور زمان میزان فلزات می‌تواند در آن افزایش یابد که شاخص خوبی برای تماس بلند مدت پرنده با آلاینده‌ها باشد. این الگو به‌خوبی در این مطالعه نشان داده شده است. به طور کلی می‌توان وجود تفاوت در تجمع فلزات بین بافت‌های کلیه، کبد و عضله را در اردک سرسبز وجود متالوتیونین در کلیه و کبد دانست (Wu *et al.*, 2006; Ploetz, 2007). مقدار عناصر ضروری در اردک سرسبز در حد نرمال بود که می‌تواند نشان دهنده این مطلب باشد که این فلزات توسط یک مکانیسم هموستاتیک طبیعی در بدن کنترل می‌شوند. Kim و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کرده‌اند که نسبت غلظت کادمیوم در کبد به کلیه اگر بیش‌تر از یک باشد فرد در تماس حاد کادمیوم در رژیم غذایی است و در غلظت پایین‌تر از یک فرد در معرض سمیت مزمن و در سطح پایین تماس با فلز قرار گرفته است. محاسبه این نسبت برای اردک سرسبز نشان می‌دهد که مقدار سمیت مزمن عنصر تقریبا برابر با ۰/۵۴ است. بنابراین اردک‌های سرسبز مورد مطالعه در معرض مسمومیت شدید کادمیوم در رژیم غذایی خود قرار نداشته‌اند. Kim و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کرده‌اند که ارگان هدف در مسمومیت مزمن کادمیوم بافت کلیه است، اما در معرض قرارگیری مداوم حتی در مقدار پایین‌تر از حد کشندگی، سبب افزایش متوالی این عنصر در قشر کلیه و به دنبال آن باعث افزایش متالوتیونین‌های کلیه می‌شود (Elliot *et al.*, 1992; Scheuhammer, 1987). Battaglia و همکاران (۲۰۰۵) گزارش کرده‌اند که غلظت‌های کمتر از ۲ و اغلب کمتر از ۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک سرب در کبد نمی‌تواند سمی بوده باشد و موجب مرگ پرنده شود. چنین میزان‌هایی ناشی از تماس نرمال با فلز سرب می‌باشد که نمی‌تواند اثرات شدید روی عملکرد سیستم بیولوژیک داشته باشد. با توجه به استانداردهای ارائه شده توسط Clark و Scheuhammer (۲۰۰۳) غلظت فلز سرب در هر سه اندام کبد، کلیه و عضله سینه پایین‌تر از حد مجاز بوده است. در مطالعه مشابه‌ای سینکاکریمی و همکاران (۱۳۹۲) میزان فلزات کادمیوم، سرب، کروم، روی و آهن را در اردک‌های خوتکا و اردهای در تالاب‌های بین‌المللی میانکاله و گمیشان بررسی کردند که نتایج حاصل از مطالعه اشاره شده نشان داد که میزان فلزات مورد مطالعه (بجز میزان کروم در کلیه اردک سرسبز مطالعه حاضر که بیشتر از میزان آن در اردک اردهای بود) در اردک اردهای در تمامی اندام‌های مورد مطالعه بیشتر از اردک سرسبز مطالعه حاضر بود. همچنین میزان تمامی فلزات مورد مطالعه (بجز میزان کادمیوم و کروم در بافت عضله و میزان آهن در بافت کلیه) در اردک سرسبز مطالعه حاضر بیشتر از میزان آن‌ها در اردک خوتکا بود. در مطالعه مشابه دیگری حسن‌پور و همکاران (۱۳۹۰) میزان فلزات کادمیوم، سرب، کروم و روی را در بافت‌های کبد و کلیه چنگر در سواحل جنوب شرقی دریای خزر تعیین کردند که میزان تمامی این فلزات بیشتر از میزان آن در اردک سرسبز مورد مطالعه حاضر بوده است.

در زمینه تفاوت در تجمع فلزات بین جنس‌های نر و ماده مطالعات زیادی انجام شده است (Hutton, 1981; Gochfeld and Burger, 1987; Burger and Gochfeld, 1992; Movalli, 2000, Swaileh and Sansur, 2006). تفاوت‌های بین دو جنس نر و ماده در تجمع فلزات می‌تواند ناشی از عوامل اکولوژیک و فیزیولوژیک باشد. Braune و Gaskin (۱۹۸۷) گزارش داده‌اند که جنس ماده نوعی کاکایی میزان بیش‌تری از فلزات سنگین بدن خود را نسبت به جنس نر از طریق پرهای خود در پرریزی پاییزه دفع می‌کند. همچنین تعدادی از مطالعات گزارش کرده‌اند که پرندگان ممکن است بعضی از فلزات را از طریق واکنش آن‌ها با کلسیم و منیزیم تحمل کنند و این پروسه کاملاً وابسته به جنسیت می‌باشد (Burger and Gochfeld, 1992; Dauwe *et al*., 2002). البته تفاوت بین دو جنس می‌تواند منعکس کننده تفاوت در عادات تغذیه‌ای و یا پویایی فلزات در دو جنس باشد (Gochfeld, 1997). پروتئین متالوتیونین بعضی تفاوت‌های وابسته به جنس را در اتصال به فلزات نشان داده است که می‌تواند تا حدودی توجیه کننده تفاوت در تجمع فلزات بین دو جنس باشد (Burger 2007; Millán *et al*., 2008). Burger و Gochfeld (۱۹۹۲) و Dauwe و همکاران (۲۰۰۲) بیان کرده‌اند که توانایی دفع کردن فلزات از بدن کاملا وابسته به جنس می‌باشد، ماده‌ها می‌توانند مقداری از فلزات را از طریق تخم از بدن خود دفع کنند و از این طریق میزان بیش‌تری از فلزات را از طریق بدن خود نسبت به جنس نر دفع کنند.

به‌نظر می‌رسد تحقیق حاضر اولین مطالعه در زمینه جذب روزانه فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن و ارزیابی خطر غذایی ناشی از مصرف پرندگان آبزی مهاجر شکار شده توسط شکارچیان و خانواده آن‌ها در سواحل جنوب شرقی دریای خزر باشد. امروزه به خوبی دانسته شده است که تعدادی از عناصر جزئی مانند روی و آهن جز اصلی تشکیل دهنده آنزیم‌ها، هورمون‌ها و ساختار پروتئین‌ها هستند و نقش حیاتی را در متابولیسم بدن انسان ایفا می‌کنند. تعدادی از این عناصر جزئی برای انسان حتی در مقدار جزئی نیز مضر می‌باشند، مانند کادمیوم و سرب، که هیچ نقشی از آن‌ها در بدن شناخته نشده است. بخش قابل توجهی از تمامی این عناصر جزئی از طریق مواد غذایی وارد بدن انسان می‌شوند. برای جذب تمامی عناصر جزیی ضروری توسط بدن میزان استانداردی وجود دارد، که مقدار بیش از آن موجب آسیب رساندن و اثرات سمی در بدن می‌شود. کمبود آهن ارتباط مستقیم با آنمی دارد و موجب آسیب‌های مهمی به پیشرفت‌های ذهنی می‌شود. انباشته شدن کادمیوم در بدن می‌تواند موجب آسیب به عمل کلیه‌ها، آسیب‌های اسکلتی و همچنین اختلالات در سیستم تولیدمثل شود (CEC, 2002). به خوبی شناخته شده است که وجود سرب در بدن موجب آسیب‌های ذهنی و کاهش کارایی مغز در بچه‌ها و همچنین افزایش فشار خون و بیماری‌های قلبی در افراد بزرگسال می‌شود (CEC, 2002). نقش کروم در بدن به خوبی شناخته نشده است اما مشخص شده که در بالا بردن فعالیت انسولین و همچنین کمک به متابولیسم بدن در انباشتن پروتئین‌ها، چربی‌ها و کربوهیدرات‌ها نقش دارد (*Antoin et al*., 2012). عنصر روی در ساختار آنزیم‌های بدن وجود دارد و وجود آن موجب پایداری سیستم دفاعی بدن می‌شود و چنانچه بیش از حد مصرف شود (۴۰ میلی‌گرم در روز) باعث کاهش کارایی مس در بدن و نیز کاهش آهن در خون می‌شود (فتوحی و فراهانی، ۱۳۸۷).

یک جنبه مهم در ارزیابی خطرات برای سلامتی انسان توسط مواد شیمیایی که ذاتا مضر می‌باشند و در غذا وجود دارند، دانستن میزان جذب این مواد شیمایی مضر توسط بدن و نگه‌داشتن آن در یک حاشیه امنیت می‌باشد. PTWI بر پایه هفته بیان شده و خطر به مدت طولانی در معرض آلاینده‌هایی قرار گرفتن که امکان تجمع در بدن را دارند را نشان می‌دهد (Morgano *et al*., 2011). نتایج حاصل از مطالعه حاضر نشان داد که میزان جذب روزانه فلزات مورد مطالعه توسط گروه مورد مطالعه کمتر از میزان مجاز اجازه داده شده توسط سازمان‌های فائو و بهداشت جهانی در اثر مصرف اردک سرسبز می‌باشد (FAO/WHO, 2004). در مقایسه با سایر مسیرها بیش از ۹۰ درصد فلزات از طریق غذا وارد بدن انسان می‌شوند (Goyer and Clarkson 2001; Bin *et al*., 2001). ذکر این نکته بسیار ضروری به‌نظر می‌رسد که در مطالعه حاضر تنها میزان ورود فلزات به بدن را در اثر مصرف یک نوع ماده غذایی در نظر گرفته شد، اما از آن‌جایی که افراد در طول روز از چندین ماده غذایی استفاده می‌کنند، نیاز می‌باشد که مطالعات بر روی مواد دیگر نیز صورت گیرد. طبق نتایج به دست آمده این‌گونه به نظر می‌رسد که مصرف اردک سرسبز با میزان کنونی برای سلامتی مصرف کننده‌ها ضرری را نداشته باشد. Zheng و همکاران (۲۰۰۷) میزان فلزات کادمیوم، سرب و روی را در چندین ماده غذایی مورد بررسی قرار دادند و نتایج حاصله نشان داد که میزان جذب روزانه این فلزات در مطالعه حاضر بیش‌تر از میزان بدست آمده توسط آن‌ها بود. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که میزان جذب روزانه

فلزات کادمیوم، سرب و روی در اثر مصرف گوشت مرغ، به ترتیب ۴/۷، ۴۹/۹ و ۲۵ میکروگرم بر کیلوگرم، در گوشت گاو به ترتیب ۳/۶، ۲۸/۶ و ۳۷/۹ میکروگرم بر کیلوگرم و در گوشت گوسفند ۵، ۱۰۸/۱ و ۲۴ میکروگرم بر کیلوگرم بوده است.

میزان THQ برای هریک از فلزات کمتر از یک بدست آمد که می‌تواند نشان دهنده این مطلب باشد که مصرف اردک سرسبز به ازای هر فلز، برای مصرف کنندگان آن در این مناطق خطرات آشکاری را ندارد. THQ برای در معرض قرارگیری کل نیز کم‌تر از یک بدست آمد که می‌تواند نشان دهد مصرف اردک سرسبز برای شکارچیان و خانواده آن‌ها پتانسیل ایجاد خطر را از نظر فلزات مورد مطالعه، ندارد. به هر حال THQ تعریف کننده یک رابطه دوز-پاسخ نمی‌باشد و ارزش عددی آن نمی‌تواند به‌عنوان یک تخمین مستقیم از میزان خطر باشد (USEPA, 1996). به عبارتی دیگر، دوز رفرنس یک خط تقسیم هوشمندانه بین جذب بی‌خطر و خطرناک نیست، یعنی این‌که میزان جذب بالاتر از این دوز خطرناک باشد و یا این‌که میزان جذب کم‌تر از آن خطری را متوجه انسان نکند. به هر حال THQ یک میزان نسبی و محافظه کارانه است که می‌تواند تا حدودی امکان وجود خطر را برای ما آشکار کند و به عنوان یک شاخص مناسب مورد استفاده قرار گیرد.

از آن‌جایی که فشنگ‌های سربی سهم زیادی از آلودگی اکوسیستم‌ها را دارا هستند بنابراین پیشنهاد می‌شود که با هماهنگی سازمان‌ها و مراکز مربوطه ترتیبی اتخاذ شود تا فشنگ‌های سربی از فلز و یا ماده‌ای ساخته شوند که برای محیط‌زیست زیان‌آور نباشند. همچنین سازندگان قلاب‌های ماهی‌گیری به جای وزنه‌های سربی از ماده‌ای مناسب و بی‌خطر استفاده کنند.

سپاسگزاری

بدین‌وسیله از زحمات تمامی افرادی که وقت و تخصص خود را صرف انجام این پژوهش قرار دادند، به ویژه پرسنل اداره‌کل حفاظت محیط زیست استان گلستان، به‌دلیل حمایت‌های همه جانبه، کمال سپاسگزاری را داریم.

منابع

حسن‌پور، م.، پورخباز، ع ر. و قربانی، ر.، ۱۳۹۰. اندازه‌گیری فلزات سنگین در آب، رسوب و پرنده وحشی چنگر در حاشیه جنوب شرقی دریای خزر، مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، شماره ۲۱: ۱۸۴-۱۹۴.

سینکاکریمی، م ح.، پورخباز، ع ر. و حسن‌پور، مهدی.، ۱۳۹۲. استفاده از اندام‌های پرندگان آبزی به‌عنوان شاخص زیستی آلودگی فلزات (Cd, Pb, Cr, Zn and Fe) در سواحل جنوب شرقی دریای خزر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند.

فتوحی، ف. و فراهانی، م.، ۱۳۸۷. اندازه‌گیری و مطالعه اثر آلایندگی فلز روی موجود در تایرهای فرسوده در محیط زیست، مجله صنعت لاستیک ایران، شماره ۲۵: ۲۰-۲۲.

Antoine, J. M. R., Hoo Fung, L. A., Grant, Ch. N., Dennis, H. T. and Lalor, G. C., 2012. Dietary intake of minerals and trace elements in rice on the Jamaican market. Journal of Food Composition and Analysis. 26:111-121.

AOAC. 2000. 17th Ed W. Hurwitz, Association of Official Analytical Chemists.

Azami, J., Esmaili-sari, A., Bahramifar, N., Ghasempouri, M. and Savabieasfahani, M., 2011. Mercury in Liver, Kidney, Feather and Muscle of Seabirds from Major Wetlands of the Caspian Sea, Iran. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology. 86:657-661.

Battaglia, A., Ghidini, S., Campanini, G. and Spaggiari, R., 2005. Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctuna*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from Northern Italy. Ecotoxicology and Environmental Safety. 60: 61–66.

Bin, C., Xiaoru, W. and Lee, F. S. C., 2001. Pyrolysis coupled with atomic absorption spectrometry for the determination of mercury in Chinese medical materials. Analytica Chimica Acta. 447:161-169.

Braune, B. M. and Gaskin, D. E., 1987. Mercury levels in Bonaparte's gulls (*Larus philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada, Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 16, 539–549.

Burger, J. and Gochfeld, M., 1992. Heavy metal and selenium concentrations in Black skimmers (*Rhynchops niger*): gender difference. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 23:431-434.

Burger, J., 2007. A framework and methods for incorporating gender related issues in wildlife risk assessment: gender-related differences in metal levels and other contaminants as a case study. Environmental Research. 104:153-162.

Chien, L. C., Hung, T. C., Choang, K. Y., Yeh, C. Y., Meng, P. J., Shieh, M. J. and Han, B. C., 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. Science of Total Environment. 285:177-185.

Clark, A. J. and Scheuhammer, A. M., 2003. Lead poisoning in up-land-foraging birds of prey in Canada. Ecotoxicology, 12: 23-30.

Commission of the European Communities (CEC)., 2002. Commission Regulation (EC) No. 221/2002 of 6 February 2002 amending regulation (EC) No. 466/2002. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Communities, Brussels, 6 February 2002.

Cooper, C. B., Doyle, M. E. and Kipp, K., 1991. Risk of consumption of contaminated seafood, the Quincy Bay Case Study. Environmental Health Perspectives. 90:133-140.

Dauwe, T., Lieven, B., Ellen, J., Rianne, P., Ronny, B. and Marcel, E., 2002. Greatand blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. Ecological Indicator. 1:227-234.

Elliot, J. E., Scheuhammer, A. M., Leighton, F. A. and Pearce, P., 1992. Heavy metals and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 22: 63–73.

FAO/WHO, 2004. "Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA 1956-2003)", ILSI Press International Life Sciences Institute.

Furness, R. W., 1996. Cadmium in birds. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (ed) Environmental contaminants in wildlife. CRC Lewis, Boca Raton, FL, pp 389-404.

Gochfeld, M. and Burger, J., 1987. Heavy metal concentrations in the liver of three duck species: influence of species and sex. Environmental Pollution. 45:1-15.

Gochfeld, M., 1997. Factors influencing susceptibility to metals. Environmental Health Perspectives. 105:817–822.

Goyer, R. A. and Clarkson, T. W., 2001. Toxic effects of metals. In: Amdur MO, Doull J, Klaassen CD, Editors. Toxicology the Basic Science of Poisons, 6 ed. USA: McGraw-Hill Press. p. 623-680.

Guitart, R., To-Figueras, J., Mateo, R., Bertolero, A., Cerradelo, S. and Martinez-Vilalta, A., 1994. Lead poisoning in waterfowl from the Ebro Delta, Spain: calculation of lead exposure thresholds for mallards Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 27:289-293.

Hallenbeck, W. H., 1993. Quantitative Risk Assessment for Environmental and Occupational Health. Lewis, Chelsea.

Henny, C. J., Blus, L. J., Hoffman, D. J., Sileo, L., Aude,t D. J. and Snyder, M. R., 2000. Field evaluation of lead effects on Canada geese and mallards in the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39:97-112.

Hernández, L. M., Gómara, B., Fernández, M., Jiménez, B., Gonzáles, M. J., Baos, R. and Hiraldo, F., 1999. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. Science of Total Environment. 242:293-308.

Honda, K., Min, B. Y. and Tatsukawa, R., 1986. Organ and tissue distribution of heavy metals, and age-related changes in the Eastern Great White Egret *Egretta alba modesta* in the Korea. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 15:185–197.

Hutton, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. Environmental Pollution. 26:129-145.

Johansen, P., Asmund, G. and Riget, F., 2004. High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot. Environmental Pollution. 127:125-129.

Karbassi, A. R., Nabi-Bidhendi, G. R. and Bayati, I., 2005. Environmental geochemistry of heavy metals in a sediment core off Bushehr, Persian Gulf. Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering. 2 (4), 255-260.

Kim, J., Lee H. S. and Koo, T., 2009. Heavy metal concentrations in three shorebird species from Okgu Mudflat, Gunsan, Korea. Ecotoxicology, 18: 61-68.

Kim, J., shin, J. U. and Koo, T. H., 2009. Heavy Metal Distribution in Some Wild Birds from Korea Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 56:317-324.

Kinne, O. 1984. Marine Ecology, 5, John Wiley, 618 pp.

Kozulin, A. and Pavluschick, T., 1993. Content of heavy metals in tissues of mallards Anas platyrhynchos wintering in polluted and unpolluted habitats. Acta Ornithologica. 28:55-61.

Lewis, S. A. and Furness, R. W., 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gullLarus ridibundus chicks. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 21: 316-320.

Martin, M. B., Reiter, R., Pham, T., Avellanet, Y. R., Camara, J., Lahm, M., Pentecost, E., Pratap, K., Gilmore, B. A., Divekar, S., Dagata, R. S., Bull, J. L. and Stocia, A., 2003. Estogen-like activity of metals in Mcf-7 breast cancer cells. Endocrinology 144:2425-2436.

MHMEI. Average lifetime of Iranian Ministry of Health and Medical Education of Iran; 2012. Available from http://www.behdasht.gov.ir (Accessed December 10, 2012).

Milenkovic, N., Damjanovic, M. and Ristic, M., 2005. Study of Heavy Metal Pollution in Sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro. Polish Journal of Environmental Studies. 14:781-787.

Millán, J, Mateo, R., Taggart, M. A., López-Baoa, J. V., Viota, M., Monsalve, L., Camarero, P. R., Blázquez, E. and Jiménez, B. 2008. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. Science of Total Environment. 399:193-201.

Morgano, M. A., Rabonato, L. C., Milani, R. F., Miyagusku, L. and Balian, S. C., 2011. Assessment of trace elements in fishes of Japanese foods marketed in São Paulo (Brazil). Food Control. 22; 778-785.

Movalli, P.A. 2000. Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus jugger* from six districts of Pakistan. Environmental Pollution. 109, 267–275.

Parslow, J. L. F., Thomas, G. J. and Williams, T. D., 1982. Heavy metals in the livers of waterfowl from the Ouse Washes, England. Environmental Pollution. 29:317-327.

Ploetz, D. M., Fitts, B. E. and Rice, T. M., 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, Scomberomorus cavalla Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. Bullten Environmental Contamination and Toxicology. 78:124-127.

Rattner, B. A., Hoffman, D. J., Melancon, M. J., Olsen, G. H., Schmidt, S. R. and Parsons, K. C., 2000. Organochlorine and metal contaminant exposure and effects in hatching black-crowned night herons (*Nycticorax nycticorax*) in Delaware Bay, Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39, 38-45.

Scheuhammer, A. M., 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environmental Pollution. 46:263-295.

Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition, 21 edition, 2005.

Swaileh, K. M. and Sansur, R., 2006. Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (Passer domesticus). Journal of Environmental Monitoring. 8:209-213.

USEPA, 1989. Guidance manual for assessing human health risks from chemically contaminated, fish and shellfish. United State Environmental Protection Agency. EPA-503/8-89-002, US EPA Office of Marine and Estuarine Protection, Washington, DC.

USEPA, 1996. Risk-based concentration table US Environmental Protection Agency, January–June 1996. USEPA, Region 3, Philadelphia, PA.1996.

USEPA, 2000. Risk-based Concentration Table. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, PA; Washington DC.

USEPA, 2008. Risk based concentration table, May 2007. http://www.epa.gov/ reg3hwmd/risk/human/index.htm Accessed August 2008.

Weseloh, D. V. C., Struge, J. and Hebert, C., 1994. White pekin ducks (Anas platyrhynchos) as monitors of organochlorine and metal contamination in the Great Lakes. Journal of great lakes research. 20:277-288.

Wu, S. M., Jong, K. J. and Lee, Y. J., 2006. Relationships among metallothionein, cadmium accumulation, and cadmium tolerance in three species of fish. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology. 76:595-600.

Zheng, N., Wang, Q., Zhang, X., Zheng, D., Zhang, Z. and Zhang, Sh., 2007. Population health risk due to dietary intake of heavy metals in the industrial area of Huludao city, China. Science of Total Environment. 387:96-104.