

تعیین سطوح جیوه در اندام‌های مختلف چنگر (*Fulica atra*) و خوتکای معمولی (*Anas crecca*) با توجه به سن و جنسیت در تالاب بین‌المللی فریدون کنار

محسن احمدپور^{۱*}، علیرضا پورخباز^۲، سید محمود قاسمپوری^۳

۱. دکتری تخصصی محیط زیست، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند، بیرجند

۲. دانشیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند، بیرجند

۳. استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۵/۸/۸

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۴/۰۶/۲۲

چکیده

در این مطالعه سطوح جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه دو گونه از پرندگان آبی، چنگر (*Fulica atra*) و خوتکای معمولی (*Anas crecca*) با توجه به سن و جنسیت تعیین شده است. نمونه‌های چنگر به تعداد شانزده عدد و خوتکای معمولی پانزده عدد در پاییز ۱۳۹۰ از تالاب بین‌المللی فریدون کنار جمع‌آوری شد. سطوح جیوه تمامی نمونه‌ها بعد از جداسازی از پرندگان و هضم اسیدی، در دستگاه جذب اتمی با استفاده از تکنیک بخار سرد اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که غلظت جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه چنگر به ترتیب 0.16 ± 0.034 ، 0.08 ± 0.022 و 0.11 ± 0.019 میکروگرم/گرم وزن تر و در خوتکای معمولی به ترتیب 0.11 ± 0.028 ، 0.13 ± 0.025 و 0.11 ± 0.019 میکروگرم/گرم وزن تر بود. غلظت جیوه بین اندام‌های مختلف چنگر اختلاف معناداری داشت ($P < 0.05$). اما، این اختلاف در اندام‌های مختلف خوتکای معمولی مشاهده نشد. علاوه بر این، بین دو گونه هیچ‌گونه اختلاف معناداری در غلظت جیوه موجود در اندام‌های آن‌ها مشاهده نشد. جنسیت و سن در میزان غلظت جیوه موجود در هر دو گونه هیچ‌گونه تأثیری نداشت. همچنین، بین کبد چنگر و طول کل بدن آن ارتباط معنادار آماری وجود داشت ($P < 0.05$). در این مطالعه، غلظت جیوه موجود در اندام‌های مختلف چنگر و خوتکای معمولی پایین‌تر از حد آستانه‌ای بود که موجب اختلال در تولیدمثل و مرگ می‌شود.

کلیدواژه

تالاب بین‌المللی فریدون کنار، جیوه، چنگر، خوتکای معمولی.

۱. سرآغاز

پایداری اکوسیستم‌هاست (Battaglia et al., 2005). به‌همین دلیل تجمع آن در محیط‌زیست بررسی شده است. در بین فلزات سنگین، جیوه فلزی منحصربه‌فرد است که در طبیعت به‌اشکال مختلف آلی و معدنی دیده می‌شود (Fang and Chen, 2010; Ochoa-Acuna et al., 2002). تجمع زیستی، فراوانی، پراکنش وسیع جهانی و خطرات بسیار سمی ناشی از آن باعث شده است تا از بین فلزات

سالانه میزان قابل‌توجهی از فلزات سنگین به‌دلیل فعالیت‌های بشر وارد محیط‌زیست می‌شود. این فلزات در شرایط طبیعی در غلظت پایین یافت می‌شود، اما میزان فلزاتی که از طریق فعالیت‌های بشر وارد محیط می‌شود بیشتر از حدی است که بر اثر فرایندهای طبیعی وارد محیط می‌شود. بنابراین، افزایش شدید آن تهدیدی جدی برای

مطالعه شرایط محیط زیست پرندگان آبرزی از لحاظ میزان آلودگی به جیوه اهمیت دارد. انتخاب پرندگان انتخاب مناسبی برای پایش آلودگی های محیط زیستی از جمله جیوه به نظر می رسد، به این دلیل که زیست شناسی آن ها به خوبی شناخته شده، نسبتاً مشهود و به تغییرات محیط زیست و مواد سمی نیز حساس است. به علاوه، پرندگان از سطوح بالا در اکوسیستم تغذیه می کنند و جزو اخطارهای اولیه اند، در نتیجه اطلاعاتی در مورد وسعت آلودگی در تمام شبکه غذایی فراهم می کنند (Kim and Koo, 2008; Veerle et al., 2004; Burger et al., 1994). همچنین، به دلیل اینکه پرندگان آبرزی غذا محسوب می شوند و صید آن ها عاملی اقتصادی در برخی مناطق است، تحقیقات زیادی در رابطه با آن در حال توسعه است. هدف از این مطالعه، تعیین تجمع جیوه برای نخستین بار در اندام های داخلی پرندگان تالاب بین المللی فریدون کنار (چنگر و خوتکا) و تعیین میزان اثرگذاری این فلز بر سلامت آن هاست. چنگر و خوتکای معمولی پرندگانی محسوب می شوند که به میزان زیادی شکارچیان منطقه از آن ها استفاده غذایی می برند.

۲. مواد و روش ها

۲.۱. منطقه مورد مطالعه

تحقیق حاضر در تالاب بین المللی فریدون کنار انجام شده که جزء مهم ترین زیستگاه های تالابی نواحی مرکزی هیرکانی است. این تالاب با وسعتی معادل ۵۴۲۷ هکتار در جنوب دریای خزر و در موقعیت جغرافیایی ۳۵° ۵۲' تا ۳۵° ۲۵' طول شرقی و ۳۶° ۳۵' تا ۳۶° ۴۵' عرض شمالی واقع شده است. علاوه بر این، آبندهای سرخورد شرقی، جدید و غربی، فریدون کنار و ازاران که به دامگاه معروف است در آن قرار دارد. این تالاب علاوه بر اینکه تنها زیستگاه زمستان گذرانی تنها بازمانده گله غربی درنای سیبری در ایران است، هر ساله پذیرای نزدیک به یک سوم گونه های پرندگان زمستان گذران است (۱۵۰ گونه) که از عرض های

سنگین، بیشترین توجه معطوف به فلز جیوه باشد (Baskin, 2006). سوزاندن سوخت های فسیلی، زباله های شهری و خاکستر کردن ضایعات جامدی مانند محصولاتی چون باتری، منابع آلودگی محیطی جیوه است. علاوه بر این، پساب های صنعتی و فعالیت های کشاورزی از قبیل استفاده از کودهای حیوانی جامد و سموم (قارچ کش، علف کش ها و جونده کش ها) از موارد دیگر ورود جیوه به محیط زیست است (Hernandez et al., 1999).

سوخت و ساز جیوه یکی از مهم ترین تهدیدهای اکوسیستم های آبی است، به طوری که طی فرایند انتقال زیستی، متیل کردن صورت می گیرد و در بیوتا تجمع پیدا می کند (Lindqvist, 1991). بدین صورت، ترکیبات جیوه از جمله متیل جیوه تجمع یافته در آب بر اساس پدیده تغلیظ زیستی، از آب به پلانکتون های گیاهی منتقل می شود. سپس، به بی مهرگان آبرزی نظیر زئوپلانکتون ها و حشرات آبرزی انتقال می یابد که از اولین حلقه زنجیره غذایی تغذیه می کنند و از طریق پیوندهای سولفیدی به آمینو اسیدهای بافت پروتئینی آن ها متصل می شود و تجمع می یابد. سپس، متیل جیوه به ماهیان کوچکی منتقل می شود که از بی مهرگان آبرزی تغذیه می کنند. در نهایت، این ماهیان کوچک را نیز ماهیان شکارچی، پرندگان و دیگر پستانداران از جمله انسان، در سطوح بالای شبکه غذایی می خورند. به این ترتیب، متیل جیوه در زنجیره های غذایی اکوسیستم آبی به حرکت درمی آید و در حلقه های بالاتر تجمع می یابد و بزرگ نمایی زیستی ایجاد می کند (Mobarhan Fard et al., 2008; Weech et al., 2004). پس از انتقال جیوه به بدن انسان، عمده ترین عوارض ناشی از مسمومیت با جیوه بروز اختلالات عصبی و کلیوی است که در اثر ترکیبات آلی و معدنی جیوه ظاهر می شود (Mobarhan Fard et al., 2008; Harris et al., 2003). بنابراین، جیوه موجود در ماهی و پرندگان به درجات مختلف به ویژه در شکارچیان با عمر طولانی و بالای زنجیره غذایی تجمع می یابد و در نهایت سلامت این موجودات را به مخاطره می اندازد.

میانگین درصد رطوبت در کلیه، کبد و عضله سینه چنگر به ترتیب ۲۸٪، ۳۳٪ و ۳۲٪ و برای خوتکا به ترتیب ۲۷٪، ۳۱٪ و ۲۹٪ بود. روش به کار گرفته شده برای آماده‌سازی نمونه‌ها، به روش پیشنهاد شده استاندارد متد (3051 A) برای نمونه‌های بیولوژیکی بوده است. این روش برای اندازه‌گیری بسیاری از عناصر در نمونه‌های بیولوژیکی به کار گرفته می‌شود. در ابتدا ۰/۲ گرم (وزن خشک) از هر بافت (کبد، کلیه و عضله سینه) با کمک ترازو وزن و در داخل ظروف تفلونی ۵۰ میلی‌لیتری دارای درپوش منتقل شد و به آن ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک اضافه گردید. به منظور میکس کامل نمونه با اسید تا مدت یک ساعت در زیر هود نگهداری شد. سپس نمونه‌ها را به ماکروویو انتقال دادیم و دمای ماکروویو را با شیب ملایمی در مدت ۴۰ دقیقه به دمای ۱۸۰ درجه سانتی‌گراد رساندیم و به مدت ۲۰ دقیقه در این دما نگه داشتیم. سپس، دمای ماکروویو را به منظور سرد شدن نمونه‌ها با شیب ملایمی کاهش دادیم (Ekpo et al., 2008; Bryan et al., 2001; USEPA, 1998). محلول پس از سرد شدن از کاغذ صافی عبور داده شد تا محلول شفاف به دست آید. سپس، محلول شفاف به دست آمده را به بالن ژوژه ۵۰ میلی‌لیتری با آب دوبار تقطیر به حجم رساندیم.

به منظور کالیبره کردن دستگاه جذب اتمی، محلول‌های استاندارد (۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ ppb) از محلول ۱۰۰۰ ppm استاندارد جیوه، اسید نیتریک ۱/۵٪ وزنی به حجمی (W/V) (برای آماده‌سازی محلول‌های استاندارد)، پرمنگنات پتاسیم ۵٪ (KMnO₄) (برای نگهداری و تثبیت محلول‌های استاندارد) و ترکیب محلول سود سوزآور ۱٪ وزنی به حجمی (W/V) با سدیم بور هیدرات ۳٪ وزنی به حجمی (W/V) (به عنوان احیاکننده، برای انجام واکنش در فلاسک واکنش و آزادسازی جیوه به صورت بخار از نمونه‌ها) تهیه شد. پارامترهای به دست آمده از نمودار کالیبره کردن بسیار عالی بود (به طور خطی، ۰/۹۹۹۶ با خطای استاندارد ۰/۰۰۴۶).

جغرافیای شمالی به ایران مهاجرت می‌کنند (هم‌اکنون، یک قطعه درنای سیبری به منظور زمستان‌گذرانی به این منطقه می‌آید) (Ahmadpour et al., 2011). این منطقه در سال ۱۳۸۲ به عنوان بیست و دومین تالاب بین‌المللی در فهرست کنوانسیون رامسر با عنوان منطقه شکار ممنوع فریدون‌کنار به ثبت رسید.

۲.۲. نمونه‌برداری، آماده‌سازی و تجزیه و تحلیل

نمونه‌برداری از گونه‌های چنگر و خوتکای معمولی انجام شد که از پرمصرف‌ترین پرندگان آبی شکارچیان منطقه به منظور تغذیه است. نمونه‌های پرنده طی فصل پاییز ۱۳۹۰ از تالاب بین‌المللی فریدون‌کنار جمع‌آوری شد. نمونه‌ها از پرندگان صید شده شکارچیان و صیادان منطقه جمع‌آوری شد که از طریق صید سنتی (دامگاه) و تور هوایی اقدام به این عمل کرده بودند. به طور کلی، شانزده قطعه چنگر و پانزده قطعه خوتکای معمولی جمع‌آوری شد. پرندگان پس از جمع‌آوری، کدگذاری و بعد از ثبت وزنشان، زیست‌سنجی شدند (طول کل بدن و وزن). تعیین جنسیت پرندگان از طریق شکل ظاهری (خوتکا معمولی) و اندام‌های تولیدمثلی صورت گرفت که در بالای کلیه‌های هر دو گونه واقع شده است (چنگر و خوتکای معمولی). همچنین، تعیین سن از طریق کلوک (چنگر و خوتکای معمولی) و پره‌های سینه‌ای (چنگر) انجام شد. در نهایت، بافت‌های کبد، کلیه و عضله سینه هر پرنده به طور کامل از بدن جدا شد و درون پلاستیک‌های زیپ‌دار عاری از آلودگی قرار گرفت و کدگذاری شد و تا زمان شروع آنالیز در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

به منظور سهولت در انجام مراحل مختلف آزمایش، ابتدا تمامی نمونه‌های تر، با ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۱ گرم وزن و بعد از ثبت مقادیر وزن، نمونه‌ها در دستگاه سرمای خشک^۱ و در دمای ۶۰- درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شد. سپس، تمامی نمونه‌های خشک شده با ترازوی دیجیتال وزن و پس از ثبت وزن، با هاون پیرکس به شکل پودر درآورده شد (Houserova et al., 2005).

جیوه در اندام‌های مختلف چنگر اثر معناداری داشت. با توجه به آزمون توکی بین بافت کبد با دو بافت دیگر (کلیه و عضله سینه) اختلاف معناداری وجود داشت ($P < 0/01$ ؛ شکل ۱). میانگین غلظت جیوه در بافت‌های مورد مطالعه در گونه چنگر به این ترتیب بود: عضله سینه \approx کلیه $>$ کبد.

علی‌رغم اینکه غلظت جیوه در کبد خوتکای معمولی نسبت به کلیه و عضله سینه بیشتر بود، از لحاظ آماری، نوع بافت هیچ‌گونه تأثیری در غلظت جیوه در اندام‌های مختلف خوتکا نداشت (شکل ۲). غلظت جیوه در اندام‌های مورد مطالعه در گونه خوتکای معمولی نیز به این ترتیب بود: عضله سینه \approx کلیه \approx کبد.

همچنین، با توجه به اینکه غلظت جیوه در کبد چنگر با اختلاف اندکی بیش از خوتکای معمولی بود و میزان جیوه موجود در عضله سینه این دو گونه با هم برابر و میزان جیوه موجود در کلیه خوتکای معمولی بیش از کلیه چنگر بود، مقایسه آماری غلظت جیوه بین دو گونه نشان داد که اندام‌های مختلف چنگر و خوتکا هیچ‌گونه تفاوت معناداری با هم ندارد (شکل ۳).

علاوه بر این، غلظت جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه پرندگان نر و ماده فاقد هر گونه اختلاف معنادار آماری بود. بیشترین غلظت جیوه در کبد و کلیه نرهای هر دو گونه مشاهده شد اما غلظت جیوه در عضله سینه دو گونه برعکس بود (جدول ۱). همچنین، اختلاف معنادار آماری بین اندام‌های پرندگان بالغ و نابالغ هر دو گونه نیز مشاهده نشد (جدول ۲).

نتایج حاصل از تعیین همبستگی بین غلظت جیوه در اندام‌های مختلف دو گونه با اطلاعات زیست‌سنجی آن‌ها نشان داد که غلظت جیوه به‌جز در کبد چنگر که با طول بدن ارتباط بسیار ناچیزی داشت ($P < 0/05$)، در هیچ‌یک از اندام‌های دیگر چنگر و خوتکای معمولی مشاهده نشد. علاوه بر این، بین اندام‌های مختلف چنگر و خوتکا با غلظت جیوه هیچ‌گونه ارتباط آماری وجود نداشت (جدول ۳).

بعد از کالیبره کردن دستگاه جذب اتمی با محلول‌های استاندارد و رسم منحنی کالیبره کردن، ۱۰ میلی‌لیتر از هر نمونه اصلی را به فلاسک واکنش وارد کردیم و پس از وارد کردن^۲ سدیم بورهیدرات به فلاسک واکنش و اتمام واکنش، جیوه عنصری با گاز آرگون به سلول کوارتز منتقل و غلظت آن در هر نمونه با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل Perkin-elmer (AA 700) به روش تکنیک بخار سرد اندازه‌گیری شد. همچنین، برای حذف آثار مزاحمت‌های ماتریکس نمونه، یک نمونه بلانک^۳ تهیه و همراه با نمونه‌ها آنالیز شد.

سرانجام تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ انجام گرفت. برای مقایسه تجمع جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه چنگر و خوتکا ابتدا تابعیت داده‌ها از توزیع نرمال، با آزمون کلموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. به دلیل پیروی داده‌ها از توزیع نرمال، برای مقایسه کلی غلظت جیوه در اندام‌های مختلف هر گونه، از آزمون پارامتریک آنالیز واریانس یک طرفه (one-way ANOVA) و تست توکی^۴ استفاده شد. همچنین، برای مقایسه غلظت جیوه بین نر و ماده، بالغ و نابالغ و اندام‌های مختلف چنگر و خوتکا با هم، از آزمون GLM^۵ استفاده کردیم (two-way ANOVA). همچنین، برای بررسی همبستگی غلظت جیوه بین اندام‌های مختلف و وزن و طول کل بدن و همبستگی میزان جیوه بین اندام‌ها، از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. نتایج بر اساس میکروگرم/گرم وزن تر همراه با SD بیان شد. سطح معناداری $P < 0/05$ به دست آمد.

۳. نتایج

نتایج نشان داد که بیشترین غلظت جیوه در کبد هر دو گونه مشاهده شد ($0/34 \pm 0/16$ در چنگر و $0/28 \pm 0/11$ در خوتکای معمولی (میکروگرم/گرم وزن تر)). بعد از کبد، غلظت جیوه در کلیه هر دو گونه بیشتر بود ($0/08 \pm 0/22$ در چنگر و $0/25 \pm 0/13$ در خوتکای معمولی (میکروگرم/گرم وزن تر؛ شکل ۱ و ۲). نوع بافت بر غلظت

جدول ۱. غلظت جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه چنجر و خوتکا معمولی با توجه به جنسیت (GLM)

گونه/جنسیت	تعداد پرنده	اندام‌ها		
		کبد	کلیه	عضله سینه
چنجر				
نر	۸	۰/۳۹±۰/۱۶	۰/۲۲±۰/۰۹	۰/۱۷±۰/۰۹
ماده	۸	۰/۲۹±۰/۱۵	۰/۲۲±۰/۰۷	۰/۲۱±۰/۱۲
حداقل - حداکثر		۰/۶۷ - ۰/۰۷	۰/۴ - ۰/۰۶	۰/۳۸ - ۰/۰۴
میانگین کل		۰/۳۴±۰/۱۶	۰/۲۲±۰/۰۸	۰/۱۹±۰/۱۱
p value		*NS	*NS	*NS
خوتکا معمولی				
نر	۹	۰/۲۷±۰/۱۳	۰/۲۶±۰/۱۶	۰/۱۹±۰/۰۸
ماده	۶	۰/۳۰±۰/۰۸	۰/۲۳±۰/۰۷	۰/۲۰±۰/۱۵
حداقل - حداکثر		۰/۵۲ - ۰/۰۳	۰/۳۶ - ۰/۰۱	۰/۴۷ - ۰/۰۵
میانگین کل		۰/۲۸±۰/۱۱	۰/۲۵±۰/۱۳	۰/۱۹±۰/۱۱
p value		*NS	*NS	*NS

*NS عدم وجود معنی‌داری در سطح ۰/۰۵ را نشان می‌دهد

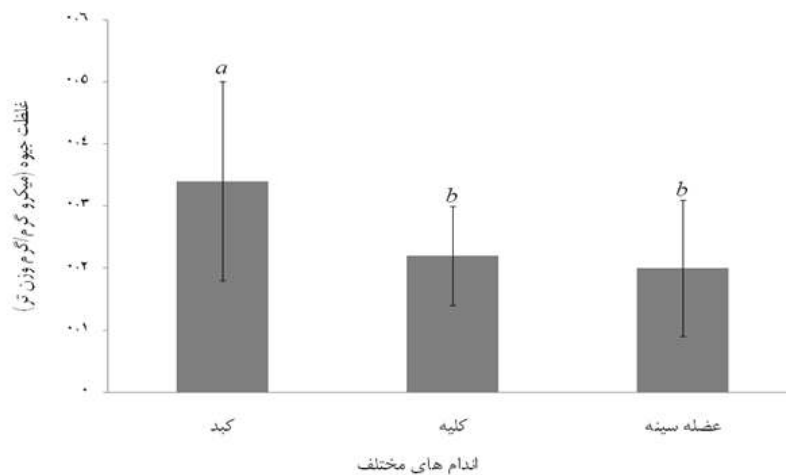
جدول ۲. غلظت جیوه در کبد، کلیه و عضله سینه چنجر و خوتکا معمولی با توجه به سن (GLM)

گونه/سن	تعداد پرنده	اندام‌ها		
		کبد	کلیه	عضله سینه
چنجر				
بالغ	۷	۰/۳۵±۰/۱۸	۰/۲۲±۰/۰۹	۰/۱۹±۰/۰۸
نابالغ	۹	۰/۳۰±۰/۱۴	۰/۲۱±۰/۰۸	۰/۲۰±۰/۱۳
حداقل - حداکثر		۰/۶۷ - ۰/۰۷	۰/۴ - ۰/۰۶	۰/۴۱ - ۰/۰۸
میانگین کل		۰/۳۲±۰/۱۶	۰/۲۲±۰/۰۸	۰/۱۹±۰/۱۱
p value		*NS	*NS	*NS
خوتکا معمولی				
بالغ	۵	۰/۳۰±۰/۰۷	۰/۲۰±۰/۰۴	۰/۱۵±۰/۰۸
نابالغ	۱۰	۰/۲۷±۰/۱۳	۰/۲۸±۰/۱۵	۰/۲۱±۰/۱۲
حداقل - حداکثر		۰/۵۲ - ۰/۰۳	۰/۶ - ۰/۰۱	۰/۴۷ - ۰/۰۵
میانگین کل		۰/۲۸±۰/۱۱	۰/۲۵±۰/۱۳	۰/۱۹±۰/۱۱
p value		*NS	*NS	*NS

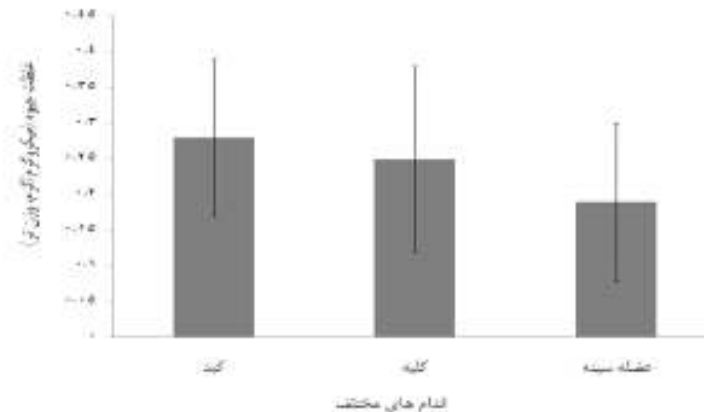
*NS عدم وجود معنی‌داری در سطح ۰/۰۵ را نشان می‌دهد

جدول ۳. همبستگی غلظت جیوه بین اندام‌های مختلف و بین اندام‌های مختلف و اطلاعات زیست‌سنجی در چنگر و خوتکا معمولی

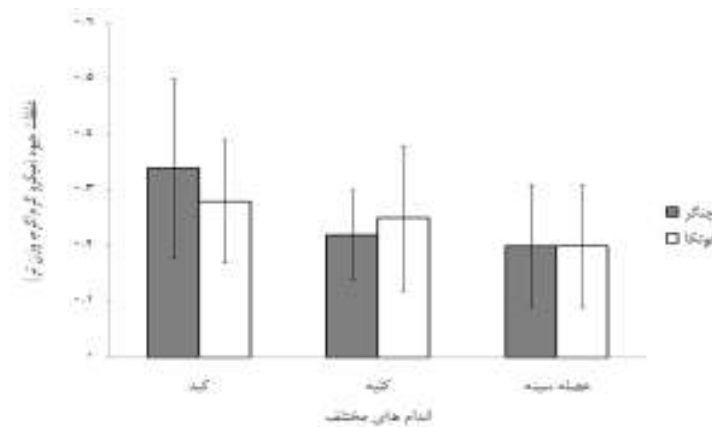
گونه	متغیر							
	طول کل بدن (cm)	وزن (kg)	طول کل بدن (cm)	وزن (kg)	کبد	کلیه	عضله سینه	
چنگر	طول کل بدن		۱					
	میانگین کل	۴۰/۱±۳/۶۹	۶۰۷/۵±۱۰۸/۳۷	وزن	-	۱		
	حداقل-حداکثر	۴۴-۳۰/۲	۸۲۰-۴۳۰	کبد	۰/۵۱*	۰/۳	۱	
				کلیه	-۰/۱۲	۰/۱۹	-۰/۰۰۴	۱
				عضله سینه	۰/۱۹	۰/۱۵	۰/۳	-۰/۳۶
خوتکا معمولی	طول کل بدن		۱					
	میانگین کل	۳۸±۱/۸۸	۳۳۵/۳۳±۴۰/۱۹	وزن	-	۱		
	حداقل و حداکثر	۴۰/۴	۳۹۵-۲۳۵	کبد	۰/۰۱	-۰/۱۵	۱	
				کلیه	۰/۰۹	۰/۶۷	۰/۱	۱
				عضله سینه	-۰/۳۲	-۰/۲۵	۰/۱۷	۰/۲



شکل ۱. مقایسه غلظت جیوه در اندام‌های مختلف چنگر (ANOVA, $p < 0/05$ یک طرفه)



شکل ۲. مقایسه غلظت جیوه در اندام‌های مختلف خوتکا معمولی (ANOVA یک طرفه)



شکل ۳. مقایسه غلظت جیوه در اندام‌های مختلف، بین چنگر و خوتکا معمولی (GLM)

جانوران کبد مهم‌ترین محل انجام فرایندهای سم‌زدایی و محل اصلی تغییر شکل زیستی ترکیبات سمی جیوه به‌خصوص متیل جیوه است و این ترکیبات زیان‌آور را به متابولیت‌هایی تبدیل می‌کند که برای سم‌زدایی به‌طور مستقیم به صفرا دفع می‌شود. همچنین، نمک‌های جیوه اغلب از راه کلیه و کبد دفع می‌شود، به‌طوری که مهم‌ترین مسیر دفع آن‌ها، ادرار و مدفوع است (Boening, 2000). همچنین، به نظر می‌رسد مهم‌ترین دلایل پایین‌تر بودن میزان جیوه در بافت عضله در مقایسه با سایر بافت‌ها، به این دلیل باشد که هم‌زمان با رشد پرنده تطابق فیزیولوژیکی با محیط اطراف ایجاد می‌شود. این امر در حذف یا خنثی‌سازی عناصر سنگین عضلات مؤثر است (Rao and Padmaja,

۴. بحث و نتیجه‌گیری

فلزات بعد از ورود به بدن پرنده‌گان در اندام‌های داخلی آن‌ها مانند کبد و کلیه ذخیره می‌شود (Ek et al., 2004). جیوه با افزایش مرگ یا کاهش باروری و تولیدمثل تأثیرات زیادی بر جمعیت نامحدود پرنده‌گان دارد (Ochoa-Acuna et al., 2002). برخی گزارش‌ها نشان داد که بیشترین میزان جیوه در کبد و پس از آن در کلیه پرنده‌گان وحشی آلوده وجود دارد، اما میزان جیوه موجود در عضله کمتر از سایر اندام‌هاست (Houserova et al., 2005; Horai et al., 2009; Zamani-Ahmadmahmoodi et al., 2007). در این مطالعه کبد و کلیه چنگر و خوتکای معمولی دارای بیشترین میزان جیوه نسبت به عضله سینه بود، چرا که در

فلزات سنگین در اندام‌های مختلف برخی پرندگان دریایی سبیری نیز بیان کردند که میزان تجمع جیوه در کاکایی نقره‌ای، اردک دم‌دراز و پرستوی دریایی شمالگان نسبت به سایر گونه‌های مورد آزمایش اختلاف معناداری داشت.

با توجه به وابستگی بار فلز موجود در بدن پرندگان به جنس، اطلاعات متناقضی وجود دارد. مطالعات متعددی نشان داد که غلظت فلزات در جنس‌های مختلف پرندگان متفاوت است (Burger, 1993; Swaileh and Sansur, 2006). اما، برخی مطالعات دیگر نشان می‌دهد که هیچ‌گونه اختلافی در تجمع فلزات سنگین در جنس‌های مختلف وجود ندارد (Zaccaroni et al., 2003; Zamani-Ahmadmoodi et al., 2010). در مطالعه حاضر، در برخی موارد علی‌رغم بیشتر بودن میزان جیوه در ماده‌های هر دو گونه نسبت به نرها و برعکس، هیچ‌گونه اختلاف آماری در غلظت جیوه بین نرها و ماده‌های هر دو گونه مشاهده نشد. این عامل تا حدودی به این دلیل است که پرنده ماده در یک فصل تولیدمثل میزان ۵۸٪ از فلز جیوه را از بدن خود خارج می‌کند. اما این مقدار در پرنده نر در یک فصل تولیدمثل برابر با ۴۹٪ است؛ یعنی، با اختلافی برابر با ۹٪ (Lewis et al., 1993). بنابراین، اگرچه پرندگان ماده میزانی از جیوه را طی دوره تخم‌گذاری از بدن دفع می‌کنند، اما میزانی از جیوه که از این طریق از بدن دفع می‌شود در مقایسه با میزانی از جیوه که طی فرایند پرریزی از بدن دفع می‌شود ناچیز است (Furness and Greenwood, 1993). بنابراین، با توجه به این موضوع، می‌توان نتیجه گرفت که در بعضی مواقع پرندگان نر تجمع جیوه کمتری در مقایسه با پرندگان ماده در بدن خود دارند. علاوه بر این، این موضوع ممکن است به این دلیل باشد که هر دو جنس از هر دو گونه راهبرد دریافت غذای مشابهی دارد (Hindell et al. 1999). Burger و همکاران (۱۹۹۴) نیز تفاوت معناداری در غلظت جیوه بین جنس نر و ماده نوعی غواص (Gavia immer) مشاهده نکردند.

در برخی مطالعات نشان داده شده است که سطوح

(2000). طبق نظر محققان، در کبد و عضله، پروتئین‌های متالوتونین مسئول حذف و خنثی‌سازی عناصر سنگین و آثار سمی آن‌هاست. علاوه بر این، به‌دنبال افزایش وزن و طول پرنده و به‌بع آن سازگاری موجود با محیط‌زیست، از غلظت این فلزات در عضلات کاسته و بر میزان آن‌ها در امعا و احشا افزوده می‌شود (Freedman, 1989). بنابراین، این موضوع یکی از دلایل مهم بالابودن میزان جیوه در کبد و کلیه نسبت به عضله سینه چنگر و خوتکای معمولی در تحقیق حاضر است (شکل ۱، ۲ و ۳؛ جدول ۱ و ۲). Azami و همکاران (۲۰۱۲) نیز با مطالعه چنگر و باکلان بزرگ تالاب انزلی و گمیشان نشان دادند که از لحاظ میانگین غلظت جیوه، بین تمامی بافت‌های مورد مطالعه در هر دو گونه (کبد، کلیه، عضله و پر) اختلاف معنادار آماری وجود داشت ($P < 0/05$).

همچنین، نتایج نشان داد که هیچ‌گونه اختلاف آماری بین دو گونه در غلظت جیوه (مقایسه جیوه در اندام‌های مختلف دو گونه با هم) وجود نداشت (شکل ۳). به‌نظر می‌رسد حضور هر دو گونه در سطح غذایی مشابه، محیط‌زیست مشابه و استفاده از غذای مشابه دلیلی بر این عدم تفاوت باشد (Kim et al., 1996). چنگرها و خوتکاه‌های مطالعه‌شده در این تحقیق اندازه بدن تقریباً یکسانی داشتند (به‌طور کلی، اندازه چنگر و خوتکا تقریباً برابر است). همچنین، از مواد غذایی تقریباً مشابهی تغذیه می‌کنند. بنابراین، میزان سوخت‌وساز این دو گونه تقریباً مشابه است. این عامل تا حدود زیادی دلیلی بر تشابه میزان جیوه در اندام‌های دو گونه است (Welty, 1983; Deng et al., 2007). علاوه بر این، هم‌زمانی مهاجرت چنگر و خوتکا، استفاده از مسیرهای پروازی مشابه در طول مهاجرت (Kim et al., 1996) و برداشت هم‌زمان نمونه‌ها از هر دو گونه (نمونه‌برداری در تحقیق حاضر از هر دو گونه در فصل پاییز ۱۳۹۰ انجام شده است)، تا حدودی دلیل تشابه زیاد غلظت جیوه در این دو گونه تحقیق حاضر است. Kim و همکاران (۱۹۹۶) در بررسی میزان تجمع

گزارش کردند که گونه‌های با جثه بزرگ‌تر لزوماً از طعمه‌های بزرگ‌تر تغذیه نمی‌کنند. آن‌ها در مطالعه گونه‌های مختلف پرستوی دریایی علت پایین‌تر بودن میزان جیوه را در بافت‌های گونه بزرگ‌تر در مقایسه با گونه‌های با جثه کوچک‌تر را به این پدیده ارتباط دادند که گونه‌های با جثه بزرگ‌تر از طعمه‌های بزرگ‌تر در مقایسه با گونه‌های کوچک‌تر تغذیه نمی‌کنند. Gochfeld و همکاران (۱۹۹۹) نیز در مطالعه خود بیشترین مقدار جیوه را در پرکوچک‌ترین Bonin petrel مشاهده کردند. همچنین، Ghasempouri و همکاران (۲۰۰۷) با هدف تعیین ارتباط بین غلظت جیوه و اندازه بدن پنج گونه از جغدهای ایران، جغدها را در سه گروه طولی طبقه‌بندی کردند. بیشترین میزان جیوه در جغدهای کوچک (< 25 cm) و کم‌ترین مقدار جیوه در جغدهای بزرگ (> 40 cm) بود که ارتباط منفی بین اندازه بدن نمونه‌های جغد و میزان جیوه دیده شد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که لزوماً بزرگی جثه دلیلی بر بالا بودن میزان تجمع فلزات سنگین در بافت‌های پرندگان نیست.

مطالعات Rothschild و Duffy (۲۰۰۵) نشان داد که افزایش غلظت جیوه تا ۵۰۰۰ میکروگرم/کیلوگرم در بدن پرندگان سبب بروز آثار منفی بر تولیدمثل و رفتار پرند می‌شود. همچنین، Burger و Gochfeld (۲۰۰۰) بیان کردند که میزان جیوه از ۵ تا ۶۵ میکروگرم/گرم وزن خشک سبب بروز علائم حد کشنده (حدی که سبب آسیب به جانور می‌شود، اما سبب مرگ آن نمی‌شود) و سبب بروز آثار منفی بر تولیدمثل پرند می‌شود. بنابراین، با توجه به نتایج به‌دست آمده، میانگین غلظت جیوه در بافت‌های مختلف چنگر و خوتکای معمولی (با توجه به شکل ۱ و ۲ و جدول ۱) پایین‌تر از حد اثرگذار بر رفتار طبیعی این دو گونه بود. همچنین، بسیاری از سازمان‌ها مانند EPA و FAO حد مجاز جیوه در بافت خوراکی را ۰/۵ میکروگرم/گرم وزن تر بیان کرده‌اند. اما، بسیاری از کشورها مانند فنلاند، آلمان، اکوادور، هلند و سوئد حد

جیوه در اندام‌های پرندگان بالغ بیش از اندام‌های پرندگان نابالغ و جوجه‌هاست (Kalisinska et al., 2003; Houserova et al., 2005). به‌ر حال، مطالعات دیگر بیان کردند که این موضوع ممکن است برای همه گونه‌ها مصداق نداشته باشد (Furness and Hutton, 1979; Hutton, 1981). نتایج این تحقیق نشان داد که هیچ‌گونه اختلاف معناداری در تجمع جیوه در اندام‌های مختلف پرندگان بالغ و نابالغ هر دو گونه وجود نداشت. علی‌رغم اینکه جیوه موجود در غذا فلزی غیرضروری برای بدن و دارای نیمه عمر بیولوژیکی طولانی است، تجمع آن در بدن در طول رشد موجود و افزایش آلودگی‌های محیط‌زیست افزایش خواهد یافت. علاوه بر این، سیستم پرریزی چنگر (طی شصت روز به‌طور کامل پرریزی می‌کند) و خوتکای معمولی (طی ۱۸۲ روز به‌طور کامل پرریزی می‌کند)، و با توجه به فصل نمونه‌برداری (فصل پاییز، انتهای دوره پرریزی هر دو گونه)، میزان جیوه زیادی از طریق پرریزی از بدن بالغان هر دو گونه خارج شده است (Dauwe et al., 2003). همچنین، طول دوره پرریزی چنگر و خوتکای معمولی طولانی و به‌طور کامل پرریزی صورت می‌گیرد. بنابراین، نسبت به سایر پرندگان دارای طول دوره پرریزی کوتاه و بدون پرریزی کامل، میزان جیوه بیشتری از بدن خود خارج می‌کنند (Mansouri et al., 2012). بنابراین، عوامل بیان‌شده تا حدود زیادی دلیلی بر نتایج بالاست، به‌طوری که میزان جیوه موجود در بالغان کاهش یافته و در سطحی برابر با نابالغان قرار گرفته است.

در این تحقیق به‌جز وجود ارتباط آماری بین میزان جیوه در کبد با طول کل بدن چنگر، بین میزان جیوه اندام‌های مختلف با هم و با وزن و اندازه بدن هر دو گونه پرند هیچ‌گونه ارتباط دیگری مشاهده نشد. برخی چنگرها و خوتکاهای با وزن و اندازه بدن بزرگ‌تر دارای مقادیر کمتری فلز جیوه نسبت به چنگرها یا خوتکاهای با وزن کمتر بود. این در حالی بود که به‌نظر می‌رسید این موضوع برعکس باشد. اما، Burger و Gochfeld (۲۰۰۰) نیز

سوپرفسفات و سوپرفسفات تریپل (McBride et al., 2001) که در بسیاری از موارد بدون در نظر گرفتن نیاز واقعی زمین مصرف می‌شود، احتمالاً یکی از منابع مهم جیوه در تالاب بین‌المللی فریدون‌کنار است.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله، نویسندگان بر خود لازم می‌دانند تا از آقایان پرفسور اباصلت حسین‌زاده کلاگر، مهندس موسی احمدپور و مهندس سیدحمید حسینی به دلیل همکاری‌های با ارزششان در بخش نمونه‌برداری و آزمایشگاهی، مهندس محمدحسین سینکاکریمی در بخش آزمایشگاهی و تجزیه و تحلیل اطلاعات و خانم مهندس طاهره اسکندری در بخش آزمایشگاهی، صمیمانه تقدیر و تشکر به عمل آورند.

یادداشت‌ها

1. Freeze Dryer
2. Purge
3. Blank
4. Tukey
5. Generalized linear model

مجاز جیوه در بافت خوراکی را ۱ میکروگرم/گرم وزن تر و برخی مانند ایتالیا و یونان آن را ۰/۷ میکروگرم/گرم وزن تر تعیین کرده‌اند (Nauen, 1983; WHO, 1991). میزان جیوه در بافت عضله خوتکا و چنگر در مطالعه حاضر پایین‌تر از حد مجازهای بیان شده برای مصرف این پرندگان بود.

نتایج حاصل از مطالعه حاضر نشان داد که نوع اندام تأثیر زیادی در تجمع جیوه دارد، به طوری که اندام‌هایی مانند کلیه و کبد که نقش زیادی در سم‌زدایی دارد، میزان بالایی جیوه جذب می‌کند. این مطلب را می‌توان تا حدود زیادی به وجود پروتئین‌های متالوتیونین مرتبط دانست. به نظر می‌رسد میزان تجمع جیوه در فصل زمستان‌گذرانی در جنس‌های نر و ماده خوتکا و چنگر مشابه باشد. همچنین، وجود تفاوت‌های فیزیولوژیکی تأثیری در تجمع میزان جیوه در آن‌ها نداشته است. البته، توصیه می‌شود که در فصل زادآوری نیز مطالعه مشابهی صورت پذیرد، زیرا ماده‌ها از طریق تخم‌گذاری مقداری جیوه را از بدن خود خارج می‌کنند و شاید این فرایند موجب ایجاد تفاوت معنادار بین دو جنس مورد مطالعه شود. حضور جیوه در کودها و سموم پرمصرف بخش کشاورزی مانند

منابع

- Ahmadpour, M. Sinka Karimi, M.H. Ghasempouri, S.M. Ahmadpour, M. Yaghobzadeh, Y. 2011. A three years study of the diversity and density of waterfowl and waders in Sorkhrud International Wetland (October 2007– March 2010). *Scientific Research and Essays*. 6: 6317-6324.
- Azami, J. Esmaili-Sari, A. Bahramifar, N. Savabieasfahani, M. 2012. Total and organic mercury in liver, kidney and muscle of waterbirds from wetlands of the Caspian Sea, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 89: 96-101.
- Baskin, V. 2006. *Modern Biogeochemistry: Environmental Risk Assessment*. Springer.
- Battaglia, A. Ghidini, S. Campanini, G. Spaggiari, R. 2005. Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 60: 61-66.
- Boening, D.W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere*. 40: 1335-1351.
- Bryan, A.L. Jagoe, C.H. Brant, H.A. Gariboldi, J.C. Masson, G.R. 2001. Mercury concentrations in post-fledging wood storks. *Waterbirds*. 24: 277-281.
- Burger, J. Gochfeld, M. 2000. Metal level in feather of 12 species of seabird from Midway Atoll in the northern Pasifia ocean. *The Science of Total Environment*. 257: 37-52.
- Burger, J. Pokars, M. Chafel, R. Gochfeld, M. 1994. Heavy metal concentration in feathers of Common loons (*Gavia immer*) in the northeastern United States and differences in mercury levels. *Environmental Monitoring and Assessment*. 30: 1-7.
- Burger, J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Reviews of Environmental Contamination*

& *Toxicology*. 5: 203-311.

Dauwe, T. Bervoets, L. Pinxten, R. Blust, R. Eens, A. 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*. 124: 429-436.

Deng, H. Zhang, Z. Chang, C. Wang, Y. 2007. Trace metal concentration in Great Tit (*Parus major*) and Greenfinch (*Carduelis sinica*) at the western mountains of Beijing, China. *Environmental Pollution*. 148: 620-626.

Ek, K.H. Morrison, G.M. Lindberg, P. Rauch, S. 2004. Comparative Tissue Distribution of Metals in Birds in Sweden Using ICP-MS and Laser Ablation ICP-MS. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 47: 259-269.

Ekpo, K.E. Asia, I.O. Amayo, K.O. Jegede, D.A. 2008. Determination of lead, cadmium and mercury in surrounding water and organs of some species of fish from Ikpoba river in Benin city, Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*. 3: 289-292.

Fang, T. Chen, R. 2010. Mercury contamination and accumulation in sediments of the East China Sea. *Journal of Environmental Sciences*. 22: 1164-1170.

Furness, R.W. Hutton, M. 1979. Pollutant levels in the great Skua. *Environmental Pollution*. 19: 261-268.

Furness, R.W. Greenwood. J.J.D. 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London. pp. 102-120.

Freedman, B. 1989. *Environmental Ecology. The impact of pollution and other stresses on ecosystem structure and function*. Academic press, London.

Ghasempouri, S.M. Aliabadian, M. Dahmardeh, B.R. Hbib, S. Salimi, K. 2007. Relationship between mercury concentration and body size in 5 species of owls, Iran. *World Owl Conference*, pp. 10-31.

Gochfeld, M. Gochfeld, D.G. Minton, D. Murray, J.R.B.G. Pyle, P. Seto, N. Smith, D. Burger, J. 1999. Metal in feathers of Bonin perel, Christmas Shearwater. *Environmental Monitoring and Assessment*. 59: 343-358.

Harris, H. Pickering, I. Georg, G. 2003. The chemical form of mercury in fish. *Science*. 301, 1203.

Hernandez, L.M. Gomara, B. Fernandez, M. Jimenez, B. Gonzalez, M.J. Baos, R. Hiraldo, F. Ferrer, M. Benito, V. Suner, M.A. Devesa, V. Munoz, O. Montoro, R. 1999. Accumulation of heavy metals and as in wetland birds in the area around Donana national park affected by the Aznacollar toxic spill. *Science of the Total Environment*. 242: 293-308.

Hindell, M.A. Brothers, N. Gales, R. 1999. Mercury and cadmium concentrations in the tissues of three species of southern albatrosses. *Polar Biology*. 22: 102-108.

Horai, S. Watanabe, I. Takada, H. Iwamizu, Y. Hayashi, T. Tanabe, S. Kuno, K. 2007. Trace element accumulations in 13 avian species collected from the Kanto area, Japan. *Science of the Total Environment*. 373: 512-525.

Houserova, P. Hedbavny, J. Matejcek, D. Kracmar, S. Sitko, J. Kuban, V. 2005. Determination of total mercury in muscle, intestines, liver and kidney tissues of cormorant (*Phalacrocorax carbo*), great crested grebe (*Podiceps cristatus*) Eurasian buzzard (*Buteo buteo*). *Veterinarni Medicina Czech*. 50: 61-68.

Hutton, M. 1981. Accumulation of heavy metals and Selenium in three seabird species from the United Kingdom. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. 26: 45-129.

Kalisinska, E. Salicki, W. Myslek, P. Kavetska, K.M. 2003. Using the Mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland. *Science of Total Environment*. 320, 154-161.

Kim, J. Koo, T.H. 2008. Heavy metal concentrations in feathers of Korean shorebirds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55: 122-128.

Kim, E.Y. Murakami, T. Seaki, K. Tatsukawa, R. 1996. Mercury levels and its chemical form in tissues and organs of seabirds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 30: 256-266.

Lewis, S.A. Becker, P.H. Furness, R.W. 1993. Mercury levels in eggs, tissues, and feathers of Herring gulls *Larus argentatus* from the German Wadden sea coast. *Environmental Pollution*. 80: 293-299.

Lindqvist, O. 1991. Mercury in the Swedish environment, recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollute*. 55: 1-261.

Mansouri, B. Babaei, H. Hoshyari, E. Khodaparast, S.H. Mirzajani, A. 2012. Assessment of trace metal concentration in

- Western Reef Heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) from southern Iran. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 63: 280-287.
- McBride, M. Spiers, G. 2001. Trace element content of selected fertilizers and dairy manures as determined by Icp–Ms. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32: 139-156.
- Mobarhan Fard A.R. Esmaili-Sari, A. Nezami, S.H.A. Qaemi, N. 2008. The relation between human fish consumption and mercury bioaccumulation in scalp hair in Khoozestan province. *IFRO*. 2: 29-38.
- Nauen, C.E. 1983. *Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products*. FAO Fisheries Circular No. 764, Rome, Italy. pp. 102.
- Ochoa-Acuna, H. Sepulveda, M. Gross, T. 2002. Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Marine pollution bulletin*. 44: 340-345.
- Rao, L.M. Padmaja, G. 2000. Bioaccumulation of heavy metals in M. cyprinoids from the harbor waters of Visakhapatnam. *Bulletin of Pure and Applied Sciences: Section E. Mathematics and Statistics*. 19: 77-85.
- Rothschild, R.F.N. Duffy, I.K. 2005. Mercury concentrations in muscle, brain and bone of Western Alaskan waterfowl. *Science of the Total Environment*. 349: 277-283.
- Swaleh, K.M. Sansur, R. 2006. Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *Journal of Environmental Monitoring*. 8: 209-213.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1998. Solid Waste (SW) Methods. Available at: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>
- Veerle, J. Dauwe, T. Rianne, P. Lieven, B. Ronny, B. Marcel, E. 2004. The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free freelifving great tits, *Parus major*. *Journal of Environmental Monitoring*. 6: 356-360.
- Weech, S.A. Scheuhammer, A.M. Elliott, J.E. Cheng, K.M. 2004. Mercury in fish from the Pinchi Lake Region, British Columbia, Canada. *Environmental Pollution*. 131: 275-286.
- Welty, J.C. 1983. *The life of birds* (2nd ed). Saunders, P.Y.S., Sano, K., and Shimojo, N. 1983. On the biological half-time of hexavalent chromium in rats. *Industrial Health*. 21: 25-34.
- WHO. 1991. Safety; international programme on chemical environmental health criteria 118 for inorganic mercury. W. H. O. Geneva.
- Zaccaroni, A. Amorena, M. Naso, B. Castellani, G. Lucisano, A. Stracciari, G.L. 2003. Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the little owl, of Bologna and Parma, Italy. *Chemosphere*. 52: 1251-1258.
- Zamani, R. mahmoodi, A. Esmaili-Sari, A. Ghasempouri, S.M. Savabieasfahani, M. 2009. Mercury in wetland birds of Iran and Iraq: contrasting resident moorhen, *Gallinula chloropus*, and migratory *Common Teal*, *Anas crecca*, life strategies. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 82: 450-453.
- Zamani-Ahmadmahmoodi, R. Esmaili-Sari, A. Savabieasfahani, M. Bahramifar, N. 2010. Cattle egret (*Bubulcus ibis*) and Little egret (*Egretta gazetta*) as monitors of mercury contamination in Shadegan wetlands of south-western Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 166: 371-37.