

## تجمع جیوه در کاکایی پازرد (*Larus cachinnans*) در بندر ماهشهر و منطقه شادگان

اسحاق هاشمی<sup>۱\*</sup>، علیرضا صفاهیه<sup>۲</sup>، محمدعلی سالاری علی‌آبادی<sup>۳</sup>، کمال غانمی<sup>۴</sup>

۱. کارشناسی ارشد زیست‌شناسی دریا گرایش آلودگی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

۲. استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

a.safahieh@kmsu.ac.ir

۳. استادیار گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

salari1346@yahoo.com

۴. استادیار گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

kamalghanemi@yahoo.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۸/۲۴

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۷

### چکیده

احداث صنایع در سواحل بندر ماهشهر می‌تواند به ورود انواع آلاینده‌ها به خصوص جیوه به دریا منجر شود. به منظور آگاهی از میزان این آلاینده‌ها و وضعیت سلامت محیط‌زیست، پایش زیستی امری ضروری است. پرنده کاکایی پازرد (*Larus cachinnans*) به علت قرارداشتن در بالای زنجیره غذایی، دسترسی آسان و فراوانی، موجود مناسبی برای پایش زیستی جیوه در منطقه است. به منظور مطالعه تجمع جیوه در بافت‌های مختلف کاکایی پازرد، ۱۸ نمونه پرنده به طور تصادفی از دو ایستگاه ماهشهر و شادگان شکار شدند. نمونه‌ها در آزمایشگاه دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر زیست‌سنجی و بافت‌های مختلف آن‌ها شامل پر، کبد، کلیه، ماهیچه، استخوان، پوست و قلب جدا شدند. پس از خشک‌کردن و هضم نمونه‌ها غلظت جیوه آن‌ها به وسیله دستگاه جذب اتمی با روش بخار سرد اندازه‌گیری شد. بالاترین غلظت جیوه در هر دو جنس ماده و نر پرنده کاکایی پازرد در بافت پر ( $9.70 \pm 1.16 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $8.27 \pm 0.32 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر مشاهده شد. کمترین غلظت جیوه در هر دو جنس ماده و نر در بافت قلب ( $0.42 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $0.43 \pm 0.10 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر مشاهده شد. بین پرندگان ماهشهر و شادگان اختلاف معنی‌داری از نظر غلظت جیوه مشاهده نشد. بین محتوای جیوه در پر و کبد با وزن کاکایی پازرد همبستگی مستقیم و معنی‌داری مشاهده شد ( $P < 0.05$ ). نتایج مبین آن است که کاکایی پازرد گونه مناسبی برای پایش زیستی جیوه در بندر ماهشهر و شادگان است و بافت پر این پرنده مناسب‌ترین بافت قابل استفاده در پایش جیوه است. همچنین، مقایسه نتایج این مطالعه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی نشان داد که میزان جیوه در اندام‌های مختلف پرنده کاکایی پازرد بالاتر از استانداردهای مذکور است. با توجه به فعالیت وسیع پتروشیمی در منطقه به نظر می‌رسد نظارت دقیق‌تری بر دفع پساب این صنعت لازم باشد.

### کلیدواژه

آلودگی جیوه، پایش زیستی، کاکایی پازرد، ماهشهر.

### ۱. سرآغاز

این امر توجه بسیاری از محققان و متخصصان محیط‌زیست

را به خود جلب کرده است. به منظور آگاهی از میزان ورود

آلاینده‌ها به اکوسیستم دریا و وضعیت سلامت

رشد روزافزون صنایع در سواحل و حاشیه دریاها، به تولید

و رهاسازی انواع آلاینده‌ها به اکوسیستم دریا منجر شده که

می‌رود که بر خلاف مواد زائد آلی، تجزیه نمی‌شود یا به کندی تجزیه می‌شود، بنابراین می‌توان آن را به منزله افزودنی پایدار به محیط‌های آبی محسوب کرد (Caeiro et al., 2005). متیل جیوه به علت میل ترکیبی زیاد به چربی‌ها و وابستگی بالای آن به گروه‌های سولفید ریل پروتئین به سرعت در زنجیره غذایی انتقال می‌یابد و در موجودات انباشته می‌شود (Ochoa et al., 2002). در مناطقی که ماهی و دیگر محصولات دریایی غذای افراد را تشکیل می‌دهند شکل آلی جیوه یکی از منابع اصلی تجمع زیستی جیوه در بافت‌های مختلف انسان است (Gomez-Ariza et al., 2005). بنابراین، گونه کاکایی پازرد می‌تواند گونه مناسبی برای پایش زیستی به منظور بررسی آلودگی به خصوص جیوه در این منطقه باشد. هدف از این پژوهش، مطالعه تجمع جیوه در بافت‌های مختلف کاکایی پازرد به منظور آگاهی از میزان جیوه انتقال یافته به سطوح بالای زنجیره غذایی در منطقه بندر ماهشهر و شادگان است.

## ۲. مواد و روش بررسی

### ۱.۲. منطقه مورد مطالعه

در این مطالعه دو ناحیه در خوربات منطقه ماهشهر انتخاب شدند که مختصات جغرافیایی آن‌ها بین ۴۹ درجه و ۲۰ دقیقه شرقی و ۳۰ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۳۰ درجه و ۳۲ دقیقه شمالی است. ناحیه اول شامل خورهای مجیدیه، غزاله و پتروشیمی است که در نزدیکی بندر ماهشهر و ناحیه دوم خور ابوخصیر که در مجاورت تالاب شادگان قرار دارند (شکل ۱).

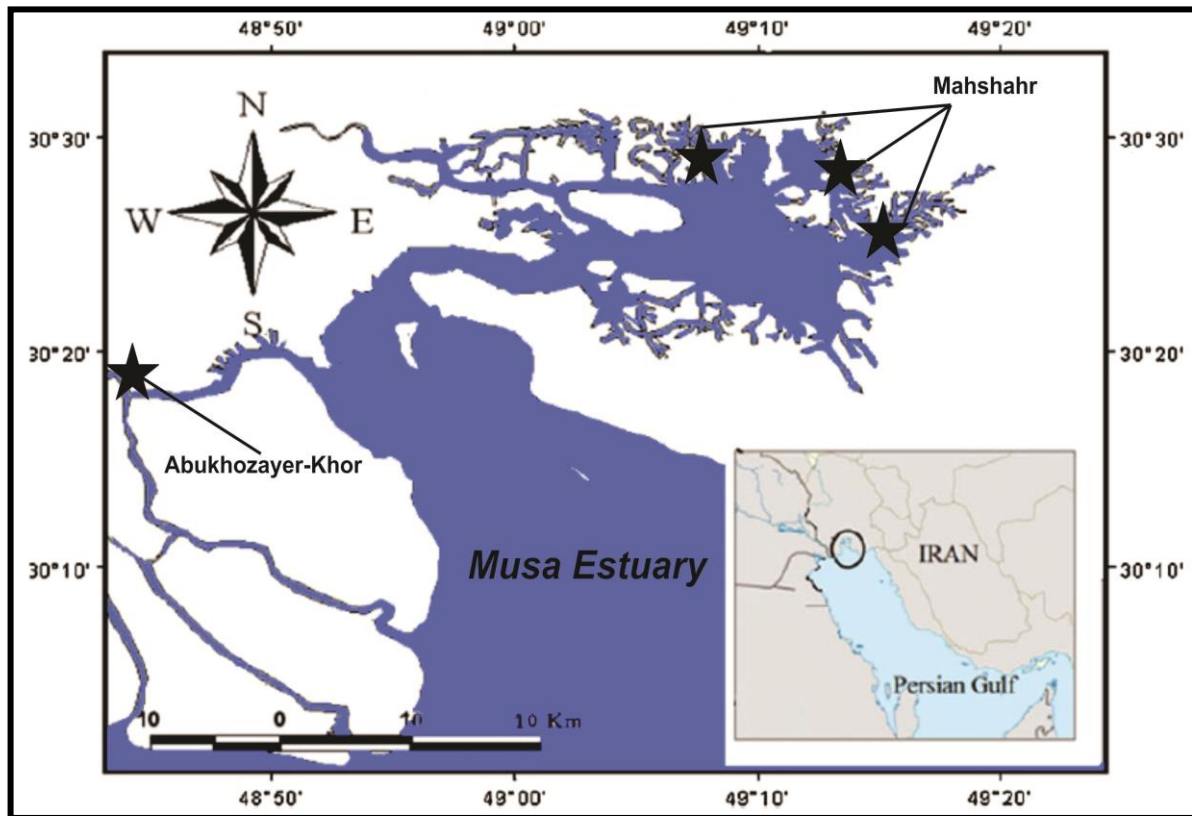
### ۲.۲. نمونه برداری

جمع‌آوری نمونه‌ها، در پاییز ۱۳۹۱ صورت گرفت. در مجموع از هر دو ناحیه، ۱۸ عدد کاکایی پازرد با استفاده از تفنگ شکار شد. نمونه‌ها پس از شکار به آزمایشگاه دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر منتقل شدند و مراحل زیست‌سنجی و تشریح برای تعیین جنسیت و جداسازی بافت‌ها، انجام شد.

محیط‌زیست انجام بیومانی‌تورینگ یا پایش زیستی امری ضروری است.

پایش زیستی روش علمی برای ارزیابی محیط‌زیست است که در آن از موجود زنده به‌منزله شاخص (بیواندیکاتور) یا پایشگر (بیومانی‌تور) استفاده می‌شود. در این مطالعات از بافت‌های مختلف موجودات زنده نمونه برداری شده است و ضمن آنالیز آلاینده‌ها در بافت‌های موجود، نتایج با مقادیر یافت شده در اجزای غیرزنده اکوسیستم مقایسه می‌شود (Abdenndher et al., 2011). بیواندیکاتورها برای تعیین کیفیت عوامل زیست محیطی انسان‌ساز به کار می‌روند، در حالی که بیومانی‌تورها بیشتر برای تعیین کمیت آلاینده‌ها استفاده می‌شوند. این روش کارایی بی‌نظیری در سنجش آلودگی‌های زیست محیطی به ویژه آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های آبی دارد (Zhou et al., 2008). با توجه به اینکه پرندگان از سطوح بالای زنجیره غذایی تغذیه می‌کنند، اکولوژی اغلب آن‌ها شناخته شده است، از فراوانی و گستردگی نسبتاً بالایی برخوردارند و عمر طولانی بالا می‌تواند شاخص مناسبی برای انجام بیومانی‌تورینگ باشد (Barbieri et al., 2010; Burger et al., 2009).

کاکایی پازرد از جمله پرندگان دریایی است که در سراسر دنیا شامل اروپا، آفریقا، آسیا و اقیانوسیه یافت می‌شود و دارای رژیم غذایی ماهی‌خواری نیز است (Gibbins et al., 2010; Branco et al., 2009; Rasmussen et al., 2005). پرندۀ کاکایی پازرد در ایران از پراکنش خوبی برخوردار است، تعداد زیادی از آن‌ها در خور موسی واقع در استان خوزستان زندگی می‌کنند و محل مناسبی برای تغذیه و تولیدمثل آنان به شمار می‌رود (منصوری، ۱۳۸۷). این منطقه به علت مجاورت با تأسیسات نفتی و پتروشیمی پذیرای پساب صنایع مختلف از جمله پتروشیمی بندر امام و ماهشهر است و احتمال می‌رود که پساب آن‌ها حاوی آلاینده‌ای مختلف از جمله جیوه باشد. جیوه از مهم‌ترین آلاینده‌های آبی به شمار



شکل ۱. موقعیت منطقه و ایستگاه‌های مورد مطالعه

داده و با آب دو بار تقطیر شستشو شدند (Shi et al., 2005).

#### ۴.۲. هضم نمونه‌ها

حدود یک گرم از هر بافت آماده‌سازی شده از طریق ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۰۱ گرم توزین شد و به لوله‌های شیشه‌ای انتقال یافت. سپس، ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۶۵ درصد تهیه شده از کارخانه مرک آلمان به آن‌ها افزوده شد. همزمان ۱۵ میلی‌لیتر پتاسیم پرمنگنات ۵ درصد برای تسهیل اکسیداسیون نمونه‌ها اضافه شد (Vera et al., 2008; Saeki et al., 2000). نمونه‌ها به مدت ۳ ساعت روی هات پلیت با دمای ۹۰ درجه قرار داده شدند. پس از عملیات هضم، نمونه‌ها از کاغذ صافی ۴۲ میکرون عبور داده شده و در نهایت با آب دو بار تقطیر به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شدند. نمونه‌های هضم شده به ظرف

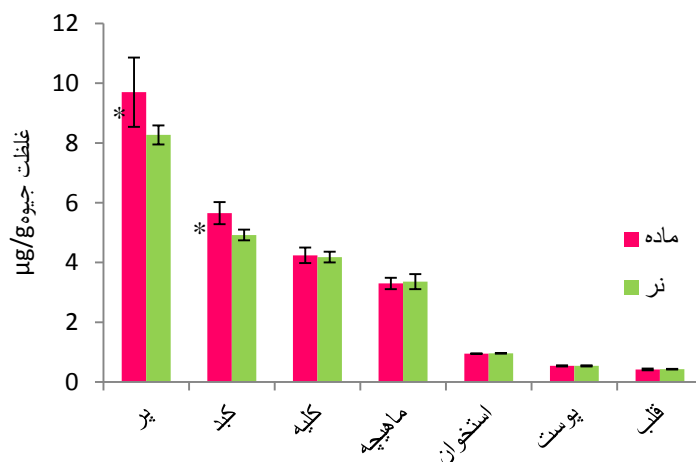
از ناحیه بندر ماهشهر ۱۰ پرنده که شامل ۶ پرنده ماده و ۴ پرنده نر و در ناحیه شادگان خور ابوخصیر ۸ پرنده که شامل ۴ پرنده ماده و ۴ پرنده نر بودند شکار شد. در آزمایشگاه بافت‌های مورد نیاز پرندگان شامل پر، کبد، کلیه، ماهیچه، استخوان، پوست و قلب جدا و تا زمان آنالیز در فریزر ۲۰- درجه سانتی‌گراد پایه نگهداری شدند.

#### ۳.۲. آماده‌سازی نمونه‌ها

قبل از هضم کردن ابتدا نمونه‌های بافت از فریزر خارج شدند و در دمای آزمایشگاه یخ آن‌ها ذوب شد. سپس، برای خشک کردن، نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت داخل آون با دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند تا به وزن ثابت برسند (Arcos et al., 2002; Saeki et al., 2000). تمامی وسایل استفاده شده و شیشه‌آلات به مدت ۲۴ ساعت در اسید نیتریک ۵ درصد برای اسیدشویی قرار

پرنده (نر) مشاهده شد. حال آنکه کمترین غلظت جیوه در بافت قلب ( $0.42 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $0.43 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر) مشاهده شد.

مقایسه غلظت جیوه بین جنس‌های نر و ماده نشان داد که در بافت‌های پر و کبد میزان جیوه در پرندگان ماده به شکل معنی‌داری از میزان آن در پرندگان نر بالاتر است ( $P < 0.05$ , t-test). هرچند در سایر بافت‌ها اختلاف معنی‌داری بین جنس‌های نر و ماده مشاهده نشد. مقایسه آماری نشان داد که بین محتوای جیوه در بافت‌های مختلف پرندگان ماده در ایستگاه ماهشهر اختلاف معناداری وجود دارد ( $P < 0.05$ , ANOVA). حال آنکه بین بافت‌های استخوان، پوست و قلب اختلاف معناداری مشاهده نشد ( $P > 0.05$ ). در پرنده نر نیز همانند پرنده ماده بود با این تفاوت که بین بافت استخوان و پوست، بافت قلب و پوست، اختلاف معنی‌داری وجود ندارد حال آنکه بین بافت استخوان و قلب اختلاف معنی‌داری وجود دارد. در ایستگاه ابوخضیر نیز همانند ایستگاه ماهشهر شکل ۳، بین بافت‌ها اختلاف معناداری مشاهده شد ( $P < 0.05$ ). بیشترین غلظت جیوه در بافت پر ( $9.26 \pm 0.09 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $8.42 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر) و کمترین در بافت قلب ( $0.41 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $0.37 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر) مشاهده شد.



شکل ۲. مقایسه غلظت جیوه ( $\mu\text{g/g}$ ) در بافت‌های مختلف پرنده کاکایی پازرد از نظر جنسیت در ایستگاه ماهشهر (علامت ستاره بیانگر اختلاف معنی‌دار بین جنس‌های مختلف است)

واکنش که حاوی ۵ میلی‌لیتر محلول کلرید قلع ۱۰ درصد بود اضافه و پس از واکنش کامل، بخارهای جیوه تولیدشده از طریق گاز نیتروژن با سرعت جریان  $100 \text{ mL/min}$  از محلول خارج و به سمت سل اندازه‌گیری هدایت شدند. میزان جذب جیوه از طریق دستگاه اسپکترومتر جذب اتمی مدل Unicam ساخت انگلستان در طول موج  $253.7 \text{ nm}$  نانومتر اندازه‌گیری شد. تمامی اندازه‌گیری‌ها در شرایط بهینه توصیه‌شده کارخانه سازنده انجام شد (Goutner et al., 2000).

## ۵.۲. پردازش داده‌ها

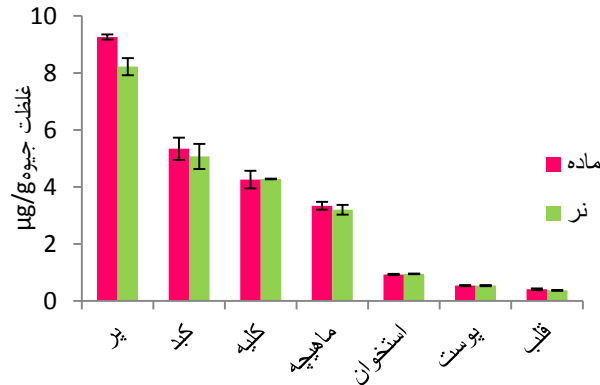
به منظور پردازش داده‌ها از نرم‌افزار spss 16 استفاده شد. از آزمون t-test و One-Way ANOVA (پس از آزمون Tukey) به منظور اختلاف معناداری محتوای جیوه در جنس‌های مختلف پرندگان و بافت‌های مورد نظر و برای رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

## ۳. نتایج

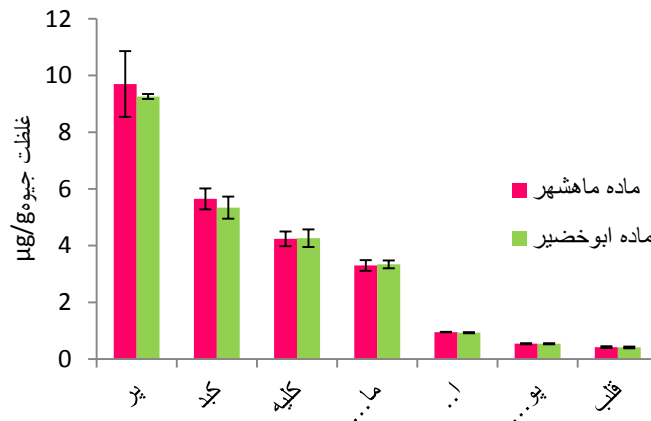
میانگین غلظت جیوه در بافت‌های مختلف کاکایی پازرد نر و ماده در ایستگاه ماهشهر در شکل ۲ نشان داده شده است. بیشترین میزان جیوه در هر دو جنس در بافت پر ( $9.26 \pm 0.09 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده ماده و ( $8.42 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ ) در پرنده نر) مشاهده شد.

برخلاف ایستگاه ماهشهر بین هیچ کدام از بافت‌ها در پرنده‌های نر و ماده اختلاف معناداری مشاهده نشد. مقایسه نتایج آماری نشان داد که به جز محتوای جیوه در استخوان و پوست، پوست و قلب بین دیگر بافت‌های پرنده‌گان ماده و نر در ایستگاه ابوخضیر اختلاف معناداری وجود دارد و نر در ایستگاه ابوخضیر اختلاف معنی‌دار نداشت (شکل ۴).

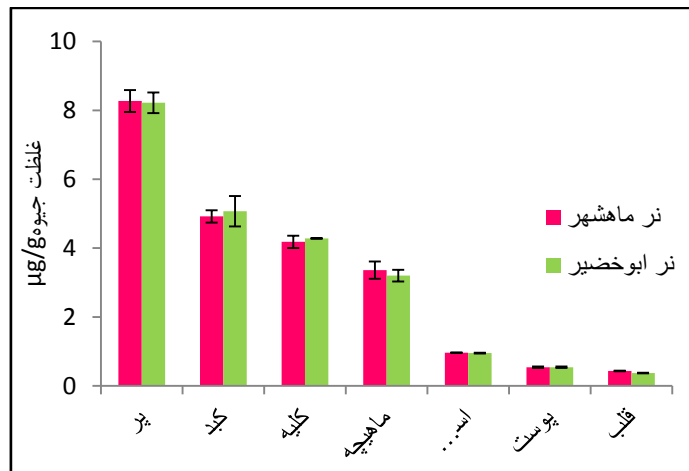
مقایسه نتایج آماری بین بافت‌های جنس ماده در ایستگاه ماهشهر و ایستگاه ابوخضیر، بیانگر آن بود که میزان جیوه در همه بافت‌های پرنده‌گان دو ایستگاه با یکدیگر اختلاف معنی‌دار نداشت (شکل ۴).



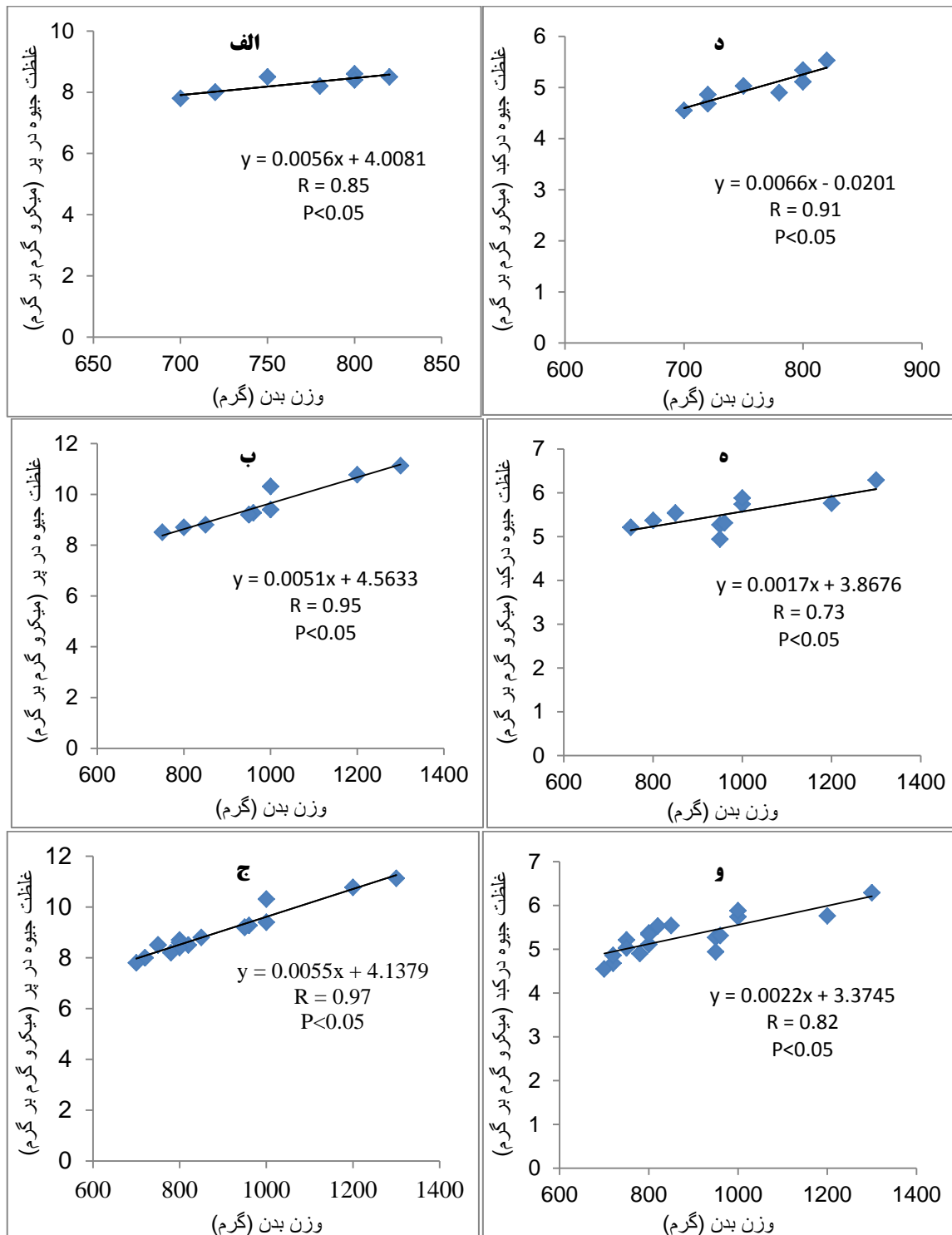
شکل ۳. مقایسه غلظت جیوه ( $\mu\text{g/g}$ ) در بافت‌های مختلف پرنده کاکایی پازرد از نظر جنسیت در ایستگاه ابوخضیر



شکل ۴. مقایسه غلظت جیوه ( $\mu\text{g/g}$ ) در دو ایستگاه ماهشهر و ابوخضیر در جنس پرنده ماده و کاکایی پازرد



شکل ۵. مقایسه غلظت جیوه ( $\mu\text{g/g}$ ) در دو ایستگاه ماهشهر و ابوخضیر در جنس پرنده نر کاکایی پازرد



شکل ۶. همبستگی میان بافت‌های پر (الف: جنس نر؛ ب: جنس ماده؛ ج: جنس نر و ماده) و کبد (د: جنس نر؛ ه: جنس ماده؛ و: جنس نر و ماده) با وزن پرندگان

بین دو ایستگاه اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (t-test)  $(P > 0.05)$  (شکل ۵).

نتایج همچنین نشان داد که بین محتوای جیوه در

برخلاف پرندگان ماده نتایج آماری از مقایسه بین

بافت‌های مختلف جنس نر در ایستگاه ماهشهر و بافت‌های

مشابه در پرندگان نر ایستگاه ابوخضیر، بیانگر آن بود که



جدول ۱. مقایسه غلظت جیوه ( $\mu\text{g/g}$ ) در کاکایی پازرد با سایر گونه‌های مطالعه‌شده در نقاط مختلف جهان

نام علمی پرنده	پر	کبد	کلیه	ماهیچه	مکان	منبع
<i>Larus cachinnans</i>	۷/۳۸	۲/۵۵	۲/۰۵	-	دریای مدیترانه	Arcos et al., 2002
<i>Larus audouinii</i>	۷/۸۷	۶/۵۳	۳/۵۱	-	دریای مدیترانه	Arcos et al., 2002
<i>Himantopus himantous</i>	۶/۶۰	۳/۵۰	۴/۵۰	۱/۲۰	تالاب شادگان	Zamani et al., 2010
<i>Anas crecca</i>	-	۴/۳۴	۳/۴۱	۱/۴۴	تالاب شادگان	Zamani et al., 2008
<i>larus glaucescens</i>	۳/۸۰	-	-	-	جزیره آلتیانز	Burger et al., 2009
<i>Somateria mollissima</i>	۰/۸۴۰	-	-	-	جزیره آلتیانز	Burger et al., 2009
<i>Fratercula cirrhata</i>	۲/۵۰	-	-	-	جزیره آلتیانز	Burger et al., 2009
<i>Cephus columba</i>	۷/۱۰	-	-	-	جزیره آلتیانز	Burger et al., 2009
<i>Phalacrocorax carbo</i>	۴/۴۴	۸/۳۲	۹/۲۵	۲/۰۶	دریای خزر	Mazloomi et al., 2008
<i>Larus cachinnans</i>	۹/۲۶	۵/۳۴	۴/۲۶	۳/۳۴	خور موسی	مطالعه حاضر

جیوه در اندام‌های این پرنده نسبت به حد مجاز توصیه‌شده از سوی سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و کشاورزی و آژانس حفاظت از محیط‌زیست بسیار بیشتر است. Eisler و همکاران در سال ۲۰۰۴ بیان کردند چنانچه غلظت جیوه در پر از  $5(\mu\text{g/g})$  بیشتر باشد می‌تواند در بسیاری از پرندگان آثار مخرب و شدیدی در فرایندهای تولیدمثلی، عصبی و رفتاری بر جای گذارد. از آنجا که فعال‌ترین صنعت منطقه مورد مطالعه پتروشیمی است به نظر می‌رسد می‌تواند عاملی برای ورود جیوه به اکوسیستم دریا تلقی شود که این افزایش جیوه در بدن پرندگان منطقه در حال حاضر صدمات جبران‌ناپذیری به ذخایر این موجودات وارد می‌کند. این موضوع توجه مسئولان و نظارت دقیق‌تر ارگان‌های ذی‌ربط را می‌طلبد.

#### ۵. نتیجه‌گیری

در این پژوهش مشاهده شد که مقدار قابل توجهی جیوه در بافت‌های مختلف پرنده کاکایی پازرد تجمع یافته که دلیلی بر آلودگی در منطقه ماهشهر و شادگان است. بین جنس‌های ماده و نر پرنده کاکایی پازرد اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. بافت پر بیشترین مقدار جیوه را در خود

Montorie و همکاران در سال ۱۹۹۸ همبستگی بالایی بین غلظت جیوه در رژیم غذایی و بافت پر و همبستگی معنی‌دار و مستقیم غلظت جیوه در پر با وزن در پرنده پرستوی دریایی (*Sterna hirundo*) در منطقه آزورس مشاهده کردند. از سوی دیگر، این محققان بر این باورند که نسبت فلزات سنگین پر به محتوای فلزات سنگین بدن در پرندگان کاکایی ثابت است که این یافته با پیدا کردن همبستگی‌های مستقیم و معنی‌دار در این مطالعه تطابق دارد. همبستگی بین جیوه در رژیم غذایی از یک سو و سایر ویژگی‌ها نظیر زیاده‌بودن نسبت فلز ذخیره‌شده در مقایسه با کل محتوای فلز موجود در پرنده، در دسترس بودن، آسان بودن نمونه‌گیری پر و بی‌نیاز بودن از کشتن پرنده برای نمونه‌برداری و پایش زیستی این اندام را به بافتی مناسب برای پایش زیستی فلزات سنگین از جمله جیوه تبدیل می‌کند. حد مجاز جیوه اعلام‌شده بر حسب جیوه کل، از سوی سازمان بهداشت جهانی و سازمان غذا و کشاورزی برای موجودات زنده  $0.5$  میکروگرم بر گرم و برای استاندارد آژانس محافظت از محیط‌زیست  $0.3$  میکروگرم بر گرم وزن بدن است (Jewett and Duffy, 2007; WHO, 1972). این در حالی است که غلظت



کشاورزی و آژانس حفاظت محیط‌زیست نشان داد که میزان جیوه در اندام‌های مختلف پرنده کاکایی پازرد بالاتر از استانداردهای مذکور است. با توجه به فعالیت وسیع پتروشیمی در منطقه به نظر می‌رسد نظارت دقیق‌تری بر دفع پساب این صنعت لازم باشد.

ذخیره می‌کند، اگرچه همبستگی مستقیم بین غلظت جیوه در تمامی بافت‌های مورد مطالعه با وزن بدن وجود دارد، به نظر می‌رسد پرنده مناسب‌تری برای پایش زیستی جیوه باشد. همچنین، مقایسه نتایج این مطالعه با استانداردهای سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و

## منابع

منصوری، ج. ۱۳۸۷. راهنمای پرندگان ایران، چاپ اول، انتشارات کتاب فرزانه، تهران.

Abdennadher, A., Ramírez, F. Romdhane, M. S. Ruiz, X. Jover, L. and Sanpera, C. 2011. Little Egret (*Egretta garzetta*) as a bioindicator of trace element pollution in Tunisian aquatic ecosystems. *Environmental monitoring and assessment*, 175:677-684.

Arcos, J., Ruiz, X. Bearhop, S. and Furness, R. 2002. Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta (NW Mediterranean): the role of trawler discards as a source of contamination. *Marine Ecology Progress Series*, 232:281-290.

Barbieri, E., Passos, E. A. Filippini, A. dos Santos, I. S. and Garcia, C. A. B. 2010. Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (*Larus dominicanus*) sampled in the Florianópolis, SC, Brazilian coast. *Environmental monitoring and assessment*, 169:631-638.

Bond, A. L., and . Diamond, A. W2009. Mercury concentrations in seabird tissues from Machias Seal Island, New Brunswick, Canada. *Science of the Total Environment*, 407:4340-4347.

Branco, J., Fracasso, H. A. A. and Barbieri, E. 2009. Breeding biology of the kelp gull (*Larus dominicanus*) at Santa Catarina coast, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 20:409-419.

Braune, B. M., and D. Gaskin, 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. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Rev Environ Toxicol*, 5:203-311.

Burger, J., Gochfeld, M. Jeitner, C. Burke, S. D. Volz, C. Snigaroff, R. Snigaroff, D. Shukla, T. and Shukla, S. 2009. Mercury and other metals in eggs and feathers of glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*) in the Aleutians. *Environmental monitoring and assessment*, 152:179-194.

Burger, J., . Gochfeld, M. . Jeitner, C. Snigaroff, D Snigaroff, R. . Stamm, T and Volz, C. 2008. Assessment of metals in down feathers of female common eiders and their eggs from the Aleutians: arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium. *Environmental monitoring and assessment*, 143:247-256.

Caeiro, S., Costa, M.H. Ramos, T.B. Fernandes, F. Silveira, I., Coimbra, A. Medeiros, G. Painho, M. 2005. Assessing heavy metal contaminants in Sado estuary sediment, an index analysis approach. *Ecol. Indicators* 5, 151-169.

Eisler, R. 2004. Mercury hazards from gold mining to humans, plants, and animals, *Reviews of environmental contamination and toxicology*, pp. 139-198. Springer.

Gibbins, C., B. Small, J. and Sweeney, J. 2010. Identification of Caspian Gull. *British Birds*, 103:142-183.

Gomez-Ariza, J. L., Lorenzo, F. and García-Barrera, T. 2005. Comparative study of atomic fluorescence spectroscopy and inductively coupled plasma mass spectrometry for mercury and arsenic multispeciation. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 382:485-492.

Goutner, V., Furness, R. and Papakonstantinou, K. 2000. Mercury in feathers of audouin's gull (*Larus audouinii*) chicks from northeastern Mediterranean colonies. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39:200-204.

Jewett SC, Duffy, LK 2007. Mercury in fishes of Alaska, with emphasis on subsistence species. *Sci Total Environ*; 387:3-27.

Lounsbury-Billie, M. Rand, J., G. M. . Cai, Yand Bass Jr, O. L. 2008. Metal concentrations in osprey (*Pandion haliaetus*) populations in the Florida Bay estuary. *Ecotoxicology*, 17:616-622.

Mazloomi, S., Esmaili, A. Ghasempoori, S. M. and Omidi, A. 2008. Mercury distribution in liver, kidney, muscle and

- feathers of Caspian Sea common cormorant (*Phalacrocorax carbo*). *Res J Environ Sci*, 2:433-437.
- Monteiro, L.R., Granadeiro, J.P., Furness, R.W. 1998. Relationship between mercury levels and diet in Azores seabirds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166, 259-265.
- Ochoa-Acuña, H., Sepúlveda, M. and Gross, T. 2002. Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Marine pollution bulletin*, 44:340-345.
- Rasmussen, P. C., Anderton, J. C. and Arlott, N. 2005. *Birds of south Asia: the Ripley guide*. Smithsonian Institution Washington, DC, USA and Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Saeki, K., Okabe, Y., Kim, E.-Y., Tanabe, S., Fukuda, M. and Tatsukawa, R. 2000. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Environmental pollution*, 108:249-255.
- Shi, J., Liang, L., Jiang, G. and Jin, X. 2005. The speciation and bioavailability of mercury in sediment of Haihe River, China. *Environ. Internat.* 31, 357-365.
- Vera, Y. M., Carvalho, R. J.Z., Castilhos, C. and Kurtz, M. J. R. 2008. Mercury Bioaccumulation in the Brazilian Amazonian Tucunares (*Cichla* sp., Cichlidae, Perciformes) (doi: 10.4136/ambi-agua. 49). *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 3:19-27.
- World Health Organization. 1972. Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate and octyl gallate.
- Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R., Esmaili-Sari, A., Savabieasfahani, M., Ghasempouri, S. M. and Bahramifar, N. 2010. Mercury Pollution in Three Species of Waders from Shadegan Wetlands at the Head of the Persian Gulf. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 84:326-330.
- Zamani-Ahmadm Mahmoodi, R., Esmaili-Sari, A., Savabieasfahani, M., Ghasempouri, S. M. and Bahramifar, N. 2008. Mercury levels in liver, kidney and muscle of Common Teal *Anas crecca* from Shadegan Marshes, Southwest Iran. *Podoces*, 3:97-131.
- Zhou, Q., Zhang, J., Shi, J., Fu, J. and Jiang, G. 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica chimica acta*, 606:135-150.