magiran.com

مقایسه تجمع فلزات سنگین در عضله سپر ماهی چهارگوش (*Himantura gerrardi*) و گیش چشم درشت (*Selar crumenophthalmus*) خلیج فارس

فرزانه شهاب مقدم[۱]*؛ عباس اسماعیلی ساری[۲]؛ تورج ولی نسب[۳] و مرتضی کریم‌آبادی[٤]

F.shahab@modares.ac.ir

۱ و ۲- دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور صندوق پستی: ۳۵٦-٦٤٤١٤

۳- مؤسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران صندوق پستی: ٦١١٦-١٤١٥٥

٤- دانشکده منابع طبیعی و کویرشناسی، دانشگاه یزد، صندوق پستی: ۷٤۱-۸۹۱۹۵

تاریخ دریافت: آبان ۱۳۸۸ تاریخ پذیرش: اردیبهشت ۱۳۸۹

چکیده

تحقیق حاضر در زمستان ۱۳۸۷، به منظور مقایسه و تعیین غلظت فلزات سنگین آهن، جیوه، روی و مس در بافت عضله گونه کفزی سپرماهی چهارگوش (*Himantura gerrardi*) و گونه پلاژیک گیش چشم‌درشت (*Selar crumenophthalmus*) خلیج فارس صورت گرفت. آبهای هرمزگان در محدوده ۳۰' ۵۴° تا ۳۰' ۵۶° شرقی و ۲۶ تا ۲۷ درجه شمالی (عمق ۱۰ تا ۵۰ متری) بعنوان منطقه مورد مطالعه در نظر گرفته شد. بافت عضله ۵۱ نمونه صید شده بصورت تصادفی از ۸۶ ایستگاه، پس از انجام زیست‌سنجی تفکیک گردید. جهت استخراج فلزات آهن، روی و مس از بافت عضله ماهیان مورد مطالعه از روش هضم شیمیایی استفاده و آنالیز فلزات توسط دستگاه جذب اتمی فیلیپس مدل PU 9400 صورت پذیرفت. میزان غلظت جیوه با استفاده از دستگاه Mercury Analyzer سنجش شد. میانگین غلظت فلزات آهن، جیوه، روی و مس در بافت عضله سپر ماهی چهارگوش بترتیب ۷۴/۷۸، ۰/۷۷، ۸۷۵/۹۹ و ۳/۵ و در عضله گیش چشم‌درشت نیز بترتیب ۲۵/۰۷، ۰/۲۰، ۲/۳۱ و ۱۵/۵۴ برحسب میکروگرم برگرم وزن خشک بود. نتایج نشان داد که بین غلظت فلزات در دو گونه اختلاف معنی‌دار وجود داشته ($P\leq ۰/۰۵$) و غلظت تمام فلزات در گونه سپرماهی از گونه گیش چشم درشت بطور معنی‌داری بیشتر است ($P\leq ۰/۰۵$). اهداف مورد نظر در این تحقیق مقایسه مقادیر حاصله با حد مجاز استانداردهای جهانی و همچنین مقایسه تجمع این فلزات در بافت عضله ماهیان مورد مطالعه می‌باشد.

لغات کلیدی: آلودگی، غضروف ماهی، ماهی استخوانی، خلیج فارس

* نویسندهٔ مسئول

[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

مقدمه

در دهه‌های گذشته، تاثیرات صنعتی‌شدن، کشاورزی متمرکز و توسعه شهری منجر به مشکلات جدی آلودگی در اکوسیستمهای دریایی شده است (Bellas *et al.*, 2005). از بین هزاران ماده آلی و معدنی وارد شده به اکوسیستم‌های آبی، نسبت به فلزات سنگین بدلیل سمیت، پایداری و عدم تجزیه زیستی، بزرگنمایی و تجمع زیستی و نیز جذب آسان در گونه‌های آبزی، توجه بیشتری شده است (Ashraf *et al.*, 2006). دلیل افزایش عمده آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های دریایی، همواره فعالیت‌های انسانی می‌باشد (Agusa *et al.*, 2007) که نتیجه این افزایش یا انقراض کامل بعضی گونه‌های غیرمقاوم در این محیط‌ها بوده یا با اختلال در مکانیسم‌های بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی، عامل خسارت ساختاری و اساسی به موجودات دریایی می‌باشد (Cogun *et al.*, 2006).

در مورد فلزاتی مانند منگنز، مس، روی، آهن و غیره برای فعالیت‌های متابولیکی و بیولوژیکی موجودات زنده در سطح ppm مورد نیاز است و برای حفظ متابولیسم بدن انسان ضروری می‌باشند، محدودهٔ باریکی بین ضرورت و سمیت آنها وجود دارد. این فلزات بطور طبیعی در مقادیر کم بعنوان تشکیل‌دهندهٔ آنزیم‌ها و نیز برای افزایش سلامتی در ماهی‌ها ضروری می‌باشند و باید از آب، غذا یا رسوب جذب شوند. اما این فلزات در غلظت‌های بالا منجر به مسمومیت می‌شوند (Chen *et al.*, 2008). اما فلزات دیگر مانند جیوه، کادمیوم و سرب حتی در سطوح پایین نیز سمی می‌باشند (Tepe *et al.*, 2008). به هر حال از طریق مسیرهایی که فلزات ضروری جذب می‌شوند، فلزات غیرضروری نیز توسط موجودات جذب شده و در آنها تجمع می‌یابند (Licata *et al.*, 2005). فلزات سنگین در محیط‌های دریایی می‌توانند بصورت محلول و معلق مانده یا روی بستر رسوب کرده یا اینکه توسط موجودات زنده جذب شوند (Cogun *et al.*, 2005). بیشتر آلاینده‌هایی که به سیستم‌های آبی وارد می‌گردند، سرانجام در رسوبات ته‌نشین می‌شوند. رسوبات یکی از اجزای مهم برای کارآیی محیط‌های آبی هستند که برای خیلی از موجودات زیستگاه و تغذیه ارائه می‌کنند و در خیلی از مواقع میزان تجمع فلزات در رسوبات بیشتر از آب می‌باشد (Unlu *et al.*, 2008).

فلزات موجود در زیستگاه‌های دریایی را می‌توان با محاسبه غلظت آن‌ها در آب، رسوب یا موجودات آبزی ارزیابی کرد. آنالیز مقادیر فلزات در بافت موجودات زنده نسبت به آنالیز نمونه‌های آب و رسوب چندین فایده دارد، بطور عمده به این دلیل که فلزات در بعضی از موجودات در غلظت‌های بالا تجمع کرده و در نتیجه اطلاعات مهمی را در مورد آلودگی محیط‌های ساحلی ارائه می‌نمایند (Laboy-Nieves & Conde, 2001). بخوبی مشخص شده که ماهی‌ها بدلیل قرار داشتن در سطوح غذایی مختلف نشانگرهای خوبی برای پایش طولانی‌مدت تجمع فلزات سنگین در محیط‌های دریایی می‌باشند (Has-Schon *et al.*, 2008).

گونه‌های کفزی و نیمه‌کفزی به شدت در معرض آلاینده‌های موجود در رسوبات و نیز آلاینده‌های محلول در آب می‌باشند (Cogun *et al.*, 2005) و تجمع زیستی فلزات سنگین توسط این گونه‌ها برای شبکه‌های غذایی و انتقال آنها به انسان بسیار مهم است (Romeo *et al.*, 1999). همچنین این گونه‌ها نقش سازنده‌ای در این زیستگاه‌ها دارند و بنابراین تغییرات جمعیتی آنها بر همه جوامع تاثیرگذار است و تعادل اکوسیستم را تهدید می‌کند. موجودات پلاژیک نیز از طریق آلوده شدن زنجیرهٔ غذایی، در معرض آلاینده‌های موجود در بستر می‌باشند (Doyle *et al.*, 2003).

سپر ماهی چهارگوش *Himantura gerrardi* از خانوادهٔ Dasyatide می‌باشد که در آب‌های لب‌شور و دریایی زندگی می‌کند و با آب‌سنگ‌ها در ارتباط است. این گونه تا اعماق ۵۰ متری زندگی کرده و از اهمیت شیلاتی و صید تفریحی برخوردار است. این گونه معمولاً روی بستر به استراحت می‌پردازد و این در حالی است که بخشی از بدن آن توسط شن یا گل پوشیده شده است، یا اینکه با حرکات مواج باله‌های سینه‌ای به آرامی در لای بستر به شنا می‌پردازد. تغذیه آنها از ماهیان، سخت‌پوستان، نرم‌تنان و کرم‌های پرتار می‌باشد (ستاری و همکاران، ۱۳۸۶).

گیش چشم درشت *Selar crumenophthalmus* ماهی پلاژیک کوچک ساحلی است و در همهٔ اقیانوس‌های نواحی گرمسیری و نیمه‌گرمسیری متداول می‌باشد. این گونه برای مصارف انسانی و بعنوان طعمه برای صید تن ماهیان بکار می‌رود و در زنجیرهٔ غذایی نواحی ساحلی اهمیت دارد (Roos *et al.*, 2007).

خلیج فارس دریایی کم‌عمق با میانگین عمق ۳۵ تا ۴۰ متر و مساحت کل حدود ۲۴۰ هزار کیلومترمربع است. زمان چرخش و تعویض آب آن حدود ۳ تا ۵ سال تخمین زده می‌شود که این احتمالاً نشاندهندهٔ زمان ماندن نسبتاً قابل ملاحظه آلاینده‌ها در

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

خلیج فارس می‌باشد. بدلیل عمق کم، چرخش محدود آب، شوری و دمای بالا که خصوصیات بخش شمالی خلیج فارس را شکل می‌دهند، تاثیر آلاینده‌ها بر محیط آبی، می‌بایست بسیار معنی‌دار باشد (Pourang *et al.*, 2005). متاسفانه در اثر تخلیه فاضلاب و مواد زائد جامد شهری و صنعتی، عملیات توسعه و لایروبی سواحل و بنادر، تخلیه سموم و کودهای کشاورزی و نیز عملیات استخراج نفت به شدت به فلزات سنگین و هیدروکربنهای نفتی آلوده شده است (Ashraf, 2005). با توجه به افزایش آلودگی از طریق آلاینده‌های گوناگون، وجود داده‌های معتبر در مورد فلزات سنگین در این اکوسیستم دریایی (بخصوص بخش شمالی) بسیار محدود می‌باشد (Agah *et al.*, 2007).

با توجه به موارد فوق و نیز این موضوع که تاکنون بجز تحقیقی که توسط Agusa و همکاران در سالهای ۲۰۰۵ و ۲۰۰۷ در جنوب شرقی آسیا روی گونه گیش چشم درشت انجام شده است، بصورت مقایسه‌ای روی گونه‌های مورد مطالعه در این تحقیق در ایران و جهان تحقیقی انجام نشده است. نتایج این مطالعه می‌تواند برای برنامه‌های نظارتی آینده در این ناحیه بسیار مهم باشد.

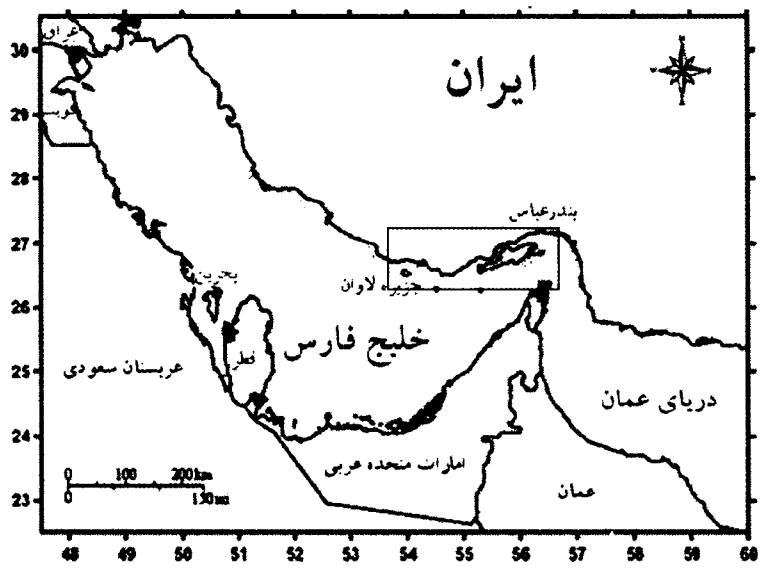
هدف از انجام این تحقیق، سنجش و مقایسه غلظت فلزات در دو گونه سپرماهی چهارگوش و گیش چشم‌درشت و نیز بررسی نقش رفتار اکولوژیک گونه‌ها در میزان تجمع فلزات سنگین می‌باشد.

مواد و روش کار

نمونه‌برداری در آبهای هرمزگان در محدودهٔ '۳۰ °۵۴ تا '۳۰ °۵۶ شرقی و ۲۶ تا ۲۷ درجه شمالی در عمق ۱۰ تا ۵۰ متری (در طول سواحل بندرعباس تا جزایر لاوان) بصورت تصادفی با استفاده از روش ترال کفی، در اوایل دی ماه ۱۳۸۷ انجام گرفت (شکل ۱). پس از صید، تعداد ۲۱ گونه سپرماهی چهارگوش و ۳۰ گونه گیش چشم درشت شناسایی و جداسازی گردیدند. سپس مشخصات زیست‌سنجی شامل طول و عرض برای سپرماهی چهارگوش و نیز طول استاندارد، طول کل و وزن نمونه‌های گیش چشم‌درشت، تعیین شد و جهت انتقال به آزمایشگاه در دمای ۲۵- درجه سانتیگراد نگهداری و پس از انتقال به آزمایشگاه برای آنالیز شیمیایی و دستگاهی آماده شدند. برای آنالیز فلزات آهن، روی و مس، نمونه‌ها خشک و پودر گردیدند. یک گرم از هر یک از نمونه‌های مورد نظر را با مخلوط اسید نیتریک و اسید پرکلریک در حرارت ۱۰۰ درجه سانتیگراد هضم شده به حجم ۱۰ میلی لیتر رسیدند (Endo *et al.*, 2008). در نهایت برای تعیین غلظت این فلزات از دستگاه جذب اتمی فیلیپس مدل PU 9400، استفاده شد. ضمناً در هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه‌ها یک نمونه شاهد تهیه و همراه با دیگر نمونه‌ها آنالیز گردید. برای آنالیز جیوه، نمونه‌ها رادر Freeze drier به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۵۰- درجه سانتیگراد قرار داده، پس از آن نمونه‌های خشک شده پودر و برای آنالیز با دستگاه Mercury Analyzer مدل Leco AMA 254 با روش استاندارد شماره D-۶۷۲۲، آماده شدند (ذوالفقاری و همکاران، ۱۳۸۵). سپس ۰/۰۵ گرم از نمونه‌ها را توزین نموده و با استفاده از دستگاه میزان جیوه کل براساس میکروگرم بر گرم وزن خشک بدست آمد. در نهایت صحت روش تشخیص داده شده با محاسبه بازیابی فلزات برای نمونه‌های ماهی سنجیده شد. برای محاسبه درصدهای بازیابی برای هر یک از این عناصر، مقدار مشخصی از استاندارد به تعدادی از نمونه‌ها اضافه گردید و به دنبال آن نمونه‌ها هضم و توسط دستگاه قرائت شدند. در نهایت نسبت غلظت بدست آمده با غلظت قبلی آنالیزها محاسبه شد. بازیابی فلزات مورد نظر در این تحقیق بین ۹۸ تا ۱۰۲ درصد بود که صحت روش اندازه‌گیری استفاده شده را تایید می‌کند.

در تحقیق حاضر جهت مطالعات آماری از نرم‌افزار SPSS 11.5 استفاده شد. ابتدا از طریق آزمون Shapiro-Wilk مشخص شد که بعضی از داده‌ها نرمال و بعضی غیرنرمال می‌باشند. بنابراین برای داده‌های نرمال از آزمون t غیرجفتی (Independent t-test) و برای داده‌های غیرنرمال از آزمون ناپارامتری من‌ویتنی‌یو (Mann-Whitney U-test) استفاده شد.

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]



شکل ۱: محدوده ایستگاههای نمونه‌برداری دو گونه سپرماهی چهار گوش و گیش چشم درشت

نتایج

جداول ۱ و ۲ نشاندهندهٔ خلاصه نتایج آماری حاصل از زیست‌سنجی ماهیان مورد مطالعه می‌باشد. نتایج مربوط به غلظت فلزات در بافت عضله گونه‌های مورد مطالعه برحسب میلیگرم بر گرم در جداول ۳ و ۴ آورده شده است که امکان مقایسه نتایج حاضر را با استانداردهای جهانی نیز فراهم می‌سازد. نتایج حاصل از آزمون one-sample t-test نشان داد که میانگین غلظت فلزات در واحد وزن تر در هر دو گونه از میزان استانداردهای جهانی پایین‌تر بود بجز در مورد غلظت فلز روی که در گونه سپر ماهی چهارگوش از استانداردهای WHO و NHMRC و فلز آهن از حداکثر مجاز اعلام شده، بالاتر می‌باشند (جدول ۵).

نتایج حاصل از آزمون من‌ویتنی‌یو نیز نشان داد که غلظت فلزات آهن، جیوه و مس در بافت عضله دو گونه سپرماهی چهارگوش و گیش چشم‌درشت، دارای اختلاف معنی‌دار بود (P=۰) و بنابراین غلظت فلزات در بافت عضله سپرماهی بطور معنی‌داری از گیش چشم‌درشت بیشتر است (جداول ۶، ۷ و ۸).

جدول ۱: نتایج حاصل از زیست سنجی *H. gerrardi* (n=۲۱)

متغیر	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر
طول (سانتیمتر)	۵۹/۴۳	۲۹/۶۱	۲۷	۱۲۰
عرض (سانتیمتر)	٦٤/۳۳	۳۵/٤٦	۲۵	١٤٤

جدول۲: نتایج زیست‌سنجی *S. crumenophthalmus* (n =۳۰)

متغیر	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر
طول کل (سانتیمتر)	۱۹/۹۲	۱/۳۲	۱٦/۱۰	۲۳
طول استاندارد (سانتیمتر)	۱۵/٦٦	۱/۱٤	۱۳/۵۰	۱۸/۵۰
وزن (گرم)	۸۹/۵۳	۱۵/۸۵	٥٦/٦۱	۱۲۹/۵۰

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

جدول ۳: نتایج اندازه‌گیری فلزات در عضله *H. gerrardi* (میکروگرم برگرم وزن خشک) (n =۲۱)

پارامتر / فلزات	آهن	جیوه	روی	مس
میانگین	۷٤/۷۸	۰/۷۷	۸۷۵/۹۹	۳/۵۰
حداکثر	۹۸/۵۰	۱/۵۳	۱۲۷٦/۲۵	٦/۹۰
حداقل	٤۷	۰/۲۹	۵۵۸/۱۵	۲/۱۰
انحراف معیار	۱٤/٦۰	۰/۳۲	۱۹۸/۳۱	۱/۰۱

جدول ٤: نتایج اندازه‌گیری فلزات در عضله *S. crumenophthalmus* (میکروگرم برگرم وزن خشک) (n =۳۰)

پارامتر / فلزات	آهن	جیوه	روی	مس
میانگین	۲۵/۰۷	۰/۲۰	۱۵/۵٤	۲/۳۱
حداکثر	۷۱/٦۰	۰/۵۷	۲۲/۲۰	۳/۲۹
حداقل	۱۰/۰۰	۰/۱۵	۱۱/۰۰	۱/۰۳
انحراف معیار	۱۲/۳۵	۰/۰۷	۳/۳۳	۰/۵٦

جدول۵: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در واحد وزن تر در عضله دو گونه *H. gerrardi* و *S. crumenophthalmus* استانداردهای جهانی

مقادیر استاندارد/ نتایج تحقیق کنونی	Fe	Hg	Zn	Cu
Food and Agriculture Organization (FAO)	-	۰/۵	-	۱۰
World Health Organization (WHO)	-	۰/۵	۵۰	۱۰
Environmental Protection Agency (EPA)	-	-	-	-
Food and Drug Administration (FDA)	-	۱	-	-
National Health and Medical Research Council (NHMRC)	-	-	۱۵۰	-
حداکثر مجاز اعلام‌شده (کریمی و همکاران، ۱۳۸۶)	۵ - ۲۰	-	-	-
H. gerrardi	۱۹/٤۱	۰/۲۰	۲۲۸/۹۷	۰/۸۸
S. crumenophthalmus	۷/۲۹	۰/۰٦	٤/۵۳	۰/٦۷

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

جدول ٦ : نتایج آزمون نرمالیتی برای گونه *H. gerrardi*

پارامتر / فلزات	آهن	جیوه	روی	مس
P	۰/۲۸۳	۰/۰۱٤	۰/۲۳٤	۰/۰۰۲
نتایج حاصل	نرمال	غیر نرمال	نرمال	غیر نرمال

جدول ۷: نتایج آزمون نرمالیتی برای گونه *S. crumenophthalmus*

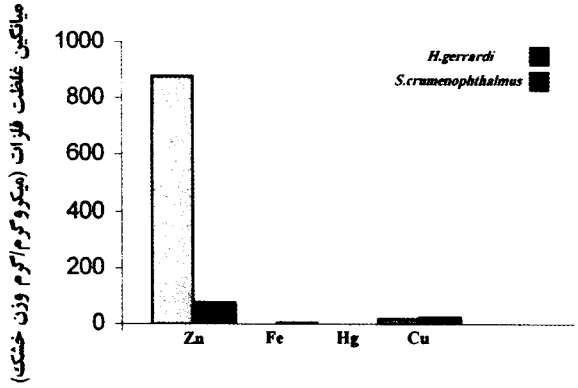
پارامتر / فلزات	آهن	جیوه	روی	مس
P	----	------	۰/۰۵۱	۰/۵۱۰
نتایج حاصل	غیر نرمال	غیر نرمال	نرمال	نرمال

جدول ۸: نتایج آزمون من‌ویتنی‌یو در مقایسه غلظت فلزات در دو گونه

گیش ماهی / سپر ماهی	آهن	جیوه	مس
آهن	p = ۰	-	-
جیوه	-	p = ۰	-
مس	-	-	p = ۰

جدول ۹ : نتیجه آزمون t غیرجفتی (مقایسه غلظت روی در عضله دو گونه)

t	درجه آزادی	P	تفسیر آزمون
-۲۳/۸٦٥	٤۹	۰	وجود تفاوت معنی‌دار



نمودار ۱: مقایسه غلظت فلزات در *H. gerrardi* و *S. crumenophthalmus* (۱۳۸۷)

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

بحث

مقایسه میانگین غلظت فلزات بدست آمده با استانداردهای جهانی نشان داد که غلظت روی در گونه سپرماهی چهارگوش از استانداردهای WHO و NHMRC بالاتر می‌باشد. غلظت آهن نیز در این گونه از حداکثر مجاز اعلام شده توسط استانداردهای جهانی بالاتر است که بالا بودن این فلز می‌تواند بدلیل کاربرد بیشتر این فلز در فعالیت‌های بیوشیمیایی این گونه‌ها و نیز نقش مهم آن در سنتز خون باشد (Roux & Conand, 2000). آهن در موجودات زنده در پروتئین‌هایی مانند هموگلوبین، میوگلوبین و همچنین در پروتئین‌هایی از قبیل فریتین که نقش‌های مهم فیزیولوژیکی را در بدن ایفا می‌کنند، وجود دارد (Erdogrul *et al.*, 2007). در این بررسی مشخص شد که همواره غلظت عناصر ضروری آهن، روی و مس از عنصر سمی و غیرضروری جیوه بالاتر می‌باشد که این مورد با نتایج تحقیقات Tekin-Ozan و Kiv (۲۰۰۵) و Dural و همکاران (۲۰۰۶) مبنی بر نقش مهم فیزیولوژیکی آنها در متابولیسم ماهی مطابقت دارد. همچنین Cogun و همکاران (۲۰۰۶) نیز در بررسی تجمع فلزات در بافت‌های مختلف دو گونه ماهی سواحل شمال شرقی مدیترانه به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات ضروری نسبت به فلزات سمی در همه فصول بالاتر بود که در این پژوهش دلیل این موضوع به این صورت عنوان شد که این فلزات نقش مهمی را در فرآیندهای آنزیمی و تنفسی حیوانات آبزی، دارند و بنابراین تنظیم عناصر ضروری نسبت به غیرضروری مؤثرتر می‌باشد. دلیل بالا بودن غلظت فلزات ضروری نسبت به سمی، می‌تواند بدلیل نقش فیزیولوژیکی آنها در متابولیسم ماهی باشد (Dural *et al.*, 2006).

ترتیب تجمع فلزات در گونه سپرماهی چهارگوش به این صورت بود که فلز روی از همه بالاتر و پس از آن غلظت آهن، مس و جیوه بود. بعبارتی در این گونه غلظت روی از دیگر فلزات بالاتر بود که این نتیجه با نتایج Aahraf (۲۰۰۵) و Cogun (۲۰۰۵) مبنی بر نقش مهم فلز روی بعنوان فعال‌کننده آنزیمهای متعدد در کبد و اینکه روی یک عنصر ضروری بوده و بنابراین بافت ماهی غلظت این فلز را با هموستازی، در یک محدودهٔ خاص نگه می‌دارد، مطابقت دارد.

ترتیب تجمع فلزات در گونه گیش چشم‌درشت به این صورت بود که آهن بیشترین غلظت را داشته و پس از آن بترتیب فلزات روی، مس و جیوه قرار داشتند که این مورد نیز با نتایج تحقیق Aguso و همکاران (۲۰۰۷) در تعیین غلظت فلزات در گیش چشم‌درشت در جنوب شرقی آسیا مطابقت دارد. در این تحقیق مشخص شد که غلظت فلزات روی، مس و جیوه در عضله گیش چشم‌درشت بترتیب۳۹/۲، ۲/۹۴ و ۰/۳۶ برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک بود و مقایسه غلظت‌ها نیز بصورت روی>مس>جیوه بود که مطابق با نتایج بدست آمده از این تحقیق می‌باشد. در تحقیق دیگری که Aguso و همکاران در سال ۲۰۰۵، برای اندازه‌گیری غلظت فلزات در گیش چشم درشت، در چند نقطه از مالزی انجام داده بودند نیز مشخص شد که غلظت روی، مس و جیوه در عضله این گونه بترتیب در گستره‌های ۵۷/۲- ۱۵/۵، ۳/۴۱-۱/۴۴ و ۰/۵۵-۰/۰۵> میکروگرم بر گرم وزن خشک قرار داشت. مقایسه غلظت این فلزات هم بصورت روی>مس>جیوه بود که این نتایج نیز با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد.

روی می‌تواند از تجمع فلز مس در بافت حیوانات جلوگیری کرده و بنابراین مانع از اثرات سمی آن شود (Tekin-Ozan & Kiv, 2005) که این مورد می‌تواند دلیلی بر پایین‌بودن غلظت فلز مس نسبت به آهن و روی در گونه‌های مورد بررسی باشد. بالا بودن غلظت روی و آهن نسبت به فلز مس، می‌تواند به دلیل اهمیت آن‌ها باشد. چون که روی در همه آنزیم‌ها حضور داشته و آهن برای انتقال اکسیژن در بدن ماهی استفاده می‌شود (Alhas *et al.*, 2009). نتایج نشان داد که در گونه گیش چشم درشت غلظت فلز آهن از بقیه فلزات بالاتر می‌باشد که علت این موضوع را می‌توان کاربرد بیشتر این فلز در فعالیت‌های بیوشیمیایی این و نیز نقش مهم آن در سنتز خون عنوان کرد. آهن در موجودات زنده در پروتئین‌هایی مانند هموگلوبین، میوگلوبین و همچنین در پروتئین‌هایی از قبیل فریتین که نقش‌های مهم فیزیولوژیکی را در بدن ایفا می‌کنند، وجود دارد (Tekin-Ozan & Kiv, 2005) و شاید بتوان پلاژیک بودن و نوع تغذیه این گونه را دلیلی بر بالابودن فلز آهن عنوان کرد.

بطور کلی تفاوت غلظت فلزات در ماهی‌ها ممکن است به فاکتورهای زیادی از قبیل تغذیه، زیستگاه، فعالیت متابولیکی و رفتار گونه‌ها مربوط باشد (Erdogrul & Ates, 2006). در مورد تمام فلزات، گونه گیش چشم‌درشت، همواره غلظت پایین‌تری نسبت به گونه سپرماهی داشته است که دلیل آن را می‌توان پایین‌بودن سطح غذایی این گونه نسبت به گونه دیگر و همچنین پلاژیک بودن آن عنوان کرد. در تحقیقات زیادی این مورد دیده شد که همواره غلظت فلزات در گونه‌های پلاژیک و همچنین گونه‌های با سطح غذایی پایین‌تر در زنجیرهٔ غذایی، کمتر از گونه‌های کفزی و بالاتر در زنجیرهٔ غذایی می‌باشد، از جمله Romeo و همکاران در سال ۱۹۹۹، در اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در گونه‌های مختلف سواحل Mauritania به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات در ماهیچه خوراکی ماهی‌های پلاژیک از ماهیان کفزی کمتر بود. همچنین Aguso و همکاران در سال ۲۰۰۵، در بررسی میزان فلزات سنگین در ۱۲ گونه دریایی در چند نقطه از مالزی به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات سنگین در گونه‌هایی با رفتار تغذیه‌ای گوشتخواری،

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

بالاتر است. نتایج Cogun و همکاران در سال ۲۰۰۵، در اندازه‌گیری غلظت فلزات در دو گونه ماهیان خلیج Iskenderun در تمام فصول، حاکی از بالاتر بودن غلظت فلزات در گونه کفزی *Solea solea* نسبت به گونه پلاژیک *Sparus aurata* بود. Cogun و همکاران نیز در سال ۲۰۰۶، در اندازه‌گیری فلزات سنگین در دو گونه از ماهیان شمال شرقی مدیترانه به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات در گونه کفزی و گوشتخوار *Mullus barbatus* در تمام فصول از گونه پلاژیک *Mugil cephalus* بالاتر می‌باشد. در این تحقیق تفاوت غلظت دو گونه، به تفاوت در سطح زیستی (Biotop)، فعالیت متابولیکی و رفتار تغذیه نسبت داده شد. همچنین بیان شد که در ماهیان گوشتخوار اعماق دریا، فلزات از طریق زنجیرهٔ غذایی در عضله آنها تجمع می‌یابند.

نکته مهم این تحقیق غلظت بسیار بالای روی در گونه سپرماهی چهارگوش است که احتمالاً این موضوع مربوط به عوامل دیگری مانند ظرفیت متابولیک، ساختار سیستماتیک و غضروفی بودن این گونه نیز باشد. بنابراین پیشنهاد می‌شود که دلیل این موضوع در تحقیقات دیگر بررسی شود.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از مسئولین محترم دانشگاه تربیت مدرس، بدلیل در اختیار گذاشتن امکانات آزمایشگاه محیط‌زیست تقدیر و تشکر می‌نماییم.

منابع

ذوالفقاری، ق.؛ اسماعیلی ساری، ع.؛ قاسم پوری، س.م؛ قربانی، ف.؛ احمدی فرد، ن. و شکری، ز.، ۱۳۸۵. ارتباط سن، جنسیت و وزن با غلظت جیوه در اندامهای مختلف ماهی شاه کولی (*Chalcalburnus chalcalburnus*) تالاب انزلی. مجله علوم و فنون دریایی ایران، شماره ۵، صفحات ۲۳ تا ۳۱.

ستاری، م.؛ شاهسونی، د. و شفیعی ش.، ۱۳۸۶. ماهی‌شناسی(۲) (سیستماتیک). چاپ دوم، انتشارات حق-شناس، ۵۰۲ صفحه.

کریمی، آ.؛ یزدان داد، ح. و اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۶. بررسی تجمع فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، روی و آهن در *Phalacrocorax carbo* برخی اندام‌های باکلان بزرگ در تالاب انزلی. مجله محیط شناسی، شماره ۴۳، صفحات ۸۳ تا ۹۲.

Agah H., Leermakers M., Elskens M., Fatemi M. and Baeyens W., 2007. Total mercury and methyl mercury concentrations in fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. Journal of Water Air Soil Pollution, 181:95-105.

Agusa T., Kunito T., Yasunaga G., Iwata H., Subramanian A., Ismail A. and Tanabe S., 2005. Concentrations of trace elements in marine fish and its risk assessment in Malaysia. Journal of Marine Pollution, 51:896–911.

Agusa T., Kunito T., Sudaryanto A., Monirith I., Kan-Atireklap S., Iwata H., Ismail A., Sanguansin J., Muchtar M., Tana T.S. and Tanabe S., 2007. Exposure assessment for trace elements from consumption of marine fish in southeast Asia. Journal of Environmental Pollution, 145:766-777.

Alhas E., Oymak S.A. and Akin H.K., 2009. Heavy metal concentrations in two barb, *Barbus xanthopterus* and Barbus *rajanorum mystaceus* from Ataturk Dam Lake, Turkey. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 148:11–18.

Ashraf V., 2005. Accumulation of heavy metals in kidney and heart tissues of *Epinephelus microdon* fish from the Persian Gulf. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 101:311–316.

Ashraf W., Seddigi Z., Abulkibash A. and Khalid M., 2006. Levels of selected metals in canned fish consumed in Kingdom of Saudi Arabia. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 117:271–279.

Bellas J., Beiras R., Carlos J. and Fernandez N., 2005. Toxicity of organic compounds to marine invertebrate embryos and larvae: A comparison between the Sea Urchin embryogenesis bioassay and alternative test species. Journal of Ecotoxicology, 14:337–353.

Chen Z., Zhang N., Zhuo L. and Tang B., 2008. Catalytic kinetic methods for photometric or fluorometric determination of heavy metal ions. Journal of Microchim Acta, 164(3-4):311-336.

Cogun H.Y., Yuzereroglu T.A., Firat O., Gok G. and Kargin F., 2006. Metal concentrations in

magiran.com

fish species from the Northeast Mediterranean Sea. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 121:431–438.

Doyle C.J., Pablo F., Lim R.P. and Hyne R.V., 2003. Assessment of metal toxicity in sediment pore water from Lake Macquarie, Australia. Journal of Environmental Contamination Toxicology, 44:343–350.

Dural M., Goksu M.Z.L., Ozak A.A. and Derisi B., 2006. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Labrax dicentrarchus* L., 1758, *Sparus aurata* L., 1758, and *Mugil cephalus* L., 1758, from the Camlic Lagoon of the eastern cost of Mediterranian (Turkey). Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 118:65–74.

Endo T., Hisamichi Y., Haraguchi K., Kato Y., Ohta C. and Koga N., 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver Tiger Sharks (*Galeocerado cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: Relationship between metal concentrations and body. Journal of Marine Pollution, 56:1774-1780.

Erdogrul O. and Ates D.A., 2006. Determination of cadmium and copper in fish sample from Sir and Menzelet Dam Lake Kahramanmaras, Turkey. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 117:281–290.

Erdogrul O. and Erbilir F., 2007. Heavy metal and trace elements in various fish samples from Sir Dam Lake, Kahramanmaras, Turkey. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 130:373–379.

Has-Schon E., Bogut I., Rajkovic V., Bogut S., Cacvic M. and Horvatic J., 2008. Heavy metal distribution in tissues of six fish species included in human diet, inhabiting freshwaters of the Nature Park ''Hutovo Blato'' (Bosnia and Herzegovina). Journal of Arch Environmental Contamination Toxicology, 54:75–83.

Laboy-Nieves E.N. and Conde J.E., 2001. Metal levels in eviscerated tissue of shallow-water deposit-feeding holothurians. Journal of Hydrobiologia, 459:19-26.

Licata P., Trombetta D., Cristani M., Naccari C., Martino D., Calo M. and Naccari F., 2005. Heavy metals in liver and muscle of Bluetin Tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the Straits of Messina (Sicily, Italy). Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 107:239–248.

Pourang N., Nikouyan L. and Dennis J.H., 2005. Trace element concentrations in fish, surficial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 109: 293-316.

Romeo M., Siau Y., Sidoumou Z. and Gnassia-Barelli M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. Journal of Scientific Total Environment, 232(1):169-75.

Roos D., Roux O. and Conand F., 2007. On the biology of the bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* (Carangidae) around Reunion Island, southwest Indian Ocean. Journal of Science Marine, 71(1):137-144.

Roux O. and Conand F., 2000. Feeding habits of the Bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* (Carangidae) in La Reunion Island waters (South-Western Idian Ocean). Journal of Cybium, 24(2):173-179.

Tekin-Ozan S. and Kiv I., 2005. Comparative study on the accumulation of heavy metals in different organs of tench (*Tinca tinca* L. 1758) and plerocercoids of its endoparasite *Ligula intestinalis*. Journal of Parasitology Research, 97:156–159.

Tepe Y., Turkmen M. and Turkmen A., 2008. Assessment of heavy metals in two commercial fish species of four Turkish seas. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 146:277–284.

Cogun H.Y., Yuzereroglu T.A., Kargin F. and Firat O., 2005. Seasonal variation and tissue distribution of heavy metalsin shrimp and fish species from the Yumurtalik coast of Iskenderun Gulf, Mediterranean. Journal of Environmental Contamination and Toxicology, 75:707–715.

Unlu S., Topcuoglu S., Alpar B., Kirbasoglu C. and Yilmaz Y.Z., 2008. Heavy metal pollution in surface sediment and mussel samples in the Gulf of Gemlik. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 144:169–178.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]

magiran.com

Comparison of muscular tissue concentration of heavy metals in Sharpnose stinger (*Himantura gerrardi)* and Bigeye scade (*Selar crumenophthalmus*) of the Persian Gulf

Shahab Moghadam F.[1]*; Esmaeili Sari A.[2]; Valinassab T.[3] and Karimabadi M.[4]

F.shahab@modares.ac.ir

1 & 2-Faculity of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, P.O.Box: 356 Noor, Iran

3- Iranian Fisheries Research Organization, P.O.Box: 14155-6116 Tehran, Iran

4- Department of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University, P.O.Box: 89195-741 Yazd, Iran

Received: November 2009 Accepted: May 2010

Keywords: Pollution, Fish cartilage, Bony fish, Persian Gulf

Abstract

We assessed concentration of heavy metals (Cu, Fe, Hg and Zn) in the muscular tissue of benthic species *Himantura gerrard* and pelagic species *Selar crumenophthalmus* caught from the Persian Gulf during winter 2008. After biometrical measurements, the muscle tissues of 51 randomly selected samples were separated from 86 stations. Specimens were digested using the wet method and the concentrations of Cu, Fe and Zn were determined using Atomic Absorption Spectrophotometer (flame method) and also concentration of mercury was determined using Mercury Analyzer device. The mean concentration of heavy metals in muscle tissues of *Himantura gerrardi* were as follows: Fe: 74.78; Hg: 0.77; Zn: 875.99 and Cu: 3.5. However, these values for muscle tissues of *Selar crumenophthalmus* were: Fe: 25.07; Hg: 0.20; Cu: Zn: 15.54 and Zn: 2.31μg/g dry weight. Results showed that concentration of the selected heavy metals in *H. gerrardi*, were significantly higher than *S. crumenophthalmus* ($P \leq 0.05$).

* Corresponding author

[Downloaded from isfj.ir on 2026-06-20]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.2.10.0]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.109944]