بررسی هم‌بستگی زیستی میان غلظت فلزات سنگین (سرب و آرسنیک) و شاخص‌های زیستی تیلاپیای شکم سرخ (*Coptodon zillii*) در اکوسیستم تالاب شادگان

چکیده

تالاب بین‌المللی شادگان به‌عنوان یکی از مهم‌ترین تالاب‌های جنوب غربی ایران، به دلیل ورود فاضلاب‌های شهری، پساب‌های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی با میزان قابل‌توجهی از آلودگی فلزات سنگین ازجمله سرب و آرسنیک مواجه است که تهدیدی جدی برای اکوسیستم و سلامت عمومی به شمار می‌آید. تیلاپیای شکم‌سرخ (*Coptodon zillii*) به‌عنوان گونه‌ای مهاجم و پرمصرف در این تالاب پتانسیل بالایی برای تجمع زیستی این آلاینده‌ها دارد و از این طریق می‌تواند سلامت انسان را نیز از مسیر زنجیره غذایی تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین ارزیابی سطح تجمع این عناصر در بافت خوراکی این ماهی اهمیت بالایی دارد. این مطالعه با هدف تعیین میزان تجمع زیستی سرب و آرسنیک در بافت عضله تیلاپیای شکم‌سرخ تالاب شادگان و بررسی ارتباط غلظت آنها با شاخص‌های وزن و طول کل انجام شد. برای این منظور در فصل بهار ۱۳۹۵ تعداد ۳۰ نمونه از دو ایستگاه میانی تالاب جمع‌آوری و پس از ثبت شاخص‌های زیست‌سنجی، غلظت فلزات سنگین در بافت عضله با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد میانگین غلظت سرب و آرسنیک به ترتیب ۵۵۷/۴۲ و ۱۴۶/۰۳ بر حسب (ppb) است که غلظت سرب بالاتر از حد مجاز ملی یعنی ۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و مصرف آن می‌تواند سلامت مصرف‌کنندگان را به مخاطره اندازد. بااین‌حال، بین میزان تجمع زیستی سرب و آرسنیک با شاخص‌های طول و وزن ماهی ارتباط آماری معناداری مشاهده نشد ($P>0.05$)، اما همبستگی مثبت و معنادار قوی میان غلظت این دو فلز وجود داشت ($P<0.001$) که بیانگر منشأ یا مسیرهای ورود مشترک آلاینده‌ها به اکوسیستم تالاب است. این نتایج، ضرورت پایش و مدیریت مستمر منابع آلاینده در تالاب شادگان و کنترل وضعیت سلامت گونه مهاجم تیلاپیای شکم‌سرخ که بخش قابل‌توجهی از سبد غذایی منطقه را تشکیل می‌دهد، برجسته می‌سازد.

واژگان کلیدی: تجمع زیستی، سرب، آرسنیک، تیلاپیا، تالاب شادگان، سلامت انسان.

روشنا بهباش [۱*]
ابولفضل عسکری ساری [۲]
رضا حکیمی مفرد [۳]

۱. گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.
۲. گروه شیلات، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.
۳. دانش‌آموخته شیلات، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

[*] نویسنده مسئول مکاتبات
behbash@iau.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۲۰

این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

مقدمه

تالاب بین‌المللی شادگان در جنوب غربی ایران با آلودگی قابل‌توجهی از فلزات سنگین در آب، خاک و رسوبات مواجه بوده که ناشی از فعالیت‌های انسانی مانند فاضلاب شهری، پساب‌های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی است. مطالعات نشان داده‌اند که فلزاتی مانند سرب (Pb) روی (Zn)، نیکل (Ni)، آرسنیک (As) و وانادیوم (V) در رسوبات این تالاب به میزان قابل‌توجهی تجمع یافته‌اند و بیشترین سهم آلودگی ناشی از منابع انسانی است (Ashayeri and Keshavarzi, 2019; Sabbagh *et al*., 2024; Alhashemi *et al*., 2012). شاخص‌های آلودگی و خطر زیستی نشان می‌دهند که رسوبات تالاب در برخی مناطق دارای آلودگی متوسط تا شدید هستند و این آلودگی می‌تواند تهدیدی برای اکوسیستم و سلامت موجودات زنده باشد است (Ashayeri and Keshavarzi, 2019; Sabbagh *et al*., 2024; Mortazavi *et al*., 2017). همچنین، فلزات سنگین در بافت‌های جانوران تالاب مانند پرندگان و ماهیان تجمع یافته و از طریق زنجیره غذایی می‌توانند به سلامت انسان نیز آسیب برسانند (Birgani *et al*., 2023; Nasirian *et al*., 2015). پایش مستمر و مدیریت منابع آلودگی برای حفظ سلامت اکوسیستم تالاب شادگان و کاهش خطرات زیستی ضروری است (Sabbagh *et al*., 2024; Nasirian *et al*., 2016).

ماهی به دلیل ارزش غذایی بالای خود (اسیدهای چرب ضروری امگا-۳ و پروتئین‌های با کیفیت بالا) به عنوان بخش مهمی از یک رژیم غذایی سالم محسوب می‌شود ازاین‌رو بسیاری از متخصصان مصرف منظم ماهی، معادل حداقل ۱ تا ۲ وعده در هفته را به‌منظور پیشگیری از

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

بیماری‌های مزمن مرتبط با رژیم غذایی توصیه می‌کنند (Nishida *et al*., 2004). متاسفانه تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی مثل کشاورزی، صنایع مختلف و معدن‌کاوی، مقادیر فلزات سنگین را در اکوسیستم آبی به‌طور چشمگیری افزایش یافته است درنتیجه آبزیان (ماهیان، نرم‌تنان، سخت‌پوستان و ...) می‌توانند این فلزات را تا غلظت‌های بالقوه سمی در خود انباشت کنند (European Commission, 2006). در ارتباط با وضعیت آلودگی این تالاب پژوهش‌های زیادی انجام شده است. قابل‌ذکر است حضور گونه مهاجمی چون تیلاپیای شکم سرخ نیز نوعی آلودگی بیولوژیکی محسوب می‌شود و علاوه بر آن همچون دیگر آبزیان منطقه می‌تواند آلاینده‌های محیطی را در خود ذخیره کند. در ارتباط با تجمع زیستی فلزات سنگین در گونه‌های مختلف تیلاپیا، زیست‌سنجی آن و پیامدهای حضور آن مطالعه‌هایی انجام شده است. ولایت زاده و کوشافر، در پژوهشی برخی فلزات سنگین را در تیلاپیا (*Oreochromis niloticus*) در تالاب ناصری اندازه‌گیری نموده‌اند (ولایت‌زاده و کوشافر، ۱۳۹۹). رفیعی پور و همکاران، جیوه، سرب و کادمیوم را در تیلاپیا (*Oreochromis niloticu*) در شهرستان جیرفت بررسی نموده‌اند (رفیعی پور و همکاران، ۱۳۹۸). همچنین ولی‌خانی و همکاران، وضعیت ماهیان غیربومی مهاجم تیلاپیا در اکوسیستم‌های آبی استان خوزستان را بررسی نمودند (ولی‌خانی و همکاران، ۱۳۹۶).

تجمع فلزات سنگین سرب و آرسنیک در تیلاپیای شکم‌سرخ (*Coptodon zillii*) نشان می‌دهد که این فلزات در کبد و کلیه بیشترین میزان تجمع را دارند و معمولاً در عضلات که بخش خوراکی ماهی است کمتر تجمع می‌یابند. مطالعات در مخازن و رودخانه‌های مختلف گزارش کرده‌اند که غلظت سرب و آرسنیک در بافت‌های داخلی این ماهی گاهی از حد مجاز سازمان‌های بهداشتی فراتر می‌رود اما در بیشتر موارد میزان این فلزات در فیله ماهی زیر حد مجاز است و مصرف آن در شرایط عادی خطر قابل‌توجهی برای سلامت انسان ایجاد نمی‌کند (Alkareem, and Abdallah, 2023; Obayemi *et al*., 2023; Adjei *et al*., 2025).

بااین‌حال در مناطقی با آلودگی شدید مانند مخازن نفتی یا رودخانه‌های آلوده، تجمع سرب و آرسنیک در بافت‌های ماهی افزایش یافته و می‌تواند باعث خطرات غیرسرطانی و حتی سرطان‌زایی برای مصرف‌کنندگان شود (Davies *et al*., 2024; Adjei *et al*., 2025). علاوه بر این آلودگی فلزات سنگین می‌تواند اثرات منفی بر پارامترهای زیستی و تولیدمثلی تیلاپیای شکم‌سرخ داشته باشد ازجمله کاهش نسبت جنسی و کاهش باروری (Aly and Abouelfadl, 2020). مطالعات سم‌شناسی نشان داده‌اند که قرارگیری طولانی‌مدت در معرض این فلزات می‌تواند باعث کاهش نرخ رشد و افزایش مرگ‌ومیر در ماهی‌ها شود (Allison and Ogoun, 2025). بنابراین، پایش مستمر و کنترل منابع آلودگی برای حفظ ایمنی غذایی و سلامت اکوسیستم‌های آبی که تیلاپیای شکم‌سرخ در آنها زندگی می‌کند، ضروری است (Obayemi *et al*., 2023; Davies *et al*., 2024). ازآنجاکه این گونه در زنجیره غذایی گونه‌های دیگر و همچنین در سبد غذایی انسان حضور پیدا کرده، وضعیت تجمع دو فلز سرب و آرسنیک در آن، برای یک فصل مورد مطالعه قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

تالاب بین‌المللی شادگان در پایین‌ترین بخش حوضه رودخانه جراحی و در بخش جنوبی استان خوزستان قرار داشته از شمال به اهواز، از غرب به جاده اهواز به آبادان، از جنوب به رودخانه بهمنشیر و خلیج فارس و از شرق به خور موسی محدود می‌شود. این تالاب با وسعتی بیش از ۵۳۷۷۰۰ هکتار وسیع‌ترین تالاب ایران و عضو کنوانسیون رامسر است (هاشمی و اسکندری، ۱۳۹۲).

در این مطالعه، داده‌های بیومتریک مربوط به وزن (گرم)، طول کل (TL، سانتی‌متر) از ۳۰ نمونه تیلاپیای شکم‌سرخ (*Coptodon zillii*) در فصل بهار ۱۳۹۵ از دو ایستگاه میانی تالاب شادگان جمع‌آوری شد. سپس از بافت عضله برای سنجش غلظت فلزات سنگین، نمونه‌برداری انجام گرفت. طی مراحلی نمونه‌ها آماده شده و اندازه‌گیری در وزن‌تر و توسط دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 4100 انجام شد (عسکری ساری و همکاران، ۱۳۸۹).

نتایج آماری توصیفی متغیرها و رگرسیون خطی سرب و آرسنیک با استفاده از نرم‌افزار (SAS 9.1) و مدل رگرسیونی چندمتغییره با اسفاده از نرم‌افزار (Minitab 20) انجام شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

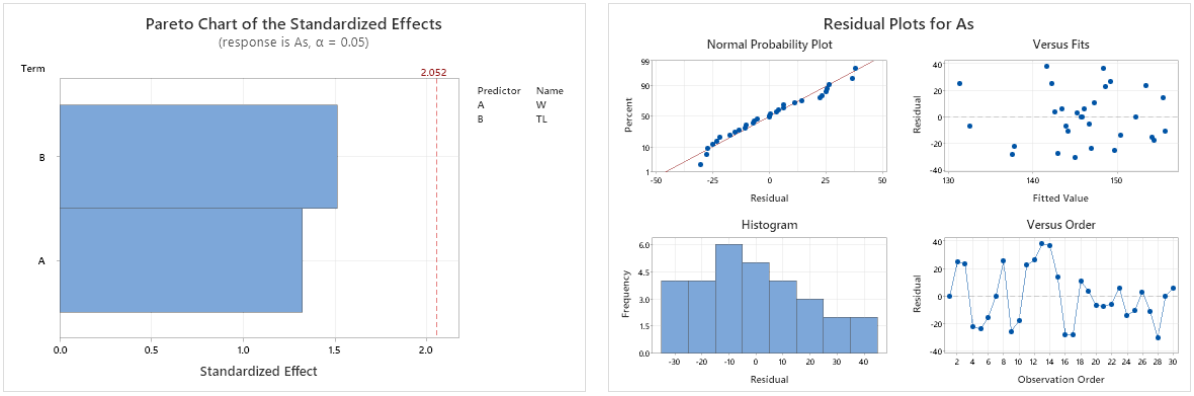
نتایج

نتایج آماری داده‌های زیست‌سنجی و مقادیر فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در بافت تیلاپیای شکم‌سرخ در جدول ۱ آمده است. مدل رگرسیونی چندمتغییره و نتایج خروجی معادلات رگرسیون بین تجمع‌زیستی فلزات سرب و آرسنیک با طول کل و وزن در شکل ۱ و ۲ و جدول ۲ آمده است. نتایج مدل نشان می‌دهد که ارتباط معنی‌دار بین الگوی رشد و تجمع زیستی سرب و آرسنیک وجود ندارد. رابطه خطی بین تجمع‌زیستی سرب و آرسنیک در شکل ۳ نشان داده شده و هر دو رابطه معنی‌دار ($P<0.001$) است. در شکل ۴ رگرسیون تجمع فلزات سنگین سرب (Pb) و آرسنیک (AS) در بافت ماهی تیلاپیا به تفکیک طول و وزن آمده است.

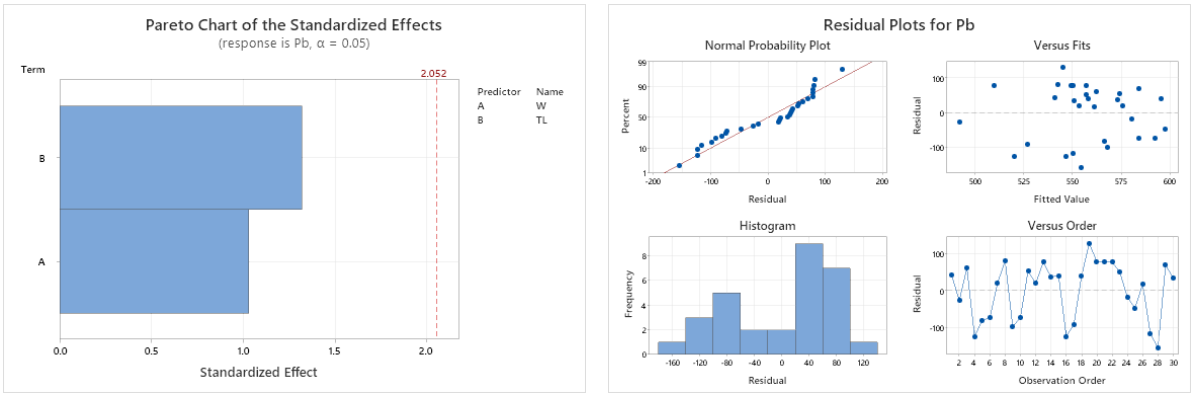
جدول ۱ : خلاصه آماری توصیفی متغیرهای زیست‌سنجی و غلظت فلزات سنگین در بافت عضله تیلاپیای شکم‌سرخ (*Coptodon zillii*)

متغیر	میانگین	انحراف معیار	میانه	خطای استاندارد	میانه	کمینه	بیشینه	دامنه
سرب (Pb)	۵۵۵/۴۲	۸۲/۰۵	۵۸۵	۱۴/۹۸	۵۸۵/۱۵	۳۹۶/۴	۶۷۴/۸	۲۷۸
آرسنیک (As)	۱۴۶/۰۳	۲۰/۸۱	۱۴۶	۳/۸	۱۴۵/۹	۱۰۹/۶	۱۸۵/۲	۷۵/۶
وزن (W)	۵۳/۷۷	۱۹/۳۹	۵۴/۸	۳/۵۴	۵۴/۷۸	۳۲/۳۶	۱۰۸/۶۵	۷۶/۳
طول کل (TL)	۱۳/۴۷	۱/۶۹	۱۳/۶	۰/۳۱	۱۳/۶	۱۱/۳	۱۷/۶	۶/۳

مقدار سرب و آرسنیک بر حسب ppb، طول و وزن بر حسب سانتی‌متر و گرم است.



شکل ۱: خروجی معادله رگرسیون تجمع فلز سنگین آرسنیک (AS) در بافت ماهی تیلاپیا با مقادیر طول و وزن



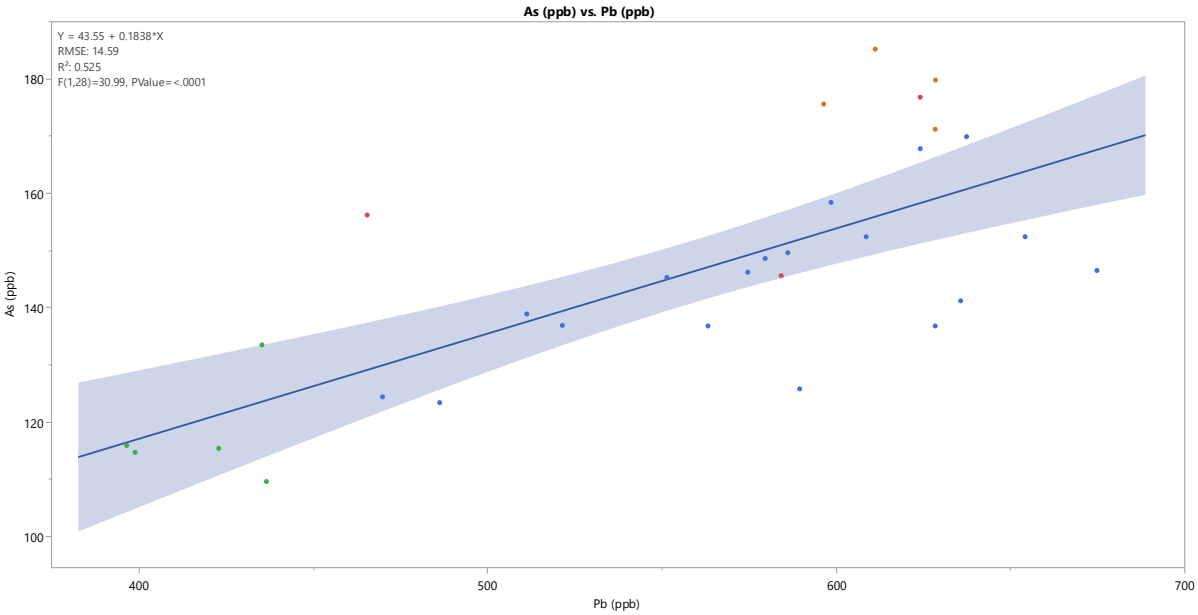
شکل ۲ : خروجی معادله رگرسیون تجمع فلز سنگین سرب (Pb) در بافت ماهی تیلاپیا با مقادیر طول و وزن

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

جدول ۲: معادلات رگرسیون تجمع فلزات سنگین سرب (Pb) و آرسنیک (AS) در بافت ماهی تیلاپیا با مقادیر طول و وزن

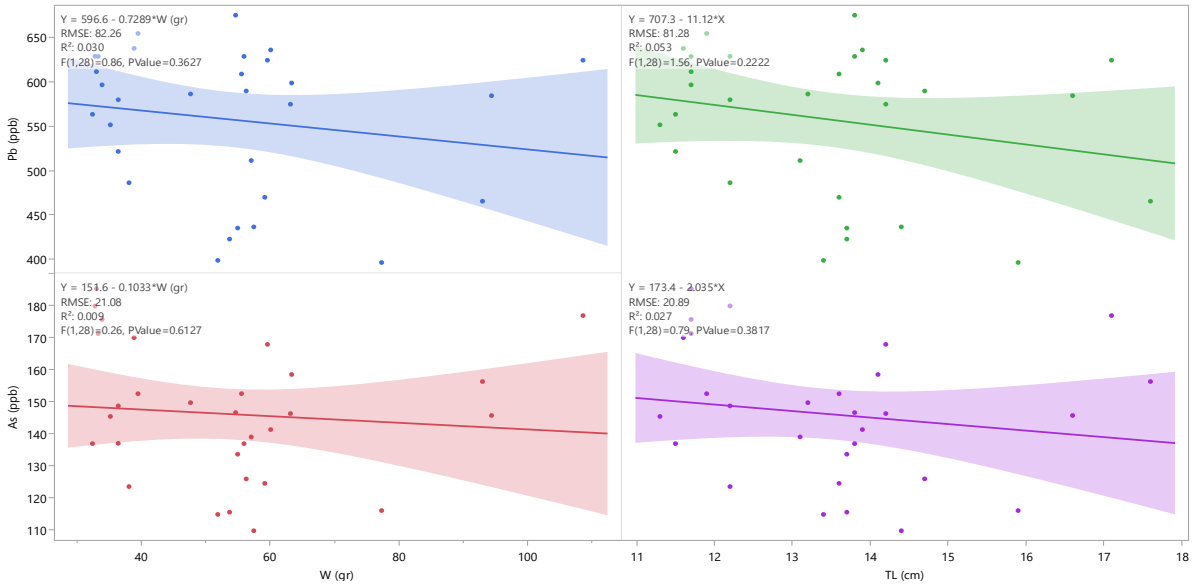
معیار آماری	آرسنیک (As)	سرب (Pb)
معادله رگرسیون	As = 268.6 + 1.000 W − 13.09 TL	Pb = 999 + 3.06 W − 45.0 TL
ضریب ثابت	۲۶۸/۶	۹۹۹
ضریب وزن (W)	+۱	+۳/۰۶
p-value (W)	۰/۱۹۶	۰/۳۱۲
ضریب طول (TL)	−۱۳/۰۹	−۴۵
p-value (TL)	۰/۱۴۲	۰/۱۹۸
R^2	٪۸/۶۸	٪۸/۸۵
R^2 (تعدیل‌شده)	٪۱/۹۲	٪۲/۱۰
R^2 (پیش‌بینی)	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
خطای استاندارد (S)	۲۰/۶۱	۸۱/۱۹
p-value (مدل کلی)	۰/۲۹۴	۰/۲۸۶
آماره دوربین–واتسون	۱/۲۴۴	۱/۴۳۳

نتایج تحلیل رگرسیونی نشان داد که مدل‌های برآورد تجمع فلزات سنگین سرب و آرسنیک در بافت ماهی بر اساس متغیرهای طول و وزن از برازش ضعیفی برخوردارند. مقدار ضریب تعیین (R^2) حدود ۹ درصد بیانگر آن است که تنها بخش اندکی از تغییرات غلظت این فلزات توسط متغیرهای طول و وزن قابل توضیح است. هیچ‌یک از مدل‌ها از نظر آماری معنادار نبوده‌اند ($P > 0.05$) و مقدار ضریب تعیین تعدیل‌شده در حدود ۲ درصد نیز مؤید ضعف تبیینی مدل‌ها است. علاوه بر این مقدار پایین ضریب تعیین پیش‌بینی نیز نشان می‌دهد که مدل‌ها توانایی تعمیم‌پذیری به داده‌های جدید را ندارند. خطای استاندارد مدل برای سرب ($S = 81.19$) تقریباً چهار برابر بزرگ‌تر از آرسنیک است که حاکی از پراکندگی بالاتر داده‌های Pb است. همچنین، مقادیر آماره دوربین–واتسون در هر دو مدل وجود همبستگی مثبت بین خطاها را نشان می‌دهد.



شکل ۳ : رابطه خطی بین تجمع‌زیستی سرب و آرسنیک

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]



شکل ۴ : رگرسیون تجمع فلزات سنگین سرب (Pb) و آرسنیک (AS) در بافت ماهی تیلاپیا به تفکیک طول و وزن

بحث و نتیجه‌گیری

تجمع فلزات سنگین در بافت‌های ماهی تیلاپیای شکم‌سرخ (*Coptodon zillii*) ازجمله مسائلی است که به‌ویژه در مناطق آلوده به مواد سمی به یک نگرانی زیست‌محیطی و بهداشتی تبدیل شده است. این گونه ماهی به دلیل گستردگی پراکنش در منابع آبی و قابلیت زیست در آب‌های آلوده، قادر به جذب فلزات سنگین مانند سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، آرسنیک (As) و جیوه (Hg) می‌باشد. مطالعات نشان داده‌اند که این فلزات در بافت‌های مختلف ماهی به‌ویژه در کبد، کلیه‌ها و عضلات تجمع می‌یابند. این تجمع معمولاً به دلیل آلودگی منابع آبی به‌ویژه در نواحی صنعتی و مناطق کشاورزی که در آن‌ها مصرف آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی رایج است افزایش می‌یابد (Davies and Ekperusi, 2021; Obayemi *et al*., 2023).

بیشترین میزان تجمع آرسنیک در بافت‌های داخلی ماهی‌ها مانند کبد و کلیه‌ها مشاهده می‌شود، که این بافت‌ها نقش مهمی در متابولیسم و ذخیره فلزات سنگین دارند. مطالعات نشان داده‌اند که کبد بیشترین مقدار آرسنیک کل را نسبت به سایر بافت‌ها دارد و پس از آن ماهیچه و روده در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند (Liao *et al*., 2025; Varol *et al*., 2020; Onishchenko *et al*., 2025). همچنین، میزان آرسنیک در بافت‌های خوراکی مانند ماهیچه می‌تواند در مناطق آلوده به آرسنیک در آب افزایش یابد و در برخی گونه‌ها از حد مجاز برای مصرف انسانی فراتر رود (Hernández-Domínguez *et al*., 2025; Raman *et al*., 2021). فرآیندهای بیوشیمیایی در ماهی‌ها، مانند تبدیل آرسنیک سمی به اشکال کمتر سمی (مانند آرسنوبتائین)، نقش مهمی در کاهش سمیت این فلز دارند و این تبدیل‌ها در بافت‌های مختلف متفاوت است (Liao *et al*., 2025; Cui *et al*., 2021; Tang *et al*., 2024). علاوه بر این، عوامل متعددی مانند نوع گونه، اندازه، سطح تروفیکی و زیستگاه ماهی بر میزان تجمع آرسنیک تأثیرگذارند، به‌طوری‌که ماهی‌های کف‌زی و گونه‌های خاصی تجمع بیشتری دارند (Hernández-Domínguez *et al*., 2025; Varol *et al*., 2021). درنهایت، اگرچه تجمع آرسنیک در بافت‌های خوراکی ممکن است خطراتی برای سلامت انسان ایجاد کند، ارزیابی‌های ریسک نشان داده‌اند که در بسیاری از موارد میزان آرسنیک تجمع یافته در ماهی‌ها در محدوده قابل‌قبول و بدون خطر غیرسرطانی است، اما در برخی گونه‌ها و مناطق خاص خطر سرطان‌زایی وجود دارد (Raman *et al*., 2021; Almafrachi *et al*., 2024; Ouattara *et al*., 2021).

بیشترین میزان تجمع سرب در بافت‌های داخلی ماهی‌ها عمدتاً در کبد و آبشش‌ها مشاهده می‌شود. مطالعات روی گونه‌های مختلف ماهی مانند کپور ماهیان هندی و چینی نشان داده‌اند که پس از کبد، آبشش‌ها و سپس کلیه و مغز بیشترین میزان تجمع سرب را دارند، درحالی‌که

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

عضلات معمولاً کمترین میزان را دارند (Habib *et al*., 2024; Latif *et al*., 2025; Abdel-Warith *et al*., 2020). میزان تجمع سرب در بافت‌ها با افزایش غلظت و مدت زمان قرارگیری در معرض سرب افزایش می‌یابد و این تجمع می‌تواند باعث اختلالات هماتولوژیکی و بیوشیمیایی در ماهی‌ها شود (Zhao *et al*., 2020; Abdel-Warith *et al*., 2020). مطالعات نشان داده‌اند که تجمع سرب در بافت‌های خوراکی ماهی‌ها معمولاً کمتر از حد مجاز است، اما در مناطق آلوده ممکن است خطراتی برای سلامت انسان ایجاد کند و نیاز به پایش مستمر دارد (El-Mabrok *et al*., 2025; Demir *et al*., 2025; Naz *et al*., 2025). علاوه بر این، آبشش‌ها به‌عنوان محل اصلی جذب سرب از آب، تحت تأثیر آسیب‌های مورفولوژیکی و عملکردی قرار می‌گیرند که می‌تواند بر سلامت کلی ماهی تأثیر بگذارد (Curcio *et al*., 2022).

در این مطالعه، همبستگی مثبت و معنی‌داری میان غلظت سرب (Pb) و آرسنیک (As) در نمونه‌های مورد بررسی مشاهده شد به‌گونه‌ای که ضریب همبستگی پیرسون ($r=0.725$، $p<0.001$) بیانگر وجود ارتباط قوی بین میزان این دو عنصر در نمونه‌ها بود. محاسبه ضریب تعیین ($R^2=0.525$) نیز حاکی از آن است که حدود ۵۲/۵ درصد تغییرات غلظت سرب را می‌توان بر پایه تغییرات آرسنیک توجیه کرد. این همبستگی بالا معمولاً نشان‌دهنده منشأ یا مسیرهای مشترک ورود آلاینده‌ها به محیط، یا فرآیندهای هم‌تجمعی آنها در اکوسیستم‌های آبی است به‌ویژه زمانی که فلزات سنگین از طریق منابع مشابه نظیر ورود پساب‌های صنعتی یا کشاورزی، رسوبات آلوده، یا زنجیره غذایی مشترک وارد بدن آبزیان می‌شوند (Ali *et al*., 2019; Afzaal *et al*., 2020). نتایج مشابه ارتباط بین غلظت فلزات Pb و As در ماهیان سایر نواحی نیز گزارش شده است (Rahman *et al*., 2012). همبستگی معنادار میان غلظت سرب و آرسنیک از دیدگاه زیست‌محیطی اهمیت بالایی دارد. تبیین این رابطه می‌تواند به درک بهتر الگوهای مشترک ورود و تجمع زیستی این فلزات سنگین در تالاب شادگان کمک نماید. چراکه این همبستگی می‌تواند نشان‌دهنده شباهت الگوهای ورود یا تجمع این دو عنصر در تالاب شادگان باشد. بررسی این نوع همبستگی‌ها، ابزار کارآمدی برای ردیابی منشأ، مسیرهای انتقال و ارزیابی خطرات محیط‌زیستی ناشی از آلودگی همزمان به عناصر سمی تلقی می‌شود (Islam *et al*., 2015). همچنین شناسایی همزمان افزایش غلظت این آلاینده‌ها هشداری جهت اتخاذ اقدامات کنترلی و کاهش ورود آلاینده به زیست‌بوم‌ها خواهد بود (Ali *et al*., 2019).

همبستگی‌های مثبت بین فلزات سنگین و وزن و طول کل، از ایده تجمع زیستی منشا می‌گیرد که در آن نمونه‌های با عمر طولانی‌تر یا اندازه بزرگ‌تر، بار آلاینده بیشتری را در طول زمان انباشت می‌کنند. این الگو به‌طور معمول برای فلزات غیرضروری مانند سرب در ماهی‌های آب شیرین گزارش شده است (Al-Yousuf *et al*., 2000). از سوی دیگر، ارزیابی همبستگی میان غلظت فلزات سنگین (سرب و آرسنیک) و شاخص‌های اندازه‌ای ماهی ازجمله وزن و طول، فاقد معنی‌داری آماری بود ($P>0.05$) و قدرت همبستگی نیز بسیار ضعیف ($|r|<0.2$ و $R^2<0.06$) گزارش شد. عدم وجود رابطه بین میزان سرب و آرسنیک و شاخص طول و وزن ماهی بیشتر نشان‌دهنده آن است که انباشتگی زیستی این فلزات هنوز وضعیت فیزیولوژیکی ماهی‌های نمونه‌برداری شده را مختل نکرده است. عدم همبستگی بین آرسنیک و معیارهای بیولوژیکی ممکن است منعکس‌کننده سم‌زدایی یا دفع سریع آرسنیک یا انباشت غالب شکل‌های آرسنیک آلی کمتر سمی (مانند آرسنوبتائین) باشد، که با اندازه، بزرگنمایی‌زیستی نشان نمی‌دهند (Frankenberger, 2001; Cullen and Reimer, 1989).

این یافته نشان می‌دهد که فاکتورهای مورفولوژیک، یعنی وزن و طول بدن ماهیان نمی‌توانند به‌عنوان پیش‌بینی‌کننده قابل اعتماد برای تعیین میزان تجمع این عناصر در بدن آنها در نظر گرفته شوند زیرا توزیع آلاینده‌ها در بین ماهیان مختلف به‌صورت یکنواخت یا نیمه یکنواخت بوده و تحت تأثیر سن، اندازه، یا مراحل رشد به شکل قابل‌توجهی تغییر نمی‌کند (Burger *et al*., 2002). همچنین، می‌توان فرض کرد که محدودیت‌های آماری ناشی از حجم نسبی پایین نمونه‌گیری، مانع بروز یا آشکار شدن هرگونه ارتباط معنادار میان متغیرهای مذکور شده است. برخی مطالعات بیان داشته‌اند که فاکتور سن و اندازه ماهی عمدتاً زمانی بر تجمع فلزات مؤثر است که میزان آلودگی در محیط به اندازه‌ای بالا باشد که روند زیستی–انباشتی را به‌طور معنادار قابل اندازه‌گیری نماید (Chi, 2007).

تجمع زیستی سرب و آرسنیک در گونه‌های مختلف جنس (*Oreochromis*) نشان می‌دهد که بیشترین میزان این فلزات سنگین معمولاً در بافت‌های داخلی مانند کبد، روده و آبشش‌ها یافت می‌شوند و عضلات به‌طورکلی کمترین میزان تجمع را دارند (Chan *et al*.,

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

2021; Njinga *et al*., 2023; Balamanikandan *et al*., 2025). میزان تجمع آرسنیک و سرب در تیلاپیا به‌شدت تحت تأثیر عوامل محیطی مانند آلودگی آب و رسوبات، نوع زیستگاه و منابع تغذیه قرار دارد به‌طوری‌که رسوبات و خوراک نقش مهمی در افزایش تجمع این فلزات در طول دوره پرورش دارند (Ahsan *et al*., 2022; Rahman *et al*., 2025). مطالعات نشان داده‌اند که تجمع آرسنیک در روده و کبد تیلاپیا بیشتر از سایر بافت‌ها است و می‌تواند به شکل‌های کمتر سمی مانند آرسنوبتائین تبدیل شود که این فرآیند توسط میکروبیوتای روده تسهیل می‌شود (Song *et al*., 2022).

سرب نیز عمدتاً در کبد و آبشش‌ها تجمع می‌یابد و می‌تواند باعث آسیب‌های بیوشیمیایی و مورفولوژیکی در این بافت‌ها شود (Chan *et al*., 2021; Suleman *et al*., 2025). اگرچه در بیشتر موارد میزان این فلزات در بافت‌های خوراکی تیلاپیا زیر حد مجاز است اما در مناطق آلوده و در برخی نمونه‌ها مقادیر آرسنیک و سرب می‌تواند به سطوحی برسد که خطرات بالقوه برای سلامت انسان ایجاد کند شود (Munyeshury *et al*., 2021; Khellaf *et al*., 2023). به‌عنوان مثال مقدار سرب تجمع یافته برای این گونه در آب‌های ساحلی مصر در دامنه (3.8-7.7 mg/Kg) گزارش شده است (Saied, 2021). ارزیابی‌های ریسک مصرف تیلاپیا نشان می‌دهد که در شرایط معمولی مصرف، خطرات غیرسرطانی و سرطان‌زایی آن پایین است، اما پایش مستمر و کنترل منابع آلودگی برای حفظ ایمنی غذایی ضروری است (Munyeshury *et al*., 2021; Balamanikandan *et al*., 2025). مقررات مربوط به آرسنیک در غذاهای دریایی اغلب بین آرسنیک کل و آرسنیک معدنی تمایز قائل می‌شوند. ازآنجایی‌که بخش عمده آرسنیک موجود در غذاهای دریایی به فرم آلی غیرسمی (مانند آرسنوبتائین) است، بسیاری از استانداردها مانند (CODEX)، (EU) و (FSANZ) برای آرسنیک کل در غذاهای دریایی حد مجاز تعیین نمی‌کنند. بااین‌حال، آرسنیک غیرآلی که سمیت و خاصیت سرطان‌زایی بیشتری دارد یک خطر بهداشتی محسوب می‌شود که مقررات فعلی به‌طور کامل آن را پوشش نمی‌دهند (Copat *et al*., 2013; Doğruyol *et al*., 2025; Donets and Tsygankov, 2019). حد مجاز سرب بر اساس استاندارد کدکس (Codex, 2025) و استاندارد ملی ایران (0.3 mg/kg) است (ISIRI, 2010).

با توجه به اهمیت تالاب شادگان، ضروری است مطالعه‌های بیشتری از جنبه‌های گوناگون در مورد این گونه که بر اساس مطالعه ولی‌خانی و همکاران (۱۳۹۶) به فراوان‌ترین صید ماهیگیران تالاب تبدیل شده، انجام گیرد. با توجه به سازگاری بالای این گونه به محیط‌های آلوده و رژیم غذایی متنوع، هرچه محیط آلوده‌تر باشد، شرایط برای گونه‌های با دامنه تحمل پایین و آشیان اکولوژیک محدود و تخصصی، بدتر و برعکس فضا برای این گونه و موفق شدن در رقابت با گونه‌های بومی، بازتر می‌شود. توانایی حضور راحت‌تر در محیط‌های آلوده در مقایسه با دیگر گونه‌ها و جذب آلاینده‌های محیطی از یک طرف و از طرف دیگر افزایش فراوانی آن در تالاب شادگان و حضور بالای این گونه در تور صیادان، این پرسش را مطرح می‌کند که آیا در سبد غذایی مصرف‌کنندگان نیز، سهم بیشتری یافته است یا خیر. باید توجه داشت که هر تلاشی برای حذف یا کاهش آلاینده‌های محیطی در تالاب شادگان، می‌تواند تاثیر منفی این گونه مهاجم بر گونه‌های بومی را کاهش دهد.

سپاسگزاری

از همکاری آقای جمال فرسایی بابت تهیه نمونه‌ها و آقای مهندس میلاد خسروی به خاطر فرستادن برخی منابع سپاسگزاریم.

منابع

ولایت زاده، م. و کوشافر، آ. ۱۳۹۹. ارزیابی خطر برخی فلزات سنگین جهت مصرف عضله ماهیان شانک زرد باله (*Acanthopagrus latus*)، تیلاپیا (*Oreochromis niloticus*) و نیم منقار ماهی جهنده (*Hemiramphus marginatus*) تالاب ناصری، همایش ملی کشاورزی و سلامت، دانشگاه علوم پزشکی جیرفت، ۲۰ اسفند ۱۳۹۹.

رفیعی‌پور، الف.، دهقان، ر. و نژاد سجادی، س. ۱۳۹۸. سنجش غلظت فلزات سنگین جیوه، سرب و کادمیوم در عضله ماهی هوور، شیر و تیلاپیا در شهرستان جیرفت، فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط / دورهٔ پنجم، شمارهٔ اول، بهار ۱۳۹۸.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

ولی‌خانی، ح.، عبدلی، الف.، حسن زاده کیابی، ب.، نجات، ف.، ۱، صادق صبا، م.، و خسروی، م. ۱۳۹۶. بررسی وضعیت ماهیان غیربومی مهاجم تیلاپیا *Coptodon zillii* (Gervais, 1848) و*Oreochromis aureus* (Steindachner, 1864) در اکوسیستم‌های آبی خوزستان، فصلنامه علوم محیطی، دوره پانزدهم، شماره ۴، زمستان ۹۳.

هاشمی، س.، و اسکندری، غ. ۱۳۹۲. ارزیابی ذخیره و تولید ماهی تالاب شادگان در استان خوزستان، مجله پژوهش‌های جانوری (مجله زیست‌شناسی ایران)، جلد ۲۶ شماره ۲.

عسکری ساری، الف.، خدادادی، م.، و محمدی، م. ۱۳۸۹. میزان فلزات سنگین (Hg,Ni,Pb,Cd) در بافت‌های مختلف (عضله، آبشش و کبد) ماهی گطان (*Barbus xanthopterus*) رودخانه کارون، مجله علمی شیلات ایران، سال، جلد ۲۶ شماره ۲.ل نوزدهم، شماره۴، زمستان ۱۳۸۹.

Saied, H. 2021. "Micro – Nutrients of Red – Billy Tilapia (coptodon Zillii) Among Different Egyptian Water Masses". *GLOBAL RESEARCH REVIEW* 1 (02):60-62.

Al-Yousuf, M. H., El-Shahawi, M. S., & Al-Ghais, S. M. 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of Lethrinus lentjan fish species in relation to body length and sex. *Science of the total environment*, *256*(2-3), 87-94.

Frankenberger Jr, W. T. (Ed.). 2001. *Environmental chemistry of arsenic*. CRC Press.

Cullen, W. R., & Reimer, K. J. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chemical reviews*, *89*(4), 713-764.

Nishida, C., Uauy, R., Kumanyika, S., & Shetty, P. 2004. The joint WHO/FAO expert consultation on diet, nutrition and the prevention of chronic diseases: process, product and policy implications. Public health nutrition, 7(1a), 245-250.

Codex. 2025. *General standard for contaminants and toxins in food and feed (CXS 193-1995)*. FAO/WHO.

European Commission. 2006. *Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs*. Official Journal of the European Union, L364, 5–24. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32006R1881

Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of chemistry*, *2019*(1), 6730305.

Afzaal, M., Hameed, S., Liaqat, I., Ali Khan, A. A., abdul Manan, H., Shahid, R., & Altaf, M. 2022. Heavy metals contamination in water, sediments and fish of freshwater ecosystems in Pakistan. *Water Practice & Technology*, *17*(5), 1253-1272.

Burger, J., Gaines, K. F., Boring, C. S., Stephens, W. L., Snodgrass, J., Dixon, C., and Gochfeld, M. 2002. Metal levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environmental research*, *89*(1), 85-97.

Rahman, M. S., Molla, A. H., Saha, N., & Rahman, A. 2012. Study on heavy metals levels and its risk assessment in some edible fishes from Bangshi River, Savar, Dhaka, Bangladesh. *Food chemistry*, *134*(4), 1847-1854.

Chi, Q. Q., Zhu, G. W., & Langdon, A. 2007. Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, *19*(12), 1500-1504.

Islam, M. S., Ahmed, M. K., Habibullah-Al-Mamun, M., & Hoque, M. F. 2015. Preliminary assessment of heavy metal contamination in surface sediments from a river in Bangladesh. *Environmental earth sciences*, *73*(4), 1837-1848.

Allison, T., & Ogoun, T. 2025. Gross anatomical based sub-chronic toxicity testing of target heavy metals using growth morphometrics of Coptodon zillii. *International Journal of Science and Research Archive*.

Aly, W., & Abouelfadl, K. 2020. Impact of low-level water pollution on some biological aspects of redbelly tilapia (Coptodon zillii) in River Nile, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46, 273-279.

Davies, I., Amaewhule, E., & Nkeeh, D. 2024. Hazard Identification and Potential Risk Analysis of Toxic Metals in Redbelly Tilapia (Coptodon zillii) Consumed and Surface Water from the Niger Delta Estuary. *International Journal of Environment and Geoinformatics*.

Obayemi, O., Ayoade, M., & Komolafe, O. 2023. Health risk assessment of heavy metals in Coptodon zillii and Parachanna obscura from a tropical reservoir. *Heliyon*, 9.

Adjei, P., Kusi, I., Obirikorang, K., Edziyie, R., Adjei-Boateng, D., & Frimpong, P. 2025. Heavy Metals in Raw and Treated Water, Sediment, and Fish at the Barekese Reservoir Headworks. *Aquaculture Research*.

Alkareem, O., & Abdallah, R. 2023. Bioaccumulation of some heavy metals in some organs of Coptodon zilli fish in Old Aswan Reservoirs and Aswan River Nile. *Aswan University Journal of Environmental Studies*.

Chan, W., Routh, J., Luo, C., Dario, M., Miao, Y., Luo, D., & Wei, L. 2021. Metal accumulations in aquatic organisms and health risks in an acid mine-affected site in South China. *Environmental Geochemistry and Health*, 43, 4415 - 4440.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

Njinga, R., Adebayo, A., & Olufemi, A. 2023. Bioaccumulation of heavy metals in water and organs of Tilapia brevimanus and Euthynnus alletteratus from a coaster water in southwestern Nigeria. *Environmental Sciences Europe*, 35, 1-10.

Balamanikandan, V., Shalini, R., Arisekar, U., Shakila, R., Padmavathy, P., Sivaraman, B., Devanesan, S., Sundhar, S., Alsalhi, M., Mythili, R., & Kim, W. 2024. Bioaccumulation and health risk assessment of trace elements in Tilapia (Oreochromis mossambicus) from selected inland water bodies. *Environmental Geochemistry and Health*, 46.

Rahman, M., Alshaya, D., Ramadan, H., Attia, K., Sultana, N., Rohani, M., Wijaya, A., & Hossain, M. 2025. Tracing Sources and Stage-Specific Impacts of Heavy Metal Contamination in Farmed Tilapia (Oreochromis niloticus): Implications for Human Health Risk. *Veterinary Medicine and Science*, 11.

Ahsan, M., Islam, S., Razzak, M., Ali, M., & Haque, M. 2022. Assessment of heavy metals from pangasius and tilapia aquaculture in Bangladesh and human consumption risk. *Aquaculture International*, 30, 1407 - 1434.

Song, D., Chen, L., Zhu, S., & Zhang, L. 2022. Gut microbiota promote biotransformation and bioaccumulation of arsenic in tilapia. *Environmental pollution*, 119321.

Suleman, R., Zahoor, M., Qarni, M., Saleh, I., Rao, W., Hussain, M., Ismail, T., Akhtar, S., Okla, M., Alaraidh, I., AbdElgayed, G., Saud, S., Hassan, S., Nawaz, T., & Fahad, S. 2025. Assessment of heavy metals and microbial loads in Nile tilapia (Oreochromis niloticus) from different farms and rivers. *Scientific Reports*, 15.

Munyeshury, V., Chaúque, E., Gulamussen, N., Mandlate, J., Richards, H., & Adelodun, A. 2021. Potential health risks of trace metals in muscle tissue of tilapia and catfish from Mozambican markets. *Archives of Agriculture and Environmental Science*.

Khellaf, B., Bouayad, L., Benouadah, A., Hamdi, T., Chekri, R., & Jitaru, P. 2023. Arsenic, mercury, cadmium and lead contents in Algerian continental and marine farming fish and human health risk assessment due to their consumption. *Regional Studies in Marine Science*.

Davies, I. C. and Ekperusi, A. O. 2021. Evaluation of heavy metal concentrations in water, sediment and fishes of New Calabar River in Southern Nigeria. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research* 7(3): 207-218.

Liao, Z., Chen, B., Yeh, H., Huang, H., Yuan, S., Lee, P., Nguyen, H., Hu, Y., & Nan, F. 2025. Toxicological assessment of inorganic arsenic: Bioaccumulation and immunotoxicity in Acanthopagrusschlegelii. *Chemosphere*, 385, 14456.

Varol, M., Kaçar, E., & Akın, H. 2020. Accumulation of trace elements in muscle, gill and liver of fish species (Capoeta umbla and Luciobarbus mystaceus) in the Tigris River (Turkey), and health risk assessment. *Environmental research*, 186, 109570.

Onishchenko, G., Rakitskiy, V., Bondareva, L., & Fedorova, N. 2025. Hygienic aspects of accumulation of arsenic in fish grown in natural and artificial conditions. *HEALTH CARE OF THE RUSSIAN FEDERATION*.

Hernández-Domínguez, C., Bjedov, D., Buelvas-Soto, J., Córdoba-Tovar, L., Bernal-Alviz, J., & Marrugo-Negrete, J. 2025. Factors Affecting Arsenic and Mercury Accumulation in Fish from the Colombian Caribbean: A Multifactorial Approach Using Machine Learning. *Environmental research*, 120761.

Raman, R., Talukder, A., Mahanty, A., Sarkar, D., Das, B., Bhowmick, S., Samanta, S., Manna, S., & Mohanty, B. 2021. Arsenic Bioaccumulation and Identification of Low-Arsenic-Accumulating Food Fishes for Aquaculture in Arsenic-Contaminated Ponds and Associated Aquatic Ecosystems. *Biological Trace Element Research*, 200, 2923 - 2936.

Tang, S., Gao, L., Qin, D., Wang, H., Huang, L., Wu, S., Bai, S., Du, N., Sun, Y., Wang, P., & Chen, Z. 2024. Toxic Effects of Arsenic on Four Freshwater Aquatic Species and Its Transformation Metabolism in Crucian Carp (Carassius auratus). *Toxics*, 12.

Cui, D., Zhang, P., Li, H., Zhang, Z., Song, Y., & Yang, Z. 2021. The dynamic changes of arsenic biotransformation and bioaccumulation in muscle of freshwater food fish crucian carp during chronic dietborne exposure. *Journal of environmental sciences*, 100, 74-81.

Almafrachi, H., Gümüş, N., & Öcal, Ç. 2024. Heavy metal bioaccumulation in fish: ımplications for human health risk assessment in ten commercial fish species from Konya, Türkiye. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 22, 4065 - 4074.

Ouattara, A., Yao, K., Kinimo, K., & Trokourey, A. 2020. Assessment and bioaccumulation of arsenic and trace metals in two commercial fish species collected from three rivers of Côte d'Ivoire and health risks. *Microchemical Journal*, 154, 104604.

Habib, S., Maqaddas, S., Fazio, F., Amouri, R., Shaikh, G., Rahim, A., Khan, K., Ullah, J., Mohany, M., Parrino, V., & Al-Eman, A. (2024). Evaluation of lead exposure effects on tissue accumulation, behavior, morphological and hemato-biochemical changes in common carp, Cyprinus carpio. *Journal of trace elements in medicine and biology: organ of the Society for Minerals and Trace Elements*, 86, 127523.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

Latif, F., Ujan, J., Rind, K., Habib, S., Naz, S., & Al-Emam, A. 2025. Effects of Lead Concentration and Exposure Time on Accumulation, Antioxidant Defense, and Genotoxicity in Indian Major Carps. *Biological trace element research.*

Abdel-Warith, A., Younis, E., Al-Asgah, N., Rady, A., & Allam, H. 2020. Bioaccumulation of lead nitrate in tissues and its effects on hematological and biochemical parameters of Clarias gariepinus. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27, 840 - 845.

Zhao, L., Zheng, Y., Feng, Y., Li, M., Wang, G., &, Y. 2020. Toxic effects of waterborne lead (Pb) on bioaccumulation, serum biochemistry, oxidative stress and heat shock protein-related genes expression in Channa argus. *Chemosphere*, 261, 127714.

Naz, S., Ullah, Q., Fouad, D., Qadeer, A., Lateef, M., Hassan, M., & Chatha, A. 2025. Trace elements in fish species from the Punjnad headworks: Bioaccumulation and human health risk assessment. *PLOS ONE*, 20.

Demir, T., Tutun, S., & Karapınar, B. 2025. A Systematic Review and Meta-Analysis of Lead Concentrations in Fish: Implications for Dietary Exposure and Risk Assessment. *MEMBA Su Bilimleri Dergisi*.

El-Mabrok, M., Alfergani, E., Mohammed, N., Mohammed, Y., Muhammad, A., & Majeed, M. 2025. Evaluation of Lead and Cadmium Concentrations in The Muscles of Four Fish Species from Ain Al-Ghazala Lagoon, Libya. *ILMU KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences*.

Curcio, V., Macirella, R., Sesti, S., Ahmed, A., Talarico, F., Tagarelli, A., Mezzasalma, M., & Brunelli, E. 2022. Morphological and Functional Alterations Induced by Two Ecologically Relevant Concentrations of Lead on Danio rerio Gills. *International Journal of Molecular Sciences*, 23.

Ashayeri, N., & Keshavarzi, B. 2019. Geochemical characteristics, partitioning, quantitative source apportionment, and ecological and health risk of heavy metals in sediments and water: A case study in Shadegan Wetland, Iran. *Marine pollution bulletin*, 149, 110495.

Sabbagh, K., Haghnazar, H., Somma, R., Johannesson, K., Pourakbar, M., & Aghayani, E. 2024. Human Footprints on Sediment Quality in the Shadegan International Wetland, Northwest of the Persian Gulf. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235.

Alhashemi, A., Roozbahani, M., & Maktabi, P. 2012. Investigation on anthropogenic and natural share of heavy metals in surface sediments of shadegan wetland. *The international journal of marine science*, 2, 189-196.

Mortazavi, S., Tizhoosh, M., & Cheraghi, Z. 2017. Quality Evaluation and Study of Ecological Toxicity of Heavy Metals in Shadegan Wetland., 1, 66-7.

Birgani, S., Rouzbahani, M., Behbash, R., & Sabzalipour, S. 2023. Bioaccumulation of Heavy Elements in the Organs of Red-Wattled Lapwing in Shadegan Wetland. *Archives of Hygiene Sciences*.

Nasirian, H., Nazmara, S., Mahvi, A., Hosseini, M., Shiri, L., & Vazirianzadeh, B. 2015. Assessment of Some Heavy Metals in the Shadegan and Hawr Al Hawizea Wetland Waters from Iran. *Indian journal of science and technology*, 8, 1-9.

Nasirian, H., Irvine, K., Sadeghi, S., Mahvi, A., & Nazmara, S. 2016. Assessment of bed sediment metal contamination in the Shadegan and Hawr Al Azim wetlands, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-15.

ISIRI (Institute of Standards and Industrial Research of Iran). 2010. Food & Feed-Maximum limit of heavy metals, 1st. Edition, NO 12968. 2010.

Copat, C., Arena, G., Fiore, M., Ledda, C., Fallico, R., Sciacca, S., & Ferrante, M. 2013. Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea: consumption advisories. *Food and chemical toxicology: an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 53, 33-7.

Doğruyol, H., Tunçelli, İ., Özden, Ö., Erkan, N., & Karakulak, F. 2025. Bioaccumulation of Mercury, Cadmium, Lead, and Arsenic in Whiting and Tub Gurnard from the Sea of Marmara: Implications for Human Health. *Food Science & Nutrition*, 13.

Donets, M., & Tsygankov, V. 2019. Trace elements in commercial marine organisms from the Russian part of the Northwest Pacific (2010–2018). *Environmental Chemistry Letters*, 17, 1727 - 1740.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]

Biological Correlation between Heavy Metal Concentrations (Lead and Arsenic) and Biometrics of Redbelly Tilapia (*Coptodon zillii*) in the Shadegan Wetland Ecosystem

Roshana Behbash [1*]
Abolfazl Askari Sari [2]
Reza Hakimimofrad [3]

1.Department of environment, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.
2.Department of Fisheries, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.
3.Department of Fisheries, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran.

[*]**Corresponding author:**
behbash@iau.ac.ir

Received date: **November/01/2025**
Accepted date: **January/10/2026**

Abstract

The international Shadegan Wetland, as one of the most important wetlands in southwestern Iran, is exposed to considerable contamination by heavy metals, including lead and arsenic, due to the inflow of urban wastewater, industrial effluents, and agricultural runoff. This pollution poses a serious threat to the ecosystem and public health. Redbelly tilapia (*Coptodon zillii*), as an invasive and widely consumed species in this wetland, has a high potential for bioaccumulation of these contaminants and may consequently affect human health through the food chain. Therefore, assessing the accumulation levels of these elements in the edible tissues of this fish is of great importance. The present study aimed to determine the bioaccumulation levels of lead and arsenic in the muscle tissue of redbelly tilapia from the Shadegan Wetland and to examine their relationships with biometric indices, including total length and weight. For this purpose, 30 specimens were collected from two mid-wetland stations during the spring of 1395 (2016). After recording biometric characteristics, heavy metal concentrations in muscle tissue were measured using atomic absorption spectrometry. The results indicated that the mean concentrations of lead and arsenic were 557.42 and 146.03 ppb, respectively. The lead concentration exceeded the national permissible limit of 0.3 mg kg^{-1}, suggesting that consumption of this fish may pose potential health risks to consumers. However, no statistically significant relationships were observed between the bioaccumulation levels of lead and arsenic and fish length or weight ($P > 0.05$). In contrast, a strong and significant positive correlation was found between the concentrations of these two metals ($P < 0.001$), indicating a common source or similar pathways of contaminant input into the wetland ecosystem. These findings underscore the necessity of continuous monitoring and management of pollution sources in the Shadegan Wetland, as well as controlling the health status of the invasive redbelly tilapia, which constitutes a substantial portion of the local diet.

Keywords: Bioaccumulation; Lead; Arsenic; Tilapia; Shadegan Wetland; Human Health.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-28]