غلظت فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در بافت خوراکی اویستر صخره‌ای (*Saccostrea cucullata*) و میگوی سفید هندی (*Penaeus indicus*) در مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان

- **علی مهدی‌آبکنار***: گروه شیلات، واحد چابهار، دانشگاه آزاد اسلامی، چابهار، ایران
- **مازیار یحیوی**: گروه شیلات، واحد بندرعباس، دانشگاه آزاد اسلامی، بندرعباس، ایران
- **امیرهوشنگ بحری**: گروه شیلات، واحد بندرعباس، دانشگاه آزاد اسلامی، بندرعباس، ایران
- **محمدرضا بیواره**: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران

تاریخ دریافت: آذر ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: اسفند ۱۳۹۷

چکیده

مطالعه حاضر با هدف بررسی و مقایسه میزان تجمع فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در بافت عضله اویستر صخره‌ای و میگوی سفید هندی در مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان در دو بازه زمانی قبل و بعد از بروز مانسون به‌ترتیب در بهار و پاییز سال ۱۳۹۶ انجام شد. ۵۰ نمونه از ۵ ایستگاه‌های بندر جاسک، صیدگاه درک، بندرپزم، خلیج چابهار و بندر گواتر تهیه شد. استخراج فلزات با استفاده از روش هضم مرطوب و تعیین غلظت آن‌ها با دستگاه جذب اتمی انجام شد. نتایج به‌دست‌آمده اختلاف معنی‌داری در میزان تجمع فلزات سنگین در بافت عضله هر دو گونه بین ایستگاه‌های مختلف نشان داد ($p<0/05$). هم‌چنین مقایسه میزان تجمع فلزات سنگین قبل و بعد از مانسون نیز اختلاف معنی‌داری در میزان تجمع فلزکادمیوم در بافت اویستر صخره‌ای و میزان تجمع فلز مس در بافت میگوی سفید هندی نشان داد ($p<0/05$). مقایسه نتایج به‌دست آمده با آستانه استانداردهای جهانی نشان داد که غلظت سرب در بافت عضله اویستر صخره‌ای در مقایسه با آستانه استاندارد جهانی WHO بالاتر بود. مقدار مس نیز در بافت عضله اویستر صخره‌ای و میگوی سفید هندی در مقایسه با آستانه استانداردهای جهانی WHO و NHMRC بالاتر بود. غلظت کادمیوم از حدود آستانه استاندارد جهانی NHMRC و سازمان استاندارد ملی ایران و غلظت جیوه از حدود آستانه استاندارد جهانی WHO بالاتر بود. درمجموع نتایج این تحقیق نیاز به رویکرد اکوسیستمی در جهت مدیریت پایدار مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان را نشان می‌دهد. این امر آلودگی آبزیان را محدود می‌کند که یک تهدیدکننده سلامت برای افرادی است که از منابع آبزی آلوده به فلزات سنگین را مصرف می‌کنند.

کلمات کلیدی: اویستر صخره‌ای، میگوی سفید هندی، عضله، فلزات سنگین، دریای عمان

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: aliabkenar@gamil.com

مقدمه

از بین تمام آلاینده‌های شناخته شده، فلزات سنگین به‌دلیل داشتن خواصی هم‌چون سمیت زیاد، پایداری، تجمع و بزرگ‌نمایی زیستی در زنجیره غذایی جزء آلاینده‌های بسیار خطرناک محسوب می‌شوند. این عناصر، پس از ورود بـه بدن موجودات زنده انباشته شده و یا به سطوح تغذیه‌ای بالاتر منتقل می‌شوند و در اثر فعل‌و انفعالات شیمیایی به مواد سمی و خطرناک تبدیل می‌گردند. بدین‌ترتیب، این مواد سبب بروز اختلالاتی در عملکردهای طبیعی موجودات زنده می‌شوند و حتی می‌توانند موجب مرگ موجود نیز گردند (Stewart، ۱۹۹۹). با توجه به مشکلاتی که در ارزیابی آلودگی‌های موجود در محیط‌های آبی با استفاده از پایش آب و رسوب و به‌دست آوردن نمونه‌های درست و دقیق از مناطق تحت بررسی وجود دارد، دانشمندان مناسب‌ترین روش را پایش زیستی آلودگی‌هایی می‌دانند که در آن ارگانیسم‌های قرارگرفته در محیط‌زیست با غلظت‌های مختلف مواد مورد ارزیابی اثرات و یا سنجش میزان مواد تجمع یافته در آن‌ها قرار می‌گیرند. این تکنیک براساس نمونه‌برداری و آنالیز مایعات و بافت‌های ویژه از موجوداتی است که پایشگر زیستی نامیده می‌شوند استوار است (Hamed و Emara، ۲۰۰۰). فلزات سنگین از طریق ته‌نشست مداوم حتی در غلظت‌های کم نیز توانایی ورود به اکوسیستم‌های مختلف را دارا می‌باشند که در طول زمان منجر به غنی شدن اکوسیستم‌ها از این عناصر می‌گردد. این عمل از طریق تجمع زیستی آن‌ها در پلانکتون‌ها، کفزیان و صافی‌خواران و هم‌چنین ظهور پدیده بزرگ‌نمایی زیستی در زنجیره‌های غذایی بالاتر میسر است (Giffords و همکاران، ۲۰۰۴). استفاده از موجودات زنده آبزی برای تشخیص تغییرات زمانی و مکانی در میزان دسترس پذیری زیستی فلزات سنگین در آب‌های ساحلی و مصبی به‌خوبی اثبات شده است (Blasco و همکاران، ۲۰۰۲). از آن‌جائی که موجودات آبزی در تماس مستقیم با بخش‌های آلوده زیستگاه‌های آبی (رسوبات و آب) هستند، می‌توانند سطوح بالایی از فلزات سنگین را در بافت‌های مختلف خود ذخیره نمایند (Van Duren و همکاران، ۲۰۰۶). هم‌چنین آبزیان می‌توانند در معرض ورود هر دو دسته از عناصر ضروری و غیرضروری از رسوبات نیز باشند (Demirak و همکاران، ۲۰۰۶). برخی از فلزات ازجمله آرسنیک، کادمیوم، جیوه و سرب حتی در غلظت‌های پایین نیز سمی هستند (Le و همکاران، ۲۰۰۹). درحالی که برخی دیگر مانند مس و کبالت به‌عنوان عناصر ضروری نیز شناخته می‌شوند و نقش مهمی در متابولیسم‌های بیولوژیکی در غلظت‌های پایین دارند (Le و همکاران، ۲۰۰۹) و حضور بیش از حد و یا کاهش دسترسی به آن‌ها می‌تواند عملکردهای بیوشیمیایی را در انسان‌ها و حیوانات مختل نماید (Gulec و همکاران، ۲۰۱۱). مطالعات سم‌شناسی مرتبط با آبزیان نشان می‌دهد که تخلیه فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی موجب کاهش تنوع زیستی، رشد و میزان هم‌آوری در آن‌ها می‌شود و درخصوص آبزیان خوراکی، علاوه بر موارد اشاره شده، موجب بروز مخاطراتی برای مصرف‌کنندگان آن‌ها نیز می‌گردند (Golovanova، ۲۰۰۸). گونه‌های بنتیک و اپی‌بنتیک به‌شدت در معرض آلاینده‌های موجود در رسوبات و نیز آلاینده‌های محلول در آب هستند (Cogun و همکاران، ۲۰۰۶؛ Geffard و همکاران، ۲۰۰۷). تجمع زیستی فلزات سنگین در گونه‌های بنتیک برای شبکه‌های غذایی و انتقال آن‌ها به انسان‌ها بسیار مهم است (Cogun و همکاران، ۲۰۰۶؛ Unlu و همکاران، ۲۰۰۸). به‌طوری که این موجودات یکی از مهم‌ترین بخش‌های اکوسیستم بوده و می‌توانند به‌عنوان ذخیره تنوع زیستی و نیز به‌عنوان یک منبع اقتصادی محسوب شوند. این گونه‌ها نقش سازنده‌ای در این زیستگاه‌ها داشته و تغییرات جمعیتی آن‌ها بر همه جوامع اکوسیستم تأثیرگذار است (Coteur و همکاران، ۲۰۰۳). موجودات پلاژیک نیز از طریق آلوده شدن زنجیره غذایی پس از حرکت آلاینده‌ها به‌داخل آب در معرض آلاینده‌های موجود در رسوبات بستر هستند (Doyle و همکاران، ۲۰۰۳؛ Geffard و همکاران، ۲۰۰۷). درخصوص بررسی تأثیر فلزات سنگین در بافت‌های مختلف آبزیان تحقیقات فراوانی انجام‌شده است که ازجمله آن‌ها می‌توان به بررسی غلظت فلزات سنگین سرب، مس، نیکل و آهن در بافت میگوی سرتیز (*Metapenaeus affinis*) در سه بندرقشم، خمیر و لافت در استان هرمزگان (کوسج و همکاران، ۱۳۹۵)؛ کادمیوم، کروم، مس، آهن، جیوه، منگنز، نیکل، سرب و روی در بافت عضله میگوی سفید (*Fennerpenaeus indicus*) صید شده از آب‌های بندر ماهشهر (پورباقر و همکاران، ۱۳۹۲)؛ نیکل، کادمیوم و روی در بافت عضله میگوی وانامی (*Litopenaeus vannamei*) (شیرالی و قطب‌الدین، ۱۳۹۴)؛ سرب، کادمیوم، روی، مس و جیوه در بافت عضله سه گونه میگو شامل میگوی ببری سبز (*Penaeus semisulcatus*)، سفید هندی (*Ferropenaeus indicus*) و وانامی (*L. vannamei*) و مقایسه آن‌ها با میگوهای دریایی (موحد و همکاران، ۱۳۹۲) اشاره کرد. دریای عمان از راه تنگه هرمز به خلیج‌فارس متصل می‌شود. این دریا در ارتباط مستقیم و گسترده‌ای با دریای عرب و اقیانوس هند است و جزء دریاهای عمیق محسوب می‌شود. حداکثر عمق آب در محدوده آب‌های ایران بیش از ۲۰۰۰ متر است. ازآن‌جاکه تغییرات فصلی در این دریا چندان طولانی نیست. این تغییرات موجب پیدایش جریان‌های دریایی نمی‌گردد. جهت جریان‌های سطحی آب در دریای عمان در همه‌جا یکسان نیست و کاملاً به جهت وزش باد بستگی دارد. جزر و مد در این دریا نامنظم بوده و از شرق به غرب بیش‌تر می‌شود (موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، ۱۳۹۴). تعویض دائمی آب در طول سال خصوصاً هنگام تلاطم دریا در مانسون تابستانه باعث شده تا تغییرات شوری کم‌وبیش حول مقادیر میانگین در نوسان باشد و

به‌جز در مناطق محدود ساحلی (مانند خورها) افزون‌تر از این مقدار نگردد. بدین‌ترتیب استرس ناشی از شوری بالا که به‌عنوان یکی از عوامل اصلی محدودکننده زیست‌محیطی برای موجودات خلیج‌فارس محسوب می‌گردد (با متوسط شوری ۴۱ قسمت در هزار) در این دریا مطرح نیست. از دیگر ویژگی‌های بارز و خاص حاکم که به‌طورکلی دارای تأثیر عمده بر خصوصیات زیستی و اکولوژی دریای عمان است، وزش بادهای موسمی (Monsoon) است که سبب تلاطم آب دریا و ایجاد تغییرات قابل‌ملاحظه در دینامیک آن می‌گردد (Bello و Piptone، ۲۰۰۲). در طول تابستان گرم شدن هوا و درنتیجه گرم شدن کوه‌های هیمالیا منجر به ایجاد توده فشار قاره‌ای کم‌فشار در آن منطقه می‌گردد و در منطقه اقیانوس هند که دارای حرارتی کم‌تر است یک مرکز توده پرفشار اقیانوسی ایجاد خواهد شد که نتیجه آن جریان یافتن شدید هوا از قسمت‌های جنوب غربی اقیانوس هند به سمت شمال‌شرقی یا به‌عبارتی شمال شبه‌قاره هندوستان است که تحت عنوان مانسون تابستانه شناخته می‌شود. برعکس حالت فوق در خلال ماه‌های زمستان (اوایل دی تا اواخر اسفند) ایجاد می‌شود که یک منطقه پرفشار در قسمت بالای سلسله جبال هیمالیا تشکیل می‌گردد. حرکت توده هوا از این منطقه به سمت منطقه کم‌فشار که در مرکز و در غرب اقیانوس هند تشکیل شده را مانسون زمستانه می‌نامند (Reynolds، ۱۹۹۳). شدت مانسون تابستانه بسیار بیش‌تر از نوع زمستانه است که باعث ایجاد تلاطمات شدید آب در اقیانوس هند و دریای عمان می‌گردد و شرایط و وضعیت آب‌های دریایی، جریان‌ها و امواج را تحت تأثیر قرار میدهد و تغییرات قابل‌ملاحظه‌ای روی کیفیت آب دریا دارد (Reynolds، ۱۹۹۳). باتوجه‌به موارد مذکور مطالعه حاضر باهدف بررسی و مقایسه تغییرات غلظت چهار فلز سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان در دو بازه زمانی قبل و بعد از بروز پدیده مانسون در پنج ایستگاه بندر جاسک، صیدگاه درک، بندر پزم، خلیج چابهار و بندر گواتر به‌ترتیب در فصول بهار و پاییز در بافت خوراکی میگوی سفید هندی و لابستر صخره‌ای به‌عنوان دو گونه از آبزیان بومی این مناطق انجام شد.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی غلظت فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه نمونه‌برداری از بافت‌های جلبک قهوه‌ای سارگاسوم و لابستر صخره‌ای در دو بازه زمانی قبل از بروز پدیده مانسون از فروردین تا خردادماه سال ۱۳۹۶ و بعد از بروز پدیده مانسون از مهر تا آذرماه سال ۱۳۹۶ در ۵ ایستگاه از مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان به‌ترتیب از غرب به شرق شامل: بندر جاسک در استان هرمزگان و ایستگاه صیدگاه درک، بندر پزم، خلیج چابهار و بندر گواتر به‌عنوان شرقی‌ترین نقطه دریای عمان در استان سیستان و بلوچستان انجام شد (شکل ۱). موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های تحت بررسی در جدول ۱ ارائه گردیده است. از هر گونه ماهی در هر ایستگاه تعداد ۱۰ نمونه تهیه شد. انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس با استفاده از یونولیت‌های پر از یخ انجام شد (Delman و همکاران، ۲۰۰۶). در آزمایشگاه نمونه‌ها تا زمان آنالیز در ظروف مخصوص همراه با برچسب حاوی مشخصات گونه‌های تحت بررسی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگه‌داری شدند (APHA، ۲۰۰۵).

شکل ۱: نقشه منطقه موردمطالعه و موقعیت ایستگاه‌ها در منطقه

جدول۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های موردمطالعه

ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
بندر جاسک	″۹۵ ″۵۷ ′۷۷ °۵۷	″۷۷ ″۲۵ ′۶۵ °۲۵
صیدگاه درک	″۱۸ ′۴۷ °۴۷ ۵۹°	″۵۵ ″۲۵ ′۴۷ °۲۵
بندر پزم	″۱۲ ″۶۰ ′۳۱ °۶۰	″۴۲ ″۲۵ ′۳۵ °۲۵
خلیج چابهار	″۵۹ ″۶۰ ′۴۹ °۶۰	″۱۹ ″۲۵ ′۳۰ °۲۵
بندر گواتر	″۱۲ ″۶۱ ′۵۲ °۶۱	″۳۵ ″۲۵ ′۱۸ °۲۵

پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه کلیه نمونه‌ها با آب مقطر کاملاً شست‌وشو شد. پس از گذشت زمان و خروج آب اضافه، جداسازی عضله از اسکلت لابستر توسط تیغه استیل استریلیزه شده و بافت نرم جلبک توسط چاقوی پلاستیکی شسته شده با اسیدانجام‌شد. نمونه‌های تهیه شده به‌مدت ۴۸ ساعت در آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد (Ugolini و همکاران، ۲۰۰۴). برای هضم نمونه‌ها از روش مرطوب استفاده شد. سنجش میزان تجمع عناصر سرب، مس، جیوه و کادمیوم به‌روش جذب اتمی با کمک دستگاه جذب اتمی مدل Mark varian Fs240 ساخت انگلستان انجام شد (MOOPAM، ۱۹۹۹). جیوه با سیستم هیدرید و مس، سرب و کادمیوم با سیستم کوره اندازه‌گیری شدند. حد تشخیص و دقت دستگاه ppb ۰/۱ بود. برای اندازه‌گیری عناصر مورد نظر ابتدا به ۱۰ میلی‌لیتر محلول هضم شده نمونه، ۵ میلی‌لیتر محلول آمونیم پیرولیدین کاربامات ۵ درصد ۲۰

دقیقه نمونه‌ها به‌هم زده شدند تا عناصر به‌صورت فرم آلی فلزی در محلول کمپلکس شوند و سپس به نمونه‌ها ۲ میلی‌لیتر متیل ایزوبوتیل کتون اضافه شد. سپس به‌مدت ۳۰ دقیقه نمونه‌ها به‌هم زده شدند و پس از ۱۰ دقیقه در ۲۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ و عناصر مورد نظر به فاز آلی منتقل گردیدند. پس از تنظیم کوره و سیستم EDL (منبع تولید اشعه کاتدی)دستگاه و اپتیمم کردن دستگاه جذب اتمی منحنی کالیبراسیون این عناصر به کمک استانداردهای و ماتریکس مدیفایر پالادیم توسط نرم‌افزار WinLab رسم گردید و مقدار این عناصر در محلول‌های آماده شده اندازه‌گیری گردید (عسگری‌ساری و همکاران، ۱۳۹۱). غلظت نهائی فلزات برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک اعلام شد.

تجزیه وتحلیل داده‌ها: برای تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل از ارزیابی غلظت فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در نمونه‌های موردنظر پس از تائید پراکنش نرمال نتایج از طریق انجام آزمون Kolmogorov-Smirnov، به‌منظور بررسی ارتباط بین غلظت فلزات سنگین و فصول مختلف جهت تعیین وجود و یا عدم وجود تفاوت در میانگین گروه‌های مستقل از یکدیگر از آزمون T با نمونه‌های جفتی (Paired- Samples T- Test) و جهت بررسی وجود و یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف در خصوص غلظت فلزات سنگین تحت بررسی از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و برای مشخص کردن اختلاف بین میانگین‌ها در صورت معنی‌دار بودن میانگین غلظت فلزات از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح معنی‌داری $p<۰/۰۵$ با استفاده از نرم‌افزار SPSS (v: 25) استفاده شد.

نتایج

اویستر صخره‌ای (*Saccostrea cucullata*): مقایسه تغییرات فصلی میانگین غلظت فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون در بافت عضله دوکفه‌ای *S. cucullata* در جدول ۲ ارائه شده است. براساس نتایج آزمون T، اختلاف میانگین مثبت درخصوص تغییر غلظت سرب، مس و جیوه نشان‌دهنده بالاتر بودن سطح این فلزات قبل از بروز مانسون در مقایسه با شرایط بعد از بروز این پدیده بود. درحالی‌که درخصوص غلظت کادمیوم اختلاف میانگین منفی نشان‌دهنده بالاتر بودن سطح این فلز بعد از بروز پدیده مانسون بود. با توجه به مقادیر P-value اختلاف معنی‌دار فقط در میانگین غلظت کادمیوم مشاهده شد($p=۰/۰۲$).میانگین غلظت کادمیوم از ppm ۰/۰±۱۳/۰۷ در شرایط قبل از مانسون به ppm ۰/۰±۱۶/۰۹ در شرایط بعد از مانسون رسید (جدول۲). میزان تجمع فلزات سنگین در بافت عضله اویستر صخره‌ای بین ایستگاه‌های تحت بررسی در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون در جدول۳ ارائه شده است. براساس نتایج به‌دست‌آمده اختلاف معنی‌داری در میزان غلظت فلزات سنگین در بافت عضله اویستر صخره‌ای بین ایستگاه‌های مختلف مشاهده شد ($p<۰/۰۵$). در شرایط قبل از مانسون بالاترین غلظت سرب (۰/۰±۷۴/۱۷) در ایستگاه خلیج چابهار و بالاترین غلظت مس (۱۵/۳±۱۳/۵۸)، کادمیوم (۰/۰±۲۲/۱۰) و جیوه (۰/۰±۲۹/۰۵) در ایستگاه بندرجاسک ثبت شد. در شرایط بعد از بروز مانسون نیز مشابه با شرایط قبل از بروز این پدیده بالاترین غلظت سرب (۰/۰±۷۶/۱۸) در ایستگاه خلیج چابهار و بالاترین غلظت مس (۱۵/۳±۱۲/۱۲)، کادمیوم (۰/۰±۳۰/۱۰) و جیوه (۰/۰±۲۹/۰۷) در ایستگاه‌بندرجاسک ثبت گردید(جدول۳). مقایسه ترتیب تجمع فلزات سنگین در بافت عضله اویستر صخره‌ای برای هر دو شرایط قبل و بعد از بروز پدیده مانسون به شکل مشابه و به‌صورت مس> سرب= جیوه = کادمیوم به‌دست آمد (جدول۳).

جدول۲: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (ppm) در بافت عضله صدف اویستر صخره‌ای قبل و بعد از بروز مانسون

فلزات سنگین	شرایط	انحراف میانگین±میانگین	درجه آزادی	معنی داری	t
سرب	قبل از مانسون	۰/۰±۵۵/۲۳	۴۹	۰/۲۱	-۱/۲۶
	بعد از مانسون	۰/۰±۵۹/۲۶			
	اختلاف میانگین	۰/۰±۰۴/۰۳			
مس	قبل از مانسون	۱۲/۴±۷۶/۰۳	۴۹	۰/۹۰	۰/۱۲
	بعد از مانسون	۱۲/۳±۶۸/۴۰			
	اختلاف میانگین	۰/۰±۰۸/۳۷			
کادمیوم	قبل از مانسون	۰/۰±۱۳/۰۷	۴۹	۰/۰۲	-۲/۳۱
	بعد از مانسون	۰/۰±۱۶/۰۹			
	اختلاف میانگین	-۰/۰±۰۲/۰۲			
جیوه	قبل از مانسون	۰/۰±۲۰/۱۰	۴۹	۰/۳۷	-۰/۸۹
	بعد از مانسون	۰/۰±۲۱/۰۹			
	اختلاف میانگین	-۰/۰±۰۰۸/۰۱			

میگوی سفید هندی (*Penaeus indicus*): مقایسه تغییرات فصلی میانگین غلظت فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در شرایط قبل و بعد از بروز پدیده مانسون در بافت عضله میگوی سفید هندی (*P. indicus*) نیز در جدول ۳ ارائه شده است. براساس نتایج به‌دست آمده میانگین غلظت مس، کادمیوم و جیوه در شرایط قبل از بروز مانسون در سطح بالاتری قرار داشت.اختلاف میانگین مثبت درخصوص تغییر غلظت این فلزات نشان‌دهنده بالاتر بودن غلظت آن‌ها در شرایط قبل از بروز مانسون بود. درحالی‌که میانگین غلظت سرب بعد از بروز مانسون در سطح بالاتری قرار داشت با توجه به مقادیر P-value فقط میانگین غلظت مس اختلاف معنی‌داری را در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون دربافت عضله میگوی سفید هندی نشان داد ($p<۰/۰۵$). براساس نتایج ثبت شده میانگین غلظت مس از ppm ۱۲/۳±۷۶/۸۶ در شرایط قبل از مانسون به ppm ۱۱/۳±۷۱/۶۸ در شرایط بعد از مانسون رسید (جدول ۴).

جدول۳: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (ppm) در بافت عضله اویستر صخره‌ای (*S. cucullata*) بین ایستگاه‌های مختلف

ایستگاه / فلز	سرب	مس	کادمیوم	جیوه
قبل از مانسون				
بندر جاسک	۰/۰±۶۵/۲۲a	۱۵/۳±۱۳/۵۸a	۰/۰±۲۲/۱۰a	۰/۰±۲۹/۰۵a
صیدگاه درک	۰/۰±۳۶/۱۶b	۱۰/۳±۳۷/۵۳b	۰/۰±۰۶/۰۲c	۰/۰±۰۸/۰۰۴b
بندر پزم	۰/۰±۶۱/۱۸a	۱۲/۳±۱۵/۷۸ab	۰/۰±۱۵/۰۴b	۰/۰±۲۳/۰۸a
خلیج چابهار	۰/۰±۷۴/۱۷a	۱۳/۲±۸۹/۹۷ab	۰/۰±۱۶/۰۴b	۰/۰±۲۷/۰۹a
بندر گواتر	۰/۰±۳۸/۱۵b	۱۲/۵±۲۶/۰۵ab	۰/۰±۰۸/۰۱c	۰/۰±۱۲/۰۳b
بعد از مانسون				
بندر جاسک	۰/۰±۶۹/۲۱a	۱۵/۳±۱۲/۱۳a	۰/۰±۳۰/۱۰a	۰/۰±۲۹/۰۷a
صیدگاه درک	۰/۰±۳۹/۱۸b	۱۱/۲±۵۰/۷۳b	۰/۰±۰۶/۰۲c	۰/۰±۰۹/۰۰۹c
بندر پزم	۰/۰±۶۶/۲۱a	۱۱/۳±۷۰/۶۷b	۰/۰±۱۶/۰۳b	۰/۰±۲۵/۰۵a
خلیج چابهار	۰/۰±۷۶/۱۸a	۱۳/۳±۳۱/۷۸ab	۰/۰±۲۰/۰۲b	۰/۰±۲۷/۰۶a
بندر گواتر	۰/۰±۴۳/۱۱b	۱۱/۲±۷۷/۷۰b	۰/۰±۰۸/۰۱c	۰/۰±۱۴/۰۴b

*حروف انگلیسی متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در آزمون دانکن می‌باشد (p<۰/۰۵).

جدول ۴: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (ppm) در بافت عضله میگوی سفید هندی قبل و بعد از مانسون

فلزات سنگین	شرایط	انحراف میانگین±میانگین	درجه آزادی	معنی داری	t
سرب	قبل از مانسون	۰/۰±۴۳/۱۷	۴۹	۰/۸۳	-۰/۲۱
	بعد از مانسون	۰/۰±۴۳/۱۸			
	اختلاف میانگین	-۰/۰±۰۰۴/۰۱			
مس	قبل از مانسون	۱۲/۳±۷۶/۸۶	۴۹	۰/۰۴	۲/۱۰
	بعد از مانسون	۱۱/۳±۷۱/۶۸			
	اختلاف میانگین	۱/۳±۰۴/۵۱			
کادمیوم	قبل از مانسون	۰/۰±۱۶/۰۹	۴۹	۰/۲۴	۱/۱۸
	بعد از مانسون	۰/۰±۱۵/۰۷			
	اختلاف میانگین	۰/۰±۰۱/۰۱			
جیوه	قبل از مانسون	۰/۰±۱۶/۱۰	۴۹	۰/۱۵	۱/۴۵
	بعد از مانسون	۰/۰±۱۴/۰۸			
	اختلاف میانگین	۰/۰±۰۱/۰۲			

مقایسه میزان تجمع فلزات سنگین در بافت عضله میگوی سفید هندی (*P. indicus*) بین ایستگاه‌های مختلف در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون در جدول ۵ ارائه شده است. براساس نتایج به‌دست‌آمده اختلاف معنی‌داری درخصوص غلظت فلزات سنگین در بافت عضله میگوی سفید هندی بین ایستگاه‌های مختلف مشاهده شد (p<۰/۰۵). بالاترین غلظت سرب برای هر دو شرایط قبل و بعد از بروز مانسون به ترتیب ppm ۰/۰±۵۸/۱۱ و ppm ۰/۰±۶۵/۱۱ در ایستگاه بندرجاسک، بالاترین غلظت مس به‌ترتیب ppm ۱۶/۲±۹۷/۰۵ و ۱۵/۴۶±۳/۲۰ ppm، بالاترین غلظت کادمیوم به‌ترتیب ppm ۰/۰±۳۱/۰۷ و ۰/۲۲±۰/۱۰ ppm و بالاترین غلظت جیوه به‌ترتیب ppm ۰/۰±۲۸/۰۹ و ۰/۲۴±۰/۰۸ ppm در ایستگاه خلیج چابهار ثبت شد (جدول۵). ترتیب تجمع فلزات سنگین نیز برای هر دو شرایط قبل و بعد از مانسون بشکل مشابه و به‌صورت مس> سرب= کادمیوم= جیوه مشاهده شد.

جدول ۵: مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین (ppm) در بافت عضله میگوی سفید هندی بین ایستگاه‌های مختلف

ایستگاه / فلز	سرب	مس	کادمیوم	جیوه
قبل از مانسون				
بندر جاسک	۰/۰±۵۸/۱۱a	۱۴/۳±۸۹/۱۵a	۰/۰±۳۱/۰۷a	۰/۰±۲۲/۰۸b
صیدگاه درک	۰/۰±۲۶/۱۰b	۹/۳±۴۳/۱۲b	۰/۰±۰۹/۰۱c	۰/۰±۰۷/۰۰۹d
بندر پزم	۰/۰±۴۹/۱۰a	۱۱/۲±۳۸/۴۲b	۰/۰±۱۱/۰۳c	۰/۰±۱۵/۰۶c
خلیج چابهار	۰/۰±۵۱/۱۸a	۱۶/۲±۹۷/۰۵a	۰/۰±۱۹/۰۸b	۰/۰±۲۸/۰۹a
بندر گواتر	۰/۰±۲۸/۰۷b	۱۱/۳±۱۴/۰۷b	۰/۰±۱۱/۰۲c	۰/۰±۰۸/۰۱d
بعد از مانسون				
بندر جاسک	۰/۰±۶۵/۱۱a	۱۳/۳±۶۸/۴۸ab	۰/۰±۲۱/۰۵a	۰/۰±۱۹/۰۶ab
صیدگاه درک	۰/۰±۲۷/۰۸c	۸/۱±۵۷/۸۶d	۰/۰±۰۸/۰۲b	۰/۰±۰۷/۰۱d
بندر پزم	۰/۰±۴۸/۰۹b	۹/۲±۴۹/۲۹cd	۰/۰±۱۲/۰۳b	۰/۰±۱۴/۰۶c
خلیج چابهار	۰/۰±۴۸/۱۰b	۱۵/۳±۴۶/۲۰a	۰/۰±۲۲/۱۰a	۰/۰±۲۴/۰۸a
بندر گواتر	۰/۰±۲۶/۰۷c	۱۱/۲±۳۹/۴۶bc	۰/۰±۱۱/۰۱b	۰/۰±۰۷/۰۱d

*حروف انگلیسی متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در آزمون دانکن می‌باشد (p<۰/۰۵).

بحث

اساس نتایج تحقیق حاضر بالاترین میزان تجمع فلزات سنگین سرب، مس، کادمیوم و جیوه در بافت عضله اویستر صخره‌ای (*S. cucullata*) و میگوی سفید هندی (*P. indicus*) به‌عنوان دو گونه از آبزیان بومی در مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان به‌ترتیب در دو ایستگاه بندرجاسک و خلیج چابهار ثبت شد. با مقایسه میزان تجمع فلزات سنگین بین دو بازه زمانی قبل و بعد از مانسون نیز مشخص شد که غلظت کادمیوم در بافت عضله اویستر صخره‌ای در شرایط بعد از مانسون در مقایسه با شرایط قبل از بروز این پدیده افزایش معنی‌دار و غلظت مس در بافت عضله میگوی سفید هندی کاهش معنی‌داری داشته است. با مقایسه میزان غلظت فلزات سنگین در بافت عضله هر دو گونه نیز مشخص شد که میزان تجمع مس در مقایسه با سرب، کادمیوم و جیوه به شکل معنی‌داری بالاتر بود. در توجیه نتایج به‌دست آمده بالاترین و پایین‌ترین غلظت مس در بافت نرم صدف *Corbicula fluminalis* در فصول گرم در رودخانه زاینده‌رود به‌ترتیب معادل ۳۰/۵۰ پی.پی.ام و ۱۶/۲۵ پی.پی.ام و در فصول سرد به‌ترتیب ۴۳/۵۰ پی.پی.ام و ۱۹/۵۰ پی.پی.ام گزارش شد که بالاتر از مقادیر اندازه‌گیری شده در خصوص میزان تجمع مس در بافت اویستر صخره‌ای در مناطق نوزادگاهی سواحل شمالی دریای عمان بود (موحدی و همکاران، ۱۳۹۵). در مطالعه عین‌الهی پیر و همکاران (۱۳۸۹) نیز محدوده مس اندازه‌گیری شده در بافت نرم صدف *Saccostrea cucullata*، ۹۶/۹۳-۸۴/۲۸۹ میکروگرم بر گرم گزارش شد که بسیار بالاتر از نتایج مطالعه حاضر بود. Roper و Primor (۱۹۹۱) نیز غلظت بالایی از فلز مس (۱۲۱۹ میکروگرم) را در بافت نرم صدف *C. gigas* در بندر Manukau در خلیج Granny در کشور نیوزلند گزارش دادند. غلظت مس در بافت نرم صدف *Crassostrea gigas* به‌طور میانگین معادل ۸۱/۶۲±۶۰۲/۳۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک به‌دست آمد (فقیری و همکاران، ۱۳۸۹). در مطالعه پورباقر و همکاران (۱۳۹۲) نیز میانگین غلظت مس در بافت عضله میگوی سفید هندی در آب‌های بندر ماهشهر به‌طور میانگین ۳/۶۹ میکروگرم بر گرم گزارش شد که پایین‌تر از نتایج به‌دست‌آمده درخصوص فلز مس در بافت عضله میگوی سفید هندی بود. الگوی به‌دست‌آمده از فلزات نشان می‌دهد که دوکفه‌ای‌ها و سخت‌پوستان احتمالاً فلز مس جذب‌شده را در بافت نرم خود ذخیره می‌کنند. به‌طور معمول افزایش غلظت مس در بافت نرم صدف به بیش از ۵۰۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک باعث تغییر رنگ آن‌ها به سبز می‌شود (Han و Hung، ۱۹۹۰). افزایش میزان مس به‌بیش از ۴۰۰۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک در صدف *C. gigas* در محل دفن زباله‌های شهری و صنعتی در سواحل شرقی تایوان باعث مرگ‌ومیر این نرم‌تنان شد (Han و Hung، ۱۹۹۰). به نظر می‌رسد افزایش مس در دو منطقه خلیج چابهار و بندرجاسک منشأ غیرکانونی داشته و حاصل تردد بیش از اندازه کشتی‌ها باشد. ضمن آن‌که نمی‌توان تأثیر مقدار مس موجود در خون این آبزیان را نیز در مشاهده غلظت‌های بالای مس در مقایسه با سایر فلزات تحت بررسی نادیده گرفت. موحدی و همکاران (۱۳۹۵) بالاترین و پایین‌ترین غلظت سرب در بافت نرم صدف *Corbicula fluminalis* در رودخانه زاینده‌رود را برای فصول سرد معادل ۱۰۴/۹۳ پی.پی.ام و ۳۳/۵۰ پی.پی.ام و برای فصول گرم به‌ترتیب معادل ۹۷/۶۵ پی.پی.ام و ۴۳ پی.پی.ام گزارش دادند. فقیری و همکاران (۱۳۸۹) نیز میزان تجمع سرب در بافت نرم صدف دوکفه‌ای *Crassostrea gigas* در بندرامام خمینی را به‌طور میانگین معادل ۸/۶۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک گزارش دادند. بررسی این فلز سنگین در بافت نرم صدف *Saccostrea cucullata* در ناحیه بین جزر و مدی خلیج چابهار ۵/۲۶-۳/۸۶ میکروگرم بر گرم گزارش شد (عین‌الهی‌پیر و همکاران، ۱۳۸۹). توانایی دوکفه‌ای‌ها در جذب فلزات سنگین به‌خصوص فلز سرب اثبات‌شده است. ولی، مکانیزم تغلیظ این عناصر به‌وسیله این موجودات هنوز به‌طور کامل مشخص نیست. این موجودات از طریق جذب مستقیم از آب این عمل را انجام می‌دهند (Fernanda و همکاران، ۲۰۰۳). اگرچه دوکفه‌ای‌ها قادر به تغلیظ سرب در بدن خود هستند، اما بسیاری از آن‌ها از مکانیسم دفع سرب نیز برخوردار هستند و مقادیر زیادی از این فلزات را به‌صورت گرانول‌هایی در غدد هضمی خود ذخیره می‌کنند (Clerck، ۱۹۹۵). در واقع ماکروبنتوزها می‌توانند فلزات سنگین موجود در محلول‌ها را از طریق پوست و فلزات سنگین موجود در غذا را از طریق گوارش تغلیظ نمایند و این آلودگی‌ها را از طریق مدفوع، ادرار، پوست و هم‌چنین آبشش‌ها دفع نمایند (Swartz و Lee، ۱۹۸۰؛ Bryan، ۱۹۷۱). به‌نظر می‌رسد مهم‌ترین راه ورود سرب به داخل بدن ماکروبنتوزها از طریق تغذیه باشد. (Bryan، ۱۹۷۴). غلظت سرب در این موجودات شدیداً وابسته به غلظت آن در رسوب است (Langston و Spence، ۱۹۹۴). در توجیه نتایج به‌دست آمده Packer و همکاران (۱۹۸۰) دریافتند که ارتباط مستقیمی بین غلظت سرب در بافت سخت‌پوستان و رسوبات دیده می‌شود که می‌تواند یک دلیل احتمالی برای غلظت بالای سرب در سخت‌پوستان نسبت به سایر گروه‌ها باشد. یکی از دلایل احتمالی غلظت بالای سرب در مناطق بندرجاسک و خلیج چابهار را می‌توان به‌علت قرار گرفتن این مناطق در مجاورت مسیر رفت‌وآمد وسایط نقلیه و تردد قایق‌ها دانست. در توجیه این موارد مهم‌ترین منابع ورود سرب (۰/۳۰ –۰/۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) به آب‌های ساحلی در بندرچابهار، وجود لنج ها و کشتی‌های صیادی و تجاری فراوان و صنایع مختلف گزارش شد (شهری و همکاران، ۱۳۹۶). به‌طورکلی ذرات سرب توسط برف و باران به‌طور گسترده به زمین راه می‌یابند، ولی امروزه مهم‌ترین راه ورود سرب به زمین و دریا

را افزایش تعداد اتومبیل‌ها و استفاده از بنزین سرب‌دار می‌دانند(Clerk، ۱۹۹۲).در تائید نتایج به‌دست‌آمده پورباقر و همکاران(۱۳۹۳) میانگین غلظت سرب در بافت عضله میگوی سفید هندی را درآب‌های نواحی بندر ماهشهر ۰/۷۲۴ میکروگرم بر گرم گزارش دادند که در محدوده نتایج به‌دست‌آمده در مطالعه حاضر بود. در بررسی انجام‌شده روی بافت عضله میگوی سفید هندی پرورشی (ایستگاه تکثیر و پرورش میگوی گمیشان -استان گلستان) مقدار این عنصر ۰/۰۱ میکروگرم بر گرم‌وزن‌خشک اندازه‌گیری شد(سقلی و همکاران، ۱۳۸۸).در مطالعه‌ای دیگر ولایت‌زاده و عسگری‌ساری (۱۳۹۳) با بررسی و مقایسه میزان تجمع سرب در بافت دو گونه میگوی وانامی (*Litopenaeus vannamei*) و سفید هندی پرورشی در مجتمع پرورش میگوی چوئیده (آبادان) میانگین غلظت سرب را در این دو گونه به‌ترتیب معادل ۰/۲۱۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن‌تر برای میگوی وانامی و ۰/۲۶۲ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن‌تر برای میگوی سفیدهندی گزارش دادند.براساس مطالعهEisler (۱۹۸۵) مرگ‌ومیر شدید، کاهش رشد و فعالیت‌های تولیدمثلی از عوارض قرار گرفتن آبزیان در معرض کادمیوم است. تحقیقات نشان داده است که مصرف آبزیان آلوده به کادمیوم موجب ایجاد بیماری ایتای‌ایتای، تخریب کلیه و بافت‌های بیضه در انسان می‌شود (شهریاری، ۱۳۸۴). کادمیوم به فراوانی در پوسته زمین یافت می‌شود و معمولاً از ذوب روی به‌دست می‌آید. از پالایش سرب و روی نیز مقادیر زیادی کادمیوم حاصل می‌شود. لجن فاضلاب‌ها می‌تواند حاوی مقادیر زیاد روی است. هم‌چنین صنایع آهن، استیل، فلزات غیرآهنی و گردوغبار حاوی‌مقادیری کادمیوم هستند (Clerk، ۱۹۹۲). ازآن‌جائی‌که کادمیوم آلوده‌کننده‌ای است که منشأ انسانی دارد، دامنه تغییر غلظت زیادی از آن انتظار می‌رود و عموماً رسوبات ساحلی و مصبی در مقایسه با اقیانوس‌های باز از میزان کادمیوم بیش‌تری برخوردار هستند. رسوبات کشورهای صنعتی شده به‌طور نسبی غلظت کادمیوم بیش‌تری نسبت به کشورهای درحال‌توسعه دارند. هم‌چنین در حوزه‌های ساحلی که تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار دارند نیز غلظتی بالاتر از حد معمول کادمیوم انتظار می‌رود (Sadige، ۱۹۹۲). وجود صنایع آلوده کننده در طول خطوط سواحل شمالی دریای عمان مانند کارخانه‌های تولید روی، مس، آلومینیوم و صنایع فلزی و تولید مواد معدنی می‌تواند منابع قابل‌ملاحظه‌ای از تخلیه کادمیوم در سرتاسر سواحل دریای عمان باشند. به‌نظر می‌رسد کادمیوم می‌تواند از صنایع متفاوت کانونی وارد آب دریا شده و در رسوبات نشست نماید. در همین ارتباط بررسی کتال‌محسنی(۱۳۸۱)درخصوص‌بررسی‌میزان آلودگی آب‌های ساحلی بندرعباس به فلز کادمیوم نشان داد که سواحل نزدیک به محل تخلیه پساب پالایشگاه و اسکله نفت و نیروگاه از آلودگی بیش‌تری برخوردار بودند. نتایج مطالعه مذکور هم‌چنین بیانگر آلودگی بیش‌تر در سواحل کم‌عمق نسبت به اعماق ۵-۱۰ متر بود. با توجه به موارد ذکر شده مشاهده اختلاف معنی‌دار در میزان تجمع کادمیوم در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون در بافت عضله اویستر صخره‌ای را می‌توان به عوامل محیطی منطقه نسبت داد. به‌طوری‌که عوامل محیطی متفاوت مانند pH و دمای آب می‌توانند اثرات مختلفی را روی میزان جذب عناصر داشته و روی رفتار و درنهایت متابولیسم عناصر مؤثر باشند. در مطالعه موحدی و همکاران (۱۳۹۵) غلظت کادمیوم در بافت نرم نمونه‌های صدف دوکفه‌ای *C. fluminalis* جمع‌آوری شده از رودخانه زاینده‌رود در فصول گرم سال در محدوده ۱۵/۵۹-۴/۷۵ پی.پی.ام و در فصول سرد سال در محدوده ۱۴/۴۷-۵ پی.پی.ام گزارش شد. در مطالعه پورباقر و همکاران (۱۳۹۳) نیز میانگین غلظت کادمیوم در بافت عضله میگوی سفید هندی ۰/۰۷۹ میکروگرم بر گرم گزارش شد رضوی و همکاران (۱۳۹۱) گزارش دادند که در منطقه بحرکان برای میگوی سفید هندی میزان تجمع کادمیوم در بافت پوست بیش‌تر از بافت عضله است. درحالی‌که در مطالعه Wu و Chen (۲۰۰۵) روی میگوی وانامی (*Litopenneus vannamei*) میزان تجمع کادمیوم در بافت‌های سخت و ماهیچه بیش‌تر بود. جیوه سمی‌ترین فلزی است که با تأثیر بر مغز انسان موجب آشفتگی‌های عصبی می‌گردد. هم‌چنین این فلز سنگین دارای اثرات بازدارندگی رشد و ترشح آنزیم‌هاست (پورباقر و همکاران، ۱۳۹۲). تحقیقات نشان داده است که مصرف آبزیان یکی از عمده‌ترین مسیرهای ورود این عنصر خطرناک به بدن انسان است (پورباقر و همکاران، ۱۳۹۲). نوع تغذیه یکی از عوامل مؤثر در میزان تجمع جیوه در بدن آبزیان است. نرم‌تنان دوکفه‌ای جیوه را به‌طور مستقیم از آب دریا به درون بدن خود تجمع می‌دهند. جذب جیوه از آب‌های کدر بیش‌تر از آب‌های شفاف است. غلظت جیوه در دوکفه‌ای‌ها تحت‌تأثیر عواملی مانند مرحله تولیدمثلی، جنسیت و تفاوت‌های درون گونه‌ای است (Norum و همکاران، ۲۰۰۵). نتایج حاصل از در معرض قرار دادن صدف‌ها با فلزات سنگین جیوه و کادمیوم به‌مدت ۱۴ روز در محیط آزمایشگاه نشان داد که تجمع زیستی جیوه در بافت نرم صدف، علی‌رغم غلظت کم‌تر به‌کار گرفته شده، قوی‌تر و بیش‌تر از تجمع کادمیوم‌است(عظیمی و همکاران،۱۳۹۲).بااندازه‌گیری میانگین غلظت جیوه در بافت نرم صدف *Crassostrea gigas* میانگین غلظت این فلز سنگین در بافت این گونه معادل ۶/۵۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک گزارش شد که بسیار بیش‌تر از نتایج تحقیق حاضر بود. در مطالعه پورباقر و همکاران (۱۳۹۳) نیز میانگین غلظت جیوه در بافت عضله میگوی سفید هندی صید شده از سواحل بندر ماهشهر ۰/۴۱۳ میکروگرم بر گرم گزارش شد که در محدوده نتایج حاضر بود. نتایج مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در بافت عضله اویستر صخره‌ای ومیگوی‌سفیدهندی با استاندارد ملی ایران و استانداردهای بین‌المللی

FDA،WHO و NHMRC در جدول ۶ ارائه شده است. در مقایسه با استانداردهای ارائه‌شده غلظت فلز سرب در بافت صدف دوکفه‌ای در هر دو شرایط قبل و بعد از بروز پدیده مانسون در مقایسه با آستانه استاندار جهانی WHO بالاتر بود. مقدار مس اندازه‌گیری شده نیز در بافت صدف دوکفه‌ای و میگوی سفید هندی در مقایسه با آستانه استانداردهای جهانی WHO و NHMRC بالاتر بود. در بافت هر دو گونه غلظت کادمیوم در مقایسه با آستانه استانداردهای NHMRC و سازمان استاندارد ملی و غلظت جیوه در مقایسه با آستانه استاندار WHO بالاتر بود.

جدول ۶: مقایسه میانگین غلظت سرب، مس، کادمیوم و جیوه در بافت دوکفه‌ای اویستر صخره‌ای و میگوی سفید هندی با حدود استانداردهای جهانی (ppm)

استانداردها	فلزات سنگین				منابع
	سرب	مس	کادمیوم	جیوه	
WHO	۰/۵۰	۱۰	۰/۲۰	۰/۱۰	(۱۹۹۵) WHO
FDA	۵	–	۱	۰/۰-۱۰/۵۰	(۲۰۱۱) FDA
NHMRC	۱/۵	۱۰	۰/۰۵	۱	(۱۹۹۰) Darmono و Denton
استاندارد ملی ایران	۱	۲۰	۰/۱۰	۵۰۰*	Movahed و همکاران (۲۰۱۳)
Saccostrea cucullata	۰/۵۵	۱۲/۷۶	۰/۱۳	۰/۲۰	قبل از مانسون (مطالعه حاضر)
	۰/۵۹	۱۲/۶۸	۰/۱۶	۰/۲۱	بعد از مانسون (مطالعه حاضر)
Penaeus indicus	۰/۴۳	۱۲/۷۶	۰/۱۶	۰/۱۶	قبل از مانسون (مطالعه حاضر)
	۰/۴۳	۱۱/۷۱	۰/۱۵	۰/۱۴	بعد از مانسون (مطالعه حاضر)

* برحسب میکروگرم بر کیلوگرم وزن‌تر

در تائید این نتایج Fowler و همکاران (۱۹۹۳) با بررسی غلظت فلزات سرب و مس در بافت عضله سه گونه از دوکفه‌ای‌های خلیج فارس مقدار این فلزات سنگین را به‌ترتیب ۳/۸-۲/۳ و ۸/۷-۵/۶ پی.پی.ام در گونه *Meretrix meretrix*، ۳/۹-۰/۳ و ۴/۶-۳/۳ پی.پی.ام در گونه *Pinctada margritifera* و ۰/۳-۰/۰۶ و ۲۱۲-۲۰ پی.پی.ام در گونه *Saccostrea cucullata* گزارش دادند. de Mora و همکاران (۲۰۰۴) نیز غلظت سرب و مس در بافت عضله صدف دوکفه‌ای *S. cucullata* در دریای عمان را به‌ترتیب ۰/۶-۰/۳ و ۲۷۶-۶۰/۹ پی.پی.ام گزارش‌دادند. در مطالعه عین‌الهی‌پیر و همکاران(۱۳۸۹)غلظت عناصر سرب، مس در بافت نرم صدف *S. cucullata* صید شده از سواحل چابهار بالاتر از میزان مصرف روزانه‌گزارش شد. در تحقیق اشاره شده غلظت مس از استانداردهای WHO و USFDA و موسسه استاندارد ملی ایران و غلظت فلز سرب از حد استاندارد FAO بالاتر بود. در مطالعه‌ای دیگر شیرالی و قطب‌الدین (۱۳۹۴) نیز میانگین غلظت کادمیوم، نیکل و روی را در بافت‌های آبشش، عضله و هپاتوپانکراس کم‌تر از استانداردهای WHO، FDA، NHMRC و وزارت کشاورزی شیلات انگلستان گزارش دادند. در مطالعه پورباقر و همکاران (۱۳۹۲) میانگین غلظت کادمیوم، کروم، مس، آهن، جیوه، منگنز، نیکل، سرب و روی در بافت عضله میگوی سفید هندی در مقایسه با حد مجاز تعیین‌شده از طرف سازمان‌های معتبر جهانی (NHMRC، USEPA، MAFF، WHO، New Zealand) نشان داد که به‌جز نیکل، تمامی فلزات تحت بررسی کم‌تر از حد مجاز قرار داشتند. درمجموع بر اساس نتایج تحقیق حاضر مشخص شد که: اختلاف معنی‌داری در میانگین غلظت فلزات سنگین در بافت عضله اویستر صخره‌ای و میگوی سفید هندی در بین ایستگاه‌های مختلف سواحل شمالی دریای عمان وجود دارد، غلظت کادمیوم در بافت خوراکی صدف دوکفه‌ای و غلظت مس در بافت عضله میگوی سفید هندی در شرایط قبل و بعد از بروز مانسون از تغییرات معنی‌داری برخوردار بود، غلظت مس به‌عنوان یک فلز ضروری تجمع بیش‌تری در مقایسه با سایر فلزات (سرب، کادمیوم و جیوه) داشت، بیش‌ترین میزان تجمع فلزات سنگین در دو ایستگاه بندرجاسک‌وخلیج‌چابهار ثبت شد و این دو ایستگاه به‌عنوان آلوده‌ترین ایستگاه‌ها معرفی شدند. در توجیه این نتایج وجود غلظت‌های بالا از فلزات سنگین در مناطق تحت بررسی را احتمالاً می‌توان ناشی از تردد، تعمیر و رنگ‌کاری کشتی‌ها و نفت‌کش‌ها و مجاورت‌این مناطق باصنایع پتروشیمی و فعالیت‌های ماهیگیری و وجود منابع آلوده‌کننده نظیر فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و ورود فاضلاب‌های شهری و صنعتی در این مناطق دانست.

منابع

۱. **پورباقر، ه.؛ حسینی، س. و.؛ خراسانی، ن.؛ حسینی، س. و دلفیه، پ.، ۱۳۹۲.** مقدار فلزات سنگین در عضله میگوی سفید هندی (*Fennerpenaeus indicus*). نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۷، شماره ۱، صفحات ۱۳ تا ۲۴.

۲. **خشنود، ر.، ۱۳۸۵.** بررسی تجمع فلزات سنگین (جیوه، سرب، کادمیوم، وانادیوم و نیکل) در دو گونه از کفشک ماهیان بندرعباس و بندرلنگه. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات اهواز. ۱۲۷ صفحه.

۳. **رضوی، س.م.ر.؛ وهاب‌زاده، ح.؛ زمینی، ع.ع.؛عسکری‌ساری، ا. و ولایت‌زاده، م.؛ ۱۳۹۱.** اندازه‌گیری و مقایسه میزان فلزات سنگین جیوه، سرب و کادمیوم در عضله و پوسته میگوی سفید هندی در خلیج فارس (بحرکان استان خوزستان). مجله آبزیان و شیلات. دوره ۳، شماره ۹. صفحات ۴۹ تا ۵۳.

۴. **سقلی، م.؛ یادگاریان، ل.؛ حسینی، س.ع. و مخدومی، ن.م.؛ ۱۳۸۸.** بررسی غلظت برخی از فلزات سنگین (Zn، Pb، Hg و Cd) در بافت عضله میگوی سفید هندی (*Penaeus indicus*) پرورشی منطقه گمیشان (استان گلستان)، منطقه کلاهی (استان هرمزگان) و میگوی دریای خزر (*Penaeus elegans*). مجله پژوهش‌های علوم و فنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال. دوره ۴، شماره ۱، صفحات ۸۷ تا ۹۵.

۵. **شیرالی، ب. و قطب‌الدین، ن.، ۱۳۹۴.** غلظت فلزات سنگین (Ni, Cd, Zn) در آبشش، عضله و هپاتوپانکراس میگوی وانامی (*Litopenaeus vannamei*) در سایت پرورش میگوی چوئیده آبادان. مجله زیست‌شناسی دریا. دوره ۷، شماره ۲۵، صفحات ۶۵ تا ۷۲.

۶. **عظیمی، ع.؛ صفاهیه، ع.ر. و دادالهی‌سهراب، ع.، ۱۳۹۲.** مقایسه تجمع زیستی جیوه و کادمیوم در بافت نرم صدف دوکفه ای *Crassostrea* sp. طی در معرض‌گذاری آزمایشگاهی. مجله اقیانوس شناسی. سال ۴، شماره ۱۵، صفحات ۳۹ تا ۴۷.

۷. **عین‌الهی‌پیر، ف.؛ صفاهیه، ع.ر.؛ دادالهی‌سهراب، ع. و سواری، ا.، ۱۳۸۹.** تجمع فلزات سنگین (مس، سرب و نیکل) در رسوب و دوکفه‌ای *Saccostrea cucullata* در ناحیه بین جزر و مدی چابهار. مجله علوم و فنون دریایی. دوره ۱۰، شماره ۲، صفحات ۱۰ تا ۲۵.

۸. **فقیری، ا.؛ صفاهیه، ع.ر.؛ جوهری‌رنگ، م.؛ عیدی‌وند، س.؛ نیکپور، ی.ا.؛ سواری، ا. و عبداللهی‌ماموادن، س.، ۱۳۸۹.** بررسی میزان فلزات سنگین (جیوه، مس، سرب (در بافت نرم صدف دوکفه‌ای *Crassostrea gigas* در بندر امام خمینی. دوازدهمین همایش صنایع دریایی. ایران، زیباکنار، ۲۷ الی ۲۹ مهر ماه.

۹. **کتال‌محسنی، م.**، ۱۳۸۱. بررسی آلودگی‌های محیط‌زیست دریایی ناشی از فعالیت‌های صنعتی و معدنی غرب بندرعباس. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم و فنون دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی، ایران.

۱۰. **کوسج، ن.؛ جعفریان، ج. ا.؛ رحمانی، ع. ا.؛ پاتیمار، ع. ا. و قلی پور، ح.، ۱۳۹۵.** مطالعه و اندازه‌گیری برخی عناصر فلز (سرب، نیکل، روی، مس و آهن) در بافت عضله میگوی سر تیز (*Metapenaeus affinis*) در استان هرمزگان. مجله علمی شیلات ایران. دوره ۲۶، شماره ۱، صفحات ۱۷۹ تا ۱۸۹.

۱۱. **موحد، ع.؛ دهقان، ع .و.؛ حاجی‌حسینی، ر.؛ اکبرزاده، ص.؛ زنده‌بودی، ع.ع.؛ نفیسی‌بهابادی، م.؛ محمدی، م.م.؛ حاجیان، ن.؛ پاکدل، ف.؛ حفظ‌الله، ع. و ایران‌پور، د.، ۱۳۹۲.**بررسی غلظت فلزات سنگین در بافت خوراکی میگوهای نمونه‌برداری شده از آب‌های سواحل استان بوشهر. فصلنامه طب جنوب. دوره۱۶، شماره ۲، صفحات ۱۰۰ تا ۱۰۹.

۱۲. **موحدی، ح.؛ فتح‌الهی، م.؛ پیرعلی، ا.؛ زمانی، ا. و محمودی، ر.، ۱۳۹۵.**دوکفه‌ای *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774): شاخص زیستی نشان‌دهنده فلزات سنگین در زیستگاه‌های رودخانه زاینده رود. مجله بوم‌شناسی آبزیان. دوره ۶، شماره ۳، صفحات ۳۳ تا ۴۴.

۱۳. **موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۱۳۹۴.** ارزیابی ذخایر و ارائه راهکارهای مدیریتی در راستای بهره‌برداری پایدار از ذخایر آبزیان. ۹۴-۲۶ ک، ۷۳ صفحه.

۱۴. **ولایت‌زاده، م. و عسگری‌ساری، ا.، ۱۳۹۳.** بررسی و مقایسه تجمع آرسنیک، سرب و روی در عضله میگوی وانامی (*Litopenaeus Vannami*) و میگوی سفید هندی (*Fenneropenaeus indicus*) پرورشی ایران. فصلنامه زیست‌شناسی جانوری. دوره ۶، شماره ۴، صفحات ۹۱ تا ۹۸.

۱۵. **APHA. 2005.** American Public Health Association, Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. American Public Health Association.

۱۶. **Bello, G. and Piptone, C., 2002.** Predation on Cephalopods by the Giant Red Shrimp *Arisaempha Foliacea*, Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. Vol. 82, pp: 213-218.

۱۷. **Blasco, J.: Arias, A.M. and Saenz, V., 2002.** Heavy metal concentrations in *Squilla mantis* (L.) (Crustacea, Stomatopoda) from the Gulf of Cadiz Evaluation of the impact of the Aznalcollar mining spill. Environment International. Vol. 28, pp: 111-116.

۱۸. **Bryan, G.W., 1971.** The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proceedings of the Royal Society of London. B, No, 177389, 410 p.

۱۹. **Bryan, G.W., 1974.** Adaptation of an estuarine Polychaete to sediments containing high concentrations of heavy metals. In: Pollution and physiology of marine organisms. Vernberg, F.J. and Vernberg, W.B., (eds.). Academic Press London. pp: 123-135.

۲۰. **Clark, R.B., 1992.** Marin Pollution. 3rd edition. Clarendon press. Oxford. University of Newcastel upon Tyne. pp: 77-80.

۲۱. **Clerck, R de.; Vyncke, W.; Guns, M. and Hoeyweghen, P.V., 1995.** Concentrations of mercury, cadmium, copper, zinc and lead in sole from Belgian catches (1973-1991). Mededelingen Faculteit Lanbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen. Universiteit Gent (Belgium). Vol. 60, pp: 1-6.

۲۲. **Cogun, H.Y.; Yuzereroglu, T.A.; Firat, O.; Gok, G. and Kargin, F., 2006.** Metal concentrations in fish species from the Northeast Mediterranean Sea. Journal of Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 121, pp: 431-438.

۲۳. **Coteur, G.; Gosselin, P.; Wantier, P.; Chambost-Manciet, Y.; Danis, B.; Pernet, Ph.; Warnau, M. and Dubois, P., 2003.** Echinoderms as bioindicators, bioassays, and impact assessment tools of sediment associated metals and PCBs in the North Sea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 45, pp: 190-202.

۲۴. **Darmono, D. and Denton, G.R.W., 1990.** Heavy metals concentration in the banana prawn *Penaeus merguiensis* and leader prawn *P. monodon* in the Townsvile region of Australia. Bulletin of environmental contamination and toxicology. Vol. 44, pp: 479-486.

۲۵. **de Mora, S.; Fowler, S.W.; Wyse, E. and Azemard, S., 2004.** Distribution of heavy metals in marine bivalves,

and Iranpour, D., 2013. Evaluation of heavy metals in the tissues of different species of shrimps collected from coastal waters of Bushehr, Persian Gulf. Iranian South Medical Journal. Vol. 16, No. 2, pp: 100-109.

۴۳. **Norum, U.; Lai, V.W. and Cullen, W.R., 2005.** Trace element distribution during the reproductive cycle of female and male spint and pacific scallops, with implication for biomonitoring. Marine Pollution. Vol. 50, pp: 148-175.

۴۴. **Packer, D.; Ireland, M. and Wootton, R. 1980.** Cadmium, copper, lead, zinc and manganese in the polychaete *Arenicola marina* from sediments around the coast of Wales. Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological. Vol. 22, No. 4, pp: 309-321.

۴۵. **Reynolds, R.M., 1993.** Physical oceanography of the Gulf, Strait of Hormuz and the Gulf of Oman- Results from the Mt. Mitchell Expedition. Marine Pollution Bulletin. Vol. 27, pp: 35-59.

۴۶. **Roper, D.S. and Primor, R.D., 1991.** Pollution related differences in the codition cycle oyster Crassostrea gigas from Manukua Harbur, New Zealand. Marine Environmental Research. Vol. 31, pp: 179-214.

۴۷. **Sadige, M., 1992.** Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, Inc. Suzanne, K. and Marcy, M., 2001. Trends and Effects of Heavy metals in the Arctic Monitoring and assessment Program. U.S. Envirnmental Protection Agancy.

۴۸. **Swartz, R.C. and Lee, H., 1980.** Biological processes affecting the distribution of pollutants in marine sediments. Part I accumulation, trophic transfer, biodegration and migration. In: Contaminants and sediments: analysis, chemistry biology. Baker, R.A., (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc. Vol. 2, pp: 553-533.

۴۹. **Ugolini, A.; Borghini, F.; Calosi, P.; Bazzicalupo, M.; Chelazzi, G. and Focardi, S., 2004.** Mediterranean *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) as a biomonitor of heavy metals contamination. Marine Pollution Bulletin. Vol. 48, pp: 526-532.

۵۰. **Unlu, S.; Topcuoglu, S.; Alpar, B.; Kirbasoglu, C. and Yilmaz, Y.Z., 2008.** Heavy metalpollution in surface sedimentns and mussel samples in the Gulf of Gemlike. Journal of Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 144, pp: 169-178.

۵۱. **Van Duren, L.A.; Herman, P.M.J.; Sandee, A.J.J. and Heip, C.H.R., 2006.** Effects of muscle filtering activity on boundary layer structure. Journal of Sea Researches. Vol. 55, pp: 3-14.

۵۲. **WHO. 1995.** Health risks from marine pollution in the Mediterranean. Part 1 Implications for Policy Markers. 25 p.

۵۳. **Wu, J.P. and Chen, H.Ch., 2005.** Metallothionein induction and heavy metals accumulation in white shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to cadmium and zinc. Comparative Biochemistry and Physiology. Part C. Vol. 140, pp: 383-394.

fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman, Marine Pollution Bulletin. Vol. 49, pp: 410-424.

۲۶. **Delman, O.; Demirak, A. and Balci, A. 2006.** Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. Food Chemistry. Vol. 26, pp: 157-162.

۲۷. **Demirak, A.; Yilmaz, F.; Tuna, A.L. and Ozdemir, N., 2006.** Heavy metals in water, sediment and tissue of Leuciscus cephalus from a stream in southwestern Turkey. Chemosphere. Vol. 63, pp: 1451-1458.

۲۸. **Doyle, C.J.; Pablo, F.; Lim, R.P. and Hyne, R.V., 2003.** Assesment of metal toxicity in sediment pore water from Lake Macquarie, Australia). Journal of Environmental Contamination Toxicology. Vol. 44, pp: 343-350.

۲۹. **Eisler, R., 1985.** Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates. A synoptic review. US Fish and Wildlife Service Report 85, Washington, DC, USA. Vol. 85, pp: 39-46.

۳۰. **FDA. 2011.** Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance, 14th edition. Department of health and human service public health food and drug administration center for food safety and applied nutrition of food safety. 476 p.

۳۱. **Fernanda, J.V.; Flavia, E.A.; Alicia, F.C. and Alejandra, V., 2003.** Identification of fish stocks of river Crocker (*Plagioscion ternetzi*) in Paraná and Paraguay rivers by Otolith morphometry. Estenban Avigliano University of Buenos Aires.

۳۲. **Fowler, S.W.; Readman, J.W.; Oregioni, B.; Villeneuve, J.P. and Mckay, K., 1993.** Petroleum hydrocarbons and trace metals in nearshore Gulf sediments and biota befor and after the 1991 war: an assessment of temporal and spatial trends. Marine Pollution Bulletin. Vol. 27, pp: 171-182.

۳۳. **Geffard, A.; Quéau, H.; Dedourge, O.; Biagianti-Risboug, S. and Geffard, O., 2007.** Influence of biotic and abiotic factors on metallothionein level in *Gammarus pulex*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. Vol. 145, No, 4, pp: 632-640.

۳۴. **Giffords, S.; Dunstan, R.H.; Connor, W.O.; Roberts, T. and Tioa, R., 2004.** Pearl Aquaculture. Profitable. Environmental. The Science of the Total Environmental. Vol. 319, pp: 27-37.

۳۵. **Golovanova, I.L., 2008.** Effect of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. Inland Water Biology. Vol. 1, pp: 93-101.

۳۶. **Gulec, A.K.; Yildrim, N.C.; Danabas. D. and Yildirim, N., 2011.** Some haematological and biochemical parameters in common carp *Cypinus carpio* L 1758 in Munzur River, Tunceli, Turkey. Asian Journal of Chemistry. Vol. 23, No. 2, pp: 910-912.

۳۷. **Hamed, M.A. and Emara, A.M., 2006.** Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. Journal of Marine Systems. Vol. 60, pp: 220-234.

۳۸. **Han, B.C. and Hung, T.C., 1990.** Green oysters caused by copper pollution on the Taiwan coast. Environmental Pollution. Vol. 65, pp: 347-362.

۳۹. **Langston, W.J. and Spence, S.K., 1994.** Metal Analysis. In Calow P (ed) Handbook of Ecotoxicology, Blackwell Scientific, Oxford, UK. pp: 45-78.

۴۰. **Le, Q.D.; Shirai, K.; Nguyen, D.C.; Miyazaki, N. and Arai, T., 2009.** Heavy metals in a tropical eel *Anguilla marmorata* from The Central Part of Vietnam. Water, Air, & Soil Pollution. Vol. 204, pp: 69-78.

۴۱. **MOOPAM. 1999.** Manual of oceanographic observations and pollutant analysis methods. 3rd ed, Kuwait. 321 P.

۴۲. **Movahed, A.; Dehghan, A.; Haji Hosseini, R.; Akbarzadeh, S.; Zendehboudi, A.A.; NafisiBehabadi, M.; Mohammadi, M.M.; Hajian, N.; Pakdel, F.; Hefzulla, A.**