بررسی اثرات فلز سنگین سرب بر تجمع‌زیستی و تخریب بافت‌های هپاتوپانکراس و عضلهٔ میگوی رودخانه‌ای شرقی (*Macrobrachium nipponense*)

- **بهمن پوریونس**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- **کامران رضایی‌توابع***: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- **غلامرضا رفیعی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- **حمید علاف‌نویریان**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران

تاریخ دریافت: مهر ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: دی ۱۳۹۶

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی اثر فلز سنگین سرب بر رفتارهای زیستی، تجمع‌زیستی و تخریب بافت‌های هپاتوپانکراس و عضلهٔ میگوی رودخانه‌ای شرقی (*Macrobrachium nipponense*) انجام گرفت. با توجه به مطالعات انجام شده و دامنهٔ غلظتی ثبت شدهٔ فلز سنگین سرب در رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی، تحقیق حاضر با چهار تیمار و سه تکرار انجام شد. در این تحقیق، یک تیمار شاهد (فاقد سرب) و سه تیمارِ فلز سنگین سرب با غلظت‌های ۵، ۱۵ و ۲۵ میلی‌گرم در لیتر درنظر گرفته شد و اثرات تحت استرسی تیمارها به‌مدت دو ماه بر میگوی رودخانه‌ای شرقی مورد بررسی قرار گرفت. در طول تحقیق میگوها روزانه دو بار در حد استاندارد و به‌میزان اشتهاء با پلت غذادهی شدند. براساس نتایج به‌دست آمده، در تیمارهای غلظتی سرب رفتارهای تولیدمثلی، پوست‌اندازی و جفت‌گیری میگوها متوقف گردید و با افزایش غلظت فلز سنگین سرب در تیمارها، میزان تجمع‌زیستی سرب در بافت‌های هپاتوپانکراس و عضله به‌طور معنی‌داری افزایش یافت ($p<0/05$). نتایج بافت‌شناسی نیز نشان داد که با افزایش غلظت فلز سنگین سرب در بافت هپاتوپانکراس باعث ایجاد ضایعات بافتی نظیر افزایش فضای بین سلولی، ایجاد لومن‌های غیرعادی، ملانیزه شدن و بازسازی سلول‌های هپاتوسیت و دفرمه شدن کلی بافت هپاتوپانکراس می‌گردد. هم‌چنین با افزایش غلظت فلز سنگین سرب در تیمارها، در بافت عضله نیز ضایعاتی نظیر موجی شکل شدن میوسین‌ها (رشته‌های عضلانی)، بدشکلی رشته‌های عضلانی و ادغام رشته‌های عضلانی شد. یافته‌های این تحقیق نشان داد که فلز سنگین سرب از نظر رفتارهای زیستی، باعث اختلال در فعالیت‌های تولیدمثلی، جفت‌گیری، پوست اندازی و رشد در میگوها شده و در سطح بدن نیز باعث بروز پاسخ‌های بافتی حاد می‌گردد که با توجه به آلودگی رودخانه‌های محل زیست این گونه (تالاب انزلی و رودخانه‌های منتهی به آن) به فلز سنگین سرب، مدیریت این اکوسیستم‌های آبی و جلوگیری از ورود انواع فاضلاب‌های تصفیه نشده به این رودخانه‌ها بسیار ضروری است.

کلمات کلیدی: سرب، میگوی رودخانه‌ای شرقی (*Macrobrachium nipponense*)، تجمع‌زیستی، هپاتوپانکراس

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: krtavabe@ut.ac.ir

مقدمه

توسعهٔ صنایع و افزایش بی‌رویهٔ جمعیت شهرها، روستاها و در پی آن توسعهٔ مناطق کشاورزی، موجب می‌گردد تا میزان زیادی فاضلاب شهری، کشاورزی و صنعتی و هم‌چنین پساب‌های کشاورزی که دارای ترکیبات شیمیایی مختلف مخصوصاً عناصر سنگین است، وارد اکوسیستم‌های آبی گردد (Lamanso و همکاران، ۱۹۹۱). از میان مواد آلایندهٔ وارد شده به محیط آبی، فلزات سنگین به‌علت اثرات سمی و پتانسیل تجمع زیستی (Bio-accumulation) در بسیاری از گونه‌های آبزی اهمیت زیادی دارند (Blenins و Pancorbo، ۱۹۸۶). آلودگی اکوسیستم‌ها به فلزات سنگین می‌تواند از طریق بررسی آب، رسوب و موجودات زنده مورد تأیید قرار گیرد. تجمع بالای فلزات سنگین در این اجزا می‌تواند منجر به تغییرات اکولوژیک گردد (Altindag و Yagiti، ۲۰۰۵). رسوبات، مخزنی جهت تجمع فلزات سنگین به‌شمار می‌روند به گونه‌ای که این فلزات سنگین ممکن است از جایی که منشأ می‌گیرند، در رسوبات ذخیره شوند و از این طریق به زنجیرهٔ غذایی در اکوسیستم‌های آبی راه یابند (Malakootian و همکاران، ۲۰۱۱). آلاینده‌ها و به‌خصوص فلزات سنگین پس از ورود به منابع آبی، باعث ایجاد اثرات منفی زیادی در اکوسیستم می‌شوند (Dumont، ۱۹۹۸). در میان این آلاینده‌ها، فلزات سنگین به‌علت پایداری در چرخه‌های بیولوژیکی از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند. هرچند برخی از فلزات سنگین مانند مس، روی، آهن و منگنز با غلظت کم در چرخه‌های بیولوژیکی آبزیان ضروری هستند، اما عناصری هم‌چون سرب، کادمیوم و جیوه برای آبزیان کاملاً سمی هستند (Canli و همکاران، ۲۰۰۳). مطالعات توکسیکولوژیکی مرتبط با آبزیان نشان می‌دهد که تخلیهٔ فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی موجب کاهش تنوع زیستی، رشد و میزان هم‌آوری در آن‌ها می‌گردد و درخصوص آبزیان خوراکی، علاوه بر موارد فوق، موجب بروز مخاطراتی برای مصرف‌کنندگان آن‌ها نیز می‌شود (Golovanova، ۲۰۰۸).فلزات سنگین به‌طور طبیعی در سطوح مختلف زمین و آب‌های سطحی یافت می‌شوند، اگر میزان این فلزات کمی بیش‌تر از میزان طبیعی شود، با توجه به ثبات شیمیایی، تجزیه‌پذیری ضعیف و قابلیت تجمع‌زیستی در بدن موجودات زنده، به‌سرعت تبدیل به آلاینده‌ای سمی می‌شوند. از طرف دیگر، فلزات سنگین به‌دلایل برشمرده، مهم‌ترین شکل آلودگی در محیط‌های آبی محسوب می‌شوند (UNEP، ۱۹۹۹)، زیرا آن‌ها آلاینده‌های پایداری‌اند که برخلاف برخی از ترکیبات آلی، از طریق فرآیندهای شیمیایی یا زیستی در طبیعت تجزیه نمی‌شوند. از نتایج مهم پایداری فلزات سنگین، وسعت زیستی زیاد در زنجیرهٔ غذایی است، به‌طوری‌که، در نتیجهٔ این فرآیند مقدار آن‌ها در زنجیرهٔ غذایی ممکن است تا چندین برابر مقدار آن‌ها در آب یا هوا افزایش یابد (Shariari، ۲۰۰۵). در دهه‌های اخیر مصرف آبزیان هم به‌علت افزایش جمعیت و هم به‌علت رویکرد عمومی به مصرف غذاهای حاصل از منابع آبزی، در پی آشکار شدن اهمیت طبی و نقش آن‌ها در پیشگیری و درمان بسیاری از بیماری‌ها، در حال افزایش است (Simopoulos، ۱۹۹۷). در این میان، سخت‌پوستان به‌علت رژیم غذایی همه‌چیزخواری و شرایط زیست بنتوزی، از نظر احتمال جذب (تجمع) فلزات سنگین بیش‌تر مورد توجه‌اند، زیرا آگاهی از سطح فلزات سنگین موجود در آن‌ها و تعیین میزان مصرف‌شان می‌تواند در حفظ سلامت جامعهٔ مصرف‌کنندگانِ (آبزیان و نهایتاً انسان) این آبزیانِ ارزشمند، بسیار مفید باشد.

تالاب انزلی و رودخانه‌های منتهی به آن به‌عنوان یکی از مهم‌ترین اکوسیستم‌های آبی در شمال کشور، در سال‌های اخیر همواره تحت تأثیر افزایش جمعیت و صنعتی شدن شهرهای حاشیهٔ خود قرار گرفته وموقعیت نگران کننده‌ای ازلحاظ میزان انواع آلاینده‌هادارد.آلودگی‌های واردشده به اکوسیستم‌های آبی نهایتاً منجربه افزایش‌میزان‌آلاینده‌های آلی و معدنی و به‌ویژه فلزات سنگین در آب و رسوبات به تبع آن در آبزیان (مخصوصاًجانداران‌کفزی هم‌چون‌سخت‌پوستان‌وبه‌ویژه میگوها) خواهد شد. تالاب انزلی نیز از این قاعده مستثنی نبوده و به‌دلیل عدم وجود سیستم تصفیهٔ فاضلاب شهری، صنعتی و هم‌چنین ورود مستقیم پساب‌های کشاورزی حاوی کودها و سموم کشاورزی، در معرض خطر بوده و میزان تجمع آلاینده‌های مختلف در آب، می‌تواند بالا باشد. لذا، از یک سو، عناصر سنگین و سمی، تهدید جدی برای حیات تالاب به حساب می‌آید (خسروی و همکاران، ۱۳۹۰). از این‌رو، با توجه به ورود فلزات سنگینِ موجود در بستر اکوسیستم‌های آبی به بدن آبزیان (به ویژه سخت‌پوستان) و تجمع فلزات سنگین و دفع نشدن آن‌ها از بدن جانداران آبزی که منجر به بروز ناهنجاری‌ها، بیماری‌ها و نهایتاً حتی مرگ جاندار آبزی می‌شود، ضرورت دارد که این مقوله مورد بررسی دقیق‌تر قرار گیرد. بنابراین، این تحقیق با هدف بررسی اثرات فلز سنگین سرب (Pb) بر رفتارهای زیستی و بافتی میگوی رودخانه‌ای شرقی به عنوان تنها گونهٔ بومی میگوی آب شیرین در کشور انجام شد.

مواد و روش‌ها

حدود ۴۰۰ قطعه میگوی رودخانه‌ای شرقی با میانگین وزنی ۲/۰±۶۳/۳ گرم از رودخانهٔ سیاه درویشان (واقع در استان گیلان و یکی از رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی) صید گردیدند و به کارگاه تکثیر و پرورش آبزیان دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران (کرج) انتقال داده شدند. میگوهای صید شده به‌منظور سازگاری با شرایط محیطی جدید به‌مدت یک هفته در مخازن ۱۰۰۰ لیتری فایبرگلاسی نگه‌داری

شدند و به‌منظور تأمین اکسیژن در حد اشباع، هوادهی توسط پمپ هواده و سنگ هوا صورت پذیرفت. هم‌چنین به‌منظور تأمین دمای مناسب آب (۲۶±۱ درجهٔ سانتی‌گراد) برای میگوها، از بخاری‌های ترموستات‌دار استفاده گردید.

تیمارهای تحقیق: پس از چیدمان و راه‌اندازی مخازن اصلی تیمارها، چهار تیمار با غلظت‌های مختلف فلز سنگین سرب در سه تکرار طراحی گردید. هر تیمار شامل ۳ مخزن ۸۰ لیتری فایبرگلاسی بود که همهٔ مخازن به‌طور یکسان در حدود ۶۷ لیتر آبگیری شدند و سطح آب مخازن در طول دورهٔ آزمایش همواره ثابت نگه داشته شد. در هر مخزن هشت قطعه میگو قرار داده شد. تیمار شاهد بدون فلز سنگینِ سرب بود و غلظت تیمارهای دیگر به‌ترتیب ۵، ۱۵ و ۲۵ میلی‌گرم در لیتر بود که به‌مدت دو ماه مورد آزمایش قرار گرفتند، غلظت‌های اعمال شده در تیمارها براساس تحقیق اقبالی‌شمس‌آباد و همکاران (۱۳۸۹) و دامنهٔ غلظتی فلز سنگین سرب در رودخانهٔ سفیدرود بوده است. در طول دورهٔ آزمایش به‌منظور عدم برهم خوردن نسبت غلظت فلز سنگینِ موجود در تیمارها، هیچ‌گونه تعویض آبی صورت نمی‌گرفت و تیمارها روزانه به‌میزان حدود پنج درصد وزن زی‌تودهٔ میگوها در دو وعدهٔ صبح و عصر با غذای میگو ساخت شرکت فرادانهٔ شهرکرد تغذیه می‌شدند و به‌خاطر استحکام نسبتاً بالای غذای میگو و وارفتگی دیرتر در آب، تقریباً تمامی غذا مورد استفادهٔ میگوها قرار می‌گرفت و این امر در حفظ کیفیت آب مخزن در طول تحقیق، اهمیت زیادی داشت. میانگین دمای مخازن تیمارها ۱±۲۶ درجه سانتی‌گراد بود و در طول تحقیق رفتارهای تولیدمثلی، پوست‌اندازی و جفت‌گیری میگوها به‌طور روزانه مورد مشاهده و پایش قرار گرفت.

جمع‌آوری و نمونه‌گیری از تیمارها: در پایان دورهٔ تحقیق به منظور بررسی اثر فلز سنگین سرب بر تیمارهای آزمایشی، میگوها از دو جنبه مورد نمونه‌گیری قرار گرفتند، لذا یک‌بار از تیمارها (یک میگو از هر مخزن) به‌طور تصادفی به‌منظور مطالعات بافت‌شناسی (بررسی اثر تخریبی فلز سنگین سرب بر بافت‌های عضله و هپاتوپانکراس میگوها یا همان بررسی کیفی) نمونه‌گیری شدند و بار دیگر از تیمارها یک میگو از هر مخزن به‌طور تصادفی به‌منظور بررسی میزان تجمع و انباشتگی فلز سنگین سرب در بافت‌های عضله و هپاتوپانکراس میگوها (بررسی کمّی) نمونه‌گیری انجام گرفت.

بافت‌شناسی (بررسی کیفی): به‌منظور جداسازی بافت‌های عضله و هپاتوپانکراس، ابتدا به کمک پنس و قیچی آزمایشگاهی پوستهٔ خارجی میگوها به‌صورت دستی جدا گردید. پس از پوسته‌زدایی، بافت‌های مورد نظر با دقت از پیکرهٔ میگوها جداسازی و استخراج گردید و سپس هر یک از بافت‌های جدا شده به‌صورت جداگانه در محلول بوئن قرار داده شد و فیکس گردیدند و سپس نمونه‌ها جهت تهیهٔ مقاطع بافتی به آزمایشگاه بافت‌شناسی بیمارستان امام خمینی شهر کرج منتقل شدند. جهت تهیهٔ مقاطع بافتی از روش پوستی (۱۳۸۶) استفاده شد.

تجمع‌زیستی (بررسی کمّی): به‌منظور بررسی میزان تجمع فلز سنگین سرب در بافت‌های مورد نظر که بر حسب میکروگرم در گرم وزن خشک بافت مربوطه است، از روش هضم اسیدی استفاده شد: ابتدا طول کل، وزن کل، طول کاراپاس، وزن مرطوب هپاتوپانکراس و وزن مرطوب عضلهٔ میگوها قبل از جداسازیِ بافت‌های مورد نظر اندازه‌گیری شد و سپس بافت‌های مورد نظر جهت خشک شدن به‌مدت ۲۴ ساعت در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد در آون قرار داده شد. سپس نمونه‌های خشک شده با استفاده از ترازوی دیجیتال اندازه‌گیری گردیدند و بعد از آن با استفاده از هاون چینی کوبیده شدند و به‌صورت پودر در آمدند (Hashmi و همکاران، ۲۰۰۲). جهت انجام عمل هضم نمونه‌های پودر شده، درون ارلن‌های کوچک، بافت پودر شده با ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ مخلوط گردید. سپس این محلول روی هیتر برقی با دمای ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد منتقل و تا نزدیک خشک شدن تبخیر شد. سپس ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۱۰٪ اضافه شد. سپس محلول در دمای آزمایشگاه سرد شده و با آب مقطر دو بار تقطیر به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد و در نهایت از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ عبور داده شد. پس از آن محلول‌های آماده شده تا زمان اندازه‌گیریِ غلظت فلزات سنگین در یخچال (۴درجه سانتی‌گراد) نگه‌داری شدند (دادالهی سهراب و همکاران، ۱۳۸۷). اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین موجود در عصاره‌های بافتی به‌دست آمده، توسط دستگاه جذب اتمی (مدل Analyst ۷۰۰ شرکت PerkinElmer کشور آمریکا) انجام شد.

شاخص درصد افزایش وزن بدن: درصد افزایش وزن بدن عبارت است از نسبت وزن نهایی منهای وزن اولیه تقسیم بر وزن اولیه ضرب در ۱۰۰ (Khan و Abidi، ۲۰۰۷).

$$WG\% = [(W2 - W1) / W1] \times 100$$

که در آن WG%، درصد افزایش وزن بدن، W2، وزن نهایی (g) و W1، وزن ابتدایی (g) می‌باشد.

درصد بازماندگی، از تقسیم تعداد میگوهای زنده مانده در هر تیمار بر تعداد کل میگوهای هر تیمار (تعداد ثابت هشت میگو در هر تیمار در ابتدای دوره) ضرب در ۱۰۰ به‌دست آمد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها: داده‌ها با نرم‌افزار SPSS نسخهٔ ۲۲ و با استفاده از آنالیز یک‌طرفه واریانس مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. سطح معنی‌دار آماری در سطح اطمینان ۹۵ درصد درنظر گرفته شده و جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شد.

نتایج

شاخص رشد و زنده‌مانی: در طول دورهٔ آزمایش که به‌مدت دو ماه میگوها در مواجهه با غلظت‌های مختلف فلز سنگین سرب قرار داشتند، فعالیت‌های زیستی تخم‌ریزی و جفت‌گیری در تیمارهای حاوی فلز سنگین متوقف گردید و فقط در تیمار شاهد رفتار جفت‌گیری مشاهده گردید، اما در این تیمار نیز به‌خاطر عدم اتصال کلاف تخم‌ها به پاهای شنای مولدین ماده، در عمل فعالیت تولیدمثلی متوقف گردید. هم‌چنین کم‌ترین تلفات مربوط به تیمار شاهد (تیمار فاقد سرب) (چهار قطعه میگو در مجموعِ سه تکرارِ تیمار شاهد) و بیش‌ترین تلفات مربوط به تیمارهای غلظتی ۵، ۱۵ و ۲۵ میلی‌گرم در لیتر (هر تیمار به‌طور مساوی ۵ قطعه میگو در مجموعِ سه تکرارِ هر تیمار) بود. هم‌چنین در پایان دوره، میانگین درصد افزایش وزن بدن (WG) تیمارها هم مورد اندازه‌گیری قرار گرفت که در جدول ۱ ارائه شده است.

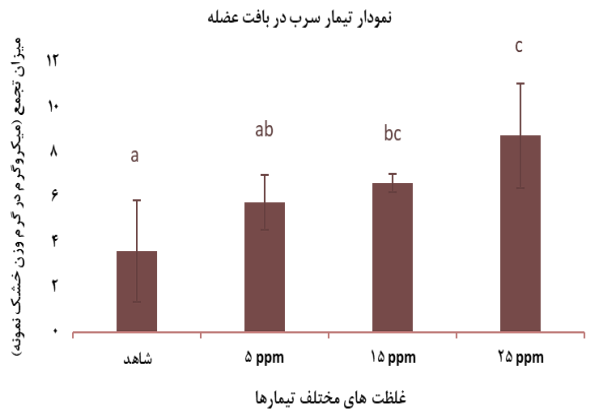
جدول ۱: درصد بازماندگی و میزان رشد میگوها در طول دورهٔ آزمایش

تیمارها	درصد بازماندگی	WG*
تیمار شاهد سرب	٪۸۰	۴۲/۱۶±۹/۷
تیمار سرب ۵ میلی‌گرم در لیتر	٪۷۶	۳۷/۳۸±۱۸/۲۵
تیمار سرب ۱۵ میلی‌گرم در لیتر	٪۷۶	۲۸/۳۸±۱۳/۳۹
تیمار سرب ۲۵ میلی‌گرم در لیتر	٪۷۶	۳۱/۰۴±۲۳/۸۳

* درصد افزایش وزن بدن (Weight Gain)

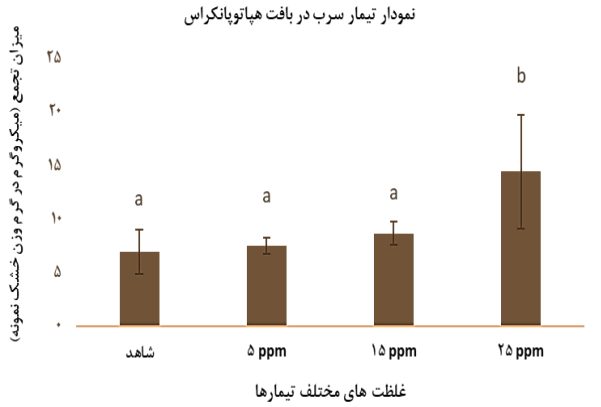
لازم به ذکر است که در طول دورهٔ آزمایش که به‌مدت دو ماه میگوها در مواجهه با غلظت‌های مختلف فلز سنگین سرب قرار داشتند، فعالیت‌ها و رفتارهای تولیدمثلی، پوست‌اندازی و جفت‌گیری میگوها در تمام دورهٔ آزمایش به‌طور روزانه مورد مشاهده و پایش قرار گرفت که طبق مشاهدات روزانه، رفتارهای تولیدمثلی، پوست‌اندازی و جفت‌گیری میگوها متوقف گردیدند.

تجمع‌زیستی سرب در بافت‌های هپاتوپانکراس و عضله: نتایج میزان تجمع‌زیستی غلظت‌های مختلف فلز سنگین سرب در بافت‌های عضله و هپاتوپانکراس میگوها در شکل‌های ۱ و ۲ آمده است. با توجه به نتایج، مشاهده می‌شود که با افزایش غلظت فلزات سنگین، میزان تجمع‌زیستی و انباشتگی فلز سنگین سرب در هر دو بافت (عضله و هپاتوپانکراس) با افزایش غلظت افزایش یافته است ($p<0/05$).



شکل۱: تغییرات میانگین (±SD میانگین) تجمع فلز سنگین سرب در بافت عضله (µg/g dry weight) میگوی رودخانه‌ای شرقی

حروف غیرمشابه اختلاف معنی‌دار آماری را نشان می‌دهد.

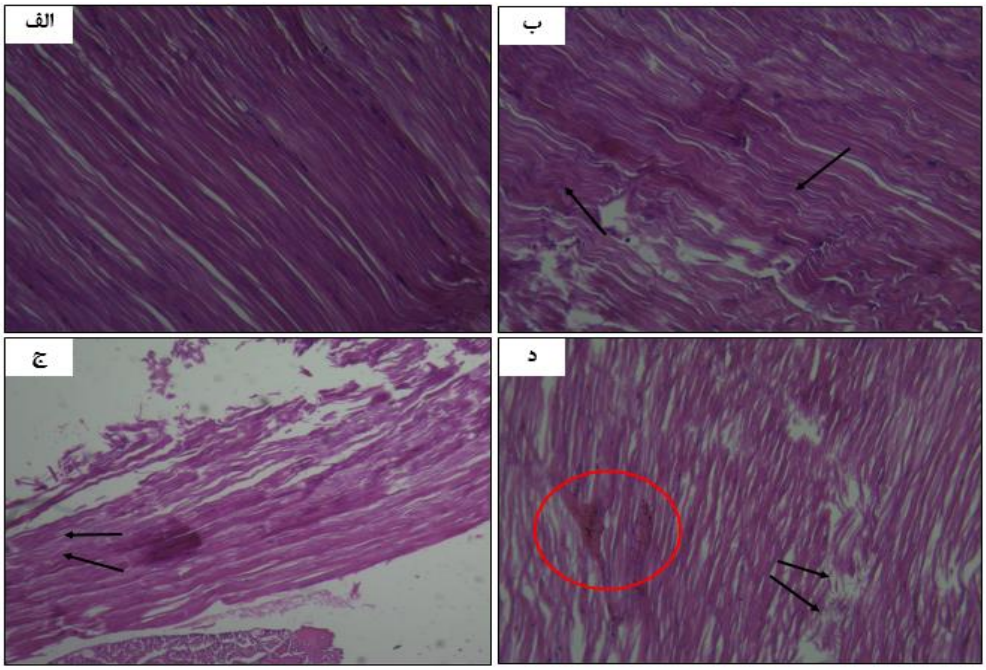


شکل۲: تغییرات میانگین (±SD میانگین) تجمع فلز سنگین سرب در بافت هپاتوپانکراس (µg/g dry weight) میگوی رودخانه‌ای شرقی

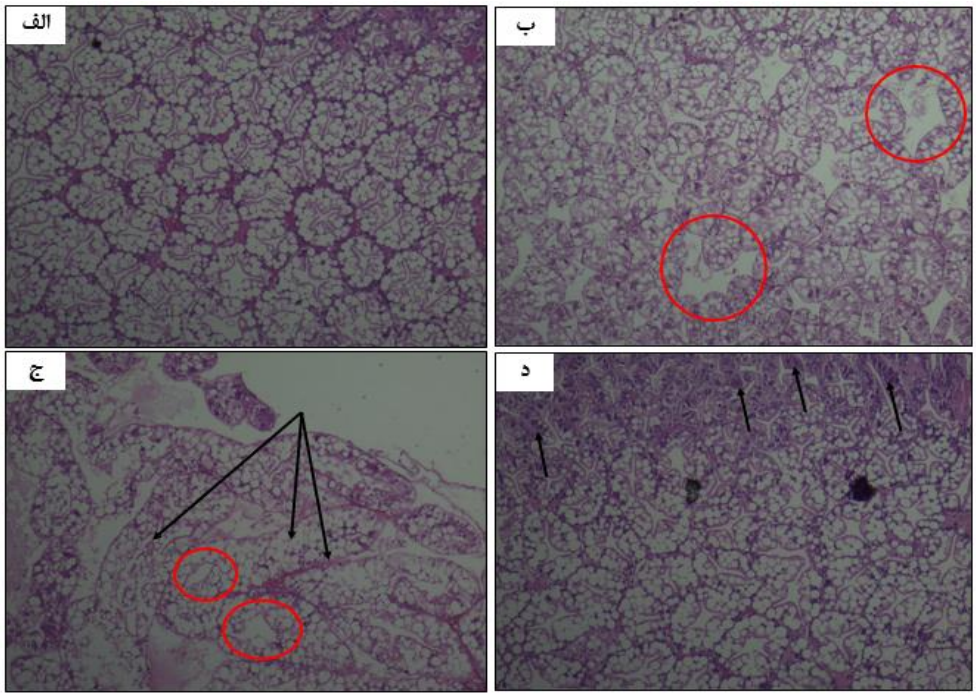
حروف غیرمشابه اختلاف معنی‌دار آماری را نشان می‌دهد.

اثرات هیستوپاتولوژیک یا بافت‌شناسی (بررسی کیفی)

بافت عضله: نتایج حاصل از بررسی تأثیر غلظت‌های مختلف فلز سنگین سرب بر بافت عضلهٔ میگوها (شکل ۳) نشان داد که در گروه شاهد هیچ‌گونه آسیب بافتی مشاهده نشد، اما در سایر تیمارها اثرات مخرب بافتی مشاهده شد که بارزترین آن‌ها موجی شکل شدن میوسین‌ها (رشته‌های عضلانی)، پارگی برخی میوسین‌ها و هم‌چنین ادغام موضعی برخی میوسین‌ها بود.



شکل ۳: تصویر میکروسکوپ نوری ساختار بافت عضلهٔ میگوها در تیمار سرب (H&E×۱۰). الف: تیمار شاهد. ب: تیمار ۵ میلی‌گرم در لیتر (موجی شکل شدن رشته‌های عضلانی-پیکان‌های سیاه). پ: تیمار ۱۵ میلی‌گرم در لیتر (موجی شکل شدن رشته‌های عضلانی -پیکان‌های سیاه). ت: تیمار ۲۵ میلی‌گرم در لیتر (پارگی رشته‌های عضلانی-پیکان‌های سیاه؛ ادغام رشته‌های عضلانی-دایره)



شکل ۴.تصویر میکروسکوپ نوری ساختار بافت هپاتوپانکراس میگوها در تیمار سرب (H&E×۱۰). الف: تیمار شاهد. ب: تیمار ۵ میلی-گرم در لیتر (شروع افزایش فضاهای بین سلولی-دایره). پ: تیمار ۱۵ میلی‌گرم در لیتر (دفرمه شدن کلی بافت-پیکان‌های سیاه؛ ایجاد لومن‌های غیر عادی-دایره). ت: تیمار ۲۵ میلی‌گرم در لیتر (بازسازی و ملانیزه شدن سلول‌ها-پیکان‌های سیاه).

بحث

در هر اکوسیستم آبی، کفزیان ارتباط مهمی را در زنجیرهٔ غذایی مناطق‌نزدیک به بستر را تشکیل می‌دهند(Riberio و همکاران، ۲۰۱۳). مواد موجود در رسوبات به‌وسیلهٔ ارگانیسم‌های کفزی جذب می‌شوند و تحت عمل دو پدیدهٔ زیستیِ تجمع زیستی و بزرگ‌نمایی زیستی در زنجیره و شبکهٔ غذایی تشدید می‌گردند که منجر به تغییرات اساسی برای اکوسیستم‌های آبی می‌شود که ممکن است سلامت انسان را تحت شعاع قرار دهد (Plette و همکاران، ۱۹۹۹؛ Malferrari و همکاران، ۲۰۰۹؛ Gu و همکاران، ۲۰۱۲؛ Teuchies و همکاران، ۲۰۱۲؛ Riberio و همکاران، ۲۰۱۳).در مطالعهٔ حاضر با افزایش‌غلظت فلز سنگین سرب، میزان تجمع‌زیستی آن در هر دو بافت عضله و هپاتوپانکراس میگوها روند افزایشی داشته است که این افزایش از لحاظ آماری معنی‌دار بوده که مشاهدات بافتی نیز این روند تأثیرگذاری را تأیید می‌کنند. از آن جایی‌که این تحقیق به نوعی‌شبیه‌سازی‌شرایط بستر میگوها در طبیعت است (از لحاظ تجمع و رسوب آلاینده‌ها و فلزات سنگین در بستر اکوسیستم‌های آبی)، لذا دلیل افزایش تجمع‌زیستی و انباشتگی سرب در بدن میگوها می‌تواند به این دلیل باشد که چون این آبزیان کفزی هستند و بیش‌تر فعالیت‌های زیستی را در بستر (کف) سپری می‌کنند و غذا را نیز در بستر محیط آبی جستجو می‌نمایند، لذا انتظار می‌رود که با افزایش غلظت فلز سنگین مذکور، میزان ورود (چه از راه پیکرهٔ آبی و چه از راه رسوبات و غذاهای آلوده به فلزات) و تجمع فلزات سنگین در بدن آن‌ها افزایش یابد. در اکثر نقاط دنیا نیز با توجه به اهمیت معضل فلزات‌سنگین، کارهای‌مشابه‌ای با این تحقیق درخصوص سنجش میزان فلزات سنگین در بافت‌های مختلف به‌خصوص بافت‌های خوراکی آبزیان چه ماهی‌ها چه سخت‌پوستان، چه در آب‌های شور و چه آب‌های شیرین و سایر اکوسیستم‌های آبی صورت پذیرفته است. در تحقیقی که اسود و همکاران (۱۳۹۰) روی سنجش و مقایسهٔ غلظت کادمیوم در بافت عضله و هپاتوپانکراس ماهی مرکب ببری (*Sepia pharaonis*) و اسکوئید هندی (*Uroteuthis duvauceli*) خلیج فارس انجام دادند، نتایج نشان داد که غلظت کادمیوم در هر دو گونه به‌صورت معنی‌داری در هپاتوپانکراس بیش‌تر از عضله بوده است و بیش‌ترین غلظت کادمیوم نیز در هپاتوپانکراس ماهی مرکب مشاهده شد که علت آن را به کفزی بودن این گونه نسبت دادند که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت داشت. به‌عبارت دیگر، دلیل تشابه نتایج این تحقیق با تحقیق حاضر، به‌نظر می‌رسد که ناشی از کفزی بودن گونه‌های مورد مطالعهٔ آنان و گونهٔ مورد مطالعهٔ تحقیق حاضر می‌باشد. در تحقیقی دیگر، صادقی و همکاران (۱۳۹۰) مطالعه‌ای در ارتباط با بررسی تجمع برخی فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و نیکل) در بافت‌های کبد و عضلهٔ ماهی حلوا سیاه در آب‌های استان هرمزگان انجام دادند. ثبت حداکثر مقادیر به‌دست آمده از این سه فلز در بافت‌های مورد بررسی آن‌ها از این ماهی نشانگر عدم‌وجود این‌فلزات در غلظت‌های بیش از حد مجاز استانداردهای آژانس حفاظت محیط‌زیست (Environmental Protection Agency یا EPA) و سازمان بهداشت جهانی جهت مصرف انسانی بوده است که ممکن است این امر ناشی از کفزی نبودن ماهی مورد مطالعه باشد که نتایج آن‌ها تا حدودی از منظر مبحث عمق حضور گونهٔ مورد نظرشان (کفزی بودن یا نبودن گونهٔ مورد نظر که در بحث میزان تجمع رسوبات آلوده تأثیرگذار است) و هم‌چنین میزان آلودگی زیستگاه مورد مطالعه مغایر با تحقیق حاضر است. هم‌چنین در مطالعه‌ای دیگر، پورباقر و همکاران (۱۳۹۲) مطالعه‌ای روی مقدار فلزات سنگین در عضلهٔ میگوی سفید هندی انجام دادند که مقایسهٔ نتایج با حد مجاز تعیین شدهٔ سازمان بهداشت جهانی درخصوص فلزات سنگین در آبزیان نشان داد که به‌جز نیکل، تمامی فلزات مورد مطالعه کم‌تر از حد مجاز تعیین شد هستند، اما با توجه به آن‌که برخی فلزات سنگین بسیار خطرناک برای سلامت مصرف‌کنندگان(مانند جیوه) نزدیک به حد مجاز اعلام شده‌اند، به‌منظور ارزیابی دقیق‌تر مخاطرات ناشی از ورود بیش از حد چنین فلزاتی به بدن مصرف‌کننده، باید سایر منابع دریافت و تعداد دفعات مصرف گونهٔ مذکور نیز بررسی شود که تحقیق این تیم از لحاظ بررسی میزان تجمع فلزات سنگین در بافت عضله به‌عنوان یکی از منابع تأمین پروتئین برای انسان با تحقیق اخیر مشابهت دارد. هم‌چنین دلیل پایین بودن میزان غلظت فلزات سنگین مورد مطالعهٔ آنان نسبت به حد مجاز و استانداردهای جهانی می‌تواند ناشی از سن، گونه، جنسیت، موقعیت جغرافیایی اکوسیستم مورد مطالعهٔ و غیره باشد. در تحقیقی که موحد و همکاران(۱۳۹۲)روی غلظت فلزات‌سنگین دربافت‌خوراکی میگوهای نمونه‌برداری شده از آب‌های سواحل استان بوشهر انجام دادند، نتایج تحقیق نشان داد که غلظت فلزات سنگین روی، مس و جیوه از استانداردهای گزارش شده توسط سازمان بهداشت جهانی کم‌تر بوده و نگران‌کننده نمی‌باشد. هرچند میانگین غلظت سرب و کادمیوم در هر دو نوع دریایی و پرورشی از حداکثر مجاز برای مصارف انسانی بالاتر بوده و نیاز به بررسی و حساسیت بیش‌تری دارد. نتایج مطالعه‌شان پیشنهاد می‌کند که باید اقدامات لازم‌جهت‌پیشگیری ازآلودگی آب‌های سواحل دریای بوشهر توسط مقامات مسئول صورت پذیرد که در این زمینه هم‌راستا و مشابه با تحقیق حاضر است که یکی از اهداف انجام تحقیق اخیر نیز بیان کردن بحث پیشگیری از آلوده کردن و کاستن مقادیر ورودی منابع آلاینده نظیر فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی مجاور شهرها است که این مقوله خود نیازمند مباحث‌مدیریت آلاینده‌ها می‌باشد. هم‌چنین در مطالعه‌ای که لکزایی و همکاران (۱۳۹۴) بر روی سنجش فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، روی و مس) در بافت

کبد و عضلهٔ ماهی کفال طلایی در دو منطقهٔ حوضهٔ جنوب‌غربی دریای خزر (کیاشهر و تالش) انجام دادند، نتایج حکایت از آن داشت که غلظت سرب و کادمیوم در ماهیان منطقهٔ کیاشهر بیش‌تر از منطقهٔ تالش بوده و غلظت روی و مس در ماهیان منطقهٔ تالش بیش‌تر بوده است. تجمع فلزات سنگین در هر دو منطقه در بافت کبد نسبت به بافت عضلانی دارای مقادیر بیش‌تری بوده است که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد و مؤید هم هستند. به‌عبارت بهتر دلیل تجمع زیستی فلزات سنگین در بافت کبد نسبت به بافت عضله، به نظر می‌رسد که ناشی از نقش مستقیم و اولیهٔ کبد (در سخت‌پوستان، هپاتوپانکراس) در متابولیسم بدن باشد؛ لذا احتمال می‌رود که در آبزیان میزان تجمع زیستی در بافت کبد (هپاتوپانکراس) نسبت به بافت عضله بیش‌تر باشد. از منظر در معرض قرار دادن ارگانیسم‌های آبزی در برابر فلزات سنگین و ایجاد تیمارهای تنشی فلزات سنگین، Shuhaimi-Osman و همکاران (۲۰۱۱) مطالعه‌ای روی حساسیت میگوی *Macrobrachium lanchesteri* نسبت به فلزات سنگین انجام دادند. در این مطالعه، میگوهای بالغ به مدت چهار روز در شرایط آزمایشگاهی در غلظت‌های مختلف فلزات سنگین مس، کادمیوم، روی و سرب قرار گرفتند. نتایج حاکی از آن بود که غلظت‌های فلز مس، کادمیوم، روی و سرب در این میگو افزایش یافته بود. هم‌چنین نتایج حاکی از آن بود که فلز کادمیوم برای این میگو بسیار سمی بوده است که نتایج‌شان مطابق با تحقیق حاضر می‌باشد، به‌عبارت بهتر در تحقیق آنان نیز دلیل روند افزایشی تجمع زیستی می‌تواند کفزی بودن گونهٔ مورد مطالعه‌شان همانند گونهٔ این تحقیق باشد. هم‌چنین در مطالعه‌ای که Olgunoglu و همکاران (۲۰۱۵) در ارتباط با غلظت فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، مس، روی و آهن) در میگوی بزرگ قرمز (*Aristaeomorpha foliacea*) از دریای مدیترانه انجام دادند، نتایج نشان داد که غلظت فلزات سنگین در هپاتوپانکراس میگوها بیش‌تر از میزان آن در بافت عضله بوده است که نتایج آنان با تحقیق حاضر مطابقت دارد، به‌عبارت بهتر دلیل تجمع زیستی فلزات سنگین در بافت کبد نسبت به بافت عضله، به‌نظر می‌رسد که ناشی از نقش مستقیم و اولیهٔ کبد در متابولیسم بدن باشد، که در آبزیان میزان تجمع زیستی در بافت کبد(هپاتوپانکراس) نسبت به بافت عضله بیش‌تر می‌باشد. به‌نظر می‌رسد که کفزی بودن یا نبودن گونهٔ مورد مطالعه می‌تواند عاملی باشد که باعث افزایش بروز ناهنجاری‌ها و پاسخ‌های بافتی مختلف ناشی از فلزات سنگین در جانداران کفزی نسبت به جانداران غیرکفزی گردد. هم‌چنین در مبحث زیادتر بودن میزان تجمع زیستی در بافت‌های هپاتوپانکراس سخت‌پوستان نسبت به عضلهٔ آنان می‌توان بیان داشت که این امر به‌دلیل نقش مستقیم و جایگاه اولیه و اصلیِ بافت هپاتوپانکراس در متابولیسم کلی بدن سخت‌پوستان باشد که باعث آن می‌شود که متابولیت‌ها و به‌طبع آن مواد شیمیایی خارجی نظیر فلزات سنگین بیش‌تری نسبت به بافت عضله در آن تجمع نمایند.

همانند سایر مطالعات مشابه درخصوص مبحث تجمع‌زیستی و آثار آن بر اندام‌های مختلف آبزیان، این تحقیق بر روی گونهٔ میگوی آب شیرین *M. nipponense* انجام شد که میزان تجمع‌زیستی و آثار تخریبی فلز سنگین سرب در بافت هپاتوپانکراس میگوها نسبت به بافت عضله بیش‌تر بود. براساس نتایج به‌دست آمده، در تیمارهای غلظتی سرب رفتارهای تولیدمثلی، پوست‌اندازی و جفت‌گیری میگوها متوقف گردید و با افزایش غلظت فلز سنگین سرب در تیمارها، میزان تجمع زیستی سرب در بافت‌های هپاتوپانکراس و عضله به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. نتایج بافت‌شناسی نیز نشان داد که با افزایش غلظت فلز سنگین سرب در بافت هپاتوپانکراس باعث بروز ناهنجاری‌ها و آسیب‌های بافتی مختلفی در بافت‌های هپاتوپانکراس و عضله گردید. یافته‌های این تحقیق نشان داد که فلز سنگین سرب از نظر رفتارهای زیستی، باعث اختلال در فعالیت‌های تولیدمثلی، جفت‌گیری، پوست‌اندازی و رشد در میگوها شده و در سطح بدن نیز باعث بروز پاسخ‌های بافتی حاد می‌گردد که با توجه به آلودگی رودخانه‌های محل زیست این گونه (تالاب انزلی و رودخانه‌های حوزهٔ آبریز آن) به فلز سنگین سرب، مدیریت این اکوسیستم‌های آبی و جلوگیری از ورود انواع فاضلاب‌های تصفیه نشده به این رودخانه‌ها بسیار ضروری است.

منابع

۱. **اسود، س.ر.؛ اسماعیلی‌ساری، ع. و ولی‌نسب، ت.، ۱۳۹۲.** سنجش و مقایسه غلظت کادمیوم در بافت عضله و هپاتوپانکراس ماهی مرکب ببری (*Sepia pharaonis*) و اسکوئید هندی (*Uroteuthis duvauceli*) خلیج فارس. مجلهٔ پژوهش های جانوری (زیست‌شناسی ایران). سال ۲۶، شمارهٔ ۳، صفحات ۲۳۷ تا ۲۴۴.

۲. **اقبالی‌شمس‌آباد، پ.؛ معماریانی، م. و معطر، ف.، ۱۳۸۹.** بررسی عناصر سنگین کروم، کادمیوم، سرب و مواد آلی در سفیدرود با نگرشی بر منشا زمین ساختاری آن‌ها. مجلهٔ اکوبیولوژی تالاب (تالاب). دورهٔ ۲، شمارهٔ ۳، صفحات ۳۹ تا ۵۵.

۳. **پورباقر، ه.؛ حسینی، س.و.؛ خراسانی، ن.؛ حسینی، م. و دلفیه، پ.، ۱۳۹۳.** مقدار فلزات سنگین در عضله میگوی سفید هندی (*Fennerpenaeus indicus*). مجلهٔ شیلات، دورهٔ ۶۷، شمارهٔ ۱، صفحات ۱۳ تا ۲۴.

۴. **پوستی، ا.، ۱۳۶۸.** بافت‌شناسی مقایسه‌ای و هیستوتکنیک. انتشارات دانشگاه تهران. تهران. ۵۱۹ صفحه.

۵. **خسروی، م.؛ بهرامی‌فر، ن. و قاسم پوری، س.م.، ۱۳۹۰.** بررسی آلودگی فلزات سنگین (Zn، Hg، Pb، Cd و Cu) در رسوب سه

بخش تالاب انزلی. مجلهٔ سلامت و محیط زیست. دورهٔ ۴، شمارهٔ ۲، صفحات ۲۲۳ تا ۲۳۲.

۶. **دادالهی‌سهراب، ع.؛ نبوی، س.م. و خیرور ن.، ۱۳۸۷.** ارتباط برخی مشخصات زیست‌سنجی با تجمع فلزات سنگین در بافت عضله و آبشش ماهی شیربت (*Barbus grypus*) در رودخانه اروندرود. مجلهٔ علمی شیلات ایران. دورهٔ ۱۷، شمارهٔ ۴، صفحات ۲۷ تا ۳۴.

۷. **صادقی، م.س.؛ ابدالی، س.؛ دقوقی، ب.؛ مورکی، ن. و بهره مند، ب.، ۱۳۹۰.** بررسی تجمع برخی فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، نیکل) در بافت‌های کبد و عضله ماهی حلواسیاه (*Parastermateus niger*) در آب‌های استان هرمزگان (بندرعباس). مجلهٔ زیست شناسی دریا (بیولوژی دریا). دورهٔ ۳، شمارهٔ ۱۰، صفحات ۲۳ تا ۲۸.

۸. **لکزایی، ف.؛ بابایی، ه. و خداپرست، س.ح.، ۱۳۹۴.** سنجش فلزات سنگین (سرب، کادمیم، روی و مس) در بافت کبد و عضله ماهی کفال طلائی در دو منطقه حوضه جنوب‌غربی دریای خزر (کیاشهر و تالش). مجلهٔ توسعه آبزی‌پروری. دورهٔ ۹، شمارهٔ ۳، صفحات ۵۱ تا ۵۸.

۹. **موحد، ع.؛ دهقان، ع.؛ حاجی‌حسینی، ر.؛ اکبرزاده، ص.؛ زنده بودی، ع.؛ نفیسی‌بهابادی، م.؛ حاجیان، ن.؛ پاکدل، ف.؛ حفظ اله، ع. و ایران‌پور، د.، ۱۳۹۲.** بررسی غلظت فلزات سنگین در بافت خوراکی میگوهای نمونه‌برداری شده از آب‌های سواحل استان بوشهر. دوماه نامه طب جنوب. دورهٔ ۱۶، شمارهٔ ۲، صفحات ۱۰۰ تا ۱۰۹.

۱۰. **Altindag, A. and Yagiti, S., 2005.** Assessment of heavy metals concentrations in the food web of lake Beysehir, Turkey. Chemosphere. Vol. 60, pp: 522-556.

۱۱. **Blevins, R.D. and Pancorbo, O.C., 1986.** Metal concentration in muscle of fish from aquatic system in east Tennessee, U.S.A, water. Water Research. Vol. 120, pp: 132-145.

۱۲. **Canli, M. and Atli, G., 2003.** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environmental pollution. Vol. 121, pp: 129-136.

۱۳. **Dumont, H.J., 1998.** The Caspian Lake: history, biota, structure, and function. Limnology and Oceanography. Vol. 43, pp: 44-52.

۱۴. **Golovanova, I.L., 2008.** Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. Inland Water Biology. Vol. 1, pp: 93-98.

۱۵. **Gu, Y.G.; Wang, Z.H.; Lu, S.H.; Jiang, S.J.; Mu, D.H. and Shu, Y.H., 2012.** Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China. Environmental Pollution. Vol. 163, pp: 248-255.

۱۶. **Hashmi, M.I.; Mustafa, S. and Tariq, S.A., 2002.** Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodon*) from grow-out farms in Sabah, North Borneo. Food chemistry. Vol. 79, pp: 151-156.

۱۷. **Khan, M.A. and Abidi, S.F., 2007.** Dietary isoleucine requirement of fingerling Indian major carp, Labeo rohita (Hamilton). Aquaculture nutrition. Vol. 13, pp: 424-430.

۱۸. **Lamanso, R.; Cheung, Y. and Chan, K.M., 1991.** Metal concentration in the tissues of rabbitfish collected from Tolo Harbour in Hong kong. Marine Pollution Bulletin. Vol. 39, pp: 123-134.

۱۹. **Malakootian, M.; Yaghmaeian, K.; Meserghani, M.; Mahvi, AH. and Danesh Pajouh, M., 2011.** Determination of Pb, Cd, Cr and Ni concentration in imported Indian rice to Iran. Iranian Journal of Health and Environment. Vol. 4, pp: 77-84.

۲۰. **Malferrari, D.; Brigatti, M.F.; Laurora, A. and Pini, S., 2009.** Heavy metals in sediments from canals for water supplying and drainage: mobilization and control strategies. Journal of hazardous materials, Vol. 161, pp: 723-729.

۲۱. **Olgunoğlu, M.P.; Olgunoğlu, İ.A. and Bayhan, Y.K., 2015.** Heavy Metal Concentrations (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) in Giant Red Shrimp (*Aristaeomorpha foliacea* Risso 1827) from the Mediterranean Sea. Polish Journal of Environmental Studies. Vol. 24, pp: 631-635.

۲۲. **Plette, A.C.; Nederlof, M.M.; Temminghoff, E.J. and Van Riemsdijk, W.H., 1999.** Bioavailability of heavy metals in terrestrial and aquatic systems: a quantitative approach. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol. 18, pp: 1882-1890.

۲۳. **Ribeiro, A.P.; Figueiredo, A.M.G.; dos Santos, J.O.; Dantas, E.; Cotrim, M.E.B.; Figueira, R.C.L.; Silva Filho, E.V. and Wasserman, J.C., 2013.** Combined SEM/AVS and attenuation of concentration models for the assessment of bioavailability and mobility of metals in sediments of Sepetiba Bay (SE Brazil). Marine pollution bulletin. Vol. 68, pp: 55-63.

۲۴. **Shahriari, A., 2005.** Determination of cadmium, chromium, lead and nickel in edible tissues of Tiger-Toothed Croaker and Russels snapper from Persian Gulf in 1382. Journal of Gorgan University of Medical Sciences. Vol. 2, pp: 65-67.

۲۵. **Shuhaimi-Othman, M.; Yakub, N.; Ramle, N.A. and Abas, A., 2011.** Sensitivity of the freshwater prawn, Macrobrachium lanchesteri (Crustacea: Decapoda), to heavy metals. Toxicology and Industrial Health. Vol. 27, pp: 523-530.

۲۶. **Simopoulos, A., 1997.** Nutritional aspects of fish and integrated approach to quality. Sea food. Vol. 12, pp: 589-607.

۲۷. **Teuchies, J.; De Jonge, M.; Meire, P.; Blust, R. and Bervoets, L., 2012.** Can acid volatile sulfides (AVS) influence metal concentrations in the macrophyte Myriophyllum aquaticum? Environmental science and technology. Vol. 46, pp: 9129-9137.

۲۸. **UNEP. 1999.** Chemical program. Global Mercury Assessment Report. 221 p.