تجمع زیستی فلز سنگین سرب ناشی از مواجهه آب‌زاد در ماسل آب شیرین *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Unionidae)

محمد سلکی[1]، سهیل ایگدری*[2]، لعبت تقوی[1]، فاتح معزی[2]

[1]گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران.

[2]گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

*نویسنده مسئول: soheil.eagderi@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۷/۲/۲۳ تاریخ پذیرش: ۹۷/۶/۲۷

چکیده

فلزات سنگین از مضرترین آلاینده‌های اکوسیستم‌های آبی بوده از پتانسیل بالایی برای ایجاد سمیت در آبزیان برخوردارند. مطالعه حاضر جهت بررسی میزان جذب و تجمع زیستی فلز سنگین سرب (Pb) در اندام‌های پا، جبه و آبشش ماسل آب شیرین *Anodonta cygnea* انجام شد. بدین منظور دوکفه‌ای‌ها در محیط آزمایشگاه به‌مدت ۹ روز با غلظت تحت‌کشنده ۱۲۵ µg/L از فلز سرب مواجهه یافتند و سطوح بافتی پایه فلز سرب در دوکفه‌ای‌های مواجهه‌نیافته، میزان تجمع فلز و همچنین فاکتور تجمع زیستی در روزهای سوم، ششم و نهم از دوره آزمایشی در دوکفه‌های مواجهه یافته تعیین گردید. تفاوت معنی‌داری در سطوح پایه فلز سرب در اندام‌های مورد بررسی وجود نداشت. در طول دوره مواجهه سطوح بافتی سرب در اندام‌ها به شکل معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) افزایش یافت. میزان تجمع فلز در روز نهم در بافت‌های پا (۱۰/۸۲±۴/۵ µg/g DW) و آبشش (۱۰/۰۲±۱/۶۹ µg/g DW) به‌صورت معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بالاتر از جبه (۵/۱۵±۲/۸ µg/g DW) بود. مقادیر محاسبه شده BAF برای اندام‌ها نشان‌دهنده افزایش معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) در طول دوره مواجهه بود و در بین اندام‌ها نیز مقادیر مربوط به جبه به‌صورت معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) در مقایسه با دو اندام دیگر کمتر بود. براساس نتایج جذب و تجمع‌زیستی فلز سرب به‌عنوان یک عنصر غیرضروری در اندام‌های مختلف دوکفه‌ای *A. cygnea* از روندهای متفاوتی برخوردار بود.

واژگان کلیدی: دوکفه‌ای‌ها، آلودگی، پایش زیستی، فلز سنگین، بوم‌سازگان‌های آبی.

مقدمه

فلزات سنگین از جمله مضرترین گروه‌های آلاینده محیط‌های آبی به‌شمار می‌آیند، زیرا علاوه بر سمیت زیاد، امکان تجمع بالای آن‌ها در موجودات آبزی وجود دارد. به‌طور طبیعی این عناصر در اکوسیستم‌های آبی در غلظت‌های کم حضور دارند، اما فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و معدن‌کاوی منجر به افزایش سطوح آن‌ها در پیکره‌های آبی می‌شود (Lorenzon *et al.*, 2001; Zhang and Shan, 2008). غلظت‌های این فلزات در محیط‌های آبی سالم در دامنه کمتر از ۰/۰۰۰۱ تا ۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر متغیر می‌باشد (Alabaster, 1980)، ولی در دهه‌های گذشته، غلظت این عناصر در آب‌های منتهی به سواحل جنوبی دریای خزر افزایش یافته و در این میان فلز سرب یکی از عناصر با بیشترین غلظت‌ها بوده است (De Mora and Sheikholeslami, 2004). نرخ جذب و تجمع فلزات سنگین در آبزیان، شاخص‌های مناسبی از سمیت فلزات سنگین به حساب می‌آیند (Demir *et al.*, 2005) و تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله منشأ و مسیر مواجهه با توجه به ویژگی‌های فیزیولوژیکی موجودات (Luoma and Rainbow, 2005; Rainbow and Luoma, 2011)، میزان نسبی دسترسی زیستی به فلزات از طریق آب و غذا (Rainbow and Wang, 2001)، گونه آبزی و نوع فلز سنگین (ضروری و غیرضروری) (Rainbow, 2002) قرار دارند. بنابراین بررسی ظرفیت انباشته-سازی فلزات در آبزیان یک رویکرد مناسب در مطالعه اثرات سمیت کوتاه و بلندمدت این آلاینده‌ها می‌باشد (Kramer *et al.*, 1989; Salanki and Balogh, 1989; Moëzzi *et al.*, 2013a).

بی‌مهرگان دوکفه‌ای یکی از موجودات بسیار حساس و تأثیرپذیر در مواجهه با آلاینده‌ها می‌باشند و

به‌طور گسترده به‌عنوان شاخص‌های زیستی در پایش محیطی اکوسیستم‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Sanders *et al*., 1994; Livingstone *et al*., 2000; Rainbow, 2002; Gonzalez-Rey *et al*., 2008; Lewtas *et al*., 2014). دوکفه‌ای‌ها به‌واسطه عملکرد فیلتراسیون خود، توان تجمع مقادیر بسیار زیادی از این آلاینده‌ها را دارند، به‌طوری که می‌توانند از سطوح بالایی از آن‌ها در مقایسه با محیط پیرامونی خود برخوردار شوند (Karouna-Reiner *et al*., 2007). این موجودات قادر به جذب، تغلیظ و تجمع فلزات سنگین در بخش‌های مختلف بدن خود هستند (Golovanova, 2008; Azarbad *et al*., 2010; Moëzzi *et al*., 2013b). بافت‌های نرم و همچنین پوسته‌های دوکفه‌ای‌ها شاخص‌های زیستی مناسبی در رابطه با آلودگی‌های فلزات سنگین در محیط‌های آبی به شمار می‌آیند (Zuykov *et al*., 2013).

دوکفه‌ای آب شیرین *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) یکی از گونه‌های بومی خانواده Unionidae است که پراکنش گسترده‌ای در پیکره‌های آبی شمال ایران دارد (Parvaneh, 1994; Pourang *et al*., 2004). این گونه به شرایط نامساعد محیطی بسیار حساس است و از این‌رو شاخص زیستی مناسبی محسوب می‌گردد (Moëzzi *et al*., 2017). هدف از انجام مطالعه حاضر بررسی میزان جذب و تجمع فلز سنگین سرب (Pb) در دوکفه‌ای *A. cygnea* در طول یک دوره مواجهه کوتاه‌مدت بود. برای این منظور سطوح بافتی سرب در بافت‌های پا، جبه و آبشش این دوکفه‌ای و تفاوت‌های موجود در الگوهای تجمع این فلز سنگین غیرضروری در طول یک دوره ۹ روزه مواجهه در اندام‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

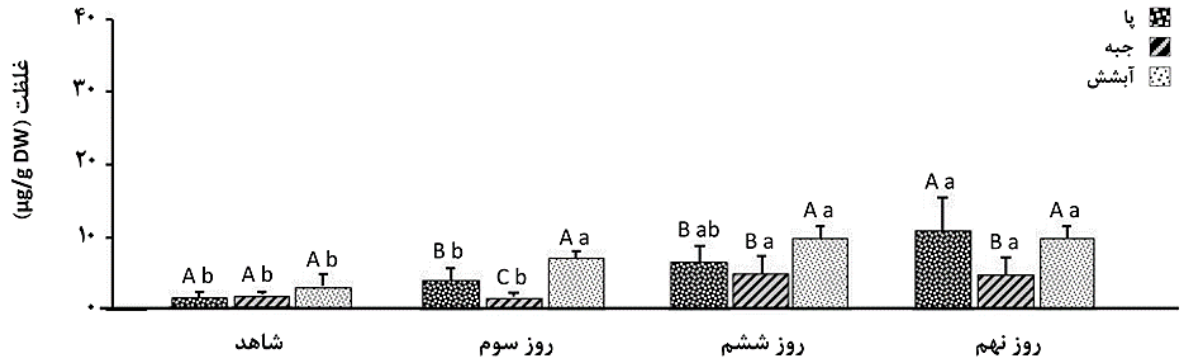
نمونه‌برداری: تعداد ۶۰ عدد دوکفه‌ای *A. cygnea* با دامنه طولی ۱/۱±۹/۲ cm و وزن ۶/۱±۶۳/۴ g در اردیبهشت‌ماه سال ۱۳۹۴ از منطقه سمسکنده ساری (36°48'52"N, 53°6'43"E) (حوضه رودخانه تجن) در استان مازندران جمع‌آوری گردید و به‌صورت زنده به آزمایشگاه انتقال داده شدند. سپس دوکفه‌ای‌ها در آزمایشگاه در مخازن شیشه‌ای قرار داده شدند. از آب شهری کلرزدایی شده در مخازن نگهداری استفاده گردید (T=۱۲±۲°C؛ pH=۷/۲±۰/۳). به‌منظور تطابق با شرایط آزمایشگاهی، نمونه‌ها به مدت ۱۴ روز بدون غذادهی و در تاریکی نگهداری شدند.

شرایط مواجهه: غلظت تحت‌کشنده ۱۲۵ µg/L از فلز سرب با توجه به مطالعات پیشین انجام شده (Naimo, 1995) جهت مواجهه دوکفه‌ای‌ها تعیین گردید. جهت تولید محلول فلزی اصلی از نمک $Pb(NO_3)_2$ (Merck) استفاده شد. به منظور حصول غلظت‌های موردنظر از فلز سرب در مخازن آزمایشی مقدار مشخصی از محلول اصلی به آب مخازن اضافه می‌گردید و آب مخازن هر ۲۴ ساعت به‌طور کامل تعویض گردید. دوکفه‌ای‌ها در ۴ گروه مساوی (یک گروه شاهد و سه گروه مواجهه‌ای؛ هر گروه با ۱۵ دوکفه‌ای) در مخازن جداگانه قرار داده شدند. دوکفه‌ای‌های شاهد به‌منظور تعیین سطوح پایه فلز سرب مورد نمونه‌برداری قرار گرفتند. دوکفه‌ای‌های مواجهه یافته در روزهای سوم، ششم و نهم جهت بررسی میزان تجمع فلز در اندام‌های مورد مطالعه نمونه‌برداری شدند. در مجموع در هر یک از زمان‌های نمونه‌برداری، از هر مخزن سه دوکفه‌ای برداشت می‌شد تا سه تکرار (هر تکرار با سه دوکفه‌ای) در نظر گرفته شده باشد. به منظور اندازه‌گیری غلظت‌های واقعی فلز سرب در مخازن در روزهای سوم، ششم و نهم از آب مخازن نیز نمونه‌برداری گردید. مقدار ۲۰ mL از نمونه‌های آب برداشت شده پس از صاف کردن با کاغذ صافی واتمن، در ظروف نمونه‌برداری جای داده شد و مقدار ۵ mL اسید نیتریک با pH<۲ به آن اضافه گردید و تا زمان اندازه‌گیری در دمای ۴°C در محیط تاریک نگهداری شدند (Macrovecchio, 2007).

آماده‌سازی نمونه‌های بافتی و آنالیزهای

جدول۱- غلظت‌های اندازه‌گیری شده فلز سرب در طول دوره مواجهه در روزهای سوم، ششم و نهم.

	روز سوم	روز ششم	روز نهم
غلظت سرب در آب (µg/L)	۱۲۴/۱ ± ۴/۷	۱۳۰/۰ ± ۶/۲	۱۲۶/۳ ± ۷/۹



شکل ۱ - غلظت‌های اندازه‌گیری شده (میانگین±انحراف معیار) فلز سنگین سرب در اندام‌های پا، جبه و آبشش نمونه‌های شاهد و مواجهه‌یافته از دوکفه‌ای *Anodonta cygnea*. تفاوت در حروف بزرگ بیان‌گر تفاوت معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بین اندام‌ها در هر یک از روزهای مواجهه است. تفاوت در حروف کوچک نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بین روزهای مواجهه در هر اندام می‌باشد.

شیمیایی: توده احشایی نمونه‌های دوکفه‌ای پس از تمیز کردن سطح کفه‌ها و بازکردن آن‌ها، جدا شده و بافت‌های پا، جبه و آبشش‌ها با استفاده از تیغ جراحی به‌طور کامل تفکیک و توزین گردیدند. سپس نمونه-های بافتی به‌مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۵°C در آون قرار گرفتند تا به وزن ثابت برسند. سپس این نمونه‌ها توزین شدند و به منظور عصاره‌گیری، ۱ گرم از نمونه خشک به مدت ۲۴ ساعت در ۲۰۰ mL اسید نیتریک ۷۵ درصد هضم گردید و در ادامه به‌منظور تبخیر اسید نیتریک به‌مدت ۳۰ دقیقه حرارت داده شدند و توده-های خشک به‌دست آمده مجدداً در اسید نیتریک ۰/۵ درصد به حالت تعلیق درآمدند و تا زمان اندازه‌گیری میزان فلز در دمای ۴°C نگهداری شدند (Raftopoulou and Dimitriadis, 2011). عصاره-های حاصل با استفاده از کاغذ صافی استات سلولز ۰/۲۲ µm صاف شدند. مقادیر فلز سرب در عصاره‌های به دست آمده از توده‌های بافتی با استفاده از دستگاه ICP-MS (VG PlasmaQuad 3-VG Elemental, Winsford, Cheshire, UK) اندازه-گیری شد.

فاکتور تجمع‌زیستی (BAF): فاکتور تجمع زیستی (BAF) با استفاده از رابطه زیر (Moloukhia and Sleem, 2011) محاسبه گردید:

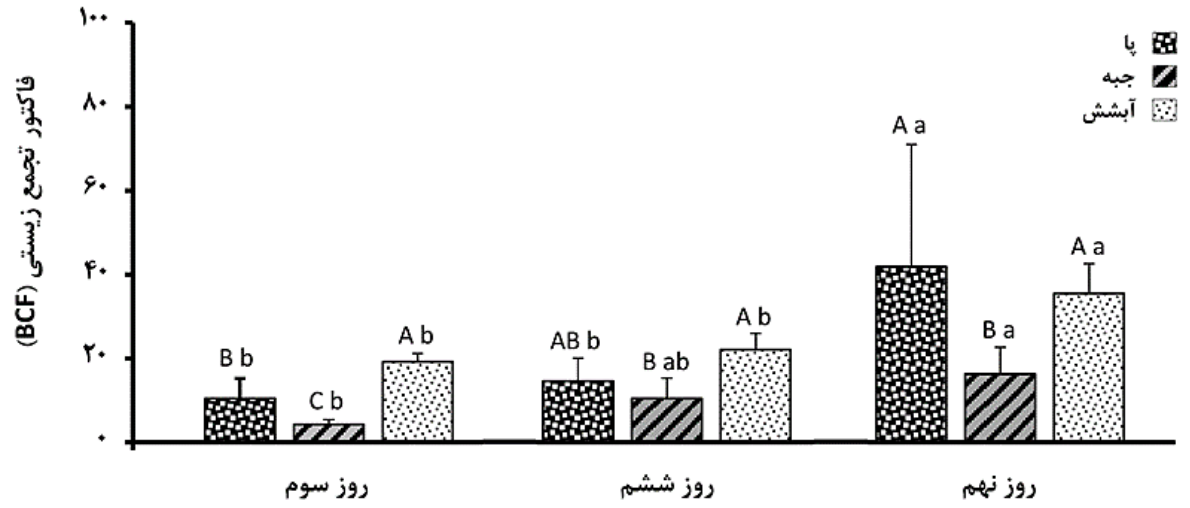
BCF = (غلظت فلز در هر گرم وزن تر) / (غلظت فلز در هر گرم آب)

تجزیه و تحلیل داده‌ها: تمامی نتایج به‌صورت میانگین ± انحراف معیار ارائه شده‌اند. نرمال‌بودن داده-ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی گردید. مقایسه سطوح فلز سرب در زمان‌های مختلف یا بین اندام‌های مختلف با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) یا آنالیز یک طرفه کراسکال-والیس (Kruskal-Wallis) صورت گرفت. سطح معنی‌داری تفاوت‌ها $P<۰/۰۵$ در نظر گرفته شد. آنالیزهای آماری در نرم‌افزار SPSS (نسخه ۱۹) و رسم نمودارها در نرم‌افزار اکسل انجام گرفت.

نتایج

غلظت واقعی مواجهه: مقادیر غلظت سرب در آب مخازن مواجهه‌ای در طول دوره مواجهه در جدول ۱ ارائه شده است. تفاوت معنی‌داری بین غلظت‌های ثبت شده در روزهای سوم، ششم و نهم با غلظت اسمی مورد انتظار (۱۲۵ µg/L) وجود نداشت.

مقادیر پایه و تجمع‌یافته سرب در بافت‌ها: شکل ۱ نشان‌دهنده سطوح پایه و تجمع‌یافته فلز سرب در



شکل ۲ - سطوح فاکتور تجمع زیستی (BAF) (میانگین±انحراف معیار) اندام‌های پا، جبه و آبشش در نمونه‌های مواجهه‌یافته *Anodonta cygnea* در روزهای سوم، ششم و نهم از دوره مواجهه. تفاوت در حروف بزرگ نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بین اندام‌ها در هر یک از روزهای مواجهه است. تفاوت در حروف کوچک نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بین روزهای مواجهه برای هر اندام است.

اندام‌های پا، جبه و آبشش در طول دوره مواجهه است. تفاوت معنی‌داری بین غلظت‌های اندازه‌گیری شده سرب در دوکفه‌ای‌های شاهد (مواجهه نیافته) مشاهده نشد (پا: ۱/۳۹±۰/۸۱ µg/g DW؛ جبه: ۱/۷۵±۰/۳۷ µg/g DW؛ آبشش: ۳/۰۸±۱/۶۴ µg/g DW).

غلظت‌های اندازه‌گیری شده فلز سرب در طول دوره مواجهه نشان‌دهنده افزایش معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) سطوح این فلز در هر سه اندام پا، جبه و آبشش بود. در اندام پا افزایش محتوای سرب به‌تدریج رخ داد به طوری که بیشترین مقدار تجمع در روز نهم (۱۰/۸۲±۴/۵ g/g DW) بود. افزایش معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) در مقدار محتوای بافتی سرب در جبه در روز ششم یافت شد و تا انتهای دوره تغییر قابل توجهی رخ نداد (۵/۱۵±۲/۸ µg/g DW). در آبشش افزایش معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) در سه روز اول مواجهه اتفاق افتاد (۷/۲۱±۱/۰۳ µg/g DW) و پس از آن هیچ تغییری در میزان سرب در این اندام مشاهده نشد به گونه‌ای که مقدار نهایی سرب در روز نهم برابر با (۱۰/۰۲±۱/۶۹ µg/g DW) بود. مقایسه‌های مقادیر تجمع‌یافته بین اندام‌ها نشان داد که در روزهای سوم و ششم از دوره مواجهه، بیشترین مقدار تجمع متعلق به آبشش بوده است، اما در روز نهم با افزایش مقدار سرب در پا، تفاوتی بین سطوح این فلز در پا و آبشش وجود نداشت، اما در جبه به‌صورت معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) مقدار سرب کمتر از دو اندام دیگر بود.

مقادیر BAF: روند تغییرات سطوح فاکتور تجمع زیستی (BAF) در اندام‌های مورد بررسی در شکل ۲ نشان داده شده است. در طول دوره مواجهه در هر سه اندام افزایش معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) در سطوح BAF اتفاق افتاد به طوری که بیشترین مقادیر محاسبه شده برای پا، جبه و آبشش به ترتیب برابر با ۴۱/۸۲±۲۹/۲۰، ۱۶/۲۱±۶/۴۶ و ۳۵/۴۷±۷/۱۳ بودند.

در روز سوم بیشترین و کمترین مقدار BAF به ترتیب مربوط به آبشش و جبه بود و در روز ششم مقدار BAF آبشش به‌صورت معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) بالاتر از جبه بود. در پایان دوره مواجهه نیز مقادیر BAF متعلق به پا و آبشش به‌صورت معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) بالاتر از جبه بود (پا: ۴۱/۸۲±۲۹/۲۰؛ جبه: ۱۶/۲۱±۶/۴۶؛ آبشش: ۳۵/۴۷±۷/۱۳).

بحث

مقادیر واقعی اندازه‌گیری شده فلز سرب در آب مخازن مواجهه‌ای در طول دوره آزمایش نشان داد که اختلاف معنی‌داری از غلظت اسمی مورد انتظار (۱۲۵ µg/L) وجود نداشت.

مقادیر پایه و تجمع‌یافته سرب در بافت‌ها: بر اساس نتایج غلظت فلز سرب در اندام‌های مورد بررسی در دوکفه‌ای‌های شاهد فاقد اختلاف معنی‌دار بود. عدم تفاوت در محتوای بافتی سرب بین اندام‌ها در دوکفه‌ای‌های مواجهه نیافته را می‌توان به ماهیت غیرضروری بودن فلز سرب نسبت داد. مقادیر فلزات ضروری در موجودات آبزی به‌دلیل نقش‌های ساختاری و عملکردی زیستی آن‌ها در مقایسه با فلزات غیرضروری بالاتر است (Banfalvi, 2011) و میزان تجمع عناصر غیرضروری نیز تا سطوحی اتفاق می‌افتد که برای این موجودات قابل تحمل باشد (Metian *et al*., 2009). تجمع زیستی فلزات مختلف در گونه‌های مختلف از دوکفه‌ای‌ها مورد بررسی قرار گرفته و عوامل مؤثر بر آن بیان شده‌اند (Langston and Spence, 1995; Rainbow, 2002; Rainbow and Luoma, 2011) و همچنین توان تجمعی بالای فلزات سنگین در نرم‌تنان نیز در مطالعات زیادی بیان شده است (Fukunaga and Anderson, 2011). مواجهه صورت گرفته در دوکفه‌ای‌های مورد بررسی نشان‌دهنده افزایش معنی‌دار سطوح غلظت سرب در اندام‌های پا، جبه و آبشش در طول دوره مواجهه ۹ روزی بود، اما مقادیر آن در مقایسه با مقادیر گزارش شده از فلزات ضروری کمتر بود (Moëzzi *et al*., 2013a, b). نوع فلز از نظر ضروری یا غیرضروری بودن یکی از عوامل مؤثر بر میزان تجمع آن در موجودات آبزی می‌باشد (Paez-Osuna *et al*., 2000) به‌طوری که عناصر غیرضروری به‌دلیل بالا بودن میزان سمیت‌شان در سطوح غلظتی پایین‌تر از تجمع کمتری برخوردارند (Banfalvi, 2011; Moëzzi *et al*., 2013b). در مطالعه Velez و همکاران (۲۰۱۵) مقدار تجمعی کمتری برای فلز سرب در مقایسه با فلزات سنگین دیگر بیان شده است. موجودات آبزی عموماً فلزات غیرضروری را سم‌زدایی نموده تا از اثرات سمی آن‌ها اجتناب شود (Rainbow, 2002).

بیشترین مقدار تجمع سرب در بافت‌های پا و آبشش و کمترین آن در جبه ثبت گردید. همچنین میزان تجمع در اندام‌های مختلف از نرخ‌های متفاوتی برخوردار بود به طوری که در جبه روند تجمعی کندتری در مقایسه با دو اندام دیگر مشاهده شد. بر اساس مطالعات انجام شده (Regoli and Principato, 1995)، اندام‌های مختلف در دوکفه‌ای‌ها از پتانسیل‌های تجمعی متفاوتی در ارتباط با فلزات سنگین برخوردار هستند. آبشش یکی از اندام‌های اصلی تجمع‌دهنده فلزات سنگین در دوکفه‌ای‌ها در مطالعات انجام شده بود (Viarengo *et al*., 1981; Pourang *et al*., 2010; Al-Subiai *et al*., 2011; Moëzzi *et al*., 2013a, b). در مطالعه معزی و همکاران (۱۳۹۴)، میزان تجمع کمتر فلزات روی و کروم در جبه و پا در مقایسه با آبشش و هپاتوپانکراس گزارش شده است. پتانسیل تجمعی کمتر جبه در جذب فلزات سنگین در برخی از مطالعات مورد اشاره قرار گرفته (Metian *et al*., 2009; Pourang *et al*., 2010)، اما تجمع بالای فلز کادمیوم در جبه توسط Stewart (۱۹۹۹) گزارش شده است.

مقادیر BAF: مقادیر محاسبه شده فاکتور تجمع زیستی (BAF) در اندام‌های مورد بررسی نشان‌دهنده یک روند افزایش در سطوح BAF برای هر سه اندام بود. در میان اندام‌های مورد بررسی نیز مشابه مقادیر تجمع‌یافته از فلز، بیشترین مقدار BAF متعلق به بافت‌های پا و آبشش در روز نهایی مواجهه بود. سطوح فاکتور تجمع‌زیستی برای فلزات سنگین غیرضروری نظیر سرب در مقایسه با فلزات ضروری کمتر هستند (Rogival *et al*., 2007). اندام‌ها و بافت‌های مختلف در موجودات آبزی از فرآیندهای متابولیکی متفاوتی برخوردارند که سطوح تجمع‌یافته آلاینده‌ها را در مواجهه با گرادیان‌های شیمیایی متفاوت در محیط آبی پیرامونی‌شان تحت تأثیر قرار می‌دهد (Van Geest, 2010). مقادیر محاسبه شده BAF تا حد زیادی تابع شرایط آزمایشی بوده و از عوامل مختلفی از جمله غلظت‌های مواجهه‌ای فلزات در بافت‌ها و محیط پیرامونی، نوع فلزات، گونه‌های مورد بررسی و طول دوره آزمایشی تأثیرپذیر می‌باشد (Rainbow, 2002).

به طور کل نتایج نشان داد که مقادیر پایه فلز سرب به عنوان یک عنصر غیرضروری در فرآیندهای زیستی در بین اندام‌های پا، جبه و آبشش از تفاوت معنی‌داری برخوردار نبود. مواجهه با غلظت تحت‌کشنده از این عنصر در دوکفه‌ای‌ها افزایش معنی‌دار سطوح بافتی آن در اندام‌های مورد بررسی را به دنبال داشت، هر چند روند تجمع در اندام‌های مختلف تا حدودی متفاوت بود. در میان اندام‌های مورد مطالعه، آبشش و پا از توان تجمعی بالاتری در مقایسه با جبه برخوردار بودند. سطوح محاسبه شده فاکتور تجمع زیستی نیز روندهای افزایشی را در هر سه اندام نشان داد که البته مقادیر افزایش در بافت‌های پا و آبشش باز هم در مقایسه با جبه بالاتر بود. در مجموع می‌توان گفت که فلز سرب در شرایط طبیعی در سطوح مشابهی در بافت‌های مختلف حضور دارد، اما با وقوع غلظت‌های بالاتر از آن در محیط آبی پیرامونی دوکفه‌ای‌ها، روندهای تجمعی متفاوتی برای آن در اندام‌های مختلف اتفاق می‌افتد. همچنین دوکفه‌ای *Anodonta cygnea* به‌عنوان شاخص مناسبی در پایش وقوع آلودگی فلز سنگین سرب در محیط‌های آبی که زیستگاه این موجود می‌باشد، پیشنهاد می‌گردد.

منابع

معزی، ف.، جوانشیر، آ.، ایگدری، س.، پورباقر، ه. ۱۳۹۴. مقایسه تجمع زیستی فلزات سنگین روی (Zn) و کروم (Cr) در اندام‌های داخلی ماسل آب شیرین *Anodonta cygnea* (Bivalvia: Unionidae) *محیط‌زیست طبیعی* ۶۸(۴)، ۶۷۷-۶۸۶.

Al-Subiai S.N., Moody A.J., Mustafa S.A., Jha A.N. 2011. A multiple biomarker approach to investigate the effects of copper on the marine bivalve mollusc *Mytilus edulis*. *Ecotoxicology and Environment Safety* 74, 1913-1920.

Alabaster J.S., Lloyd R. 1980. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO and Butterworths. London. 315 p.

Azarbad H., Javanshir A., Daneh-kar A., Shapouri M. 2010. Biosorption and bioaccumulation of heavy metals by rock oyster *Saccostrea cucullata* in the Persian Gulf. *International Aquatic Research* 2, 61-69.

Banfalvi G. 2011. Cellular effects of heavy metals. Springer, London, U.K. 348 p.

Demir T.A., Işıklı B., Ürer S.M., Berber A., Akar T., Canbek M., Kalyoncu C. 2005. Nickel exposure and its effects. *Biometals* 18(1), 7-13.

De Mora S.D., Sheikholeslami M.R. 2002. ASTP: Contaminant screening program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data. Caspian Environment Program (CEP), 1-27.

Fukunaga A., Anderson M.J. 2011. Bioaccumulation of copper, lead, zinc by the bivalve *Macomona liliana* and *Austrovenus stutchburyi*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 396, 244-252.

Golovanova I.L. 2008. Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Aquatic Toxicology* 1, 93-101.

Gonzalez-Rey M., Serafim A., Company R., Gomes T., Bebianno M.J. 2008. Detoxification mechanisms in shrimp: Comparative approach between hydrothermal vent fields and estuarine environments. *Marine environmental research* 66(1), 35-37.

Karouna-Renier N.K., Snyder R.A., Allison J.G., Wagner M.G., Rao K.R. 2007. Accumulation of organic and inorganic contaminants in shellfish collected in estuarine waters near Pensacola, Florida: contamination profiles and risks to human consumers. *Environmental Pollution* 145(2), 474-488.

Kramer K.J.M., Jenner H.A., de Zwart D. 1989. The valve movement response of mussels: a tool in biological monitoring. *Hydrobiologia* 199(189), 433-443.

Langston W.J., Spence S.K. 1995. Biological factors involved in metal contaminations observed in aquatic organisms. In: Tessier A., Turner D.R. (eds.), Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley, Chirchester, pp: 407-478.

Lewtas K.L.M., Birch G.F., Foster-Thorpe C. 2014. Metal accumulation in the greentail prawn, metapenaeus bennettae, in Sydney and port Hacking estuaries, Australia. *Environmental Science and Pollution Research* 21(1), 704-716.

Livingstone D.R., Chipman J.K., Lowe D.M.,

Paez-Osuna F., Ochoa-Izaguirre M.J., Bojorquez-Leyva H., Michel-Reynoso I.L. 2000. Macroalgae as biomonitors for metal availability in coastal lagoons from the subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64(6), 846-851.

Parvaneh A. 1994. Biological characteristics and distribution of *Anodonta cygnea* in Anzali lagoon. Fisheries Institute of Guillan.42 p.

Pourang N., Richardson C.A., Mortazavi M.S. 2010. Heavy metal concentrations in the soft tissues of swan mussel (*Anodonta cygnea*) and surficial sediments from Anzali wetland, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 163, 196-213.

Raftopoulou E.K., Dimitriadis V.K. 2011. Comparative study of the accumulation and detoxification of Cu (essential metal) and Hg (nonessential metal) in the digestive gland and gills of mussels *Mytilus galloprovincialis*, using analytical and histochemical techniques. *Chemosphere* 83(8), 1155-1165.

Rainbow P.S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120, 497-507

Rainbow P.S., Luoma S.N. 2011. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates—modelling zinc in crustaceans. *Aquatic Toxicology* 105(3-4), 455-465.

Rainbow P.S., Wang W.X. 2001. Comparative assimilation of Cd, Cr, Se, and Zn by the barnacle *Elminius modestus* from phytoplankton and zooplankton diets. *Marine Ecology Progress Series* 218, 239-248.

Regoli F., Principato G. 1995. Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. *Aquatic Toxicology* 31, 143-164.

Rogival D., Scheirs J., Blust R. 2007. Transfer and accumulation of metals in a soil-diet-wood monse food chain along a metal pollution gradient. *Environmental Pollution* 145, 516-528.

Salanki J., Balogh K.V. 1989. Physiological background for using freshwater mussels in Minier C., Mitchelmore C.L., Moore M.N., Peters L.D., Pipe R.K. 2000. Development of biomarkers to detect the effects of organic pollution on aquatic invertebrates: recent immunological studies on the common mussel (*Mytilus edulis* L.) and other mytilids. *International Journal of Environmental Pollution* 13, 1-6.

Lorenzon S., Francese M., Smith V.J., Ferrero E.A. 2001. Heavy metals affect the circulating haemocyte number in the shrimp *Palaemon elegans*. *Fish and Shellfish Immunology* 11, 459-472.

Luoma S.N., Rainbow P.S. 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science and Technology* 39(7), 1921-1931.

Macrovecchio J.E., Botte S.E., Freije R.H. 2007. Heavy metals, major metals, trace elements. In: Nollet, L.M.L. (eds.), Handbook of water analysis. CRC Press, Taylor and Francis Group. pp: 275-312.

Metian M., Wamau M., Hedouin L., Bustamante P. 2009. Bioaccumulation of essential metals (Co, Mn and Zn) in the king scallop *Pecten maximus*: seawater, food and sediment exposures. *Marine Biology* 156, 2063-2075.

Moëzzi F., Javanshir A., Eagderi S., Poorbagher H., Sallaki M. 2013a. Evaluation of bivalve clearance rate (CR) as a physiological indicator of heavy metal toxicity in freshwater mussel, *Anodonta cygnea* (Linea, 1876). *Scientific Journal of Animal Sciences* 2(4), 89-94

Moëzzi F., Javanshir A., Eagderi S., Poorbagher H. 2013b. The study of zinc bioaccumulation in internal organs of swan mussel, *Anodonta cygnea* (Linea, 1876). *Scientific Journal of Animal Sciences* 2(9), 242-246.

Moëzzi F., Poorbagher H., Ghadermarzi A., Parvizi F., Benam, S. 2017. Variation in the shell form of the swan mussel, *Anodonta cygnea* (Linea, 1876) in response to water current. *International Journal of Aquatic Biology* 5(4), 275-281.

Moloukhia H., Sleem S. 2011. Bioaccumulation, fate and toxicity of two heavy metals common in industrial wastes in two aquatic molluscs. *Journal of American Science* 7(8), 459-464.

Naimo T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* 4, 341-362.

monitoring copper and lead pollution. In Environmental Bioassay Techniques and their Application. Springer, Dordrecht. pp: 445-453

Sanders B.M., Martin L.S., Howe S.R., Nelson W.G., Hegre E.S., Phelps D.K. 1994. Tissue-specific differences in accumulation of stress proteins in *Mytilus edulis* exposed to a range of copper concentrations. *Toxicology and Applied Pharmacology* 125(2), 206-213.

Stewart A.R. 1999. Accumulation of Cd by a freshwater mussel (*Pyganodon grandis*) is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni. *Canadian journal of Fisheries and Aquatic Science* 56, 467-478.

Velez C., Figueira E., Soares A., Freites R. 2015. Spatial distribution and bioaccumulation patterns in three clam populations from a low contaminated ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 155, 114-125.

Viarengo A., Zanicchi G., Moore M.N., Orunesu M. 1981. Accumulation and detoxification of copper by mussel *Mytilus galoprovincialis* Lam: a study of the subcellular distribution in the digestive gland cells. *Aquatic Toxicology* 1, 147-157.

Zhang H., Shan B. 2008. Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtzee Huaihe region, China. *Science of the Total Environment* 399, 113-120.

Zuykov M., Pelletier E., Harper D.A.T. 2013. Bivalve mollusks in metal pollution studies: from bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere* 93, 201-208.

Bioaccumulation of water-born heavy metal lead in freshwater mussel, *Anodonta cygnea* (Bivalvia; Unionidae)

Mohammad Sallaki[1], Soheil Eagderi[*2], Lobat Taghavi[1], Fateh Moëzzi[2]

[1]Department of Environmental science, Faculty of Natural Resources and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
[2]Department of Fisheries, Natural Resources Faculty University of Tehran, Karaj, Iran.
*Corresponding author: soheil.eagderi@ut.ac.ir

Received: 2018/5/13 Accepted: 2018/9/18

Abstract
Heavy metals are considered as a hazardous group of water pollutants that have high potential of toxicity in aquatic organisms. The present study was conducted to investigate the absorption and accumulation of lead (Pb) in foot, mantle and gills of freshwater mussel, *Anodonta cygnea*. Bivalves were exposed to the sub-lethal concentration of 125 µg/L of Pb for 9 days and the basal Pb content in unexposed mussels, accumulation content and values of bioaccumulation factor (BAF) of the those exposed were measured in days of 3, 6 and 9. There was no significant difference in basal levels of Pb in the studied organs. Pb contents in the exposed mussels were significantly (P<0.05) increased during exposure period in all organs. Accumulation levels on day 9 in foot (10.82±4.5 µg/g DW) and gills (10.02±1.69 µg/g DW) were significantly (P<0.05) higher than mantle (5.15±2.8 µg/g DW). BAF showed a significant increase (P<0.05) during the exposure period in all organs and BAF values for the mantle were significantly (P<0.05) lower than other organs. Based on the results, absorption and bioaccumulation of Pb as a non-essential element in *A. cygnea* has different trends in different organs.

Keywords: Bivalves, Pollution, Biological monitoring, Heavy metals, Aquatic ecosystems.