

مقایسه تجمع زیستی فلزات سنگین روی (Zn) و کروم (Cr) در اندام‌های داخلی ماسل آب شیرین *Anodonta cygnea* (Bivalvia: Unionidae)

فاتح معزی^{۱*}، آرش جوانشیر^۲، سهیل ایگدیری^۳، هادی پورباقر^۳

۱. کارشناس ارشد اکولوژی آبریان شیلاتی، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۲. دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۳. استادیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۰/۲۵ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۶/۶)

چکیده

امروزه از دوکفه‌ای‌ها به‌وفور در مطالعات در زمینه پایش آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های آبی استفاده می‌شود. هدف از این مطالعه، بررسی تجمع زیستی فلزات سنگین روی (Zn) و کروم (Cr) در اندام‌های مختلف دوکفه‌ای *Anodonta cygnea* بود. بدین منظور، ۴۲ نمونه برداشت‌شده این دوکفه‌ای از منطقه سمسکنده ساری در محیط آزمایشگاه با غلظت $125 \mu\text{g l}^{-1}$ فلزات به صورت جداگانه در یک دوره ۲۷ روزه مواجهه داده شدند. سطوح مبنای، میزان تجمع و مقادیر $\Delta C/C_0$ هر دو فلز در اندام‌های جبهه، آبخش، هیپاتوپانکراس و پا در طول دوره مطالعه اندازه‌گیری شد. سطوح پایه فلز روی به صورت معناداری بالاتر از سطوح پایه کروم بود ($P < 0.01$). تفاوتی در مقادیر پایه روی در اندام‌های مختلف مشاهده نشد، اما سطوح پایه کروم در اندام‌ها متفاوت بود (آبخش < هیپاتوپانکراس \approx پا < جبهه). بیشترین میزان تجمع هر دو فلز در طول دوره مواجهه مربوط به اندام‌های آبخش و هیپاتوپانکراس و کمترین مقدار تجمع نیز متعلق به جبهه بود. نسبت‌های $\Delta C/C_0$ محاسبه‌شده در همه اندام‌ها برای فلز کروم به صورت معناداری ($p < 0.01$) بیشتر از روی بود و ترتیب مقادیر آن برای دو فلز عبارت بود از: Zn: هیپاتوپانکراس < پا < جبهه < آبخش؛ Cr: جبهه < هیپاتوپانکراس \approx پا < آبخش. با توجه به نتایج این مطالعه، دوکفه‌ای *A. cygnea* به‌منزله یک شاخص زیستی آلودگی فلزات روی و کروم در محیط‌های آب شیرین پیشنهاد می‌شود.

کلیدواژه‌گان: تجمع زیستی، دوکفه‌ای‌ها، فلز سنگین، محیط‌های آبی.

۱. مقدمه

فلزات سنگین عبارتی کلی است که در بردارنده عناصر فلزی با وزن اتمی بزرگ‌تر از ۴۰ است و فلزات قلیایی، قلیایی خاکی، لانتانیدها و آکتینیدها را شامل نمی‌شود (Abel, 2002). حضور فلزات سنگین در غلظت‌های کم آثار زیستی را به همراه دارد و زمانی که در غلظت‌هایی بیشتر از سطوح قابل تحمل فیزیولوژیکی در سلول‌ها حضور داشته باشند، آثار سمی ایجاد می‌کنند (Banfalvi, 2011). فلزات سنگین را عناصر کمیاب نیز می‌نامند، زیرا برخی از این عناصر در مقادیر ناچیز (کمتر از $100 \mu\text{g g}^{-1}$) برای رشد مناسب و شرایط فیزیولوژیک مطلوب سلول‌ها مورد نیازند (Bowen, 1976).

فلزات سنگین در دو گروه ضروری^۱ و غیرضروری^۲ قابل تفکیک‌اند (Banfalvi, 2011). فلزات ضروری همچون کبالت (Co)، مس (Cu)، آهن (Fe)، منگنز (Mn)، مولیبدن (Mo)، وانادیم (V)، استرانسیم (Sr)، سلنیم (Se) و روی (Zn) عملکردهای زیستی مشخصی دارند؛ در حالی که فلزات غیرضروری همچون کروم (Cr)، جیوه (Hg)، سرب (Pb) و آرسنیک (As) فاقد هرگونه نقش زیستی شناخته‌شده‌اند (Simkiss, 1981; Williams, 1981). در این میان، فلزات روی و کروم از آلاینده‌های مهم محیط‌های آب شیرین محسوب می‌شوند (Buhl & Hamilton, 1990; Liobet et al., 1988; Pawlisz et al., 1997; WHO, 2001). سهم ورودی‌های با منشأ انسانی مربوط به این دو فلز به بوم‌سازگان‌های آبی در مقایسه با ورودی‌های با منشأهای طبیعی آن‌ها بسیار بیشتر است (WHO, 2001) که مهم‌ترین آن‌ها عبارت‌اند از: پساب‌های صنایع دباغی، برج‌های خنک‌کننده، صنایع ذوب و فرآوری سنگ‌های معدنی، ریخته‌گری‌ها، کارخانه‌های تولید شیشه و آزیست، صنایع نساجی، تأسیسات تیمار و حفاظت چوب، فرسایش خاک‌های

کشاورزی، صنایع پتروشیمی و احتراق سوخت‌های فسیلی (Towill et al., 1978; Langard & Norseth, 1979; Liobet et al., 1988; Buhl & Hamilton, 1990; WHO, 2001; Abel, 2002).

کاهش عناصر ضروری می‌تواند به اختلالات فیزیولوژیکی و پاتولوژیکی در موجودات زنده منجر شود (Forstner & Wittman, 1983) و افزایش سطوح آن‌ها تا غلظت‌های آستانه قابل تحمل در محیط‌های آبی، تأثیرات سمی را به همراه خواهد داشت (Forstner & Wittman, 1983; Rainbow, 2002). موجودات آبی قادرند فلزات ضروری را برای برطرف کردن نیازهای بیولوژیکی‌شان تجمع دهند که گاهی این سطوح انباشته‌شده بیشتر از مقدار مورد نیاز در پروسه‌های متابولیکی است (Pecquenat et al., 1969; Coombs, 1972; Rainbow, 2002). زمانی که غلظت‌های در دسترس مواد از غلظت‌های متابولیکی فراتر رود، این موجودات قادرند به‌طور مستقیم فلزات ضروری را دفع کنند یا آن‌ها را در بافت‌های خود به صورت ترسیب‌یافته در گرانول‌های معدنی ذخیره و از وقوع تأثیرات سمی آن‌ها جلوگیری کنند (Rainbow, 2002). تنظیم هومئوستاتیک می‌تواند تجمع فلزات را در یک سطح آستانه‌ای تنظیم کند و اگر این سطح تجمع رخ دهد، تجمع زیستی و سمیت بالقوه اتفاق خواهد افتاد (Burry et al., 2003). تجمع زیستی نسبتاً کم فلزات غیرضروری ممکن است ناشی از مکانیسم‌های سمیت‌زدایی فلزات سنگین در بی‌مهرگان آبی باشد (George et al., 1980; Chavez-Crooker et al., 2003).

در میان دامنه گسترده شاخص‌های زیستی، دوکفه‌ای‌ها گروهی از بی‌مهرگان آبی‌اند که به‌طور گسترده در پایش‌های محیطی استفاده می‌شوند (Sanders, 1993; Livingstone et al., 2000). این موجودات، که عمدتاً پالیده‌خوار و در تماس مستقیم با بخش‌های آلوده‌شده محیط (آب و رسوبات) هستند، شاخص‌هایی بسیار حساس در زمینه آلودگی‌های شیمیایی به‌شمار می‌روند (Fournier et al., 2001; van Duren et al., 2006). آن‌ها قادرند

1. essential
2. non-essential

۲.۲. مواجهه دو کفه‌ای‌ها با فلزات

براساس غلظت‌های استفاده‌شده در مطالعات قبلی انجام‌شده و همچنین مقادیر LC₅₀ فلزات سنگین ارائه‌شده برای گونه‌های مختلف دو کفه‌ای‌های آب شیرین ($80 \mu\text{g l}^{-1}$ در یک دوره ۱۰۰ روزه تا $1 \mu\text{g l}^{-1}$ در یک دوره ۲۴ ساعته برای فلز روی؛ $5 \mu\text{g l}^{-1}$ در بازه زمانی ۱۲ هفته‌ای تا $1 \mu\text{g l}^{-1}$ در مدت ۱۴۰۰۰ ساعت برای فلز کروم) (Naimo, 1995; Rainbow, 2002; Anandraj et al., 2002; Azarbad et al., 2010)، غلظت $1 \mu\text{g l}^{-1}$ از هر دو فلز به‌منزله غلظت‌های مواجهه تعیین شد. جهت تهیه محلول‌های فلزی از نمک‌های ZnSO_4 و CrO_7K_2 استفاده شد. پس از اتمام دوره تطابق دو کفه‌ای‌ها با شرایط آزمایشگاهی، تعداد ۴۲ عدد از آن‌ها با دامنه طولی ۱۲/۷ تا ۱۳/۳ سانتی‌متر انتخاب و در ۷ گروه با تعداد مساوی تقسیم شدند (۱ گروه شاهد؛ ۳ گروه تیمار Zn؛ ۳ گروه تیمار Cr). به منظور تعیین سطوح پایه فلزات، پیش از آغاز مواجهه، از اندام‌های مطالعه‌شده نمونه‌برداری شد. همچنین، پس از پایان ۲۷ روز برای تعیین مقدار فلزات در دو کفه‌های گروه شاهد از آن‌ها نمونه‌برداری شد. مواجهه دو کفه‌ای‌ها با فلزات در طول یک دوره ۲۷ روزه انجام شد و برای اندازه‌گیری غلظت فلزات تجمع‌یافته در اندام‌ها، در روزهای ۳، ۶، ۹، ۱۸ و ۲۷ از گروه‌های تیمار نمونه‌برداری شد؛ به طوری که در مجموع در هر بار نمونه‌برداری برای هر فلز ۳ تکرار در نظر گرفته شد.

۳.۲. تعیین محتوای فلزی اندام‌ها

نمونه‌های دو کفه‌ای برداشت‌شده برای به دست آوردن وزن تر توزین شدند. سپس، پوسته‌های آن‌ها جدا و توده بافتی مربوط به اندام‌های جبهه، آبشش، هیپاتوپانکراس و پا برداشت شد. برای به دست آوردن نمونه‌های خشک، این توده‌های بافتی به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتی‌گراد در آن قرار داده شدند. عصاره‌گیری از نمونه‌های بافتی خشک براساس پروتکل Fukunaga و

فلزات ضروری و غیرضروری را تا سطوح بسیار زیادی در بافت‌های خود تجمع زیستی دهند (Golovanova & Frolova, 2005). همچنین، میزان جذب و تجمع فلزات در اندام‌های مختلف این موجودات یکسان نیست (Farris & Van Hassel, 2007). بنابراین، بررسی رفتار دینامیک فلزات در سطوح بافتی، سلولی یا تحت‌سلولی جهت شناخت دقیق تأثیرات این عناصر و ارتباط آن با روند کلی تجمع در سطح موجود اهمیت فراوانی دارد. در مطالعه حاضر، تجمع زیستی فلزات روی و کروم در دو کفه‌ای آب شیرین (*Anodonta cygnea* (Linea, 1876) و همچنین توان اندام‌های جبهه، آبشش، هیپاتوپانکراس و پای این دو کفه‌ای در جذب فلزات مورد نظر بررسی شد. ماسل *A. cygnea* از بی‌مهرگان بومی تالاب‌ها و آبگیرهای نواحی شمالی کشور است که در سطح جهانی نیز پراکنش بسیار گسترده‌ای دارد (Pourang et al., 2010). هدف اصلی این مطالعه، بررسی میزان مطلوبیت این گونه برای استفاده از آن در مطالعات پایش زیستی فلزات سنگین و به‌طور خاص، فلزات روی و کروم در محیط‌های آب شیرین بود.

۲. مواد و روش‌ها

۲.۱. تهیه نمونه‌های دو کفه‌ای و شرایط

آزمایشگاهی

تعداد ۵۰ دو کفه‌ای *Anodonta cygnea* در آذر ۱۳۹۱ از کانال‌های آب منطقه سمسکنده ساری ($36^{\circ}48'46''\text{N}$, $53^{\circ}6'57''\text{E}$) برداشت و به آزمایشگاه انتقال داده شد. در آزمایشگاه، دو کفه‌ای‌ها به مدت ۲ هفته برای تطابق با شرایط در مخازن فایبرگلاس ۶۰ لیتری نگهداری شدند. آب استفاده‌شده در این مخازن، آب کلرزدایی‌شده سیستم شهری بود که دما و pH آن به ترتیب در دامنه ۱۵ تا ۱۷ درجه سانتی‌گراد و ۷ تا ۷/۴ قرار داشت. هیچ‌گونه غذادهی در طول دوره تطابق و همچنین دوره مواجهه صدف‌ها با فلزات انجام نشد.

۳. نتایج

۱.۳. مقادیر پایه فلز

سطوح پایه فلزات روی و کروم در اندام‌های بررسی شده در جدول ۱ ارائه شده است. در مجموع، سطوح فلز روی در همه اندام‌ها به شکل درخور توجهی ($P < 0.01$) بیشتر از فلز کروم بود. هیچ تفاوت معناداری بین سطوح پایه فلز روی در اندام‌های بررسی شده مشاهده نشد؛ در صورتی که سطوح کروم در این اندام‌ها متفاوت بود. به طوری که بیشترین مقدار در آبشش ($1 \mu\text{g g}^{-1}$) 0.329 ± 0.118 DW و کمترین مقدار در جبه ($0.361 \pm 0.087 \mu\text{g g}^{-1}$ DW) اندازگی شد. در دو اندام دیگر نیز، مقدار فلز مشابه بود و بین مقادیر مربوط به آبشش و جبه قرار داشت.

Anderson (2011) انجام شد. سطوح فلزات در عصاره‌های به دست آمده با استفاده از دستگاه ICPMS (VG PlasmaQuad 3-VG Elemental, Winsford, Cheshire, UK) تعیین شد.

۴.۲. محاسبه نسبت افزایش غلظت به غلظت پایه

این نسبت با استفاده از رابطه $\Delta C/C_0$ محاسبه شد؛ به طوری که ΔC : اختلاف محتوای فلزی انتهایی دوره از مقدار پایه فلز در اندام‌ها و C_0 : غلظت پایه فلز بود.

۵.۲. آنالیزهای آماری

محاسبات آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۹/۰ و آزمون آنالیز واریانس یک طرفه انجام گرفت. همه نتایج به صورت میانگین \pm SD ارائه و سطح معنادار بودن تفاوت‌ها $P < 0.05$ در نظر گرفته شد. گراف‌ها با استفاده از نرم افزار اکسل ۲۰۱۳ رسم شد.

جدول ۱. غلظت ($\mu\text{g g}^{-1}$ DW) پایه فلزات روی و کروم در اندام‌های جبه، آبشش، هپاتوپانکراس و پا در دو کف‌های *A. cygnea*

پا	هپاتوپانکراس	آبشش	جبه	رومی
6.978 ± 1.958^a	7.501 ± 1.938^a	6.793 ± 1.273^a	5.834 ± 0.983^a	
0.756 ± 0.254^b	0.761 ± 0.154^b	1.418 ± 0.329^a	0.361 ± 0.087^c	کروم

مقادیر به صورت انحراف معیار \pm میانگین ارائه شده است.

بود. این افزایش برای فلز کروم تا روز ۲۷ ادامه داشت، اما در روز ۲۷ کاهش معناداری ($P = 0.015$) در مقدار فلز روی نسبت به روز ۱۸ دیده شد. در دیگر اندام‌ها، مقدار هر دو فلز در کل دوره هیچ گونه کاهش نشان نداد. در آبشش، بیشترین جذب در ۹ روز اول اتفاق افتاد و پس از آن، مقدار جذب شده فلز به تدریج کاهش یافت. مقدار فلز اندازه‌گیری شده در هپاتوپانکراس در کل طول دوره مواجهه یک روند افزایشی را تا پایان دوره نشان داد. در پا نیز بیشترین جذب در ۹ روز دوم مشاهده شد. غلظت هر دو فلز در گروه شاهد، پس از پایان ۲۷ روز، تفاوت معناداری را نسبت به غلظت‌های پایه نشان نداد ($P > 0.05$).

۳.۳. مقادیر $\Delta C/C_0$

نسبت مقدار جذب شده هر فلز به غلظت پایه در هر اندام ($\Delta C/C_0$) (جدول ۲) نشان داد بیشترین

۲.۳. تجمع زیستی

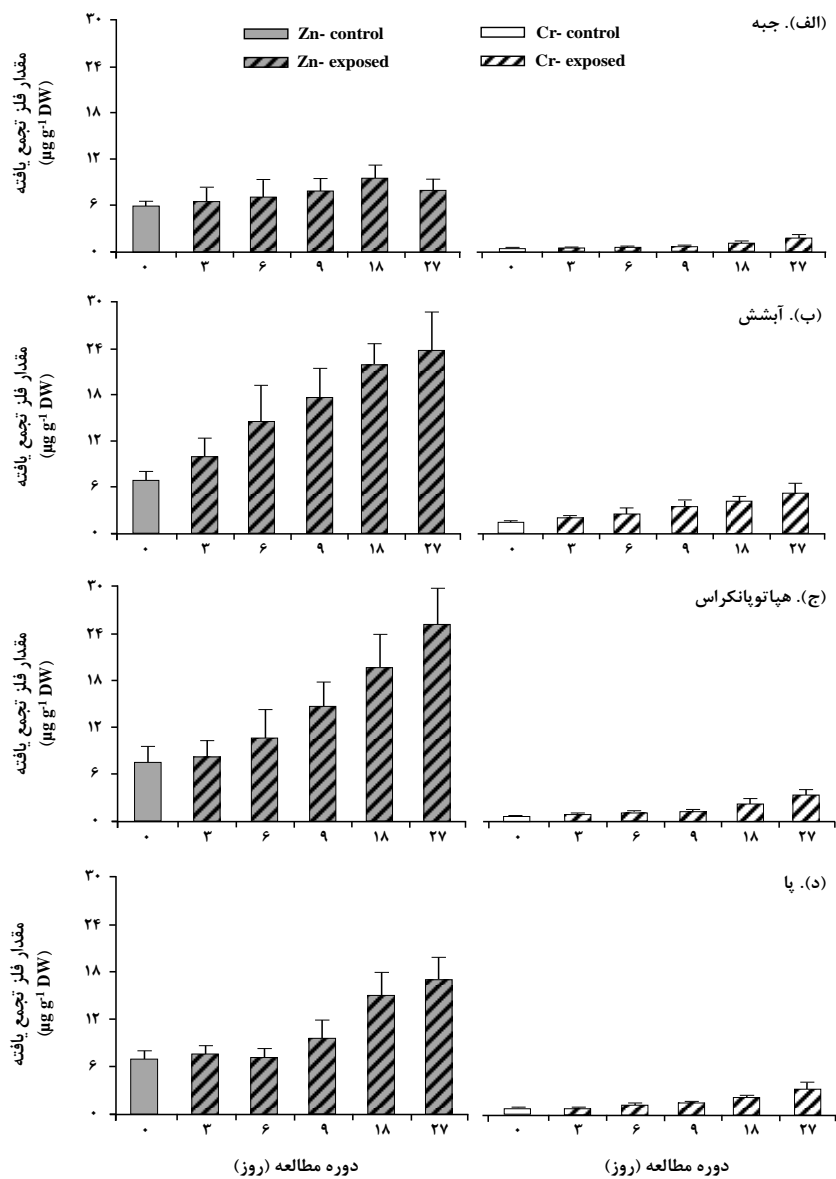
غلظت فلزات روی و کروم در اندام‌های جبه، آبشش، هپاتوپانکراس و پا در طول دوره مواجهه در شکل ۱ نشان داده شده است. غلظت فلز روی در همه اندام‌ها در طول دوره مواجهه به طور معناداری ($P < 0.01$) بیشتر از فلز کروم بود. کمترین مقادیر جذب هر دو فلز در جبه مشاهده شد ($2.457 \mu\text{g g}^{-1}$ DW \pm 9.562 ; $\text{Cr}: 1.916 \pm 0.331 \mu\text{g g}^{-1}$ DW). بیشترین سطوح جذب اندازه‌گیری شده فلز روی در آبشش ($23.762 \pm 5.092 \mu\text{g g}^{-1}$ DW) و هپاتوپانکراس ($25.413 \pm 3.488 \mu\text{g g}^{-1}$ DW) وجود داشت؛ در حالی که بیشترین مقدار فلز کروم در آبشش ($5.208 \pm 0.987 \mu\text{g g}^{-1}$ DW) اندازه‌گیری شد. روند تغییرات مقادیر فلزات در جبه نشان دهنده افزایش تدریجی اما اندک تا روز ۱۸ برای هر دو فلز

کمترین مقدار این نسبت برای عنصر کروم به ترتیب به جبه (۴/۳۱ ± ۰/۲۹۸) و آبشش (۲/۶۷۳ ± ۰/۰۵۲) تعلق داشت؛ در صورتی که کمترین نسبت برای فلز روی مربوط به جبه (۰/۶۳۹ ± ۰/۰۶۷) و بیشترین آن متعلق به آبشش (۲/۴۹۸ ± ۰/۰۶۶) و هیاتوپانکراس (۲/۳۸۸ ± ۰/۰۶۶) بود. مقادیر به دست آمده برای فلز روی در همه اندامها کمتر از فلز کروم بود.

جدول ۲. مقادیر نسبت مقدار جذب شده به غلظت اولیه ($\Delta C/C_0$) فلزات روی و کروم در اندامهای داخلی دوکفه‌ای *A. cygnea*

پا	هیاتوپانکراس	آبشش	جبه	
۱/۴۴۸ ± ۰/۰۴۶ ^b	۲/۳۸۸ ± ۰/۲۹۳ ^a	۲/۴۹۸ ± ۰/۰۶۶ ^a	۰/۶۳۹ ± ۰/۰۶۷ ^c	روی
۳/۲۹۸ ± ۰/۰۱۷ ^b	۳/۲۹۸ ± ۰/۰۵۷ ^b	۲/۶۷۳ ± ۰/۰۵۲ ^c	۴/۳۱۰ ± ۰/۲۹۸ ^a	کروم

مقادیر به صورت انحراف معیار ± میانگین ارائه شده است.



شکل ۱. غلظت فلزات (میانگین + انحراف معیار) روی و کروم در اندامهای دوکفه‌ای در طول دوره مطالعه ۲۷ روزه مواجهه (الف) جبه؛ (ب) آبشش؛ (ج) هیاتوپانکراس؛ (د) پا

۴. بحث و نتیجه گیری

سطوح پایه فلزات به دست آمده در این مطالعه نشان داد که در شرایط طبیعی و عدم مواجهه با فلزات، مقادیر فلز روی بیشتر از کروم بوده است. غلظت روی در دو کفه‌ای‌ها در حالت طبیعی بین ۱۰ تا ۱۰۰ mg DW⁻¹ گزارش شده است (Bryan, 1973; Mauri *et al.*, 1990; Bustamante & Miramand, 2005). سطوح پایه فلز روی در سه دو کفه‌ای آب شیرین *Lamellidens Lamellidens marginalis* و *Indonaia caeruleus* و *carrianus* بین ۵/۲۸ ± تا ۳۵۶/۲ تا ۷/۳۸ ± ۹۷۷/۸ μg g⁻¹ گزارش شده است (Waykar & Deshmukh, 2012). براساس گزارش Molokhia و Sleem (2011) مقدار پایه عنصر کروم در دو کفه‌ای *Caelatura (Caelatura) companoi* و شکم پای *Cleopatra bulimoides* به ترتیب ۱/۵۲۰ و ۱/۱۰۰ mg g⁻¹ wet weight بوده است. به طور کلی، غلظت‌های عناصر مختلف در نرم‌تنان بین گونه‌های مختلف، به دلیل تفاوت در ظرفیت/ توانایی خاص گونه‌ها در تنظیم یا تجمع فلزات، متفاوت است (Abdullah *et al.*, 2007).

مطالعات فراوانی در رابطه با تجمع زیستی فلزات سنگین در دو کفه‌ای‌ها و سایر نرم‌تنان انجام گرفته است و نشان داده‌اند که این موجودات قابلیت تجمع مقادیر زیادی از فلزات سنگین را دارند (Deforest *et al.*, 2007; Metian *et al.*, 2009; Fukunaga & Anderson, 2011; Molokhia & Sleem, 2011). تجمع بالای هر دو فلز نسبت به سطوح پایه آن‌ها نشان‌دهنده توانایی دو کفه‌ای *Anodonta cygnea* در ذخیره‌سازی این عناصر در صورت مواجهه با آن‌هاست. نتایج بسیاری از مطالعات (Pourang *et al.*, 2010; Fukunaga & Anderson, 2011; Waykar & Deshmukh, 2012) نشان داده است که میزان تجمع فلزات سنگین بسته به گونه و نوع فلز سنگین متغیر است و گونه‌های مختلف برای عناصری معین، ظرفیت‌های تجمعی متفاوتی دارند (Paez-Osuna *et al.*, 2000). بیشتر بودن میزان غلظت روی نسبت به کروم را نیز می‌توان به

سمیت کمتر این عنصر و ضروری بودن آن نسبت داد. از آنجا که فلز روی عنصری ضروری است و در موجودات زنده نقش‌های ساختاری و عملکردی بیولوژیکی دارد (Banfalvi, 2011)، انتظار می‌رود که سطوح آن در مقایسه با فلز کروم به شکل درخور توجهی بالاتر باشد که در این مطالعه نیز چنین وضعیتی مشاهده شد. به گفته Metian و همکاران (2009) دو کفه‌ای‌ها قادرند با وجود غلظت‌های پایین عناصر ضروری در محیط، به منظور برطرف کردن نیازهای متابولیک خود این عناصر را تا مقادیر بالایی در بافت‌های خود ذخیره کنند و به واسطه فعالیت فیلتراسیونی خود، فلزات غیرضروری را نیز تا حدود قابل تحمل در بافت‌های خود جمع کنند.

در میان اندام‌های مطالعه‌شده، غلظت دو فلز در آبشش و هپاتوپانکراس بیشتر بوده است که نشان می‌دهد این دو اندام بزرگ‌نمایی زیستی بالاتری نسبت به جبه و پا در مواجهه با فلزات سنگین دارند. براساس مطالعات انجام‌شده (Regoli & Principato, 1995)، میزان تجمع فلزات در اندام‌های مختلف موجودات دو کفه‌ای متفاوت است. در مطالعه Metian و همکاران (2009) نیز نتایج مشابهی در رابطه با جذب فلزات سنگین در اسکالوپ *Adomussium colbecki* گزارش شد؛ به طوری که بیشترین سطوح جذب فلزات در آبشش و هپاتوپانکراس رخ داده بود. در مطالعات دیگری نیز، صرف‌نظر از تفاوت در مسیر مواجهه با فلزات سنگین، بیشترین جذب در آبشش ثبت شده است (Viarengo *et al.*, 1981; Pourang *et al.*, 2010; Al-Subiai *et al.*, 2011). نتایج گزارش شده در رابطه با مقادیر تجمع یافته فلزات سنگین در جبه و پا نیز همسو با نتایج مطالعه حاضر است؛ به طوری که نسبت به سایر اندام‌ها، سطوح تجمع فلزات در این دو اندام پایین است (Metian *et al.*, 2009; Pourang *et al.*, 2010). اما Stewart (1999) مقادیر تجمع یافته کادمیوم در جبه را در مقایسه با سایر اندام‌ها بالاتر گزارش کرده است.

با توجه به نتایج مشاهده‌شده در زمینه

(یا به عبارتی پس‌دهی آن) ممکن است بر اثر وقوع آسیب‌های بافتی ناشی از تجمع فلز در این اندام بوده باشد که در مطالعات دیگری (Al-Subiai *et al.*, 2011) نیز گزارش شده است. Wayker و Deshmukh (2012) نیز افزایش میزان تجمع فلزات سنگین را با بیشتر شدن طول دوره مواجهه در دوکفه‌ای‌های آب شیرین گزارش کرده است. در این مطالعه، روندهای تجمع متفاوتی برای فلزات روی و کروم در اندام‌های بررسی شده مشاهده شد. به‌طور کلی در موجودات آبزی، ویژگی‌های فیزیولوژیکی خاص گونه‌ای همچون راندمان جذب، نرخ‌های دفع فلزات و ویژگی‌های بیوشیمیایی متفاوت می‌تواند تجمع فلزات را در بافت‌ها و اندام‌های مختلف تحت‌تأثیر قرار دهد (Scaps, 2002; Ernst & Frey, 2007).

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده در این مطالعه، میزان حساسیت و پتانسیل هریک از اندام‌های داخلی این دوکفه‌ای، با توجه به سطوح خالص تجمع فلزات و نیز مقادیر به‌دست‌آمده مربوط به $\Delta C/C_0$ ، برای بررسی سطوح وقوع آلودگی متفاوت و تناسب آن‌ها در به‌کارگیری جهت تعیین سطوح آلودگی متفاوت است. اما در مجموع دوکفه‌ای آب شیرین *Anodonta cygnea* به‌منزله یک گونه مناسب برای استفاده در مطالعات مربوط به پایش آلودگی فلزات سنگین، به‌ویژه روی و کروم، در محیط‌های آب شیرین پیشنهاد می‌شود.

نسبت‌های $\Delta C/C_0$ می‌توان به چند نکته درخور توجه اشاره کرد: بین نسبت‌های محاسبه‌شده برای دو فلز تفاوت اساسی وجود دارد؛ به‌طوری‌که نسبت‌های به‌دست‌آمده برای فلز کروم به‌طور معناداری در همه اندام‌ها بیشتر از روی بوده است. این نشان می‌دهد که پتانسیل تجمع فلزات سنگین در اندام‌ها در شرایط وقوع آلودگی متفاوت از میزان تجمع این فلزات در شرایط طبیعی (به عبارتی مواجهه با غلظت‌های طبیعی این عناصر در محیط‌های آبی) خواهد بود. همچنین نسبت‌های محاسبه‌شده برای هر فلز در اندام‌های مختلف متفاوت است که نشان‌دهنده توان متفاوت اندام‌ها در تجمع غلظت‌های بالای یک فلز معین است. در مطالعات متعددی به وجود چنین تفاوت‌هایی در رابطه با نوع فلز و میزان تجمع در اندام‌ها در شرایط طبیعی و شرایط مواجهه با غلظت‌های غیرطبیعی فلزات سنگین اشاره شده است (Kadar *et al.*, 2006; Choi *et al.*, 2007; Wang & Rainbow, 2008; Hedouin *et al.*, 2011). در مجموع، می‌توان گفت که نسبت $\Delta C/C_0$ شاخص مناسبی از میزان حساسیت اندام‌های مختلف در تجمع فلزات سنگین است.

روند جذب و تجمع فلزات سنگین در اندام‌های مختلف از مدل‌های متفاوتی تبعیت می‌کند. نتایج ما نشان داد که در هر چهار اندام (به‌استثنای تجمع روی در جبهه) با بیشتر شدن زمان مواجهه، میزان تجمع فلز افزایش یافت. کاهش مقدار روی

REFERENCES

1. Abdullah, M.H., Jovita, S., Ahmad, Z.A., 2007. Heavy metals (Cd, Cu, Cr, Pb and Zn) in *Meretrix meretrix* roding, water and sediments from estuaries in Sabh, N Bomeo. International journal of environmental and science education, 2(3), 69-74.
2. Abel, P.D., 2002. Water pollution biology. Taylor and Freancis group. New York, USA. 286p.
3. Al-Subiai, Sh.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 environmental safety, 74, 1913-1920.
4. Anandraj, A., Marshall, D.J., Gregory, M.A., McClurg T.P., 2002. Metal accumulation, filtration and O₂ uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺. Comparative biochemistry and physiology C: Toxicological pharmacology and endocrinology, 132, 355-363.

5. 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.
6. Banfalvi, G., 2011. Cellular effects of heavy metals. Springer, London, U.K., 348p.
7. Bowen, H.J.M., 1976. Trace elements in biochemistry. Academic press, New York, USA. 387p.
8. Bryan, G.W., 1973. The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L.) and *Chlamys opercularis* (L.). *Journal of marine biological association U.K.*, 53, 145-166.
9. Buhl, K.J., Hamilton, S.J., 1990. Comparative toxicity of inorganic contaminants related by placer mining to early life stages of salmonids. *Ecotoxicology and environmental safety*, 20, 325-342.
10. Burry, N.R., Walker, P.A., Glover, C.N., 2003. Nutritive metal uptake in teleost fish. *Journal of experimental biology*, 206(1), 11-33.
11. Bustamante, P., Miramand, P., 2005. Subcellular and body distributions of 17 trace elements in the variegated scallop *Chlamys varia* from the French coast of the Bay of Biscay. *Science of total environment*, 337, 59-73.
12. Cardoso, P.G., Lillebo, A.I., Pereira, E., Duarte, A.C., Pardal, M.A., 2009. Different mercury bioaccumulation kinetics by two macrobenthic species: The bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine environmental research*, 68, 12-18.
13. Chavez-Crooker, P., Garrido, N., Pozo, P., Aheam, G.A., 2003. Copper transport by lobster (*Homarus americanus*) hepatopancreatic lysosomes. *Comparative biochemistry and physiology*, 135(2), 107-118.
14. Choi, H.J., Ji, J., Chung, K-H., Ahn, I-Y., 2007. Cadmium bioaccumulation and detoxification in the gill and digestive gland of the Antarctic bivalve *Laternula elliptica*. *Comparative biochemistry and physiology*, Part C, 145, 227-235.
15. Coombs, T.L., 1972. The distribution of zinc in the oyster *Ostrea edulis* and its relation with enzymatic activity and to other metals. *Marine biology*, 12, 170-178.
16. Deforest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J., 2007. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic toxicology*, 84, 236-246.
17. Ernst, G., Frey, B., 2007. The effect of feeding behaviour on Hg accumulation in the ecophysiologicaly different earthworms *Lumbricus terrestris* and *Octolaseon cyaneum*: a microcosm experiment. *Soil biology and biochemistry*, 30, 386-390.
18. Farris, J.L., Van Hassel, J.H., 2007. Freshwater bivalve Ecotoxicology. CRC Press, Taylor and Francis group, New York, USA. 375p.
19. Forstner, U., Wittman, G.T., 1983. Marine pollution in the aquatic environment. Springer, London, U.K. 376P.
20. Fournier, M., Pellerin, J., Clermont, Y., Morin, Y., Brousseau, P., 2001. Effects of in vivo exposure of *Mya arenaria* to organic and inorganic mercury on phagocytic activity of haemocytes. *Toxicology*, 161, 210-211.
21. 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 biology*, 396, 244-252.
22. George, S.G., Pirie, B.J.S., Coombs, T.L., 1980. Isolation and elemental analysis of metal-rich granules from kidney of the scallop *Pecten maximus* (L.). *Journal of marine biology and ecology*, 42, 143-156
23. Golovanova, I.L., Frolova, T.V., 2005. Influence of copper, zinc and cadmium upon carbohydrase activities in aquatic invertebrates. *Biologica Vnutrennih Vod.*, 4, 73-83.
24. Hedouin, L., Pringault, O., Bustamante, P., Fichez, R., Warnau, M., 2011. Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon: Field transplantation experiment. *Water research*, 45, 483-496.
25. Kadar, E., Santos, R.S., Powell, J.J., 2006. Biological factors influencing tissue compartmentalization of trace metals in the deep-sea hydrothermal vent bivalve *Bathymodiolus azoricus* at geochemically distinct vent sites of the Mid-Atlantic Ridge, *Environmental Research*, 101, 221-229.

26. Langard, S., Norseth, T., 1979. Chromium. In: Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B. (eds.), Handbook on the toxicology of metals. Elsevier/North Holland Biomedical Press, pp. 383-397.
27. Liobet, J.M., Domingo, J.L., Colomina, M.T., Mayayo, E., Corbella, J., 1988. Subchronic oral toxicity of zinc in rats. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 41, 36-43.
28. Livingstone, D.R., Chipman, J.K., Lowe, D.M., 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.
29. Mauri, M., Orlando, E., Nigro, M., Regoli, F., 1990. Heavy metal in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. Marine ecology progress series, 67, 27-33.
30. Metian, M., Bustamante, P., Hedouin, L., Oberhansli, F., Warnau, M., 2009. Delineation of heavy metal uptake pathways (seawater and food) in the variegated scallop *Chlamys varia* using radiotracer techniques. Marine ecology progress series, 375, 161-171.
31. 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.
32. Naimo, T.J., 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. Ecotoxicology, 4, 341-362.
33. 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.
34. Pawlisz, A.V., Kent, R.A., Schneider, U.A., Jefferson, C., 1997. Canadian water quality guidelines for chromium. Environmental toxicology and water quality, 12, 185-193
35. Pecquenat, J.E., Fowler, S.W., Small, L.F., 1969. Estimates of the zinc requirements of marine organisms. Journal of fisheries research board of Canada, 26, 145-150.
36. Pourang, N., Richardson, C.A., Mortazavi, M.S., 2010. Heavy metal concentration in the soft tissues of swan mussel (*Anodonta cygnea*) and surficial sediments from Anzali wetland, Iran. Environmental monitoring and assessment, 163, 195-213.
37. Rainbow, P.S., 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? Environmental Pollution, 120, 497-507.
38. Regoli, F., Principato, G., 1995. Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galoprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. Aquatic toxicology, 31, 143-164.
39. Scaps, P., 2002. A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (O.F. Muller) (Annelida: Polychaeta). Hydrobiologia, 470, 203-218.
40. Sanders, B.M., 1993. Stress proteins in aquatic organisms: an environmental perspective. Critical Review of Toxicology, 23(1), 49-75.
41. Simkiss, K., 1981. Cellular discrimination processes in metal accumulating cells. Journal of experimental biology, 94, 317-327.
42. 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.
43. Towill, L.E., Shriner, C.R., Drury, J.S., Hammons, A.S., Holleman, J.W., 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: III chromium. U.S. environmental protection Agency Rep., 600/1-78-023. 287P
44. Van Duren, L.A., Herman, P.M.J., Sandee, A.J.J., Heip, C.H.R., 2006. Effects of muscle filtering activity on boundary layer structure. Journal of Sea Research, 55, 3-14.
45. Viarengo, A., Zanicchi, G., Moore, M.N., Orunesu, M., 1981. Accumulation and detoxification of copper by the mussel *Mytilus galoprovincialis* Lam: a study of the subcellular distribution in the digestive gland cells. Aquatic toxicology, 1, 147-157.
46. Wang, W.-Xi., Rainbow, P.S., 2008. Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals.

-
- Comparative biochemistry and physiology, Part C, 148: 315-323.
47. Waykar, B., Deshmukh, G., 2012. Evaluation of bivalves as bioindicators of metal pollution in freshwater. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 88, 48-53.
48. WHO. 2001. Environmental health criteria: Zinc. Geneva. 123p.
49. Williams, R.J.P., 1981. Physic-chemical aspects of inorganic element transfer through membranes. *Philosophical transactions of the royal society B: Biological sciences*, 294, 57-74.