ارزیابی تجمع زیستی آلاینده فلزی سرب در دو بخش زنده و غیرزنده رسوبات ساحلی دریای خزر

نگین بایرامی[۱]
ابراهیم فتائی[۲*]
مرجانه خراط صادقی[۳]
آرش جوانشیر خویی[٤]

۱. دانش‌آموخته، گروه علوم و مهندسی محیطزیست، واحد اردبیل، دانشگاه آزاد اسلامی، اردبیل، ایران
۲.دانشیار، گروه علوم و مهندسی محیطزیست، واحد اردبیل، دانشگاه آزاد اسلامی، اردبیل، ایران
۳. استادیار، گروه علوم و مهندسی محیطزیست، واحد قائم‌شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم‌شهر، ایران
۴. دانشیار، گروه محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

***مسئول مکاتبات:**
eafataei@iauardabil.ac.ir.com

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۳۰۸۳۲
تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۶/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۵
این مقاله پژوهشی و برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

تجمع زیستی فلزات سنگین در زنجیره‌های غذایی یکی از مهم‌ترین معضلات زیست‌محیطی و بهداشتی اکوسیستم‌های آبی می‌باشد. تحقیق حاضر با هدف ارزیابی مقدار جذب فلز سرب توسط *Gammarus sp.* و رسوب در منطقه ساحلی سیسنگان دریای خزر به اجرا درآمد. در این تحقیق *Gammarus sp.* به‌عنوان کف زی غالب داخل رسوبات نرم به‌عنوان شاخص زیستی جذب آلودگی سرب در سال ۱۳۹۴ موردبررسی قرار گرفت. در این آزمایش غلظت سرب پایین‌تر از غلظت مهلک آن برای گاماروس در نظر گرفته شد. محلول فلز سرب از ظروف (مزوکوم) حاوی گاماروس و رسوب عبور داده شد و نمونه‌برداری به ترتیب در زمان‌های تماس صفر (نمونه‌ی شاهد)، ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۵۰، ۲۱۰ و ۲۷۰ دقیقه انجام گرفت. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، به‌منظور تعیین غلظت سرب از دستگاه ICP-OES استفاده گردید. طبق نتایج آزمون واریانس یک‌طرفه، میانگین مقدار جذب فلز سرب در بین زمان‌های مختلف این آزمایش نسبت به یکدیگر معنی‌دار بودند ($P<۰/۰۰۵$). بیشترین مقدار سرب انباشته‌شده در بدن این جاندار در بازه‌ی زمانی ۱۵۰ دقیقه برابر با ۲۱/۶۹۳ میکروگرم بر گرم بود. بیشترین نرخ جذب در بازه‌ی زمانی ۱۵۰ دقیقه برابر با ۰/۲۱۱ میکروگرم بر گرم دقیقه به دست آمد. همچنین کمترین مقدار سرب جذب‌شده در بازه‌ی زمانی ۳۰ دقیقه با مقدار ۰/۰۵۲ میکروگرم بر گرم دقیقه مشاهده گردید. بیشترین میزان نرخ جذب سرب در رسوب در بازه‌ی زمانی ۳۰ دقیقه مشاهده گردید. بیشترین و کمترین میزان نرخ جذب فلز سرب توسط رسوب در زمان‌های ۳۰ و ۲۱۰ دقیقه به ترتیب برابر با ۰/۰۲۱۹ و ۰/۰۰۰۱ میکروگرم بر گرم دقیقه بود. نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق به‌خوبی نشان‌دهنده‌ی توان بالای *Gammarus sp.* در جذب فلز سرب بود. نتایج مشخص نمود که مقدار فلز سرب در طول آزمایش در بدن گاماروس‌ها افزایش یافت. لذا این‌گونه می‌توان استنباط نمود که این جاندار مکانیسمی جهت کنترل ورود یا تنظیم این فلز را ندارد و با توجه به نتایج مربوط به مقدار جذب این فلز، می‌توان گفت گاماروس‌ها توان بالاتری در جذب و تجمع فلز سرب را دارند.

واژگان کلیدی: تجمع زیستی، سرب، گاماروس، دریای خزر، ساحل سیسنگان.

مقدمه

فلزات سنگین به‌طور طبیعی در غلظت‌های کم در محیط‌های آبی وجود دارند، ولی فعالیت و مداخله‌های انسانی مانند فعالیت شهری و صنعتی، کشف معادن و استخراج نفت باعث افزایش این فلزات در محیطزیست جانداران آبی و رسوبات می‌شود (Choon and Hyun, 2012). این فلزات معمولاً از لایه‌های آب بر روی سطح رسوبات فرود می‌آیند (Bryan and Langston, 1992) و درنتیجه رسوبات نیز می‌توانند به‌عنوان یک شاخص مناسبی از آلودگی‌ها و تأثیرات سمی آن‌ها باشند (Saeki *et al.*, 1993). ازاین‌رو ارگانیسم‌هایی که در رسوبات زندگی می‌کنند در

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

مجاورت با خطرات بیشتری در مقابل جاندارانی که در ستون آب زندگی می‌کنند هستند. ازجمله آلودگی‌های شایع ناشی از فلزات سنگین می‌باشد (Schlekat *et al*., 2000). با توجه به این‌که گاماروس ها در رسوبات مناطق ساحلی زندگی می‌کنند، به دلیل رژیم غذایی ریزه‌خواری به‌شدت در معرض آلاینده‌هایی قرار دارند که در رسوبات تجمع می‌یابند (Mohammedi Galangash *et al*., 2018).

مطالعات متعددی سخت‌پوستان و صدف‌های ساکن نواحی ساحلی را به‌عنوان شاخص زیستی (Bioindicator) و تجمع دهنده زیستی مناسب معرفی کرده‌اند (Sogut and Yalcin, 2005; Karadede-Akin and Ünlü, 2006). سخت‌پوستان آبزی این فلزات را چه فلزات ضروری یا غیرضروری از طریق غذا، آب و رسوبات جذب می‌کنند و زمانی که میزان آن در بدن این آبزیان از حد مجاز بالاتر رود باعث سمیت می‌شوند (Rainbow, 2007).

مهم‌ترین نگرانی در پیرامون فلزات سنگین به دلیل این است زمانی که وارد محیط می‌شوند قابلیت تجزیه و تخریب زیستی و شیمیایی را برخلاف دیگر آلاینده‌ها ندارند (Yoshida *et al*., 2006) و به علت پایداری و استفاده روزافزون از آن‌ها نگرانی‌های زیادی را ایجاد کرده‌اند. در سال‌های اخیر، نگرانی پیرامون ورود حجم قابل‌توجهی از آلاینده‌ها به دریای خزر افزایش‌یافته است و گزارش‌های متعددی حاکی از افزایش بیش‌ازحد غلظت آلاینده‌ها به‌ویژه فلزات سنگین در رودخانه حوزه‌ی جنوبی، مصب‌ها و رسوبات ساحلی جنوبی، موجودات کف زی و فوک این دریا بوده است (زاهدی و همکاران، ۱۳۹۰).

رسوبات به‌عنوان معرف و شناساگر مهم برای آلودگی‌ها در نظر گرفته می‌شوند و از تجزیه و مطالعه‌ی آن‌ها می‌توان به میزان و نوع آلودگی پی برد. فلزات سنگین از طریق کانال‌های زهکشی یا از طریق تخلیه مستقیم در منطقه‌ی ساحلی به دام افتاده و در رسوبات تجمع پیدا می‌کنند. لازم به ذکر است بعضی از این فلزات در غلظت‌های کم برای ارگانیسم‌های آبزی ضروری و البته بعضی دیگر مضر هستند و از طریق تماس مستقیم با فلزات و یا انحلال این فلزات در فاز آبی، موجودات تحت تأثیر سوء آن‌ها قرار می‌گیرند (Choon and Hyun, 2012). غلظت فلزات سنگین در رسوبات به‌عنوان شاخصی از اثرات بالقوه سمی مطرح هستند، زیرا فراهمی زیستی فلزات به‌طور قابل‌توجهی بین رسوبات متفاوت است (Chapman *et al*., 1998; Borgmann *et al*., 2004). یکی از دلایلی که سبب اهمیت بررسی مواد تشکیل‌دهنده رسوبات می‌شود این است که بسیاری از گونه‌های زیستی بخش اعظم دوره‌ی زندگی خود را در محیط رسوبی یا روی آن می‌گذرانند. ازاین‌رو مواد موجود در رسوبات از طریق چرخه‌ی زیستی وارد بدن موجودات دیگر همچنین انسان می‌شود (Adams *et al*., 1992). این پدیده به‌ویژه در محیط‌های ساحلی اهمیت بیشتری پیدا می‌کند.

اثرات اکولوژیکی آلودگی‌های فلزات سنگین روی موجودات آبزی به نوع آلاینده، میزان آلاینده و مدت‌زمان در معرض بودن با آلاینده بستگی دارد. البته ماهیت شیمیایی و ترکیبات فلزات سنگین مهم‌تر از مدت‌زمان در معرض بودن با این فلزات و غلظت آن‌ها می‌باشند (Kennish, 1997). مطالعات متعددی در مورد اثرات بیولوژیکی آلودگی‌ها بر موجودات دریایی انجام‌شده است و از آن‌ها در جهت ارزیابی میزان فلزات در رسوبات ساحلی استفاده می‌گردد (Choon and Hyun, 2012). نتایج مطالعات Rajeshkumar و Li (۲۰۱۸) نشان داد میزان سرب در کبد ماهی‌ها بالاترین مقدار، کادمیوم در تمامی ارگان‌های ماهی تقریباً یکسان بود، محتوای کروم عمدتاً در کلیه و کبد انباشته‌شده بود و میزان عنصر مس در آب‌شش‌ها در بالاترین مقدار بود.

مطالعات زیادی نشان داده که به‌طورکلی بی‌مهره‌ها نسبت به ماهیان یا جلبک‌ها به فلزات سنگین حساس‌تر هستند (Bat *et al*., 2000). بی‌مهره‌ها فلزات سنگین را در بدن خود تجمع می‌دهند خواه این فلزات ضروری یا غیرضروری باشند؛ و این فلزات زمانی در بدن آن‌ها ایجاد سمیت می‌کند که مقدار تجمع سریع‌تر از مقدار سم‌زدایی و دفع باشد (Rainbow, 2007) و باعث اختلالاتی در بدن جاندار می‌شود. ماکروبنتوزها برای تعیین میزان آلودگی در اکوسیستم‌های دریایی گونه‌های مناسبی هستند و از آن‌ها در این‌گونه مطالعات استفاده‌های وسیعی می‌شود؛ زیرا

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

آن‌ها در مقایسه با شنای ماهی‌ها بی‌حرکت بوده و نسبت به سایر گونه‌ها برتری محسوب می‌شود، همچنین واریانس عمر طولانی‌تر دارند و تغییرات در بیومس آن‌ها کمتر از پلانکتون‌ها است.

سخت‌پوستان خانواده گاماریده که گاهی به‌اختصار گاماروس خوانده می‌شوند یکی از خانواده‌های بزرگ راسته‌ی ناجورپایان (Amphipoda) محسوب می‌گردند که بیش از ۲۰۰ گونه از آن‌ها شناسایی‌شده است. گاماروس‌ها بی‌مهره‌هایی با اندازه کوچک هستند که در رسوبات زندگی می‌کنند و یکی از موجودات مهم اغلب اجتماعات آب شیرین و شور و لب‌شور می‌باشند (Kunz *et al*., 2010). این جانداران پراکندگی وسیع جهانی دارند و در بسیاری از دریاها و رودخانه‌ها دیده می‌شوند. بعضی از گونه‌های خانواده گاماروس (به‌عنوان‌مثال: *Gammarus aeqicauda*) قابلیت تحمل محدوده وسیعی از تغییرات شوری را دارند و به عبارتی یوری هالین هستند و در دهانه رودخانه‌ها، جایی که رود به دریا ملحق می‌شود زندگی می‌کنند (Stock, 1967).

Gammarus ها به‌عنوان بی‌مهرگان آبزی حساس به رنج وسیعی از مواد شیمیایی و سموم در نظر گرفته می‌شوند (Felten *et al*., 2008)، و استفاده از آن‌ها در مطالعات ecotoxicology روبه افزایش است (Kunz *et al*., 2010). هم‌چنین بعضی از گونه‌های آن‌ها به‌عنوان یک شاخص زیستی با ارزش از سلامت اکوسیستم آبی محسوب می‌شوند. به‌عنوان‌مثال *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) که یک آمفی‌پود آب شیرین است و توزیع گسترده‌ای در رودخانه‌های اروپا و شمال آسیا دارد اغلب به‌طور وسیعی در مطالعات اکوتوکسیکولوژی مورداستفاده قرار می‌گیرد (Karaman and Pinkster, 1977; McCahon and Pascoe, 1988).

اکثراً در محیط‌های آبی گاماریده‌های بزرگ، بی‌مهره‌های غالب برحسب بیومس و تراکم هستند و در زنجیره‌های غذایی اهمیت زیادی دارند (Vellinger *et al*., 2012). در این تحقیق *Gammarus sp*. به‌عنوان موجود زنده این آزمایش به علت پراکندگی و گستردگی که در دریاچه‌ی خزر دارند، به رنج‌های مختلف استرسی حساس هستند، اغلب در تراکم بالا در محیط زندگی‌شان یافت می‌شوند، تشخیص و جمع‌آوری نسبتاً آسان آن‌ها، یک منع مهم غذایی برای بی‌مهرگان بزرگ‌تر و ماهیان و پرندگان هستند (Felten and *et al*., 2008)، تحرک کم و محدود و در تمام فصول قابل‌دسترس هستند انتخاب شد.

مطالعات متعددی این نکته که سخت‌پوستان شاخص مناسبی از آلودگی فلزات در محیط‌های آبی هستند را تأیید می‌کنند و از آن‌ها در جهت ارزیابی و تست‌های سمیت فلزات سنگین استفاده‌شده است.

فاکتورهای فیزیکو شیمیایی از دیگر عوامل مهم در مقدار جذب فلزات سنگین توسط جانداران آبزی و ازجمله گاماروس‌ها می‌باشند. به‌عنوان‌مثال در طی بررسی‌ای نشان داده شد با افزایش دما LC50 فلزات سرب، مس و روی در *Gammarus pulex* کاهش یافت (Bat *et al*., 2000). نتایج مطالعات Rajeshkumar و همکاران (۲۰۱۸) نشان داد ترتیب انباشتگی فلزات در ماهی به‌صورت Pb > Cu > Cr > Cd و در صدف به‌صورت Pb > Cu > Cr > Cd بود. بر اساس مطالعات Mubiana و Blust (۲۰۰۷) که اثر دما محیط‌زیست بر میزان جذب و انباشت فلزات سنگین کادمیوم، سرب، کبالت و مس توسط دوکفه‌ای دریایی *Mytilus edulis* موردبررسی قراردادند، به این نتایج رسیدند که رابطه‌ای مثبت ما بین جذب و انباشت فلزات سنگین توسط بافت آب‌ششی و درجه حرارت وجود دارد. بااین‌وجود تنها میزان انباشت فلزهای غیرضروری مانند کادمیوم و سرب در بدن موجود زنده نتایج مشابهی را نشان داد. درحالی‌که رابطه درجه حرارت با تجمع فلزات ضروری، کبالت به‌طور مستقل و با فلز مس به‌صورت معکوس بود. همچنین UsSaher و SaleemSiddiqui (۲۰۱۹) در بررسی تجمع زیستی هشت فلز سنگین آهن، مس، روی، کربن، نیکل، کبالت، سرب و کادمیوم در رسوب و بدن خرچنگ در منطقه ساحلی بر اساس نتایج حاصل از تجزیه‌وتحلیل مؤلفه اصلی (PCA) مشخص نمودند که عوامل محیطی مانند دمای آب دریا، شوری، اندازه دانه رسوب و ماده آلی با تجمع فلزات مختلف در خرچنگ‌ها ارتباط معنی‌داری دارند. ازنظر تأثیر جنسیت در تجمع فلزات سنگین در بدن سخت‌پوستان نتایج مطالعات Harris و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد ازنظر جنسیت ارتباط معنی‌داری در تجمع فلزات سنگین سرب و جیوه در اندام خرچنگ وجود نداشت.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

Choon و Hyun (۲۰۱۲)، غلظت فلزات سنگین در خرچنگ *Macrophthalmus Japonicas* و همچنین در رسوبات سطحی منطقه جزرومدی سواحل غربی و جنوبی شبه‌جزیره‌ی کره را مورد ارزیابی قراردادند؛ که نتایج حاکی از غلظت‌های متفاوت فلزات در مناطق مختلف بود که عمدتاً به دلیل تغییرات زیاد آلاینده‌ها در این مناطق است. در طی تحقیقی که توسط Amoozadeh و همکاران (۲۰۱۳)، جهت ارزیابی ارگانیسم‌های آبزی به‌عنوان شاخص زیستی در سواحل خلیج‌فارس و دریای عمان انجام دادند، غلظت فلزات کادمیوم و سرب در بارناکل (*Amphibalanus Amphitrite*)، میگو (*Ghost shrimp*)، (*Perinereis spp.*) polychaetes، صدف (*Saccostrea cucullata*) و رسوب در چند منطقه اندازه‌گیری شد. نتایج به‌دست‌آمده تفاوت معنی‌داری از غلظت این فلزات را در بارناکل با سایر این جانداران نشان داد به‌طوری‌که بیشترین غلظت در این‌گونه مشاهده گردید. فاکتور تجمع زیستی فلز کادمیوم به ترتیب بارناکل> صدف>polycheates> میگو، درحالی‌که برای فلز سرب الگوی مقابل را دنبال می‌کند: بارناکل>polycheates> صدف >میگو؛ و در بیشتر ایستگاه‌های نمونه‌برداری کمترین غلظت این فلزات در رسوبات اندازه‌گیری شد.

طی مطالعاتی که Dedourge-Geffard و همکاران (۲۰۰۹) بر روی مقایسه روش جذب کادمیوم، سرب و نیکل در زیر سطح سلولی بر روی *Gammarus fossarum* انجام دادند، مقدار تجمع این فلزات در بدن این جاندار اندازه‌گیری شد. نتایج حاکی از تجمع بالایی از این فلزات در *Gammarus* بود. غلظت فلز کادمیوم در بدن *Gammarid* ها زمانی که در معرض ۶/۲۵ میکروگرم در لیتر کادمیوم و ۲۵ قرار داشتند تا ۲۳۳ و ۲۵۳ برابر در مقایسه با نمونه کنترل افزایش یافت. همچنین غلظت فلز سرب در بدن این جاندار زمانی که در معرض غلظت‌های ۵۰ و ۶۰۰ م میکروگرم بر لیتر سرب قرار گرفت در مقایسه با نمونه شاهد ۴۷ و ۶۲۵ برابر افزایش یافت. *Gammarid*ها زمانی که با غلظت‌های۱۰ و ۹۰ میکروگرم بر لیتر نیکل مواجه شدند غلظت فلزات سنگین در بدن آن‌ها ۳۷۱ و ۹۵۰ برابر در مقایسه با نمونه شاهد افزایش یافت. نتایج این موضوع را *که Gammarusfossarum* به‌عنوان یک تجمع دهنده‌ی خوب برای جذب فلزات محسوب می‌شود را تأیید کرد و به‌طور کل جنس‌های *Gammarus* به‌عنوان یک تجمع دهنده‌ی خوب در برنامه‌های biomonitoring می‌باشند.

در طی بررسی که توسط Gerhardt (۱۹۹۵) بر روی پاسخ‌های *Gammarus pulex* در مواجهه با فلزات سنگین سرب و مس در بازه‌ی زمانی کوتاه‌مدت (۱ ساعت) و بلندمدت انجام شد، نتایج نشان داد که این جاندار بعد از ۳۰ دقیقه مواجهه با مس و بعد از ۱ ساعت در معرض بودن با فلز سرب واکنش‌ها استرسی اولیه را بروز داد؛ که این واکنش‌ها شامل افزایش فعالیت برای هواگیری و کاهش حرکت جاندار بود. این‌گونه مقاومت‌ها یک روش مناسب برای تشخیص پاسخ‌های استرسی به فلزات است و می‌توان در سیستم‌های biomonitoring "هشداردهنده" و همچنین برای آزمایش سمیت رفتاری مزمن و حاد مورداستفاده قرار گیرند. مکانیسم سمی سرب در آب‌شش‌ها به این صورت است که با مسدود کردن کانال‌های کلسیمی در غشاء آب‌شش با فلز سرب به جاندار آسیب وارد می‌کند؛ که درنتیجه باعث اختلال در تنظیم یونی شده و موجودات که با افزایش فعالیت‌های اکسیژن‌گیری سعی در جبران آن دارند، انرژی بیشتری را در این مسیر مصرف می‌کنند.

تحقیق حاضر با هدف ارزیابی مقدار جذب فلز سرب توسط *Gammarus sp* و رسوب به اجرا درآمد. نتایج این تحقیق بر اساس مقایسه مقادیر جذب این آلاینده توسط *Gammarus sp* و رسوبات می‌تواند به درک بهتر فرایند گردش آلاینده در سواحل کمک کرده و همچنین امکان استفاده از این آبزی را در ارزیابی آلودگی‌های فلزات سنگین به‌منظور حفاظت از اکوسیستم ساحلی دریای خزر را فراهم آورد.

مواد و روش‌ها

در این آزمایش بخشی از مراحل انجام کار به‌صورت در محل (In situ) و مزوکوزم انجام شد و بخش دیگر آن در آزمایشگاه ادامه یافت. مطالعات مزوکوزم شبیه به مطالعات میکروکوزم و مدل اکوسیستم (model ecosystem) در معرض قرارگیری طبیعی تحت شرایط کنترل‌شده می‌باشد

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

که این آزمایشات می‌تواند در آزمایشگاه و یا در محل انجام شود (Arnot and Gobas, 2006). همچنین تمامی مراحل آزمایش در سیستم باز انجام گرفت، بدین معنی که در آن جریان ورودی پس از گردش در سیستم، وارد ظروف خروجی شده و از سیستم خارج می‌گردید.

نمونه‌برداری در اردیبهشت‌ماه سال ۹۴ در ساحل جنوبی دریای خزر و منطقه سیسنگان در مختصات جغرافیایی ۵۱ درجه و ۸۱ دقیقه و ۰۳ ثانیه شرقی و ۳۶ درجه و ۵۷ دقیقه و ۷۰ ثانیه شمالی انجام گردید. طی بازدید و اطلاعات قبلی در این محل آمفی‌پود مورد آزمایش به میزان فراوان وجود داشت، همچنین سعی شد آزمایشات در مکانی با بار آلودگی کمتر انجام شود. میزان مشخصی از آمفی‌پود *Gammarus* sp. از طریق تور ساختگی دستی از ساحل شنی دریای خزر جمع‌آوری شد و درون ظرف پلاستیکی قرار گرفت و تا شروع آزمایش توسط پمپ هواده باطری دار هوادهی گردید. پیش از شروع آزمایش به این نکته نیز توجه شد که مدت‌زمانی به جاندار فرصت داده شود تا از حالت استرسی که در حین جمع‌آوری ممکن است ایجادشده باشد رها شود، همچنین استانداردهای فیزیکوشیمیایی آب (دما، شوری، pH، میزان اکسیژن محلول در آب و شوری در آب) توسط دستگاه چندین بار اندازه‌گیری گردید و سعی شد همه‌ی مراحل آزمایش در شرایط نسبتاً یکسانی انجام شود.

در این مطالعه فلز سنگین سرب که شاخص آلودگی‌های نفتی نیز می‌باشد مورد آزمایش قرار گرفتند. غلظت موردنیاز ۱ میلی‌گرم در لیتر سرب که زیر غلظت LC50 با توجه به مطالعات قبلی (Vellinger *et al*., 2012)، در نظر گرفته‌شده بود از حل کردن ترکیبات نیترات سرب در آب مقطر تهیه گردید و تا شروع آزمایش در تاریکی قرار گرفت. در ابتدای آزمایش آب دریا با فیلتر ۶۲ میکرون جهت جلوگیری از ورود ذرات مزاحم فیلتر شد و محلول فلزی به آن اضافه گردید. آب دریا حاوی محلول فلزی مکرراً هوادهی شده و توسط لوله‌های pvc به ظروف ۱/۵ لیتری حاوی گاماروس و رسوب منتقل می‌گردید.

آزمایشات بدین گونه انجام شد که Gammarusهای جمع‌آوری‌شده و رسوبات درون ظروف ۱/۵ لیتری قرار داده شدند و آب حاوی محلول فلزی سرب با غلظت ۱ میلی‌گرم در لیتر تحت هوادهی نیز بود توسط لوله‌های PVC از آن‌ها عبور داده شد. همچنین لازم به ذکر است که از غلظت ۱ میلی‌گرم در لیتر نیز همانند *Gammarus*ها برای تعیین مقدار جذب توسط رسوبات استفاده گردید. سیستم آزمایشی، به عبارتی ظروف حاوی *Gammarus* و رسوب، در مکان زندگی *Gammarus*ها یعنی در ساحل و در منطقه‌ی امواج دریا قرار داده شد، زیرا از تغییرات در شرایط زیست‌محیطی و بعضی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و درنتیجه ایجاد استرس برای *Gammarus*ها جلوگیری شود.

با توجه به دبی جریان آب ورودی که در حدود ۰/۵ لیتر در دقیقه بود، نمونه‌برداری از رسوب و *Gammarus*، در بازه‌های مضربی از ۳۰ دقیقه به عبارتی در ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۵۰، ۲۱۰ و ۲۷۰ دقیقه انجام گرفت. همچنین برای هرکدام از بخش‌های مطالعاتی (*Gammarus* و رسوب) نمونه شاهد (بدون اضافه کردن محلول فلزی در زمان صفر) در نظر گرفته شد. به‌این‌ترتیب پس از شروع آزمایش در زمان‌های تعیین‌شده مقدار مشخص *Gammarus* درون زیپ کیف‌های مخصوص قرار داده شد و به‌منظور فیکس کردن آن‌ها، بلافاصله به فریزر با دمای ۲۰- درجه‌ی سانتی‌گراد انتقال داده شدند (Pourang, 1996; Vellinger *et al*., 2012). همچنین مقدار ۵۰ گرم رسوب را در هر بازه‌ی زمانی درون تیوپ‌های پلاستیکی ریخته و در یخچال با دمای ۴ درجه‌ی سانتی‌گراد نگهداری شدند (Hakanson and Jansson, 1983; Pourang, 1996) و به‌این‌ترتیب نمونه‌ها فیکس گردید و سپس جهت ادامه‌ی آزمایشات و آنالیزها شیمیایی آن‌ها، به آزمایشگاه منتقل گردیدند.

پس از انتقال *Gammarus*ها به آزمایشگاه و یخ‌زدایی آن‌ها، نمونه‌های *Gammarus* درون آون در دمای ۶۵ درجه‌ی سانتی‌گراد به مدت‌زمان ۴۸ ساعت خشک شد و سپس نمونه‌های خشک‌شده با هاون، کاملاً نرم و هموژنیزه (همگن) گردیدند و در ادامه ۱ گرم از نمونه‌های خشک‌شده جهت هضم شیمیایی توزین شد و با ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۵۰٪ مخلوط و به مدت ۱۵ دقیقه حرارت داده شد. سپس ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک به آن اضافه گردید و ۳۰ دقیقه حرارت داده شد. در ادامه ۲ میلی‌لیتر آب مقطر دو بار تقطیر و ۳ میلی‌لیتر آب‌اکسیژنه ۳۰٪ و ۱ میلی‌لیتر آب‌اکسیژنه بافاصله‌ی زمانی ۳ دقیقه‌ای به آن اضافه گردید. محلول به‌دست‌آمده ۵ دقیقه حرارت داده شد. درنهایت ۵ میلی‌لیتر نیتریک اسید غلیظ و همچنین

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

۱۰ میلی‌لیتر آب مقطر دو بار تقطیر به آن اضافه و توسط کاغذ واتمن ۴۲ صاف شد، محلول به‌دست‌آمده جهت خوانش فلزات سنگین سربه دستگاه ICP-OES منتقل گردیدند (موسی‌پور و همکاران، ۱۳۹۹).

نمونه‌های رسوب پس از انتقال به آزمایشگاه درون آون در دمای ۷۰ درجه‌ی سانتی‌گراد به مدت‌زمان ۴۸ ساعت خشک گردید (Smolders *et al*., 2002) و سپس ۰/۵ گرم از رسوبات توزین گردیدند و توسط ۵ میلی‌لیتر فلوریدریک اسید و ۱ میلی‌لیتر از اسیدکلریدریک و اسید نیتریک به نسبت ۱:۳ در لوله‌های تفلونی هضم و سپس به مدت ۹۰ دقیقه حرارت داده شدند و در آخر نیز ۵ میلی‌لیتر بوریک اسید به نمونه‌ها اضافه شد (Dell'Anno *et al*., 2009). غلظت فلزات سنگین سرب در نمونه‌های رسوب همچنین با دستگاه ICP مدل Varian 735-ES مورد آنالیز قرار گرفتند که حد خوانش آن برای سرب ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر بود.

برای تست نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف–اسمیرنوف استفاده گردید. جهت تجزیه‌وتحلیل داده‌ها بین دو گروه از آزمون t استفاده شد، یعنی جهت تعیین اختلاف معنی‌دار بین دو گروه رسوب و *Gammarus*، ازنظر میزان سرب، از آزمون t استفاده گردید. کلیه‌ی آنالیزهای آماری و رسم نمودارها با نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۰ و Excel نسخه ۲۰۱۵ انجام شد.

نتایج

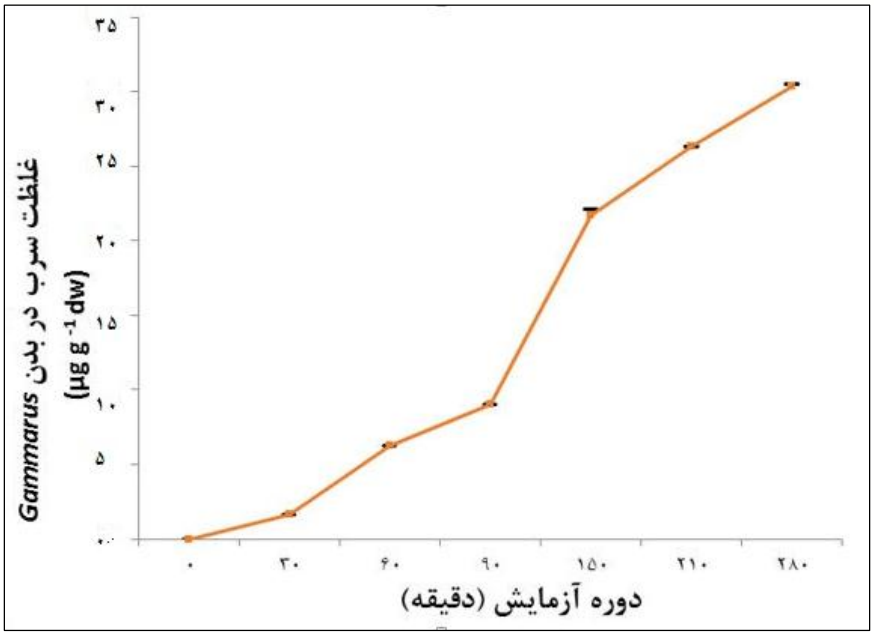
فاکتورهای فیزیکوشیمیایی که در محل آزمایش و نمونه‌برداری، اندازه‌گیری شده بودند، در جدول ۱ ارائه‌شده است.

جدول ۱: نتایج اندازه گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ساحل سیسنگان دریای خزر در سال ۱۳۹٤.

پارامترها	میانگین ±S.D.
دما (درجه سانتی‌گراد)	۰±۲۲/۸
اکسیژن محلول (میلی‌گرم در لیتر)	۹/۲ ۰±/۱
pH	۸/۰±۵/۰۸
شوری (گرم در لیتر)	۷۳/۰±۹/۱
هدایت الکتریکی (میکرو موس در سانتی‌متر)	۱۸/۱±۵

مقدار فلز سرب جذب‌شده توسط *Gammarus sp*. دریای خزر در شکل ۱ نشان داده‌شده است. نتایج نشان داد با افزایش زمان مجاورت این جاندار با فلز سرب، افزایش معناداری (P<۰/۰۰۵) در مقدار این فلز در این جاندار دیده شد.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

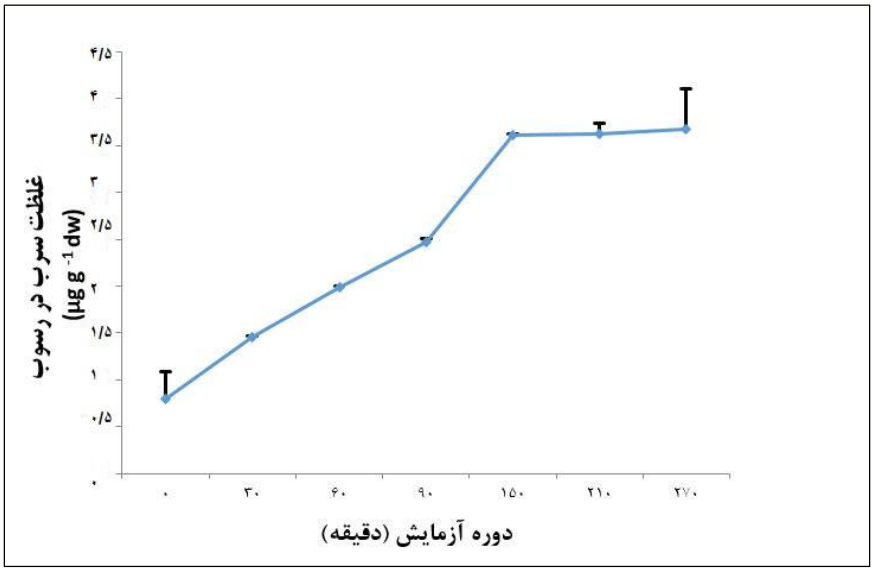


شکل ۱: مقدار جذب فلز سرب توسط *Gammarus sp.* در بازه‌های زمانی مختلف در ساحل سیسنگان دریای خزر در سال ۱۳۹٤.

طبق نتایج آزمون واریانس یک‌طرفه، میانگین مقدار جذب فلز سرب در بین زمان‌های مختلف این آزمایش نسبت به یکدیگر معنی‌دار بودند (P<۰/۰۰۵). بیشترین مقدار سرب انباشته‌شده در بدن این جاندار در بازه‌ی زمانی ۱۵۰ دقیقه (نسبت به زمان قبلی) بود که برابر با ۲۱/۶۹۳ میکروگرم بر گرم است. در نمونه‌ی شاهد این مقدار کمتر از ۰/۱ میکروگرم بر گرم بود و بعد از ۳۰ دقیقه مقدار غلظت در بدن به ۱/۶۶۲، در ۶۰ دقیقه ۶/۲۶۰، در ۹۰ دقیقه ۹/۰۱۸، در ۲۱۰ دقیقه ۲۶/۲۹۸ و در ۲۷۰ دقیقه ۳۰/۳۲ میکروگرم بر گرم رسید. لازم به ذکر است در مقایسه بین همه‌ی بازه‌های زمانی این آزمایش اختلاف معنادار دیده‌شده است.

مقادیر فلز سرب جذب‌شده در رسوبات دریای خزر در بازه‌های زمانی تعیین‌شده در شکل ۲ نشان داده‌شده است.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

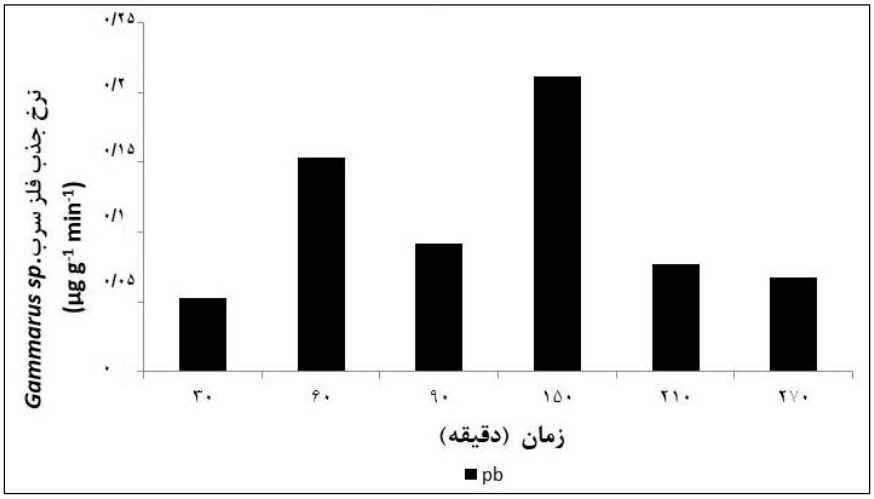


شکل ۲: **مقدار جذب فلز سرب توسط رسوب در بازه‌های زمانی مختلف در ساحل سیسنگان دریای خزر در سال ۱۳۹٤.**

نتایج نشان داد مقدار فلز سرب قبل از در معرض قرارگیری (نمونه شاهد) با غلظت ساخته‌شده‌ی ۱ میلی‌گرم در لیتر ۱ برابر با ۰/۷۹۸ میکروگرم بر گرم بود. در ادامه و در ۳۰ دقیقه به ۱/۴۵۷ میکروگرم بر گرم، در ۶۰ دقیقه ۱/۹۸۷، در ۹۰ دقیقه ۲/۴۷۱، در ۱۵۰ دقیقه ۳/۶۱۵، در ۲۱۰ دقیقه ۳/۶۲۷ و در ۲۷۰ دقیقه به ۳/۶۸۰ میکروگرم بر گرم رسید. به‌غیراز بازه‌های زمانی ۳۰ با ۶۰ دقیقه، ۶۰ با ۹۰، ۱۵۰ با ۲۱۰ و ۲۱۰ با ۲۷۰ دقیقه که اختلاف معنی‌داری دیده نشد ($P>0/05$) در حالت مقایسه‌ای بین زمان‌های دیگر اختلاف معنی‌دار وجود داشت ($P<0/05$).

نرخ جذب فلزات سنگین سرب در دو بخش *Gammarus* و رسوب در زمان‌های صفر، ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۵۰، ۲۱۰ و ۲۸۰ دقیقه که آزمایش به طول انجامید محاسبه گردید و به شرح زیر است:

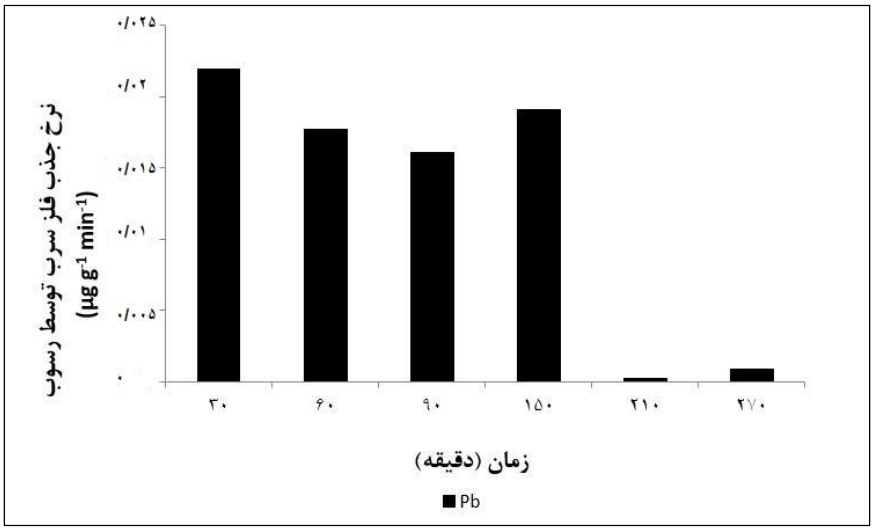
نرخ جذب فلز سرب توسط *Gammarus*های موردمطالعه در بازه‌های زمانی متفاوت در طول آزمایش در شکل ۳ نشان داده‌شده است.



[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

شکل ۳: تغییرات نرخ جذب فلزات سرب توسط *Gammarus sp.* در طول دوره آزمایش در ساحل سیسنگان دریای خزر در سال ۱۳۹٤.

با توجه به شکل ۳ بیشترین نرخ جذب در بازه‌ی زمانی ۱۵۰ دقیقه رخ‌داده است که این مقدار به ۰/۲۱۱ میکروگرم بر گرم دقیقه رسیده است. همچنین کمترین مقدار سرب جذب‌شده در بازه‌ی زمانی ۳۰ دقیقه که ۰/۰۵۲ میکروگرم بر گرم دقیقه مشاهده گردید.
نرخ جذب سرب توسط رسوب مورد آزمایش در زمان‌های مختلف در شکل ۴ نشان داده‌شده است.



شکل ٤: تغییرات نرخ جذب فلز سرب توسط رسوب در طول دوره آزمایش در ساحل سیسنگان دریای خزر در سال ۱۳۹٤.

همان‌طوری که در شکل ۴ دیده می‌شود بیشترین میزان نرخ جذب سرب در رسوب محدود مطالعاتی دریای خزر در بازه‌ی زمانی ۳۰ دقیقه مشاهده گردید و پس‌ازآن کاهش در نرخ جذب رخ داد که این کاهش تا ۱۵۰ دقیقه شیب کمی داشته و در ۲۱۰ دقیقه نرخ جذب به کمترین مقدار خود رسید. بیشترین و کمترین میزان نرخ جذب فلز سرب توسط رسوب در زمان‌های ۳۰ و ۲۱۰ دقیقه به ترتیب برابر با ۰/۰۲۱۹ و ۰/۰۰۰۱ میکروگرم بر گرم دقیقه بود.

بحث و نتیجه‌گیری

تجمع زیستی عناصر سنگین با توجه به این‌که ازلحاظ بیولوژیک غیرقابل تجزیه می‌باشند؛ در بافت‌های مختلف جانداران آبزی، صورت می‌گیرد که به همین خاطر، توجه داشتن به سطح غلظت آن‌ها در زیستگاه‌ها و بافت‌های مختلف آبزیان دارای اهمیت بسیاری است (Baki *et al.*, 2018). رسوبات به‌عنوان یکی از شاخص‌های مهم برای سنجش آلودگی‌های زیستی در نظر گرفته می‌شوند (Borgmann *et al.*, 2004) و منبعی برای آلودگی‌های فلزات سنگین به‌حساب می‌آیند. حضور فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی و فاضلاب‌های صنعتی به دلیل اثرات منفی بر سلامت ازجمله سرطان، نگرانی‌های بسیار زیادی را ایجاد نموده است (Kobielska *et al.*, 2018). فاضلاب شهری،

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

پساب صنایع و کشاورزی مهم‌ترین منشأ ورود فلزات سنگین به تالاب محسوب می‌گردد (Ghadimi, 2020). با توجه به این‌که رسوبات زیستگاه بسیاری از جانداران ازجمله گاماروس‌ها می‌باشند، لذا نتایج تحقیق حاضر نیز نشان داد *Gammarus sp.* به دلیل سازگاری بالا و شکل غالب در سواحل خزر جنوبی، شاخص زیستی مناسبی برای ارزیابی آلودگی‌های ناشی فلزات سنگین می‌تواند باشد.

نتایج مطالعه‌ی حاضر نشان داد که غلظت فلزات سنگین سرب در بدن *Gammarus*ها با در معرض قرار گرفتن با غلظت ۱ میلی‌گرم در لیتر این فلز افزایش معناداری داشت. لذا می‌توان گفت تجمع این فلز در بدن این سخت‌پوست پروسه‌ای وابسته به زمان است و رابطه خطی بازمان دارد. نتیجه مذکور این فرضیه را که *Gammaridae*ها و به‌طورکلی سخت‌پوستان قادر به تنظیم غلظت‌های فلزات غیرضروری در بدن خود نمی‌باشند (Rainbow, 1998) و مکانیسمی جهت کنترل این فلزات را در بدن خود ندارند را تأیید می‌کند، این بدان معنی است که هرچه جاندار با غلظت‌های بالاتر روبه‌رو شود مقدار تجمع در بدن بیشتر می‌شود. به همین دلیل است که غلظت فلز غیرضروری سرب در بدن جانداران عمدتاً به غلظت محیط بستگی دارد (Amiard *et al*., 1987). مقداری از این فلزات توسط نوشیدن آب (drinking watear) و بخش دیگر از طریق غذا و همچنین جذب پوستی وارد بدن *Gammarus*ها می‌شوند (Vellinger *et al*., 2012). لذا به‌طورکلی می‌توان بیان داشت که با افزایش زمان مجاورت فلز سرب با *Gammarus* sp. دریای خزر مقدار این فلزات در بدن این جاندار افزایش می‌یابد؛ بنابراین در ارزیابی زیستی محیط‌های آبی به‌عنوان یک‌گونه‌ی مناسب می‌تواند مورداستفاده قرار گیرد.

نتایج قابلیت جذب فلز سرب در رسوبات نشان داد بعد از مجاورت رسوبات با فلز سرب مقدار این فلز افزایش معناداری را در بازه‌های زمانی متفاوت نشان داد؛ یعنی با افزایش در معرض بودن با این فلز مقدار آن در رسوبات افزایش‌یافته ولی از حد ۳/۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بالاتر نرفته بود. ساختار شیمیایی رسوبات بستگی به مقدار فلزات موجود در آب، نرخ رسوب‌گذاری فلزات از آب به رسوبات، شرایط فیزیکی و شیمیایی عناصر (یونی، کمپلکس و ذرات معلق) و همچنین ویژگی‌های آب ازنظر pH و قلیاییت و غلظت اکسیژن محلول دارد. البته یکی از عوامل دیگر دانه‌بندی است که تأثیرگذار می‌باشد، به این صورت که هرچه دانه‌بندی رسوب کوچک‌تر باشد این ذرات رسوب نسبت سطح به حجم بیشتری ایجاد می‌کنند و باعث می‌شود فلزات و دیگر آلودگی‌ها بیشتر جذب آن‌ها شوند (Libes, 1992). درنتیجه مقدار غلظت آلاینده سرب در رسوب عمدتاً به‌طور مستقیم وابسته به غلظت این فلزات در محیط می‌باشند.

رسوبات دریای خزر و *Gammarus* دو بخش مهم و جداناپذیر از این توده آبی عظیم هستند. در بررسی مقایسه‌ای بین رسوب و *Gammarus* تفاوت معناداری بین غلظت فلز در *Gammarus sp.* با رسوبات مشاهده گردید. به این صورت که با افزایش غلظت آلاینده در محیط، بخش عمده آن توسط گاماروس جذب‌شده و ذرات رسوبات فقط قادر به جذب بخش کوچکی از آلاینده بودند. البته در بعضی سخت‌پوستان که تجمع دهنده‌ی خوبی نمی‌باشند این مقدار کمتر از رسوب است، به‌عنوان‌مثال در میگوی *Metapenaeus bennettae* که در مصب سیدنی و پورت هاکینگ در استرلیا نمونه‌برداری شد و مورد آنالیز فلزات سنگین قرار گرفت تجمع این فلزات در بدن میگو کمتر از رسوبات بودند (Lewtas *et al*., 2013). به‌طور کل نتایج بیان‌کننده‌ی این موضوع می‌باشند گاماروس‌ها جذب‌کننده‌ی خوبی برای این فلزات نسبت به رسوبات هستند.

بین غلظت فلزات سنگین در رسوبات و غلظت آن‌ها در *بدن* Gammarusها رابطه‌ی مستقیم وجود دارد به این صورت که با افزایش غلظت آلاینده در رسوبات مقدار آن‌ها در بدن این جاندار نیز افزایش‌یافته است. مصرف رسوبات یک منبع مهم برای جذب فلزات سنگین می‌باشد، اگرچه تأثیر ژئوشیمی رسوبات بر فراهمی زیستی تاکنون به‌طور کامل شناخته‌نشده است (Selck *et al*., 1999). Chong و همکاران (۲۰۰۰) یافتند که ذرات رسوبی مهم‌ترین منبع جذب فلزات سنگین توسط صدف *Perna viridis* در آب‌های هنگ‌کنگ است که این جذب ناشی از تعلیق مجدد رسوبات درنتیجه جریانات جزر و مدی بوده است. مطالعات انجام‌شده توسط Choon و Hyun (۲۰۱۲) بر روی یک‌گونه سخت‌پوست نشان داد که با افزایش غلظت فلزات سرب و کادمیوم در رسوبات، میزان این فلزات در خرچنگ (*Macrophthalmus japonicas*) به‌طور

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

معنادار افزایش‌یافته است. به‌هرحال میزان آلودگی در بدن سخت‌پوستان ساکن در رسوبات ساحلی و خود رسوبات، هرچند در این مطالعه در بازه زمانی طولانی بررسی نشد ولی به نظر می‌رسد که نهایتاً در حالت تعادل با یکدیگر قرار می‌گیرند و دارای رابطه مثبت با یکدیگر هستند.

با توجه به نتایج باوجود آن‌که نرخ جذب از یک الگوی خاصی تبعیت نکرد ولی در هر دو بخش مطالعاتی (*Gammarus sp.* و رسوب) با در معرض قرار گرفتن با آلاینده فلزی نرخ جذب افزایش پیدا کرد و در طی یکی از بازه‌های زمانی به اوج خود رسیده و سپس کاهش معنی‌داری یافت. تحقیقات بیان داشته که هر افزایشی در مقدار این فلز سنگین در محیط چه به‌صورت محلول یا در رژیم غذایی باعث افزایش نرخ جذب در بدن این موجودات می‌شود (Rainbow, 2002). Urien و همکاران (۲۰۱۷) در بررسی سینتیک (سرعت واکنش) در معرض سرب قرارگیری گاماروس نشان دادند که تجمع زیستی سرب در غلظت کمتر ۱۰ از میکروگرم بر لیتر اتفاق نمی‌افتد.

با افزایش زمان مجاورت با فلز سرب، بر نرخ تغذیه و فعالیت‌های مربوط به هواگیری و نرخ تنفس تأثیر بیشتر گذاشته، باعث کاهش این فعالیت‌ها و درنتیجه کاهش جذب فلز می‌شود (Felten *et al*., 2008) پاهای آبششی، مسئول فراهم کردن اکسیژن از آب هستند و این هواگیری را توسط حرکات فرکانسی pleopod ها انجام می‌دهند که به‌طور متوسط در *Gammarus pulex* بین ۱۵۰ تا ۲۰۰ ضربه در دقیقه است (Vellinger *et al*., 2012). زمانی که این موجودات در برابر فلزات سمی مانند سرب قرار می‌گیرند حرکت pleopodها کاهش می‌یابد به‌طوری‌که در طی بررسی Gerhardt (۱۹۹۵) بر روی *Gammarus pulex* در مواجهه با فلز سرب نیز به این نتیجه رسید که پس از یک ساعت در معرض قرارگیری واکنش‌های استرسی اولیه در این جاندار بروز می‌نمایند. به این صورت که با مسدود کردن کانال‌های کلسیمی در غشاء آب‌شش با فلز سرب به جاندار آسیب وارد می‌کند درنتیجه باعث اختلالاتی در تنظیم یونی شده و *Gammarus*ها با افزایش فعالیت‌های اکسیژن‌گیری سعی در جبران آن دارند، درنتیجه انرژی بیشتری را در این مسیر مصرف می‌کنند.

به‌طور کل نرخ جذب فلز سرب در *Gammarus*های دریای خزر نیز در بازه‌های زمانی ابتدایی آزمایش افزایش‌یافته و سپس کاهش یافت که تأییدی بر گفته‌های بالا می‌باشد.

همچنین نتایج به دست آماده نشان داد رسوبات جذب‌کننده خوبی برای فلز سنگین سرب می‌باشند به‌طوری‌که در طول بازه‌ی زمانی با افزایش زمان مجاورت مقدار این فلز در رسوبات نیز افزایش پیدا کرد. لازم به ذکر است مقدار تجمع این فلز در رسوبات در مقایسه با *گاماروس‌ها* به‌مراتب کمتر بوده است.

بر طبق نتایج مطالعه حاضر *sp.Gammarus* می‌تواند یک‌گونه مناسب جهت پایش زیستی فلز سنگین سرب در سواحل دریای خزر باشد. به‌طوری‌که نتایج تحقیقات Lebrun (۲۰۲۰) نشان داد این گونه‌ها برای پایش وضعیت اکولوژیکی و شیمیایی آب‌های شیرین مفید هستند. چراکه علاوه بر سکونت در منطقه از فراوانی بالا و توانایی جذب بالای این فلزات نیز برخوردار می‌باشد. همچنین علاوه بر اینکه رسوبات نقش بسیار مهمی در اکوسیستم دریای خزر و جانداران آن ازجمله *sp.Gammarus*ها ایفا می‌کنند، از این رسوبات می‌توان به‌عنوان شاخص زیستی مناسبی جهت اندازه‌گیری فلزات سنگین استفاده کرد.

منابع

زاهدی، س.، میرواقفی، ع.، رفیعی، غ.، مجازی امیری، ب.، هدایتی، م.، مخدومی، چ. و زارعی دنگسرکی، م.، ۱۳۹۰. بررسی اثر غلظت تحت کشنده فلزات سنگین مس و کادمیوم بر شاخص‌های استرسی تاس ماهی ایرانی یک‌ساله (*Acipenser persicus*). مجله علمی شیلات، شماره ۲۰. صفحات ۷۲ –۶۱.

موسی‌پور، م.، علاف نویریان، ح. و صیاد اوغلی، ف.، ۱۳۹۹. بررسی تراکم جمعیتی گاماروس آب شیرین (*Gammarus fasciatus*) و ارتباط آن با عوامل غیر زیستی در روان آب ارتفاعات لاکانشهر (رشت – گیلان)، فصلنامه فیزیولوژی و تکوین جانوری، دوره ۱۳، شماره ۲ صفحات ۳۹–۵۰.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

Adams, W. J., Kimerle, R. A. and Barnett, J. W., 1992. Sediment quality and aquatic life assessment. Environmental Technology, 26(10): 1865_1875.

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Bertht, B. and Metayer, C., 1987. Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 106: 73-89.

Amoozadeh, E., Malek, M., Rashidinejad, R., Nabavi, S., Karbassi, M., Ghayoumi, R., Ghorbanzade-zafarani, G., Salehi, H. and Sures, B., 2013. Marine organisms as heavy metal bioindicators in the Persian Gulf and the Gulf of Oman. *Environmental Science Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-013-1890-8.

Arnot, J. A. and Gobas, F. A. P. C., 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and cioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. Environmental Reviews, 14(4): 257-297.

Baki, M. A., Hossain, M. M., Akter, J., Quraishi, S. B., Shojib, M. F. H., Ullah, A. A. and Khan, M. F., 2018. Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp, lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island, Bangladesh. Ecotoxicology and environmental safety, 159: 153-163.

Bat, L., Akbulut, M., Çulha, M., Gündoĝdu, A. and Satilmiş, H. H., 2000. Effect of Temperature on the Toxicity of Zinc, Copper and Lead to the Freshwater Amphipod Gammarus pulex (L., 1758). Turkish Journal of Zoology, 24: 409-415.

Borgmann, U., Nowierski, M., Grapentine, L. C. and Dixon, D. G., 2004. Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Qubec. Environmental Pollution, 129: 39−48.

Bryan, G. W. and Langston, W. J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference ton United Kingdom estuaries: a review.Environmental Pollution, 76: 89-131.

Chapman, P. M., Wang, F. Y., Janssen, C., Persoone, G. and Allen, H. E., 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 2221−2243.

Chong, K. and Wong, W. X., 2000. Bioavailability of sediment bound Cd, Cr and Zn to the green mussel Perna viriis and the Manila clam Ruditape philippinarum. J. Marin Biology and Ecology, 255:75– 92.

Choon, K. N. and Hyun, J. P., 2012. Distribution of heavy metals in tidal flat sediments and their bioaccumulation in the crab Macrophthalmusjaponicas in the coastal areas of Korea. Geosciences Journal, 16: 153-164.

Dedourge-Geffard, O., Palais, F., Biagianti-Risbourg, S., Geffard, O. and abd Geffard, A., 2009. Effects of metals on feeding rate and digestive enzymes in Gammarus fossarum: An in situ experiment. Chemosphere, 77(11): 1569–1576.

Dell'Anno, A., Beolchini, F., Gabellini, M., Rocchetti, L., Pusceddu, A. and Danovaro, D., 2009. Bioremediation of petroleum hydrocarbons in anoxic marine sediments: Consequences on the speciation of heavy metals. Marine Pollution Bulletin, 58:1808-1814.

Felten, V., Charmantier, G., Monsa, R., Geffard, A., Rousselle, P., Coquery, M., Garric, J. and Geffard, O., 2008. Physiological and behavioral responses of Gammarus pulex (Crustacea: Amphipoda) exposed to cadmium. Aquatic Toxicology. 86: 413–425.

Ghadimi, F., 2020. Assessing the heavy metal contamination in sediments of Mighan playa using pollution indices, Journal of Stratigraphy and Sedimentology Researches University of Isfahan, 36(1): 21-38.

Gerhardt, A., 1995. Monitoring behavioural responses to metals in Gammarus pulex (L.)(Crustacea) with impedance conversion. Environmental science and pollution research, 2: 15_23.

Hakanson, L. and Jansson, M., 1983. Principles of Lake Sedimentology.Springer –Verlag.350 p.

Harris, J. M., Vinobaba P., Kularatne R. K. A. and Kankanamge C. E., 2019. Heavy metal bioaccumulation and Fulton's K condition indices in Scylla serrata (Forskål) in relation to sex. International Journal of Environmental Science and Technology. 16: 201–210

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

Karadede-Akin, H. and Ünlü, E., 2006. Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, Fish and Some Benthic Organisms from Tigris River, Turkey. Environmental Monitoring assessment, 131: 323-337.

Karaman, G. and Pinkster, S., 1977. Freshwater Gammarus species from Europe, North Africa and adjacent regions of Asia (Crustacea, Amphipoda). I. Gammarus pulex group and related species. Bijdr Dierk 47:1–97.

Kennish, M. J., 1997. Practical handbook of Estuarine and Marine Pollution. Boca Raton, CRC Press Inc.

Kobielska, P. A., Howarth, A. J., Farha, O. K. and Nayak, S., 2018. Metal-organic frameworks for heavy metal removal from water. Coordination Chemistry Reviews, 358:92-107.

Kunz, P. Y., Kienle, C. and Gerhardt, A., 2010. Gammarus spp. in aquatic ecotoxicology and water quality assessment: toward integrated multilevel tests. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 205:1–76.

Lebrun, J. D., Uher, E., Urien, N. and Tales, E., 2020. Ecological factors governing distribution of gammarid species and their metal bioaccumulation abilities at the Seine basin scale, Ecological Indicators, 118: 10-26.

Lewtas, K. L. M., Birch, G. F. and Foster-Thorpe, C., 2013. Metal accumulation in the greentail prawn, metapenaeus bennettae, in Sydney and port Hacking estuaries, Astral. Environmental Science Pollution Research, DOI 10.1007/s11356-013-1961-x.

Libes, S. M., 1992. An Introduction to Marine Biogeochemistry.Wiley, Singapore. McCahon CP, Pascoe D (1988a) Use of Gammarus pulex (L.) in safety evaluation tests: culture and selection of a sensitive life stage. Ecotoxicology and Environmental Safety,15:245–252

Mohammedi Galangash, M., SOLGI, E. and Bozorgpanah, Z., 2018. The study of Heavy Metals Concentration in Pontogammarus Maeoticus and Surficial Sediment in Coastal Areas of the Caspian Sea; Guilan Province, JOURNAL OF ANIMAL RESEARCH (IRANIAN JOURNAL OF BIOLOGY. 30(4): 471-482.

Mubiana, V. K. and Blust, R., 2007. Effects of temperature on scope for growth and accumulation of Cd, Co, Cu and Pb by the marine bivalve Mytilus edulis. Marine Environmental Research, 63: 219_235.

Pourang, N., 1996. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. Hydrobiologia, 331:53_61.

Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G. and Li, X., 2018. Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China, Chemosphere, 191 (2018), pp. 626-638.

Rajeshkumar, S. and Li, X., 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. Toxicology Reports. 5: 288-295

Rainbow, P. S., 1998. Phylogeny of trace metal accumulation in crustaceans. In: Langston WJ, Bebianno M, editors. Metal metabolism in aquatic environments. London: Chapman and Hall. 285–319.

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

Rainbow, P. S., 2007. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. Environment International. 33, 576–582.

Saeki, K., Okazaki, M. and Kubota, M., 1993. Heavy metal accumulations in a semi-enclosed hypereutrophic system: Lake Teganuma, Japan. Water, Air and Soil Pollution 69:79-91.

Schlekat, T. H., Chandler, G. T. and Shaw, T. J., 2000. Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod Amphiascus tenuiremis. Marine Environmental Research, 51: 247_264.

Selck, H., Decho, A. W. and Forbes, V. E., 1999. Effects of chronic metal exposure and sediment organic matter on digestive absorption efficiency of cadmium by the deposit-feeding polychate Capitella species. Environmental Toxicology Chemistry, 18:1289–1297.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]

Rajeshkumar, S. and Li, X., 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China, Toxicology Report, 5: 288–295.

Smolders, A. J. P., Lock, R. A. C., Van der Velde, G., Medina Hoyos, R. I. and Roelofs, J. G. M., 2002. Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 314-323.

Sogut, O. and Yalcin, G., 2005. Determination of trace metal levels in Mytilus galloprovincialis collected from Izmir Bay, Turkey. Fresenius Environmental Bulletin, 14: 777–782.

Stock, J. H., 1967. A revision of the European species of the Gammarus locusta-group (Crustacea, Amphipoda). Zool., leiden, 90: 1-56.

Urien, N., Farfarana, A., Uher, E., Fechner, L. C., Chaumot, A., Geffard, O. and Lebrun, D., 2017. Comparison in waterborne Cu, Ni and Pb bioaccumulation kinetics between different gammarid species and populations: Natural variability and influence of metal exposure history, Aquatic Toxicology , 118: 35-48.

Us Saher, N. and Saleem Siddiqui, A., 2019. Occurrence of heavy metals in sediment and their bioaccumulation in sentinel crab (Macrophthalmus depressus) from highly impacted coastal zone. Chemosphere. 221:89-98.

Vellinger, C., Parant, M., Rousselle, Ph., Immel, F., Wagner, Ph. and Usseglio-Polatera, Ph., 2012. Comparison of arsenate and cadmium toxicity in a freshwater amphipod (Gammarus pulex). Environmental Pollution, 160: 66_73.

Yoshida, N., Ikeda, R. and Okuno, T., 2006. Identification and characterization of heavy metal resistant unicellular algae isolated from soil and its potential for phytoplankton. Bioresource Technology. 97: 1843_1849.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-11-13]