Archive of SID

آلودگی سرب در تالاب هامون: تفاوت‌های بین‌گونه‌ای ماهیان و استانداردها و رهنمودها برای انسان

قاسم ذوالفقاری [1*]
مهری دلسوز [2]

۱. گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده جغرافیا و علوم محیطی، دانشگاه حکیم سبزواری، سبزوار، ایران
۲. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گناباد، گناباد، ایران

***مسئول مکاتبات:**
ghr_zolfaghari@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۴۰۴۰۲۵۲
تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۳/۲۹
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۵/۲۳

چکیده

تحقیق حاضر، به‌منظور تعیین غلظت عنصر سنگین سرب در آب، رسوبات و ماهیان تجاری تالاب بین‌المللی هامون و مقایسه میزان آن با حد مجاز استانداردهای جهانی و مقادیر مرجع انجام گرفت. آنالیز نمونه‌ها و اندازه‌گیری غلظت سرب به روش جذب اتمی شعله (Atomic Absorption Spectroscopy) با کمک دستگاه Elmer Perkin 4100 انجام شد. ماهیان از یک نقطه و آب و رسوبات از سه‌نقطه تالاب هامون صابری جمع‌آوری شدند (زمستان ۱۳۸۶). میانگین غلظت سرب در عضله گونه‌های آمور (*Ctenopharyngodon idella*)، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*)، فیتوفاگ (*Hypophthalmichthys molitrix*)، شیزوسیپریس (*Schizocypris altidorsalis*) و سفیدک (*Schizothorax zardunyi*) به ترتیب ۰/۳۲، ۰/۳۹، ۰/۳۵، ۰/۷۲ و ۰/۸۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در کلیه به ترتیب ۰/۷۴، ۰/۷۹، ۰/۷۴، ۰/۷۶ و ۰/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. غلظت سرب آب در ایستگاه‌های اول، دوم و سوم به ترتیب ۰/۴۰، ۰/۴۱ و ۰/۴۲ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت سرب رسوبات در ایستگاه‌های مذکور به ترتیب ۰/۸۳، ۱/۱۵ و ۱/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد. نتایج آنالیزهای آزمایشگاهی نشان داد که بین غلظت سرب کلیه و عضله ماهیان موردبررسی همبستگی معنی-داری وجود ندارد (r=۰/۱۴). به‌طورکلی غلظت سرب کلیه (۰/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر از غلظت سرب عضله (۰/۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بوده و تفاوت بین این دو به لحاظ آماری معنی‌دار است ($P<0/001$). غلظت‌های سرب گونه‌های آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ زیر محدوده پیشنهادی توسط سازمان غذا و داروی آمریکا (FDA)، سازمان بهداشت جهانی (WHO)، سازمان خواروبار و کشاورزی سازمان ملل متحد (FAO)، حد قابل‌پذیرش ترکیه (TAL)، وزارت کشاورزی، شیلات و غذای انگلستان (UK (MAFF)) و انجمن بهداشت ملی و تحقیقات پزشکی استرالیا (NHMRC) هستند، اما غلظت سرب گونه‌های شیزوسیپریس و سفیدک بالاتر از حد WHO و TAL قرار دارند. نتایج نشان داد غلظت سرب آب بین ایستگاه‌های سه‌گانه تفاوت آماری نداشتند اما بین غلظت‌های سرب رسوبات ایستگاه‌های سه‌گانه تفاوت آماری معنی‌داری وجود داشت.

واژگان کلیدی: سرب، ماهی، رسوبات، آب، تالاب بین‌المللی هامون.

مقدمه

حفظ محیط‌زیست یکی از نگرانی‌های امروزی محققان و طرفداران محیط‌زیست است و اکوسیستم‌های آبی یکی از مهم‌ترین منابع مورداستفاده بشر به‌ویژه درزمینهٔ صنایع غذایی، پروتئینی، نفتی و معدنی است که در دهه‌های اخیر به‌عنوان مدفن آلاینده‌ها به کار می‌روند. به‌علاوه در حال حاضر افزایش بی‌رویه شهرها و روستاها و به‌تبع آن توسعه فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی باعث ورود عناصر سنگین به

www.SID.ir

Archive of SID

اکوسیستم‌های آبی می‌شود. آلودگی محیط‌های آبی به فلزات سنگین و پتانسیل تجمع زیستی این آلاینده‌ها به‌عنوان یک خطر جدی از مدت‌ها پیش موردتوجه قرارگرفته است. پراکندگی زیاد فلزات سنگین در سطح زمین، مصارف مختلف آن‌ها و به‌ویژه خصوصیات سمی این فلزات باعث گردیده که این گروه از فلزات جزء مهم‌ترین آلاینده‌های محیط زیستی محسوب شوند (ولایت زاده و عبداللهی، ۱۳۸۹). فلزات سنگین به دلیل پایداری برخلاف آلاینده‌های آلی در معرض حمله باکتریایی قرار نمی‌گیرند و درواقع به‌عنوان افزودنی‌های دائمی به محیط‌زیست آبی در نظر گرفته می‌شوند (وحید دستجردی و همکاران، ۱۳۸۵). برخی فلزات سنگین برای متابولیسم بدن ضروری هستند درحالی‌که برخی از قبیل سرب نقش ناشناخته‌ای در سیستم بیولوژیکی دارند. درواقع فلزات سنگینی مانند سرب زنوبیوتیک هستند به این مفهوم که این عناصر برای متابولیسم بدن موردنیاز نیستند و حتی مقادیر کم آن‌ها نیز برای بدن مضر است (ابراهیمی سیریزی و همکاران، ۱۳۹۱). سرب عنصر شیمیایی است که به‌طور طبیعی در محیط‌زیست وجود دارد اما در اکثر موارد سرب موجود در طبیعت حاصل فعالیت‌های بشری است که به علت تهیه آسان، کارکرد آسان، انعطاف‌پذیری و چکش‌خواری بالا و پالایش راحت در بسیاری از صنایع نظیر معادن، صنایع باتری‌سازی، صنایع رنگ‌سازی، صنایع شیشه و لعاب و تهیه آلیاژهای فلزی و ... استفاده می‌شود. به‌هرحال مقدار اندکی سرب می‌تواند برای موجودات مخاطره‌آمیز باشد. سرب جزء فلزات سنگین و سمی است که بعد از ورود به طبیعت به‌سرعت به‌صورت یون آزادشده و وارد بدن موجودات زنده می‌شود. این عنصر برای تمامی موجودات اعم از میکروارگانیسم‌ها، گیاهان، جانوران و انسان مخاطره‌آمیز است. راه‌های ورود سرب به بدن از طریق دستگاه گوارش، دستگاه تنفس، پوست و مخاط می‌باشد و اثرات زیانباری بر جا می‌گذارد که عبارتند از: اثرات خونی، اثرات کلیوی، اثرات تولیدمثلی. اثرات فیزیولوژیکی که شناخته‌شده‌تر هستند به ترتیب با افزایش مقادیر سرب عبارت‌اند از: سرگیجه، کم‌خونی، از دست دادن حس جهت‌یابی، اغماء و مرگ. سرب از طریق جایگزینی آهن باعث کم‌خونی و از طریق جمع شدن در استخوان باعث کم شدن کلسیم در بدن می‌شود (به علت مشابه بودن اندازه Pb^{+2} با Ca^{+2} جانشین کلسیم می‌شود). تماس با سرب برای کودکان و جوانان بسیار خطرناک است زیرا آن‌ها سرب را سریع‌تر از بالغین جذب می‌کنند. حتی غلظت‌های پایین سرب تأثیرات مضری بر رشد عقلانی و ذهنی، رفتار، اندازه و شنوایی در کودکان (کمتر از ۷ سال) دارد. همچنین سرب در طول دوره آبستنی به‌خصوص سه‌ماهه آخر از طریق جفت بر جنین اثر می‌گذارد و منجر به سقط‌جنین یا زایمان بچه مرده می‌شود (Burger *et al.*, 2002; Newman and Unger, 2004).

موجودات دریایی و از بین آن‌ها ماهی، آلاینده‌ها را از محیط در خود جمع کرده و بنابراین شدیداً در برنامه‌های پالایش آلودگی دریایی مورداستفاده قرار می‌گیرد. آلودگی اکوسیستم‌های آبی به فلزات سنگین به‌طورجدی موردتوجه جهانی واقع‌شده است و چندین مطالعه در این خصوص صورت گرفته است (Karadede and Unlu, 2004; Wagner and Boman, 2003). تحت شرایط محیط زیستی مشخص، فلزات سنگین ممکن است در غلظت‌های سمی تجمع نمایند و باعث آسیب‌های اکولوژیکی شوند. ماهیان اغلب در بالای زنجیره غذایی هستند و ممکن است مقادیر بالایی از فلزات را از آب در خود تغلیظ نمایند (Mansour and Sidky, 2002). به‌علاوه ماهی یکی از فاکتورهای شاخص برای تخمین آلودگی فلزات کم‌مقدار و پتانسیل ریسک مصرف انسان در سیستم‌های آب شیرین می‌باشد (Barak and Mason, 1990).

تالاب‌ها یکی از مهم‌ترین اکوسیستم‌های آب شیرین هستند که بیشترین میزان صید آبزیان را نیز به خود اختصاص می‌دهند. رسوبات در بیشتر موارد مخزن اصلی فلزات بوده و بیش از ۹۹ درصد از مقادیر فلزات دستگاه‌های آبی در رسوب نگهداری می‌شوند (Forstner and Wittmann, 1983). ارزیابی میزان آلودگی در آبزیان، آب و رسوبات تالاب‌ها برای جلوگیری از آسیب‌های اکولوژیکی، بررسی خطرات احتمالی مصارف تغذیه‌ای و امکان‌سنجی استفاده از آب آن برای مصرف شرب ضروری است. علی‌رغم مطالعات زیادی که در مورد عناصر سنگین در محیط‌های آبی انجام‌گرفته ولی در مورد تالاب بین‌المللی هامون مطالعه‌ای صورت نگرفته است. هدف از این پژوهش، تعیین غلظت فلز سنگین سرب در عضله و کلیه ماهیان تجاری شامل گونه‌های آمور (*Ctenopharyngodon idella*)، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*)، فیتوفاگ (*Hypophthalmichthys molitrix*)، شیزوسیپریس (*Schizocypris altidorsalis*) و سفیدک (*Schizothorax zardunyi*) ، آب و رسوبات تالاب هامون و مقایسه میزان آن با مقادیر استاندارد سازمان‌های مختلف بین‌المللی و مقادیر مرجع است. این

www.SID.ir

Archive of SID

بررسی اولین مطالعه سیستماتیک در مورد میزان آلودگی فلزات سنگین دریکی از اکوسیستم‌های تالابی ایران، برای تهیه داده‌های پایه به شمار می‌رود. چیزی که مطالعه حاضر را از سایر مطالعات انجام‌شده متمایز می‌کند ارزیابی خطر مصرف ماهی برای مصرف‌کنندگان می‌باشد و از این طریق از کیفیت ماهیان تالاب به جهت مصارف تغذیه‌ای و همچنین وضعیت کیفی آب، اطمینان حاصل می‌شود. به‌علاوه ارزیابی آلاینده‌ها در این تالاب به حفظ تنوع زیستی آن و جلوگیری از تخریب این اکوسیستم حساس کمک شایانی می‌کند.

مواد و روش‌ها

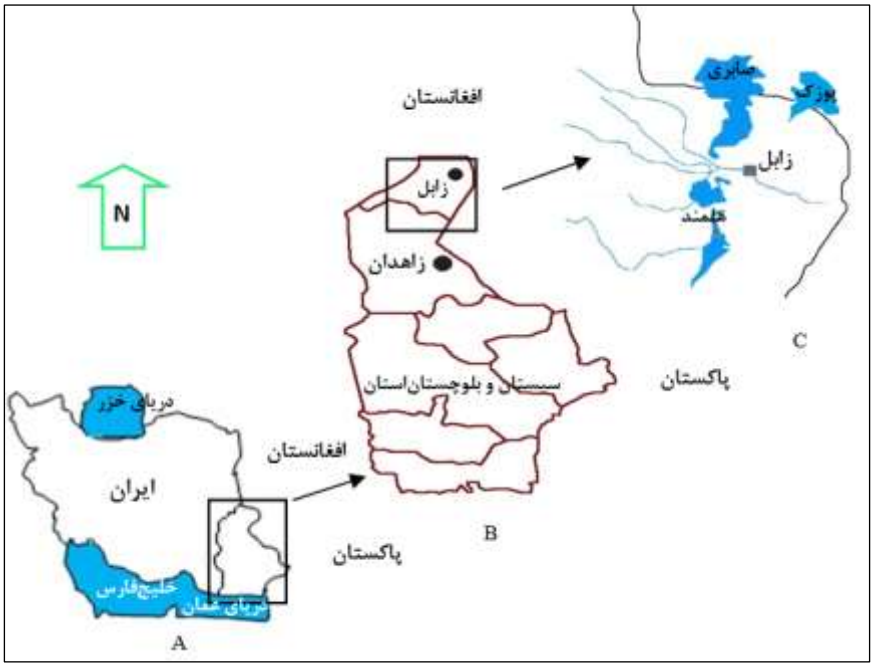
پناهگاه حیات‌وحش هامون (شکل ۱) با مساحتی حدود ۲۹۳۰۳۱ هکتار در ۳۰ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۷ دقیقه عرض جغرافیایی و ۶۰ درجه و ۵۶ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۴۳ دقیقه طول جغرافیایی در غرب شهر زابل و در شمال استان سیستان و بلوچستان واقع‌شده است. این تالاب که توسط رودخانه هیرمند تغذیه می‌شود، نه‌تنها برای حیات و کشاورزی منطقه سیستان حائز اهمیت است بلکه به دلیل قرار گرفتن در مرکز مناطق کویری و نیمه کویری بین کشورهای افغانستان، پاکستان و ایران، تنها مأمن زیستی پرندگان مهاجر در این منطقه به شمار می‌رود. تالاب هامون از سه ناحیه تشکیل‌شده است. دو ناحیه صابری و هلمند به‌عنوان یک تالاب بین‌المللی تحت عنوان تالاب بین‌المللی هامون هلمند و صابری (Hamun-e-Saberi & Hamun-e-Helmand) نام‌گذاری شده است. ناحیه پوزک نیز به‌عنوان یک تالاب مجزا به نام تالاب بین‌المللی پوزک (Hamun-e-Puzak) نام‌گذاری شده است. نام هلمند که در کنوانسیون رامسر از آن استفاده می‌شود بهنام‌های هیرمند و هولمند نیز شناخته می‌شود.

به‌منظور تعیین غلظت این فلز سنگین در آب و رسوبات تالاب هامون سه ایستگاه نمونه‌برداری بر اساس مکان تجمع پرندگان و مکان رویش گیاهان آبزی توسط GPS (Global Positioning System) تعیین شد. نمونه‌برداری از آب و رسوبات تالاب به مدت سه ماه از هر سه ایستگاه انجام گرفت. در هر ایستگاه موردمطالعه با استفاده از بطری روتنر نمونه‌های آب به میزان یک لیتر از عمق میانی تهیه شدند. نمونه‌ها پس از عبور از کاغذ واتمن ۴۲ و تنظیم pH آن‌ها در حد ۲ توسط اسید نیتریک ۱۰ در صد تا زمان آزمایش درون بطری‌های پلاستیکی کدگذاری و در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه دانشگاه تربیت مدرس برای آنالیز آزمایشگاهی، اندازه‌گیری غلظت سرب به روش جذب اتمی شعله با کمک دستگاه Perkin Elmer 4100 انجام شد (Ahmad and Shuhaimi-Othman, 2010; Olowu *et al*., 2010). درروش جذب اتمی شعله، نمونه به‌صورت محلول به دستگاه داده می‌شود. میزان جذب این تابش توسط بخار اتمی اندازه‌گیری شده و ثبت می‌گردد. میزان سرب کل بر اساس ppm (میلی‌گرم بر لیتر) در هر نمونه به دست آمد. تمامی نمونه‌برداری‌ها در سال ۱۳۸۶ انجام‌شده است. جهت انتخاب ایستگاه‌ها پس از ورود به تالاب با انجام گشت زنی توسط قایق تمام مناطق دارای آب آن بررسی شد. سطح آب به سه منطقه تقسیم شد و نمونه‌برداری آب انجام شد. قابل‌ذکر است که تمام نقاط تالاب دارای آب نبوده و عمق آب حداکثر یک متر بوده است.

نمونه‌های رسوب به‌وسیله اکمن گراب (Ekman grab) در ۳ ایستگاه (جدول ۱) از ۲۰ سانتی‌متری سطح بستر تهیه شد. در محل هر ایستگاه ۳ نمونه از نقاط مختلف تهیه و جداگانه ادغام و سپس مقدار ۱۰۰ گرم آن درون بطری‌های پلاستیکی تمیز قرار گرفت و پس از ثبت مشخصات و کدگذاری در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه دانشگاه تربیت مدرس نمونه‌های رسوب برای سنجش سرب به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند و سپس نرم و یکنواخت شدند.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱: موقعیت ایران (A)، استان سیستان و بلوچستان (B) و نواحی پوزک، صابری و هلمند (C). نواحی و موقعیت آن‌ها بر اساس اطلاعات سایت کنوانسیون رامسر ترسیم‌شده‌اند.

با ترازوی دیجیتال یک گرم رسوب خشک برای هضم شیمیایی آماده شد. به‌منظور هضم شیمیایی ابتدا ۷ میلی‌لیتر اسید فلوئوریدریک را به نمونه اضافه کرده و روی حمام آبی در دمای ۱۰۵ درجه قرار داده تا نزدیک خشک شدن برسد. سپس ۵ میلی‌لیتر اسیدکلریدریک و ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک به آن اضافه نموده تا رنگ آن به زرد کمرنگ تغییر پیدا کند. با اضافه نمودن مقداری آب مقطر و حرارت مجدد هضم کامل صورت می‌گیرد. سپس نمونه به دستگاه جذب اتمی تزریق می‌شود. میزان سرب کل بر اساس میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک (ppm) در هر نمونه به دست آمد. برای تعیین غلظت فلزات سنگین از ماهیان تجاری تالاب (آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسیپریس، و سفیدک) نمونه‌برداری صورت گرفت. از هرگونه ماهی تعداد ۲۰ عدد به‌طور کاملاً تصادفی از تالاب صید گردید. بعد از بیومتری و ثبت مشخصات ماهی‌های صیدشده در آزمایشگاه محیطزیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه زابل، نمونه‌ها کالبدشکافی شدند و اندام‌های عضله و کلیه استخراج و در ظروف مخصوص قرار گرفتند. درنهایت بافت‌های تهیه‌شده با رعایت نکات لازم جهت آماده‌سازی نمونه‌ها برای آنالیز آزمایشگاهی به آزمایشگاه دانشگاه تربیت مدرس منتقل گشتند. بافت‌های جداشده به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. سپس با برداشتن یک گرم از نمونه‌های پودر شده، به نسبت ۱ به ۲ اسیدکلریدریک و نیتریک اضافه شد و روی حمام آبی در دمای ۱۰۵ درجه آن‌قدر حرارت داده شد تا نمونه هضم شده به رنگ زرد کم‌رنگ یا نارنجی تغییر نماید. سپس نمونه را فیلتر و با آب مقطر به حجم ۲۰ سی‌سی رسید. درنهایت نمونه‌ها برای سنجش و اندازه‌گیری غلظت سرب با دستگاه جذب اتمی آماده شدند و میزان سرب کل بر اساس میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در هر نمونه به دست آمد.

در تحقیق حاضر جهت انجام مطالعات آماری از نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۱۶ استفاده شد. نرمال بودن داده‌های به‌دست‌آمده با استفاده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) بررسی گردید. در مورد داده‌های حاصل از آنالیز ماهی، آب و رسوب مشخص شد که داده‌های موردبررسی نرمال نیستند و بنابراین روش آماری ناپارامتریک مورداستفاده قرار گرفت. آزمون‌های ناپارامتریک مورداستفاده

www.SID.ir

Archive of SID

شامل کروسکال والیس (Kruskal-Wallis) و من- ویتنی (Mann-Whitney U) بودند. بررسی میزان همبستگی بین غلظت آلاینده‌های عضله و کلیه توسط آزمون اسپیرمن (Spearman) انجام شد.

نتایج

سنجش آلاینده سرب در سه ایستگاه تالاب هامون انجام گرفت. نتایج آنالیزهای آزمایشگاهی نشان داد که غلظت سرب آب در ایستگاه‌های اول، دوم و سوم به ترتیب ۰/۴۰، ۰/۴۱ و ۰/۴۲ میلی‌گرم بر لیتر است (جدول ۱).

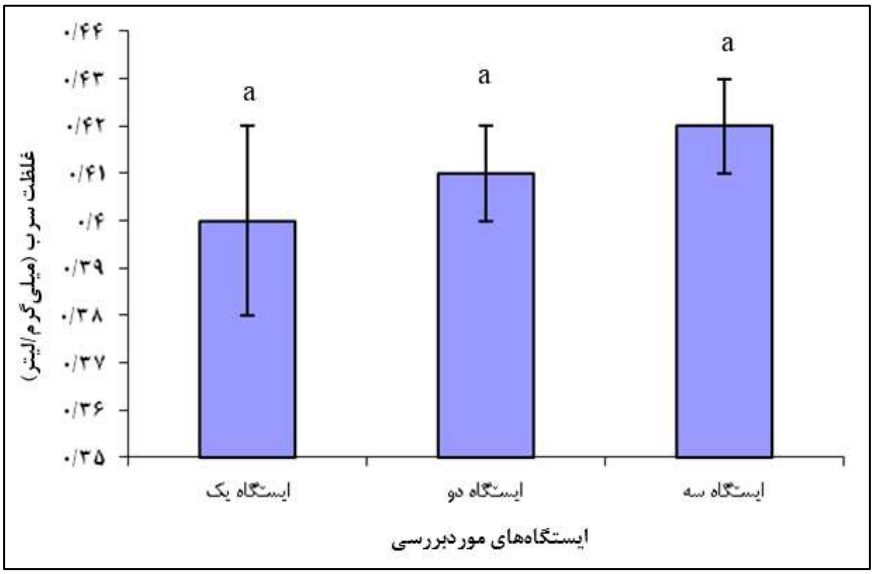
جدول ۱: نتایج حاصل از اندازه‌گیری میزان سرب کل در آب و رسوبات در تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶)

ایستگاه	**آب** (میلی‌گرم بر لیتر)			**رسوبات** (میلی‌گرم بر کیلوگرم)		
	میانگین ±خطای معیار	**حداقل**	**حداکثر**	**میانگین ± خطای معیار**	**حداقل**	**حداکثر**
ایستگاه اول	۰/۰۲ ± ۰/۴۰	۰/۲۵	۰/۷۲	۰/۰۴ ± ۰/۸۳	۰/۴۵	۱/۳۸
ایستگاه دوم	۰/۰۱ ± ۰/۴۱	۰/۳۴	۰/۴۸	۰/۰۸ ±۱/۱۵	۰/۷۸	۱/۹۹
ایستگاه سوم	۰/۰۱ ± ۰/۴۲	۰/۳۰	۰/۵۶	۰/۰۴ ± ۱/۲۱	۱	۱/۶۷

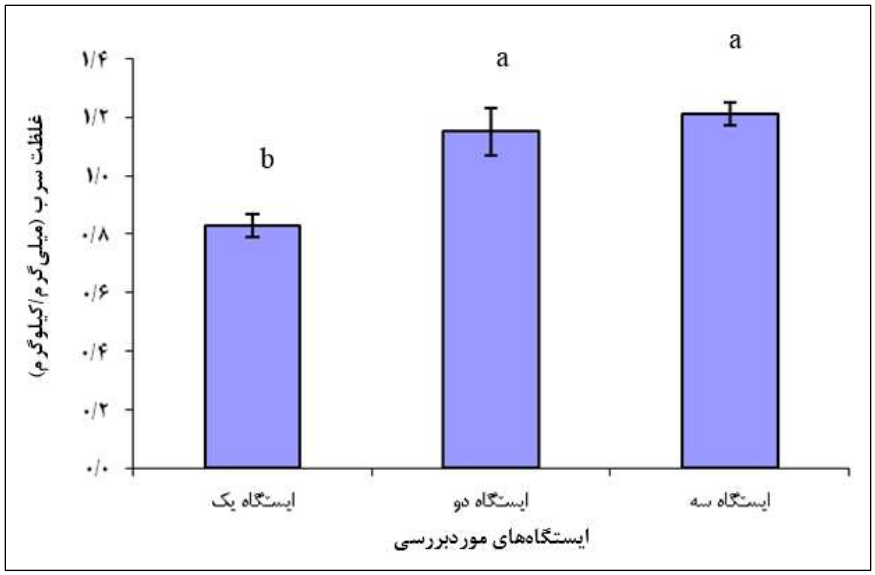
غلظت سرب رسوبات به ترتیب در ایستگاه‌های اول، دوم و سوم ۰/۸۳، ۱/۱۵ و ۱/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد (جدول ۱). نتایج آزمون کروسکال والیس نشان داد غلظت سرب آب بین ایستگاه‌های سه‌گانه تفاوت آماری نداشتند (سطح ۹۵ درصد) اما بین غلظت‌های سرب رسوبات ایستگاه‌های سه‌گانه تفاوت آماری معنی‌داری وجود داشت (شکل‌های ۲ و ۳). شکل ۴ نشان‌دهنده نسبت غلظت سرب در آب، رسوبات و ماهی می‌باشد. همان‌طور که دیده می‌شود فلز سرب بیشترین انباشتگی را در رسوبات سپس بافت‌های ماهی و درنهایت در آب داشته است. هنگامی‌که عوامل آلاینده از منابع مختلف وارد اکوسیستمی مثل تالاب می‌شوند، مقدار زیادی از آن وارد رسوبات می‌شود و در رسوبات ذخیره می‌شود. به‌مرورزمان عناصر در موجودات زنده انباشته می‌شوند.

www.SID.ir

Archive of SID



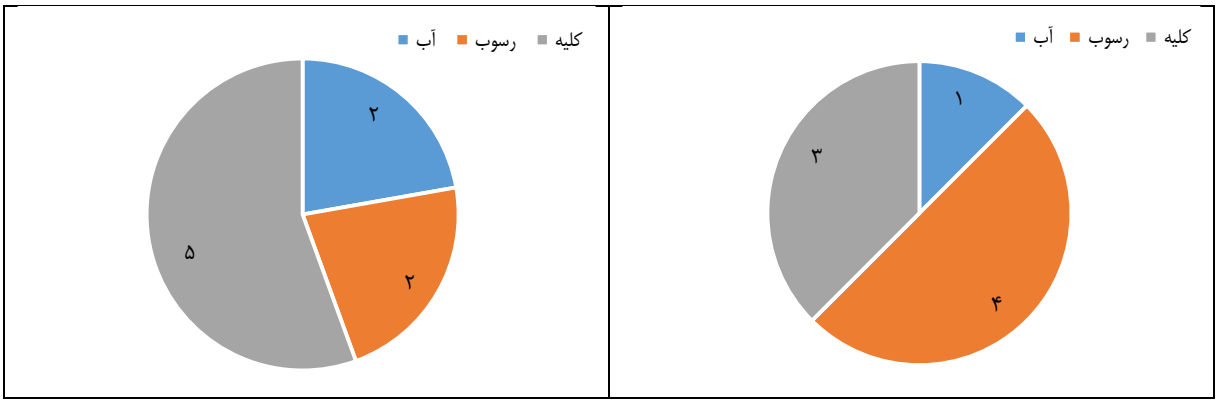
شکل ۲: مقایسه غلظت سرب آب (میلی‌گرم/لیتر) ایستگاه‌های موردبررسی (P >۰/۰۵) در تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).



شکل ۳: مقایسه غلظت سرب رسوبات (میلی‌گرم/لیتر) ایستگاه‌های موردبررسی (P=۰/۰۰۰) در تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۴: نسبت غلظت سرب در آب (میلی‌گرم/لیتر)، رسوبات و ماهی (میلی‌گرم/کیلوگرم) در تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).

در این مطالعه میانگین غلظت سرب در عضله آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسیپریس و سفیدک به ترتیب ۰/۳۲، ۰/۳۹، ۰/۳۵، ۰/۷۲ و ۰/۸۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد. این مقدار برای کلیه به ترتیب ۰/۷۴، ۰/۷۹، ۰/۷۴، ۰/۷۶ و ۰/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد (جدول ۲). نتایج نشان داد که بالاترین غلظت سرب برای اندام عضله مربوط به ماهی سفیدک و انجک و کمترین غلظت سرب مربوط به ماهی آمور است. به‌علاوه نتایج آزمون‌های کروسکال والیس و من ویتنی نشان داد که بین غلظت سرب عضله گونه‌های مختلف تفاوت معنی‌دار وجود داشت (P=۰/۰۰۰) (جدول ۳ و شکل ۵).

در مورد سرب کلیه، بالاترین غلظت مربوط به سفیدک و کپور معمولی بود و کمترین غلظت مربوط به ماهی آمور بود. ضمن آن‌که هیچ‌گونه تفاوت آماری معنی‌داری بین گونه‌های مختلف موردبررسی وجود نداشت (P>۰/۰۵) (شکل ۶). بررسی میزان همبستگی بین غلظت آلاینده‌های عضله و کلیه توسط آزمون اسپیرمن انجام شد. این آزمون نشان داد که بین غلظت سرب کلیه و عضله ماهیان موردبررسی همبستگی معنی‌داری وجود نداشت (r=۰/۱۴). به‌طورکلی غلظت سرب کلیه (۰/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر از غلظت سرب عضله (۰/۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. تفاوت بین این دو به لحاظ آماری معنی‌دار است (P<۰/۰۰۱) (شکل ۷).

جدول ۲: نتایج حاصل از اندازه‌گیری میزان سرب (میلی‌گرم/کیلوگرم) در ماهیان تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).

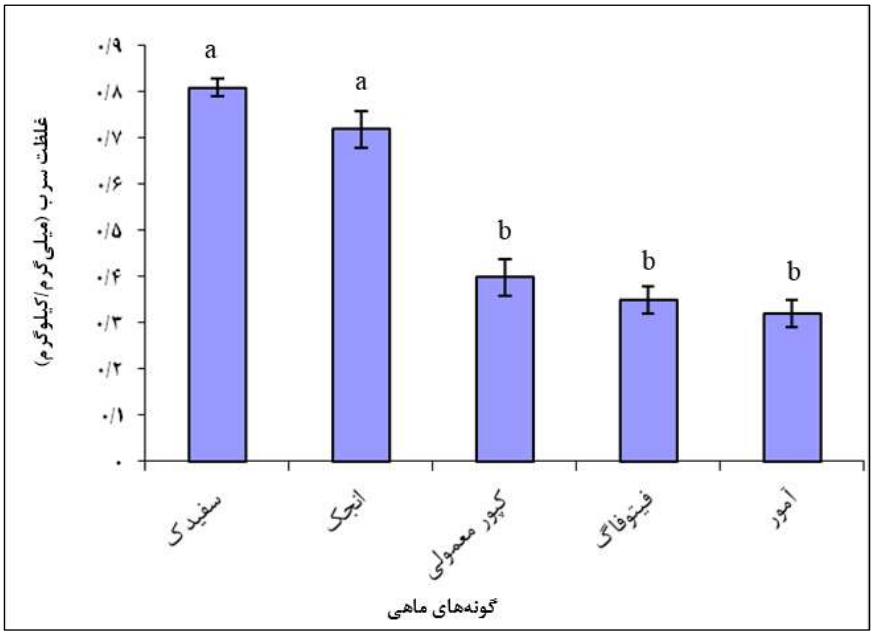
نام گونه			غلظت سرب					
			عضله			کلیه		
نام فارسی	نام انگلیسی	نام علمی	میانگین ±خطای معیار	حداقل	حداکثر	میانگین ± خطای معیار	حداقل	حداکثر
کپور معمولی	Common carp	*Cyprinus carpio*	۰/۰۴ ±۰/۳۹	۰/۱۷	۰/۸۶	۰/۰۵ ± ۰/۷۹	۰/۴۹	۱/۵۴
فیتوفاگ	Silver carp	*Hypophthalmichthys molitrix*	۰/۰۳ ±۰/۳۵	۰/۱۰	۰/۸۵	۰/۰۴ ± ۰/۷۴	۰/۳۶	۰/۹۹
شیزوسیپریس	-	*Schizocypris altidorsalis*	۰/۰۴ ± ۰/۷۲	۰/۳۰	۰/۹۹	۰/۰۵ ± ۰/۷۶	۰/۲۳	۰/۹۹
سفیدک	-	*Schizothorax zardunyi*	۰/۰۲ ±۰/۸۱	۰/۶۰	۰/۹۸	۰/۰۹ ± ۰/۸۳	۰/۱۰	۱/۵۰

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۳: مقادیر p آزمون من- ویتنی برای بررسی تفاوت میزان سرب عضله (میلی‌گرم/کیلوگرم) بین گونه‌ها.

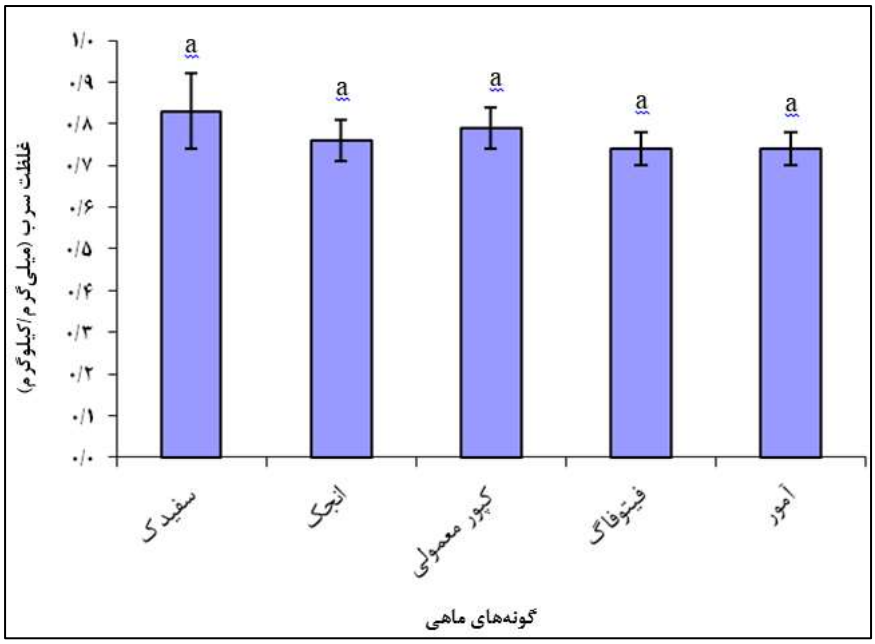
گونه	آمور	کپور معمولی	فیتوفاگ	شیزوسیپریس	سفیدک
آمور	-	۰/۲۹۱	۰/۵۷۹	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
کپور معمولی	-	-	۰/۶۲۶	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
فیتوفاگ	-	-	-	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
شیزوسیپریس	-	-	-	-	۰/۱۷۴
سفیدک	-	–	-	-	-



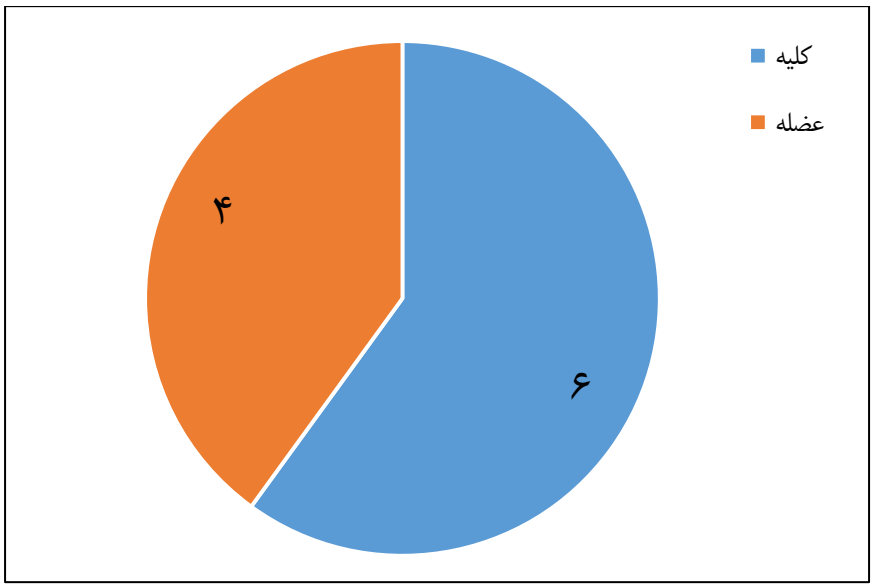
شکل ۵: مقایسه غلظت سرب (میلی‌گرم/کیلوگرم) عضله (P=۰/۰۰۰) ماهیان تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶)

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۶: مقایسه غلظت سرب (میلی‌گرم/کیلوگرم) بافت کلیه ماهیان (P >۰/۰۵) تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).



شکل ۷: مقایسه غلظت سرب کلیه و عضله (میلی‌گرم/کیلوگرم) ماهیان تالاب هامون (زمستان ۱۳۸۶).

بحث و نتیجه‌گیری

آلودگی محیط‌های آبی به فلزات سنگین و پتانسیل تجمع زیستی این آلاینده‌ها[۴] به‌عنوان یک خطر جدی از مدت‌ها پیش موردتوجه قرارگرفته است. این آلاینده‌ها در محیط‌های آبی در بدن آبزیان تجمع می‌یابند و سپس از طریق زنجیره غذایی به بدن انسان منتقل می‌شوند. فلزات سنگین به‌عنوان آلاینده‌های اصلی شیمیایی مواد غذایی شناخته می‌شوند و می‌توانند بیماری‌های

www.SID.ir

Archive of SID

حاد و مزمن را ایجاد کنند (Mortazavi *et al.*, 2016). سرب به‌عنوان یک فلز سمی مورد توجه است. در این تحقیق اندازه‌گیری میزان سرب در رسوبات، آب و بافت‌های عضله و کلیه پنج گونه ماهی شامل آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسیپریس و سفیدک در تالاب بین-المللی هامون صورت گرفت.

در این مطالعه غلظت سرب رسوبات به ترتیب در ایستگاه‌های اول، دوم و سوم ۰/۸۳، ۱/۱۵ و ۱/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. آلودگی فلزات سنگین در رسوبات می‌تواند کیفیت آب را تحت تأثیر قرار دهد، علی‌رغم اینکه در غلظت‌های پایینی وجود دارند (Nowrouzi *et al.*, 2014). در سال ۲۰۰۴، Mora و همکاران غلظت ۲۳ عنصر را در رسوبات دریای خزر اندازه‌گیری کردند. غلظت سرب برای رسوبات ناحیه آذربایجان ۱۹/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم، ایران ۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم، قزاقستان ۵/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و روسیه ۴/۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد. این نکته قابل‌ملاحظه است که غلظت سرب در مطالعه حاضر بسیار کمتر از مطالعه مذکور می‌باشد. در مورد کیفیت رسوبات رهنمودهای مختلفی ارائه‌شده است. رهنمودهای کیفیت رسوبات آمریکای شمالی دو نوع رهنمود شامل درجه تأثیرگذاری پایین (Effect Range Low (ERL)) (۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و درجه تأثیرگذاری متوسط ((Effect Range Medium (ERM)) (۲۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) تعیین نموده است (Long et al., 1995). همچنین محیط‌زیست کانادا دو نوع رهنمود را شامل رهنمودهای موقتی کیفیت رسوبات ((Interim Sediment Quality Guidelines (ISQG)) (۳۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و سطح اثرات احتمالی (Probable Effects Level (PEL)) (۱۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) تعیین کرده است (ISQG, 1995). مقایسه مقادیر سرب با رهنمودهای عنوان‌شده نشان می‌دهد که غلظت سرب در تمام ایستگاه‌ها از تمام رهنمودها پایین‌تر است. غلظت سرب در رسوبات دریاچه‌های توکات (Tokat) در ترکیه بین ۲/۷ تا ۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار داشتند (Mendil and Uluozlu, 2007). همچنین در مطالعه‌ای که توسط Tariq و همکاران در سال ۱۹۹۱ انجام شد غلظت رسوبات در محدوده ۱/۳۵ تا ۲/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. مقایسه این دو مطالعه با تحقیق حاضر نشان داد که غلظت‌های سرب در مطالعه حاضر پایین‌تر می‌باشد. غلظت سرب آب در ایستگاه‌های اول، دوم و سوم به ترتیب ۰/۴۰، ۰/۴۱ و ۰/۴۲ میلی‌گرم بر لیتر بود.

آلاینده‌ها در ماهیان بیانگر خطر سلامت برای خودشان، شکارچیان ماهیان مانند ماهیان بزرگ‌تر و پرندگان و همچنین انسان هستند. سازمان‌های علمی مرجع در رابطه با تعیین استانداردها برای ارزیابی خطر، غلظت‌هایی را به‌عنوان حد آستانه (Threshold Level) مشخص کرده‌اند. مقادیر ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در رژیم غذایی باعث اثرات تولیدمثل در بعضی از ماهیان می‌شود. همچنین مقادیر سرب برابر ۰/۱ تا ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم باعث کاهش فرآیند یادگیری در برخی از مهره‌داران می‌شود. سرب یک سم عصبی است که باعث ناهنجاری‌های رفتاری در مهره‌داران می‌شود (Weber and Dingel, 1987) و می‌تواند باعث کاهش نرخ زنده‌مانی، نرخ رشد، یادگیری و متابولیسم شود (Eisler, 1988; Burger, and Gochfeld, 2000). در این مطالعه غلظت‌های سرب بر این محدوده منطبق است و ممکن است برخی از مهره‌داران حساس را تحت تأثیر قرار دهد. همان‌طور که بیان شد وجود آلودگی سرب در آب و رسوبات باعث مواجهه ماهیان با سرب می‌شود.

میزان سرب در ماهیان این مطالعه قابل‌مقایسه با سایر مطالعات مشابه است. صادقی راد و همکاران (۱۳۸۴) میزان سرب را در بافت ماهیچه و خاویار دو گونه تاس‌ماهی ایرانی (*Acipenser persicus*) و ازون برون (*Acipenser stellatus*) حوضه جنوبی دریای خزر موردبررسی قراردادند (Madany *et al.*, 1996). اندازه‌گیری سرب با استفاده از اسپکتروفتومتر جذب اتمی شعله انجام شد. در تاس‌ماهی ایرانی میزان سرب عضله و خاویار به ترتیب ۰/۶۱ و ۰/۱۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در ماهی اوزون برون این مقدار به ترتیب ۰/۴۸ و ۰/۱۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد. در مطالعه Mendil و Uluozlu در سال ۲۰۰۷ غلظت سرب در کپور معمولی در دریاچه‌های توکات ترکیه در بهار و تابستان به ترتیب ۰/۸ و ۲/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست‌آمده است. مقایسه این نتایج بامطالعه حاضر نشان می‌دهند که غلظت سرب در ماهی کپور معمولی تالاب هامون پایین‌تر است. همچنین نتایج مطالعه حاضر در مورد کپور ماهی از نتایج مطالعه Chale در سال ۲۰۰۲ کمتر می‌باشد. در سال ۱۹۹۶، Madany و همکاران، ۱۶۲ عدد ماهی و صدف شامل گونه‌های مهم در مناطق مختلف ساحلی بحرین جمع‌آوری نموده و مقادیر سرب را اندازه‌گیری کردند. میانگین سرب ۰/۱۳ میکروگرم بر گرم وزن‌تر بود. Burger و Gochfeld در سال ۲۰۰۵ غلظت برخی از

www.SID.ir

Archive of SID

فلزات سنگین را در ماهیان اقتصادی نیو جرسی (New Jersey) بررسی کردند. غلظت سرب عضله ماهیان باس دریایی (Chilean sea bass) بلو فیش (Blue fish)، کد (Cod)، کراکر (Croaker)، فلوندر (Flounder)، پرگی (Porgie)، رد اسنپر (Red snapper) و اسکالوپس (Scallops) به ترتیب ۰/۱۱، ۰/۰۶، ۰/۱۲، ۰/۰۹، ۰/۰۶، ۰/۱۴، ۰/۱۲ و ۰/۳۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. غلظت سرب عضله این ماهیان به‌جز اسکالوپس پایین‌تر از گونه‌های موردمطالعه ما هستند. همچنین در مطالعه Yilmaz و همکاران (۲۰۰۷) غلظت سرب گونه لپومیس (*Lepomis gibbosus*) بین ۰/۰۷ تا ۰/۹۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار داشت. در سال ۲۰۱۴، Renieri و همکاران در پژوهشی غلظت سرب در گونه *Trachurus mediterraneus* را موردبررسی قرارداد. غلظت سرب در این مطالعه در محدوده ۰/۷۱ تا ۱/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار داشت. اما غلظت سرب در گونه *Solea solea* در مطالعه Kulcu و همکاران (۲۰۱۴) بسیار بالاتر بوده است (۶/۵۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم). در مطالعه حاضر تفاوت‌های بین‌گونه‌ای در غلظت سرب وجود داشت. به نظر می‌رسد که علت این تفاوت‌ها سطوح تغذیه متفاوت، شیوه تغذیه یا موقعیت تغذیه و تمایل فلزات به انباشتگی زیستی است (Burger *et al.*, 2001). در این مطالعه روند غلظت سرب به‌صورت زیر بود:

سفیدک> شیزوسیپریس> کپور معمولی> فیتوفاگ> آمور

سفیدک، شیزوسیپریس و کپور معمولی از گیاهان و جانوران آبزی کوچک تغذیه می‌کنند. به عبارت دیگر عادت گیاه‌خواری و گوشت‌خواری و به‌طورکلی عادت همه‌چیزخواری دارند. از طرف دیگر آمور، فیتو فاگ و سر گنده گیاه‌خوارند (عبدلی، ۱۳۷۸). بنابراین جایگاه پایین‌تری در زنجیره غذایی نسبت به سه گونه دیگر دارند. می‌توان گفت که گیاه‌خواران غلظت سرب کمتری نسبت به همه‌چیزخواران دارند. برای متابولیسم طبیعی ماهی فلزات ضروری بایستی از آب، غذا یا رسوبات جذب شوند. از همین طریق هم فلزات سنگین و غیره ضروری را جذب و در بافت-هایشان ذخیره می‌کنند (Mortazavi *et al.*, 2016). تحقیقات آزمایشگاهی و میدانی نشان دادند که تجمع فلزات سنگین در بافت عمدتاً به غلظت فلزات در آب، مدت‌زمان در معرض فلزات قرار گرفتن بستگی دارد. عوامل محیطی دیگر نیز مانند شوری، pH، سختی و درجه حرارت نقش مهمی در میزان تجمع فلزات سنگین ایفا می‌کنند (Langston, 1990). به‌منظور ارزیابی خطر تجمع فلزات سنگین در این تحقیق، این مقادیر با استانداردهای موجود در این زمینه مقایسه شد. در مورد مقایسه غلظت فلزات سنگین با استانداردها، سازمان‌ها و دولت‌های مختلف استانداردهای متنوعی برای غلظت این آلاینده‌ها در مواد غذایی تعیین کرده‌اند. اطلاعات در این زمینه به‌وسیله سازمان‌های مختلفی ازجمله سازمان غذا و داروی آمریکا (Food and Drug Adminstration (FDA))، سازمان بهداشت جهانی (World Health Organization (WHO))، سازمان خواروبار و کشاورزی سازمان ملل متحد (Food and Agricultureسازمان(FAO))، وزارت کشاورزی، شیلات و غذای انگلستان (UK Ministry of Agriculture Fisheries and Food (MAFF)) و انجمن بهداشت ملی و تحقیقات پزشکی استرالیا (Australion National Health and Medical Research Council (NHMRC)) جمع‌آوری می‌شود که چند مورد از این استانداردها در جدول ۴ آورده شده است. به‌علاوه ترکیه حد قابل‌پذیرش ترکیه (Turkish Acceptable Limits (TAL)) را برای عضله مقدار ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین نموده است. اما آنچه به‌طور کل به‌عنوان محدوده قابل‌قبول استانداردهای بین-المللی گزارش‌شده است مقدار ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Yamazaki, 1996; EU, 2001; TFC, 2002). در این مطالعه میانگین غلظت سرب در عضله آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ، شیزوسیپریس و سفیدک به ترتیب ۰/۳۲، ۰/۳۹، ۰/۳۵، ۰/۷۲ و ۰/۸۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود غلظت‌های سرب گونه‌های آمور، کپور معمولی، فیتوفاگ زیر محدوده پیشنهادی توسط FAO، WHO، FDA، UK و NHMRC هستند اما غلظت سرب گونه‌های شیزوسیپریس و سفیدک بالاتر از حد WHO و TAL قرار دارند. ضمن آن‌که این دو ماهی در دامنه ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین‌شده توسط سازمان‌های بین‌المللی گزارش‌شده در بالا هستند. البته میانگین سرب این ماهیان در حدود پایین این دامنه می‌باشد. ذکر این نکته ضروری است که ماکزیمم مقدار مجاز برای یک فرد بالغ (۶۰

www.SID.ir

Archive of SID

کیلوگرم) در مورد سرب ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در هفته است (Demora *et al.*, 2004). اما مقدار توصیه‌شده یک‌پنجم این مقدار است به‌علاوه میزان ورودی (دز) قابل‌تحمل مشروط یا برای سرب در مورد یک فرد بالغ (۶۰ کیلوگرم) ۲۱۴ میکروگرم است (Campbell, 1994).

جدول ۴: حد مجاز مصرف فلز سنگین سرب برای مصرف انسان (میلی‌گرم بر کیلوگرم یا قسمت در میلیون).

سازمان مرجع استاندارد	حد استاندارد	منبع
سازمان بهداشت جهانی (WHO)	۰/۵	(Biney and Ameyibor, 1992)
سازمان خواروبار و کشاورزی سازمان ملل متحد (FAO)	۲	(Burger and Gochfeld, 2005)
وزارت کشاورزی، شیلات و غذای انگلستان UK (MAFF)	۲	(Collings *et al.*, 1996)
انجمن بهداشت ملی و تحقیقات پزشکی استرالیا (NHMRC)	۱/۵	(Maher, 1986; Darmono and Denton, 1990; Mormede and Davies, 2001)
سازمان غذا و داروی آمریکا (FAD)	۵	(Chen and Chen, 2001; Tuzen and Soylak, 2006)

تالاب هامون در لیست مناطق حفاظت‌شده و پناهگاه حیات‌وحش نیز قرار دارد و سومین دریاچه بزرگ ایران بعد از خزر و ارومیه است. مطالعه حاضر در سال ۱۳۸۶ انجام شد که بخش‌هایی از تالاب دارای آب بود. در حال حاضر بارندگی‌های زمستان و بهار باعث می‌شود تا آب در تالاب جریان یابد اما بخش وسیعی از آن اکثراً خشک است. در این مطالعه مشخص شد که آلودگی سرب در ماهیان، آب و رسوبات تالاب هامون صابری و هیرمند وجود دارد. ورود فاضلاب شهری، استفاده از فاضلاب برای کشاورزی و نشت آن، زهاب معادن، و مصرف آفت‌کش‌ها از عوامل آلودگی تالاب به سرب می‌باشند. اصولاً حوضه‌های آبخیز که آب تالاب از آن‌ها وارد می‌شود و همچنین محیط پیرامون تالاب فاقد صنایع بزرگ مرتبط با سرب هستند. به نظر می‌رسد اهمیت دو منبع در آلودگی تالاب بیشتر باشد. منبع اول آلودگی سرب ناشی از مصرف آفت‌کش‌ها در کشاورزی است. منبع دوم حجم بالای مصرف مهمات در منطقه و درنهایت باقی ماندن آن‌ها در محیط است که به‌مرورزمان به اکوسیستم‌های آبی راه پیدا می‌کند. در بین فلزات سنگین، سرب و جیوه و به‌خصوص سرب از مواد اولیه مهمی هستند که در جنگ‌افزارهای دفاعی و تهاجمی مورداستفاده قرار می‌گیرند. بر اساس پروتکل اول کنوانسیون ژنو، محیط‌زیست همواره باید موردحفاظت قرار گیرد اما متأسفانه اغلب در طول منازعات مسلحانه، محیط‌زیست مورد تعرض قرار می‌گیرد به‌طوری‌که جنگ باعث می‌شود آب‌های سطحی و زیرزمینی آلوده شود و خاک‌ها مسموم شوند. بر اساس نتایج این تحقیق رسوبات سطحی تالاب انزلی به‌تدریج تحت تأثیر مقادیری هر چند کم سرب قرارگرفته‌اند. بر اساس داده‌های ژئوشیمیایی رسوبات سطحی این غلظت می‌تواند کیفیت آب را تحت تأثیر قرار دهد. غلظت سرب عضله در گونه‌های موردمطالعه تالاب هامون شامل آمور، فیتو فاگ و کپور معمولی کمتر از مقادیر سطح اثر یا سطح تعیین‌شده توسط سازمان‌های مربوطه است اما غلظت گونه‌های شیزوسیپریس و سفیدک بالاتر از حد TAL قرار دارند. ضمن آن‌که این دو ماهی در دامنه ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین‌شده توسط سازمان‌های بین‌المللی گزارش‌شده هستند. البته میانگین سرب این ماهیان در حدود پایین این دامنه قرار دارند. ماهیان همه‌چیزخوار غلظت بیشتری از آلاینده‌ها را نسبت به ماهیان گیاه‌خوار در خود انباشته می‌کنند. نهایتاً نکته آخر این است که غلظت سرب رسوبات پایین‌تر از تمامی رهنمودهای ERL، ISQG، PEL و ERM است.

منابع

ابراهیمی سیریزی، ز.، ساکی زاده، م.، اسماعیلی ساری، ع.، بهرامی فر، ن.، قاسم پوری، س.م. و عباسی، ک.، ۱۳۹۱. بررسی فلزات سنگین کادمیوم، سرب، مس و روی در بافت عضله اردک‌ماهی (*Esox lucius*) تالاب بین‌المللی انزلی، انباشتگی و ارزیابی خطرات. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، جلد ۲۲، شماره ۸۷، ص ۶۳-۵۷.

www.SID.ir

Archive of SID

صادقی راد، م.، امینی رنجبر، غ.، ارشد، ع. و جوشیده، ه.، ۱۳۸۴. مقایسه تجمع فلزات سنگین (روی، مس، کادمیوم، سرب، و جیوه) در بافت عضله و خاویار دو گونه تاسماهی ایرانی (*Acipenser persicus*) و ازون برون (*Acipenser stellatus*) حوضه جنوبی دریای خزر. مجله علمی شیلات ایران، جلد ۳، صفحات ۱۰۰-۷۹.

عبدلی، ا.، ۱۳۷۸. ماهیان آب‌های داخلی ایران. موزه طبیعت و حیات‌وحش. ۳۷۸ ص.

وحید دستجردی، م.، شنبه زاده، س. و ذهب صنیعی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی غلظت فلزات سنگین در آب، خاک و گیاه تالاب گاوخونی. مجله بهداشت و سلامت، جلد ۲، شماره ۱، صفحات ۶-۱.

ولایت زاده، م. و عبدالله‌ی، س.، ۱۳۸۹. بررسی و مقایسه تجمع جیوه، کادمیوم و سرب در عضله و کبد ماهی شلج (*Aspius vorax*) رودخانه کارون در فصل زمستان. فصلنامه علمی- پژوهشی محیط‌زیست جانوری، جلد ۲، شماره ۴، صفحات ۷۲-۶۵.

Ahmad, A. K. and Shuhaimi-Othman, M., 2010. Heavy metal concentration in sediments and fishes from Lake Chini, Pahang. Malaysia Journal of Biological Science, 10 (2): 93-100.

Barak, N. A. E. and Mason, C. F., 1990. Mercury, cadmium and lead concentrations in five species of freshwater fish from eastern England. Science of the Total Environment, 92: 257–263.

Biney, C. A. and Ameyibor, E., 1992. Trace metal concentrations in pink shrimp Penaeus nobilis, from the coast of Ghana. Water, Air and Soil Pollution, 63: 273-279.

Burger, J., Gaines, K. F., Boring, C., Stephenes, W. L., Snodgrass, J., Dixon, C., McMahon, M., Shukla, S., Shukla, J. and Gochfeld, M., 2002. Metal levels in fish from the Savannah river: potential hazards to fish and other receptors. Environmental Research, 89: 85-97.

Burger, J. and Gochfeld, M., 2000. Effects of lead on larids: a review of laboratory and field studies. Toxicology and Environmental Health, 3: 59–78.

Burger, J. and Gochfeld, M., 2005. Heavy metals in commercial fish in New Jersey. Environmental Research, 99: 403–412.

Burger, J., Gaines, K. F., Boring, C. S., Stephens J., W. L., Snodgrass, J. and Gochfeld, M., 2001. Mercury and selenium in fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational differences. Environmental Research, 87: 108–118.

Campbell, K. R., 1994. Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27: 352–356.

Chale, F. M. M., 2002. Trace metal concentrations in water, sediments and fish tissue from lake Tanganyika. The Science of the Total Environment, 299: 115–121.

Chen, Y. C. and Chen, M. H., 2001. Heavy metal concentrations in nine species of fishes caught in coastal waters off Ann-Ping, S.W. Taiwan. Journal of Food and Drug Analysis, 9: 107-114.

Collings, S. E., Johnson, M. S. and Leah, R. T., 1996. Metal contamination of angler- caugh fish from the Mersey estuary. Marine Environment Research, 41(3): 281- 297.

Darmono, D. and Denton, G. R. W., 1990. Heavy metal concentrations in the banana prawn, *Penaeus merguiensis*, and *leader prawn*, *P. monodon*, in the Townsville region of Australia. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 479-486.

Demora, S., Fowler, S. W., Wyse, E. and Azemard, S., 2004. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. Marine Pollution Bulletin, 10: 1016.

Eisler, R, 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. US Fish and Wildlife Service.

EU, 2001. Commission regulation as regards heavy metals. Directive 2001/22/EC, No: 466/2001.

Forstner, U. and Wittmann, G.T.W., 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin: Springer-Verlag, pp. 30-61.

ISQG, 1995. Interim sediment quality guidelines. Environment Canada, Ottawa, 9 p.

Karadede, H. and Unlu, E., 2004. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. Chemosphere, 1: 1371-1376.

www.SID.ir

Archive of SID

Kulcu, A. M., Ayas, D., Kosker, A.R. and Yatkin, K., 2014. The investigation of metal and mineral levels of some marine species from the northeastern Mediterranean sea. Journal of Marine Biology and Oceanography, 3(2): 1-4.

Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L. and Calder, F. D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management, 19: 18-97.

Langston, W. J., 1990. Toxic effects of metals and the incidence of marine ecosystem. In: Furness, R.W., Rainbow, P.S (Eds), Heavy Metals in the Marine Environment. CRC Press, New York.

Madany, I., Wahab, M. A. A. and Al-Alawi, Z., 1996. Trace metals concentrations in marin organisms from the coastal areas of bahrin, Persian Gulf. Water, Air and Soil Pollution, 91: 233-248

Maher, W. A., 1986. Trace metal concentrations in marine organisms from St. Vincent Gulf, south Australia, Water. Air and Soil Pollution, 29: 77-84.

Mansour, S.A. and Sidky, M. M., 2002. Ecotoxicological studies. 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt. Food Chemistrty, 78: 15–22.

Mendil, D. and Uluozlu, O. D., 2007. Determination of trace metal levels in sediment and five fish species from lakes in Tokat, Turkey. Food Chemistry, 101: 739–745.

Mora, S., Sheikholeslami, M. R., Wyse, E., Azemard, S. and Cassi, R., 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. Pollution Bulletin, 48: 61–77.

Mormede, S., and Davies, I. M., 2001. Heavy metal concentrations in commercia l deep-sea fish from Rockall trough. Continent shelf Research, 21: 899-916.

Mortazavi, A., Hatamikia, M., Bahmani, M. and Hassanzadazar, H., 2016. Heavy metals (mercury, lead and cadmium) determination in 17 species of fish marketed in Khorramabad city, west of Iran. Journal of Chemical Health Risks, 6(1): 41–48.

Newman, M. C. and Unger, M. A., 2003. Fundamentals of ecotoxicology. CRC Press.

Nowrouzi, M., Mansouri, M., Nabizadeh, S. and Pourkhabbaz., A., 2014. Analysis of heavy metals concentration in water and sediment in the Hara biosphere reserve, southern Iran. Toxicology and Industrial Health, 30(1): 64–72.

Olowu, R. A., Ayejuyo, O. O., Adewuyi, G. U., Adejoro, I. A., Denloye, A. A. B., Babatunde, A. O. and Ogundajo, A. L., 2010. Determination of heavy metals in fish tissues, water and sediment from Epe and Badagry Lagoons, Lagos, Nigeria. Journal of Chemistry, 7(1): 215-221.

Renierie, A., Alegakis, A. K., Kiriakakis, M., Vinceti, M., Ozcagli, E., Wilks, M. F. and Tsatsakis, A. M., 2014. Cd, Pb and Hg biomonitoring in fish of the Mediterranean region and risk estimations on fish consumption. Toxics. 2, 417-422.

Tariq, J., Jaffar, M. and Ashraf, M., 1991. Trace metal concentration, distribution and correlation in water, sediment and fish from the Ravi River, Pakistan. Fisheries Research, 19: 131–139.

TFC, 2002. Turkish Food Codes, Official Gazette, 23 September 2002, 24885.

Tuzen, M. and Soylak, M., 2006. Determination of trace metals in canned fish marketed in Turkey. Journal of Food Chemistry, 101: 1378-1383.

Wagner, A. and Boman, J., 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. Spectrochimica Acta Part B, 58: 2215–2226.

Weber, D. N. and Dingel, W.M., 1997. Alterations in neurobehavioral responses in fishes exposed to lead and lead-chelating agents. Zoology, 37: 354–362.

Yamazaki, M., Tanizak, Y. and Shimokawa, T., 1996. Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorfii*, from the Asakawa River in Tokyo, Japan. Environmental Pollution, 94: 83–90.

Yilmaz, F., Ozdemir, N., Demirak, A. and Tuna, A. L., 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus.* Food Chemistry, 100: 830–835.

www.SID.ir

Archive of SID

www.SID.ir