وضعیت آلودگی دریای خزر و رودخانه‌های حوضه جنوبی آن از نظر مقادیر آلودگی جیوه بواسطه پایش پستانداران آبزی

عیسی سلگی[1*] ، عباس اسماعیلی ساری[2]، سید محمود قاسمپوری[3]

۱. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه ملایر

۲. استاد گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس

چکیده

در این تحقیق برای بررسی وضعیت آلودگی جیوه در دریای خزر و رودخانه‌های حوضه جنوبی آن به ترتیب از موی فک دریای خزر (*Phoca caspica*) و شنگ رودخانه‌ای (*Lutra lutra*) بعنوان دو گونه دریایی و رودخانه‌ای برای پایش آلودگی جیوه استفاده شد. بدین منظور نمونه های مو از موزه های تاریخ طبیعی استان‌های شمالی از تیرماه تا بهمن ماه ۸۶ جمع‌آوری شدند. مقادیر جیوه با استفاده از دستگاه (USA) LECO AMA 254 Advanced Mercury Analyzer بر طبق استاندارد ASTM شماره D-6722 اندازه گیری شد. میانگین غلظت جیوه برای کل نمونه‌ها (فک و شنگ) ۳/۶ ± ۷/۸ میکروگرم بر گرم بود. مقادیر غلظت جیوه در موی فک خزر در دامنه ۱/۲۳ تا ۲۷/۴۲ میکروگرم بر گرم و در موی شنگ در رودخانه‌های حوضه جنوبی خزر در دامنه ۰/۸۸ تا ۱۲/۳۸ میکروگرم بر گرم قرار داشت. اختلاف معنی‌داری بین دو گونه از نظر متوسط غلظت جیوه در سطح ۹۵٪ دیده نشد. همچنین تحلیل رگرسیون برای شنگ رودخانه‌ای افزایش معنی‌دار غلظت جیوه از سال ۸۵-۶۵ را نشان داد. با وجود مشاهده روند مشابه در تجمع آلودگی در سال‌های اخیر، برای اثبات این قضیه در فک خزری نیاز به داده‌های آماری بیشتری است. با توجه به داده‌های این تحقیق در فک و شنگ بعنوان پستانداران سطوح بالای زنجیره غذایی که گونه‌هایی ماهیخوار هستند به نظر می‌رسد ساکنان استان‌های ساحلی ایران که از سرانه بالای مصرف ماهی برخوردارند در معرض خطر این آلودگی قرار دارند.

واژگان کلیدی: دریای خزر، رودخانه‌های حوضه جنوبی خزر، ،آلودگی جیوه، مو، فک دریای خزر، شنگ رودخانه‌ای

* نویسنده مسوول، پست الکترونیک: e.solgi@yahoo.com

Archive of SID

www.SID.ir

۱. مقدمه

دریای خزر از نظر حجم و وسعت بزرگترین حوضه محصور بر روی سیاره زمین است. توسط شرایط طبیعی ویژه شامل منابع غنی طبیعی‌اش (بیولوژیکی و معدنی) شناخته می‌شود و نقش مهمی را در منطقه ایفاء می‌کند. آبخیز این بدنه آبی بزرگ ۳/۵ میلیون کیلومترمربع است.آب آن لب شور است(Hutzinger, 2005).

دریای خزر توسط ۴ رودخانه یا گروه‌های رودخانه ای تغذیه می شود. در شمال ۸۰٪ رواناب آن مربوط به رودخانه ولگا و ۵٪ متعلق به Ural ، در غرب Treck، Sulak و Samu (۵٪) و Kura (۸٪) و در جنوب رودخانه‌های کوهستانی کوتاه از دامنه البرز (۴-۵٪) رواناب آن را تشکیل می‌دهند. اما از قسمت شرق رواناب محسوسی ندارد. حوضه خزر دارای منابع غنی نفت وگاز است. اغلب بیان شده است که خزر به واسطه هیدروکربن‌های نفت و گاز و همچنین توسط رودخانه ولگا که پساب‌های اراضی مرکزی صنعتی روسیه را در شمال خزر تخلیه می‌کند از آلودگی بالایی برخوردار است (Aladin and ; UNDP, 2003 Plotnikov, 2004). بانک جهانی در سال ۱۹۹۹ تخمین زده است که یک میلیون متر مکعب از فاضلاب صنعتی تصفیه نشده بطور مستقیم در خزر تخلیه می‌شود که حجم آلودگی عملیات‌های نفتی و معدن‌کاوی نیز به این مقدار اضافه می‌شود (Motavalli, 1999). بین آلاینده‌های موجود در خزر سطوح بالای فلزات سنگین گزارش شده است (Watanabe *et al*., 2002 ;Karpinsky, 1992). در این میان جیوه آلاینده‌ای نگران کننده است بویژه در سواحل باکو که بواسطه دارا بودن کارخانه‌های کلرآلکالی سهم بالایی در تولید آلودگی جیوه دارند. در طول ساحل ایران نیز جمعیت زیادی وجود دارد که تصفیه کم فاضلاب و کشاورزی متراکم بویژه برنج از عوامل آلودگی در ساحل ایران محسوب می‌شود (UNDP, 2003). سواحل دریای خزر در ایران به طول ۷۰۰ کیلومتر از آذربایجان در غرب تا ترکمنستان در شرق امتداد دارند. این خط ساحلی بطور فزاینده‌ای با حجم وسیعی از آلاینده‌های تخلیه شده در دریای خزر از منابع انسانی مختلف آلوده شده است. در سواحل جنوبی خزر اکوسیستم‌ها در نواحی ساحلی ایران تحت استرس شدید اثرات آلاینده‌های سمی قرار دارند. فون و فلور عموما" تهدید شده و یا کاهش یافته‌اند. مثال بارز آن کاهش جمعیت فک در سال ۲۰۰۰ بود (Parizanganeh *et al*., 2007). در سال‌های اخیر مرگ و میر پستاندارن دریایی در بخش‌هایی از جهان رخ داده است. در دریای خزر مرگ هزاران فک در ۱۹۹۷ اتفاق افتاد که مشابه همین رویداد در طول ژوئن و آوریل سال ۲۰۰۰ به وقوع پیوست. اگرچه به نظر می‌رسید علت اصلی این مرگ و میرها ویروس متعلق به خانواده سگ سانان (CVD) باشد اما تحقیقات بعدی نشان داد که سرکوب سیستم ایمنی بعلت تماس با آلاینده‌های زیست‌محیطی یکی از عوامل پیشرفت بیماری بوده است (Anan *et al*., 2002). این پستانداران دریایی حجم زیادی از جیوه را در بافت هایشان انباشته می‌کنند زیرا آنها در سطوح غذایی بالاتر شبکه غذایی قرار دارند و عمر طولانی دارند (Ikemoto *et al*., 2004) علاوه بر این فک دریای خزر عمدتاً ماهیخوار بوده و ۷۰٪ رژیم غذایی آن ماهی است (Brookens *et al*.,2008). شنگ‌ها نیز در اکوسیستم‌های آب شیرین سطوح بالای زنجیره غذایی را اشغال کرده‌اند بطوریکه ۹۰٪ غذای آنها را ماهی تشکیل می‌دهد (Evans *et al*.,1998) که وضعیتی مشابه با فک را دارند.

در واقع اهداف استفاده از حیات وحش برای پایش آلودگی شامل تخمین خطرات سلامتی انسان، ارزیابی آلودگی در زنجیره غذایی، پایش کیفیت محیط زیست و تعیین اثرات مضر و نامطلوب روی خود گونه‌ها است (NRC, 1991)توسعه سریع تکنولوژی و در نتیجه افزایش اثرات انسان بر روی محیط‌زیست نیازمند توسعه شیوه‌های مختلف پایش آلودگی می‌باشد. پستانداران به عنوان مناسب‌ترین

Archive of SID
www.SID.ir

شاخص‌های فلزات سنگین شناخته شده‌اند و بواسطه تجمع این مواد در سطوح غذایی، هشدارهای اولیه اثرات سمی و نامطلوب در کل اکوسیستم را فراهم می‌آورند که برای نیل به این منظور تکنیک‌های بیولوژیک و غیربیولوژیک موجود می‌باشند. حیات وحش بزرگ مخصوصاً گوشتخواران راس هرم که عمر طولانی دارند قادر خواهند بود تا اثرات تجمعی استرس‌های محیطی را در طی دوره‌های طولانی مدت نشان دهند (Sobanska, 2005). از آنجا که که ماهی براحتی در معرض آلودگی‌های جیوه قرار دارد لذا این پستانداران ماهیخوار (Piscivorous) پایشگرهای مناسبی برای محیط آبی محسوب می-شوند (Brookens *et al*.,2008). برای اجتناب از مشکلات نمونه‌برداری که نیازمند بدست آوردن بافت-های داخلی بدن برای آنالیز است، پایش غیرمخرب بقایای سطوح آلاینده‌ها مورد توجه قرار گرفته است (Fossi and Marsili, 1997).

از فواید مطالعه روی مو یا خز گونه‌های حیات وحش این است که می‌تواند بدون صدمه به حیوان زنده یا نمونه تاکسیدرمی شده جمع‌آوری شود و نیازمند ابزار ذخیره ویژه‌ای در میدانه نیست. همواره سطوح گزارش شده از فلزات سنگین در موی جانور به عنوان شاخصی از حضور عناصر سنگین از قبیل سرب، مس و جیوه در محیط زیست بوده است (Cumbie Peter, 1975). مطالعات محققین نشان داده است که غلظت جیوه در مو با غلظت جیوه در بافت‌های دیگر از قبیل عضله، کلیه و جگر مرتبط می‌باشد (Ikemoto *et al*., 2004).

با توجه به اینکه آلودگی خزر به فلزات سنگین از جمله جیوه در تحقیقات مختلف به اثبات رسیده است (Ikemoto *et al*., 2004b، Anan *et al*., 2002 و Watanabe *et al*.,2002) و از طرفی مرگ و میر فک‌های بیمار در دهه‌های اخیر تحت تاثیر هم‌بیشی با آلودگی افزایش یافته و همچنین عنوان شدن دلایل مشابه برای کاهش و مرگ ومیر جمعیت شنگ رودخانه‌ای در مقیاس جهانی، در این تحقیق از فک دریای خزر برای پایش آلودگی جیوه در این دریا و از شنگ رودخانه‌ای نیز به علت کاهش شدید جمعیت آن در سال‌های اخیر برای پایش مقادیر این آلاینده در رودخانه‌های حوضه جنوبی خزر استفاده گردید. بعلاوه هدف دیگر این تحقیق، تعیین مقادیر پایه آلودگی جیوه در این گونه‌ها و بررسی روند این آلودگی در گونه‌ها و اکوسیستم‌های مربوطه بود. لازم به ذکر است که آلاینده‌ها و سایر تهدیدات برای این دو گونه سبب شده است که در لیست قرمز IUCN به عنوان گونه آسیب پذیر (Vulnerable) طبقه بندی شوند (IUCN, 2007).

۲. مواد و روش ها

نمونه‌های موی فک خزری و شنگ رودخانه‌ای از استان‌های شمالی کشور شامل گلستان، مازندران و گیلان جمع‌آوری شده بودند. این نمونه از موزه‌های تاریخ طبیعی خشکه داران استان مازندران (۴ نمونه فک خزری)، موزه علوم طبیعی بابلسر استان مازندران (۴ نمونه شنگ رودخانه‌ای و ۱ نمونه فک خزری) و موزه تاریخ طبیعی گیلان (۱ نمونه شنگ) جمع آوری شدند. ۵ نمونه جدید شنگ متعلق به سال ۸۵ نیز در سردخانه سازمان محیط زیست یافت شدند که مربوط به استان گلستان بودند. با توجه به اطلاعات به دست آمده از این موزه ها نمونه‌های جمع آوری شده مربوط به دوره زمانی ۸۵-۶۵ بودند. که از تیرماه تا بهمن ۸۶ جمع آوری شدند. اطلاعات در مورد پارامترهای مهمی چون جنس، سن و ابعاد بدن در این تحقیق در موزه های مورد مطالعه موجود نبود.

نمونه‌های مو به میزان ۰/۱ تا ۰/۲ گرم توسط قیچی فولادی ضد زنگ از ناحیه نزدیک به پوست بریده شدند. سپس نمونه در داخل پاکت‌هایی جا داده شدند. که اطلاعاتی از قبیل نام موزه، سال یا دهه جمع‌آوری، مکان جمع‌آوری و سایر اطلاعاتی که موجود بود را شامل می‌شدند. نمونه‌های مو پس از انتقال به آزمایشگاه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس ابتدا توسط دترجنت با آب معمولی شسته، سپس با آب مقطر آب کشی و

Archive of SID

www.SID.ir

نهایتاً با استن شسته شدند. نمونه ها سپس برای مدت ۲۴ ساعت دردمای اتاق قرار گرفتند و پس از خشک شدن به صورت پودر درآمدند و تا حدامکان همگن شدند (Cumbie, 1975)

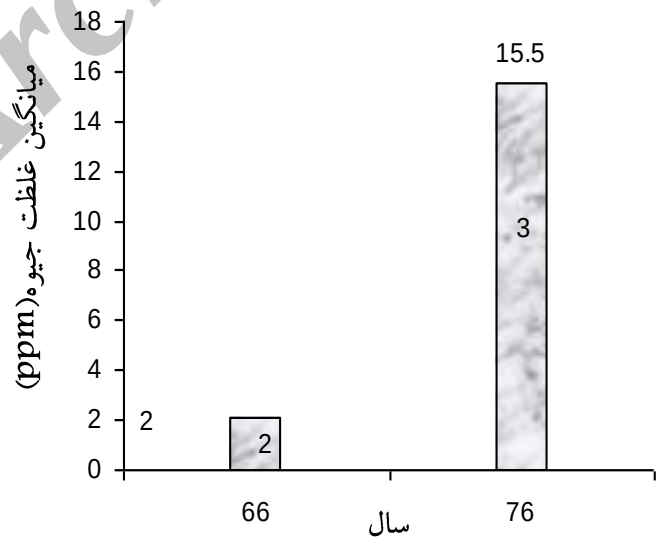
مقادیر جیوه با استفاده از دستگاه (USA) LECO AMA 254 Advanced Mercury Analyzer بر طبق استاندارد ASTM شماره D-6722 اندازه گیری شد. در این دستگاه نمونه توسط سیستم Combustion/catalyst tubeدر دمای ۷۵۰ درجه تجزیه می‌شود آمالگاتور طلایی جیوه را در روی مجرای سرامیکی به دام می‌اندازد. توسط سیستم Cuvette که بر اساس (Spectrophotometry Atomic Absorption (AAS طراحی شده میزان جیوه اندازه گیری می‌شود. در این دستگاه از استاندارد های ۱۶۳۳b ، ۲۷۰۹ و ۲۷۱۱ استفاده شد که درصد بازیابی بین ۹۴/۸ تا ۱۰۳ بود.

روش‌های آماری

تحلیل آماری داده‌ها توسط نرم افزار SPSS انجام شد. ابتدا آزمون نرمالیتی داده‌ها توسط آزمونKolmogorov- Smirnov صورت گرفت. نتایج آزمون نشان دادکه داده ها به صورت نرمال توزیع شده‌اند. بر این اساس از روش‌های پارامتریک برای تحلیل داده ها استفاده شد. از آزمون T غیرجفتی برای مقایسه میانگین غلظت جیوه بین شنگ رودخانه ای و فک خزری و از مدل رگرسیون خطی نیز برای پیش بینی مقادیر جیوه بر اثر گذشت زمان استفاده شد.

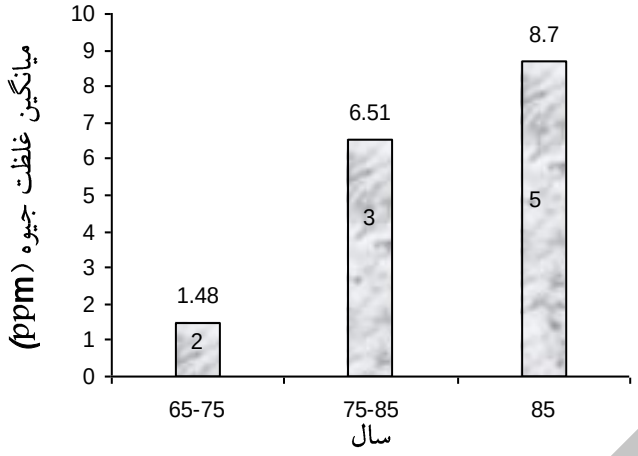
۳. نتایج

میانگین غلظت جیوه برای کل نمونه‌ها ۳/۶ ± ۷/۸ میکروگرم بر گرم بود که دامنه آن از ۰/۸۸ در شنگ رودخانه‌ای (نمونه مربوط به سال ۶۵) تا ۲۷/۴۲ میکروگرم بر گرم در فک خزر (نمونه مربوط به سال ۷۶) بود.(جدول ۱). میانگین غلظت جیوه در فک خزر ۱۲/۹۴ ± ۱۰/۱۲ با دامنه ۱/۲۳ تا ۲۷/۴۲ میکروگرم بر گرم بود (با تعداد نمونه ۵ تا و مربوط به دوره ۶۶ تا ۷۶ (شکل ۱)). میانگین مقادیر جیوه در موی شنگ رودخانه‌ای شمال کشور (مربوط به ۳ استان شمالی) در رودخانه‌های حوضه جنوبی خزر ۲/۶۲ ± ۶/۶ میکروگرم بر گرم بود که دامنه‌ای از ۰/۸۸ تا ۱۲/۳۸ میکروگرم بر گرم داشت (شکل ۲).



شکل۱. مقادیر غلظت جیوه در موی فک دریای خزر در طول سال های۷۶- ۶۶

Archive of SID
www.SID.ir

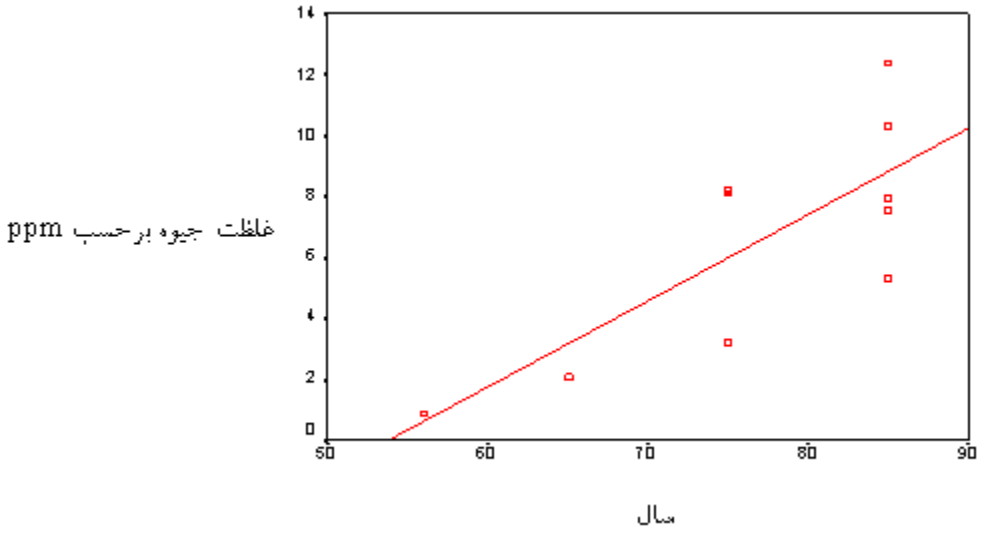


شکل ۲ . مقادیر غلظت جیوه در موی شنگ رودخانه ای در طول سال‌های ۶۵-۸۵

$y=0/283x -15/185$ $P<0/01$

مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون T غیرجفتی بین شنگ رودخانه‌ای و فک خزری اختلاف معنی داری را بین دو گونه از نظر متوسط غلظت جیوه نشان نداد (جدول۲).

آنالیز مدل رگرسیون برای شنگ رودخانه‌ای افزایش معنی دار غلظت جیوه را در این گونه از سال ۶۵-۸۵ را نشان داد . معادله خط رگرسیون آن $y=۰/۲۸ x -۱۵/۲$ به دست آمد که با توجه به شیب مثبت منحنی افزایش ۰/۲۸ میکروگرم بر گرم جیوه در مو را در سال طبق این معادله نشان می‌دهد (جدول ۳ ، شکل ۳).



شکل۳. مدل رگرسیون خطی برای پیش بینی روند آلودگی جیوه با گذشت زمان برای شنگ رودخانه ای

www.SID.ir

جدول۱. غلظت‌های جیوه در موی شنگ رودخانه‌ای و فک خزری (میکروگرم بر گرم)

گونه	تعداد	کمترین	بیشترین	میانه	میانگین	انحراف معیار	واریانس	اشتباه معیار
فک	۵	۱/۲۳	۲۷/۴۲	۸/۰۸	۱۰/۱۲	۱۰/۴۱	۱۰۸/۵	۴/۶۵
شنگ	۱۰	۰/۸۸	۱۲/۳۸	۷/۷۵	۶/۶	۳/۶۶	۱۳/۴۲	۱/۱۵
مجموع	۱۵	۰/۸۸	۲۷/۴۲	۷/۹	۷/۷۸	۶/۵۲	۴۲	۱/۶۸

جدول ۲. نتایج آزمون T غیرجفتی برای مقایسه میانگین غلظت‌های جیوه بین شنگ رودخانه ای و فک خزری

	فک			شنگ		df	t	p
تعداد	میانگین	انحراف معیار	تعداد	میانگین	انحراف معیار	۱۳	۰/۹۸	۰/۳۴
۵	۱۰/۱۳	۱۰/۴۱	۱۰	۶/۶	۳/۶۶			

جدول ۳. نتایج تحلیل مدل رگرسیون خطی برای شنگ رودخانه‌ای

مدل	ضرایب غیراستاندارد		ضرایب استاندارد	t	p
	B	انحراف معیار	Beta		
مقدار ثابت	-۱۵/۱۸۵	۶/۲۶		-۲/۴۲	۰/۰۴
سال	۰/۲۸۳	۰/۰۸	۰/۷۷۸	۳/۵	۰/۰۰۸

۴. بحث و نتیجه‌گیری

براساس این تحقیق میانگین مقادیر جیوه در موی فک خزر در سواحل کشورمان در مقایسه با مطالعه Broocken و همکاران (۲۰۰۸) بر روی همین گونه (میانگین۲/۰۱ ±۱۵/۹۵، دامنه ۴۰/۶ -۲/۹۴ میکروگرم بر گرم) پایین‌تر و در مقایسه با مطالعه Ikemoto و همکاران (۲۰۰۴) بر روی فک خزر (میانگین۱/۷۸ ±۷/۸۴ میکروگرم بر گرم) بالاتر بود.

غلظت‌های جیوه در موی این گونه در مقایسه با مطالعه جیوه در موی سایر گونه‌های فک از قبیل Baikal Seal (میانگین ۱/۷ ±۳/۶ میکروگرم بر گرم و دامنه ۰/۶۹ تا۷/۶ میکروگرم بر گرم) و Northern Fur Seal (میانگین۱/۱ ±۴/۹، دامنه ۲/۹-۷/۶) که توسط Ikemoto و همکاران (۲۰۰۴) انجام شد نسبتاً بالاتر مشاهده شد.

سطوح غلظت جیوه در موی شنگ رودخانه‌ای در مقایسه با Giant otter از Rio Negro (دامنه ۳/۶۸- ۲/۹۴ میکروگرم بر گرم) توسط Dias Fonseca و همکاران (۲۰۰۵) و *L. canadensis* از Wisconsin (متوسط ۶/۴۷ بیشترین مقدار۶۳/۲) توسط Sheffy و St. Amant (۱۹۸۲) بالاتر بود. و در مقایسه با سایر مطالعاتی که در زیر آمده است پایین تر می‌باشد:

نتایج گزارش شده از *L. canadensis* در Ontario کانادا (متوسط۹/۶: دامنه ۲۰- ۴ میکروگرم بر گرم) توسط Evans و همکاران (۱۹۹۸)، نتایج بدست آمده از *L. lutra* در فنلاند (

Archive of SID
www.SID.ir

متوسط ۱۸/۵ : دامنه ۶۱/۳– ۰/۷ میکروگرم بر گرم) در مطالعه Hyvarinea و همکارن(۲۰۰۳) و *Lutra lutra*از بریتانیا (متوسط ۱۸/۷: دامنه۸۵/۱-۳./۱ میکروگرم بر گرم) توسط Mason و همکاران (۱۹۸۶).

داده‌های به دست آمده در این تحقیق در هر دو گونه، روند افزایش جیوه را بر اثر گذشت زمان نشان داد که حاکی از آن است (اگرچه برای فک آنالیز رگرسیون معنی دار نشد) که این آلودگی در دریای خزر و رودخانه‌های حوضه جنوبی آن روند افزایش را طی می‌کند که نیازمند پایش و مطالعات بیشتری در این زمینه می‌باشیم. مقادیر غلظت جیوه در این تحقیق در مقایسه با مقادیر گزارش شده بعضی مطالعات دیگر بالاتر بود نشان می‌دهد که سواحل ایران از آلودگی بیشتری برخوردار هستند.

اگرچه مقایسه میانگین مقادیر جیوه بین شنگ و فک اختلاف معنی‌داری را نشان نداد اما در مجموع میانگین غلظت جیوه در موی فک بیشتر بود که بیانگر این مطلب است که سواحل جنوبی دریای خزر از رودخانه‌های حوضه‌های جنوبی آن آلوده‌تر است. با توجه به این که خزر دریاچه‌ای محصور است آلودگی‌های وارد شده در این دریاجه به دام افتاده و در این اکوسیستم باقی می‌مانند (Anan *et al*., 2002) و بر اثر جریانات دریایی به بخش‌های دیگر این اکوسیستم و سواحل ایران نیز منتقل می‌شوند که در نتیجه سواحل ایران آلودگی بیشتری را از منشأ یعنی حوضه‌های جنوبی نشان می‌دهند۸۰٪ جریان ورودی خزر را رودخانه ولگا تشکیل می‌دهد و این رودخانه پساب‌های صنعتی و کشاورزی روسیه را شامل می‌شود که با مقادیر بالای آلودگی وارد این دریا می‌شوند. از طرفی کارخانجات کلرآلکالی که مهم ترین منبع انسانی ورود جیوه به محیط‌های آبی می-باشند (Manohar *et al*., 2002) به تعداد زیادی در سواحل روسیه وجود دارند.

این دو گونه در لیست IUCN دارای وضعیت آسیب پذیر می‌باشند که مقادیر نسبتاً بالای مشاهده شده جیوه در این گونه‌ها مخصوصاً فک برنامه‌های پایشی را برای این گونه‌ها می‌طلبد. تحقیقات صورت گرفته قبلی نشان می‌دهند که مقادیر بالای جیوه بر تولیدمثل و نرخ زادآوری این گونه اثر منفی می‌گذارد از طرفی جیوه سیستم ایمنی بدن را سرکوب می‌کند که ویروس متعلق به خانواده سگ سانان(CVD) که از عوامل مرگ ومیر این گونه ذکر شده است در این شرایط سبب مرگ ومیر بیشتری می‌شود.

در مطالعات صورت گرفته قبلی مقادیر بالای PCB و حشره‌کش‌ها در خزر ثابت شده است که این آلاینده‌ها در حضور جیوه سبب هم‌بیشی می‌شوند که نتیجه آن افزایش سمیت جیوه است. با توجه به آلودگی زیاد جیوه در سواحل جنوبی آن و مشاهده مقادیر نسبتاً بالای آن در فک که گونه‌ای ماهیخوار است به نظر می‌رسد ساکنان استان‌های ساحلی ایران که از خاویار و سایر ماهیان استفاده می‌کنند در معرض خطر این آلودگی قرار دارند

منابع

Aladin, N., and Plotnikov, I. 2004. The Caspian Sea. Lake Basin Management Initiative, 29pp.

Anan, Y., Kunito, T., Ikemoto, T., Kubota, R., Watanabe, I., Tanabe, S., Miyazaki, N. and Petrov E.A. 2002. Elevated Concentrations of Trace Elements in Caspian Seals (*Phoca caspica*) Found Stranded During the Mass Mortality Events in 2000. Arch. Environ. Contam. Toxicol.42:354–362.

Brookens, T. J ., O'Hara, T.M., Taylor, R.J., Bratton, G.R. and Harvey, J .T. 2008. Total Mercury Body Burden in Pacific Harbor seal, Phoca Vitulina Richardii, Pups from Central California. Marine Pollut Bull, 56:27–41.

Cumbie Peter, M. 1975. Mercury in Hair of Bobcat and Raccons. Wild. Manage. 39(2): 419-424.

Dias Fonseca, F.R., Malm, O. and Waldemarin H.F. 2005. Mercury levels in tissues of Giant otters (Pteronura brasiliensis) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. Environ Res 98:368–371

Evans, R.D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonaldb, K.S. and Joachim, D.G.

Archive of SID

www.SID.ir

Industry Wastewater Using 2-Mercaptobenzimidazole-Clay. Water Research. 36:1609–1619.

Mason, C.F., Last, N.I. and Macdonald, S.M., 1986. Mercury, Cadmium, and Lead in British Otters. Bull Environ Contam Toxicol. 37:844-849

Motavalli, J. 1999. Black gold-Caspian Sea oil development. Environ. Manage. 10(6).

NRC, ۱۹۹۱. Animals as Sentinels of Environmental Health. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

Parizanganeh, A., Lakhan, V. C. and Jalalian, H. 2007. A Geochemical and Statistical Approach for Assessing Heavy Metal Pollution in Sediments from the Southern Caspian Coast Int. J. Environ. Sci. Tech. 4 (3):351-358.

Sheffy, T.B. and St Amant, J.R. 1982. Mercury Burdens in Furbearers in Wisconsisn. J Wild Manage 46:1117–1120

Sobanska, M. A. 2005. Wild Boar Hair (*Sus scrofa*) as a Non-Invasive Indicator of Mercury Pollution Sci of the Total Environ. 339:81– 88.

United Nations Development Programme (UNDP), 2003. Background paper for the G12 environment strategy prepared by the United Nations Development Programme, Regional Bureau for Europe and Central Asia. Water and Environment Issues in the Black, Caspian and Aral Sea.

Watanabe, I., Kunito, T., Tanabe, S., Amano, M., Koyama, Y., Miyazaki, N., Petrov E.A. and Tatsukawa, R. 2002. Accumulation of Heavy Metals in Caspian Seals (*Phoca caspica*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 43:109–120.

1998. An Examination of Spatial Variation in Mercury Concentrations in Otter (*Lutra canadensis)* in South-Central Ontario. The Sci Total Environ. 213:239-245

Fossi, M.C. and Marsili, L. 1997. The use of non-destructive biomarkers in the study of marine mammals. Biomarkers. 2:205–216.

Hutzinger, O. 2005. The Handbook of Environmental Chemistry Vol: 5, Part P (The Caspian Sea Environment), Editor: Kostianoy A.G and Kosarev A.N., first edition.Springer.1-278 .

Hyvarinen, H., Tyni, P. and Nieminen P. 2003. Effects of Moult, Age, and Sex on the Accumulation of Heavy Metals in the Otter (*Lutra lutra*) in Finland. Bull Environ Contam Toxicol. 70:278–284

Ikemoto, T., Kunito, T., Tanaka, H., Baba, N., Miyazaki, N. and Tanabe S,2004a. Detoxification Mechanism of Heavy Metals in Marine Mammals and Seabirds: Interaction of Selenium with Mercury, Silver, Copper, Zinc, and Cadmium in Liver. Arch. Environ. Contam.Toxicol. 47:402–413.–Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunag, G., Baba, N., Miyazaki, N., Petrov, E.A. and Tanabe S. 2004b. Comparison of Trace Element Accumulation in Baikal Seals (*Pusa sibirica*), Caspian Seals (Pusa caspica) and Northern Fur Seals (*Callorhinus ursinus*). Environ Pollut.127:83–97

IUCN— The World Conservation Union, 2007. Red List of Threatened Species, IUCN–The World Conservation Union.

Karpinsky, M.G. 1992. Aspects of the Caspian Sea Benthic Ecosystem. Mar Pollut Bull. 24:384–389.

Manohar, D.M., Krishnan, K. A. and Anirudhan, T.S. 2002. Removal of Mercury (II) from Aqueous Solutions and Chloralkali

Archive of SID

www.SID.ir