[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

بررسی غلظت جیوه و رابطه همکنشی آن با فلزات ضروری روی و سلنیوم در بافت‌های عضله و کبد کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*) خلیج فارس

احمد ترسلی[۱]* ؛ تورج ولی‌نسب[۲] و عباس اسماعیلی ساری[۳]

atarassoli@gmail.com

۱و۳- دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس، نور صندوق پستی: ۳۵۶

۲- موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران صندوق پستی: ۶۱۱۶-۱۴۱۵۵

تاریخ دریافت: آذر ۱۳۹۰ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۹۱

چکیده

در این مطالعه، میزان عناصر جیوه، روی و سلنیوم در بافت عضله و کبد ۲۵ نمونه از کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*) در سواحل بندرعباس (از ۷ ایستگاه نمونه‌برداری) با هدف تعیین غلظت جیوه تجمع یافته در این کوسه ماهی و رابطه همکنشی آن با فلزات ضروری روی و سلنیوم بررسی گردید. غلظت جیوه با دستگاه Mercury Analyzer (LECO, AMA 254) و غلظت سلنیوم و روی بترتیب با دستگاه‌های جذب اتمی GF-AAS, Perkin Elmer 3030 و فیلیپس مدل PU 9400 تعیین شد. نتایج نشان داد که میانگین به همراه انحراف معیار (±SD) غلظت جیوه، روی و سلنیوم در بافت عضله بترتیب ۰/۰۲±۰/۰۵، ۰/۲۵±۰/۹۲ و ۰/۰۵±۰/۱۳ و در بافت کبد بترتیب ۰/۸۶±۱/۰۷، ۰/۴۳±۱/۵۷ و ۰/۱۹±۰/۴۶ میکروگرم بر گرم وزن تر بدست آمد. میانگین غلظت این فلزات در بافت کبد بصورت معنی‌داری بیشتر از بافت عضله بود. همچنین غلظت جیوه در ۶۴ درصد از نمونه‌های بافت کبد بالاتر از حد استانداردهای FAO و WHO بود. برخلاف فلز روی، میانگین غلظت جیوه و سلنیوم در بافت‌های عضله و کبد با متغیرهای زیستی طول و وزن همبستگی مثبت و معنی‌داری از خود نشان داد. از طرفی در این مطالعه، غلظت جیوه همبستگی مثبت و معنی‌داری با غلظت سلنیوم در بافت عضله و بافت کبد نشان داد. به گونه‌ای که نسبت مولی سلنیوم به جیوه (Se:Hg) در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید بترتیب ۱/۷۷±۶/۳۶ و ۳/۶۱±۲/۷۴ بدست آمد. همبستگی مثبت جیوه و سلنیوم نشاندهنده شکل‌گیری فرآیند سمیت زدایی و در نتیجه کاهش احتمالی سمیت جیوه در هر دو بافت از طریق تشکیل کمپلکس Se-Hg یا تشکیل باند جیوه با سلنوپروتئین است.

لغات کلیدی: جیوه، روی، سلنیوم، کوسه چانه سفید، خلیج فارس

*نویسنده مسئول

مقدمه

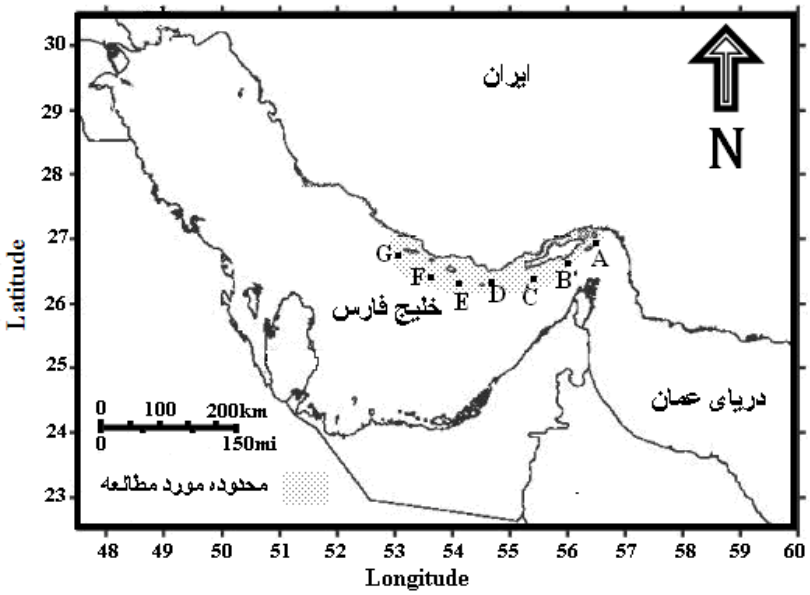
فلزات سنگین بطور طبیعی در پوسته زمین و محیط‌های آبی وجود دارند. اگر میزان این فلزات در اثر فرآیندهای طبیعی (فعل و انفعالات فیزیکی و شیمیایی در پوسته زمین) یا فعالیت‌های انسانی کمی بیشتر از حد طبیعی شود، با توجه به ثبات شیمیایی، تجزیه پذیری زیستی پایین (Biodegradation) و پتانسیل تجمع زیستی (Bioconcentration) بالا، به سرعت تبدیل به آلاینده‌های سمی می‌شوند (Adham *et al*., 2002; Oliojo *et al*., 2005). در بین فلزات سنگین، جیوه فلزی منحصر بفرد است که نه تنها هیچ نقش بیولوژیک مفیدی در بدن موجودات زنده ندارند، بلکه موجب اختلال در عملکرد طبیعی سیستم عصبی، تنفسی، تولید مثل، گردش خون و دستگاه گوارش می‌شوند (ATSDR, 1999). از طرفی تحقیقات اخیر نشان می‌دهد فلزات ضروری سلنیوم و روی نقش موثری در کاهش اثرات سمی فلزات سنگین بخصوص جیوه و کادمیوم دارند (Mercola & Klinghard, 2001). به همین دلیل سنجش میزان این ریزمغذی‌ها می‌تواند معیار مناسبی از سلامت فرآورده‌های دریایی در تقابل با فلزات سنگین نظیر جیوه باشد. بعنوان مثال، مصرف فرآورده‌های دریایی مانند گوشت وال (Pilot whale) در جزایر فارو و کوسه (Mako shark) در نیوزلند با اثرات نوروتوکسینی همراه بود. پس از بررسی، پایین بودن نسبت مولی سلنیوم به جیوه به اثبات رسید (Raymond & Ralston, 2009).

با توجه به اینکه ورود مشتقات نفتی، فاضلاب تاسیسات ساحلی (پالایشگاهها و کارخانه‌های بزرگ صنعتی، بنادر صیادی و تجاری و ...)، فاضلاب خانگی و همچنین رواناب کشاورزی، بوم‌سازگان خلیج فارس را با تهدید جدی مواجه ساخته است (اسماعیلی‌ساری و همکاران، ۱۳۸۶)، بررسی سلامت فرآورده‌های دریایی این بوم‌سازگان براساس رابطه همکنشی بین فلزات سنگین (جیوه) و ریزمغذی‌ها (سلنیوم و روی) ضروری است. کوسه ماهیان از ذخایر پر ارزش آبزی و راس هرم غذایی خلیج فارس محسوب می‌شوند که با میزان صید قابل توجه ۵۵۰۰ تن در ایران و داشتن حدود ۱۶/۷ درصد ترکیبات پروتئینی و ۳۶ درصد چربی، سهم بسزایی در بهداشت و سلامت غذایی دارند (معینی و فرزانفر، ۱۳۸۴). کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*) کوسه پلاژیکی کوچکی است که غالبترین گونه در آبهای استان هرمزگان و همچنین خلیج فارس بشمار می‌رود (آفتابسوار، ۱۳۷۳). بر این اساس، هدف از این مطالعه بررسی غلظت جیوه در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید و همچنین رابطه همکنشی جیوه با فلزات ضروری روی و سلنیوم می‌باشد.

مواد و روش کار

در طول گشت تحقیقاتی ارزیابی ذخایر آبزیان کف با استفاده از کشتی تحقیقاتی فردوس ۱ مجهز به تور ترال کف در آبهای استان هرمزگان (حد فاصل نزدیک به سواحل جزیره لارک تا انتهای جزیره لاوان) در زمستان ۱۳۸۸، ۲۵ نمونه کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*) از ۷ ایستگاه نمونه‌برداری صید شدند. در مطالعات زیست‌سنجی، برخی از خصوصیات ریختی و زیستی نظیر جنسیت (از طریق ظاهری با مشاهده یا عدم مشاهده کلاسپر)، طول چنگالی و وزن نمونه‌ها تعیین شدند. سپس از عضله پشتی و کبد نمونه‌برداری صورت گرفت و پس از کدگذاری در دمای ۲۰- درجه سانتیگراد در یونولیت نگهداری شدند و سپس برای آنالیزهای بعدی به آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس انتقال یافتند.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]



شکل ۱: موقعیت محدوده‌های نمونه‌برداری در سواحل استان هرمزگان

نقاط نمونه‌برداری	A	B	C	D	E	F	G
N=	۲۶°۵۴'	۲۶°۳۵'	۲۶°۲۶'	۲۶°۲۷'	۲۶°۲۱'	۲۶°۳۶'	۲۶°۵۷'
E=	۵۶°۳۴'	۵۵°۶۰'	۵۵°۲۳'	۵۴°۳۰'	۵۴°۳۴'	۵۳°۳۵'	۵۳°۰۲'

هر کدام از نمونه‌ها در آزمایشگاه با همزن برقی مخلوط و مقداری از مخلوط همگن بدست آمده در پتری دیش قرار داده شد. پس از توزین، با استفاده از دستگاه فریز درایر (مدل OPERON-OPR-FDU-7012) به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۵۰- درجه سانتیگراد خشک شدند. این نمونه‌ها پس از توزین مجدد با آسیاب برقی بصورت پودر درآورده شد. جهت سنجش جیوه از دستگاه Mercury Analyzer مدل LECO-AMA 254 استفاده شد. از آنجائیکه در این روش از هضم اسیدی استفاده نمی‌شود، نیاز به بازیابی نیست (Gerstenberger *et al.* 2006). پس از انجام فرآیند هضم شیمیایی نمونه‌ها با استفاده از مخلوط اسیدنیتریک و اسیدپرکلریک [۳(HNO_3): ۱($HClO_4$)] (Ducros *et al.*, 1994; Endo *et al.*, 2008)، برای اندازه‌گیری غلظت سلنیوم و روی بترتیب از دستگاه‌های جذب اتمی کوره گرافیتی (Graphite Furnace Atomic Absorption) مدل Perkin 3030 Elmer و فیلیپس مدل PU 9400 استفاده گردید. بازیابی دستگاه برای فلز سلنیوم و روی بترتیب در محدوده قابل قبول ۸۵ تا ۱۱۵ و ۹۰ تا ۱۰۵ درصد سنجش شد. حد تشخیص دستگاه (LOD) برای جیوه، سلنیوم و روی بترتیب ۰/۰۱، ۰/۰۳ و ۰/۲۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. از آنجائیکه عموم مقالات موجود در شاخه‌های آلودگی محیط زیست و ترکیبات ماکول براساس وزن تر می‌باشد، بنابراین جهت مقایسه داده‌های بدست آمده در این مقاله با مقالات سایر محققین، گزارش برحسب وزن تر ارائه گردید.

در این تحقیق برای تجزیه و تحلیل آماری از نرم‌افزار SPSS 16 و جهت رسم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده شد. برای مشخص شدن تابعیت داده‌ها از توزیع نرمال، از آزمون Kolmogrov-Smirnov استفاده گردید. پس از اینکه مشخص گردید که داده‌ها نرمال هستند، برای مقایسه غلظت عناصر در بافت‌های گونه از آزمون t-test جفتی استفاده شد. بررسی رابطه غلظت جیوه، روی و سلنیوم نمونه‌ها با متغیرهای ریختی گونه و همچنین رابطه همبستگی دو فلز با استفاده از آزمون همبستگی داده‌های نرمال پیرسون صورت گرفت. جهت

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

برآورد نسبت مولی از رابطه زیر استفاده شده است. وزن اتمی سلنیوم (۷۸/۹۶ گرم در میلی‌مول) و وزن اتمی جیوه (۲۰۰/۵۹ گرم در میلی‌مول) است (Dietz *et al*., 2000).

غلظت مولی (نانومول گرم بر گرم وزن تر) = غلظت فلز (میکروگرم بر گرم وزن تر) × وزن اتمی (گرم در میلی‌مول)/۱۰۰

نتایج

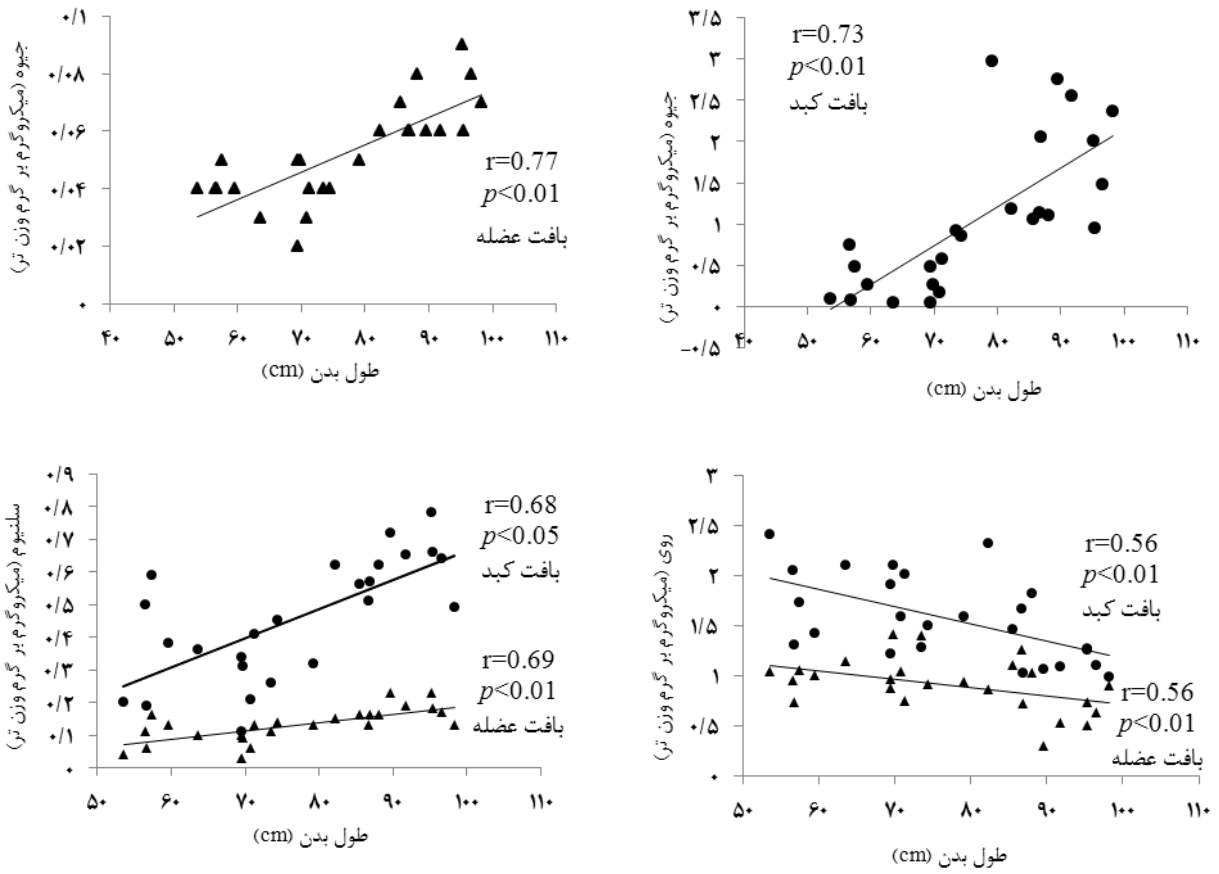
نتایج حاصل از زیست‌سنجی ۲۵ عدد از کوسه چانه سفید (۱۴ نر، ۱۱ ماده) و همچنین غلظت فلزات جیوه، روی و سلنیوم در بافت‌های عضله و کبد بطور خلاصه در جدول ۱ نشان داده شده است. در این مطالعه همبستگی مثبت و معنی‌داری بین متغیرهای زیست‌سنجی طول چنگالی و وزن بدن در کوسه چانه سفید بدست آمد (P<۰/۰۱). حداقل و حداکثر اندازه طول چنگالی نمونه‌های صید شده بترتیب ۵۳/۶ سانتیمتر در جنس ماده و ۹۸/۳ سانتیمتر در جنس نر حاصل شد.

در این مطالعه اختلاف معنی‌داری بین متغیر طول چنگالی در جنس نر با جنس ماده وجود نداشت (P>۰/۰۱). از طرفی مقایسه میانگین غلظت جیوه و فلزات ضروری روی و سلنیوم در بافت‌های کبد و عضله در جنس نر با جنس ماده، اختلاف معنی‌داری نشان نداد (P>۰/۰۱). میانگین غلظت فلزات مورد مطالعه در بافت کبد بطور معنی‌داری بالاتر از میانگین غلظت این فلزات در بافت عضله بود (P<۰/۰۱). مطابق نمودار ۱ بین میانگین غلظت جیوه و سلنیوم در بافت عضله و کبد با متغیر طول بدن همبستگی مثبت و معنی‌دار حاصل شد (P<۰/۰۱ و P<۰/۰۵)، در حالیکه با افزایش طول بدن، غلظت روی در نمونه‌های بافت عضله و کبد کاهش می‌یابد.

جدول ۱: نتایج حاصل از زیست‌سنجی و سنجش جیوه، روی و سلنیوم (میانگین ± انحراف معیار) کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*)

		ماده	نر	نر+ ماده
وزن (گرم)		۳۵٤۲/۹۱±۱۸۸۰/۹۲	۲۱۸٦/۲۱±۱۳۱۲/۵۱	۲۷۵۱/۵۱±۱٦٤۷/٤۷
طول چنگالی (سانتیمتر)		۷۹/۲۸±۱۳/۵۷	۷۵/۰۱±۱۳/۹۳	۷٦/۸۹±۱۳/۲۸
جیوه	عضله	۰/۰٦±۰/۰۲	۰/۰۵±۰/۰۲	۰/۰۵±۰/۰۲
(میکروگرم بر گرم وزن تر)	کبد	۱/۱٦±۰/۹۲	۰/۹۹±۰/۸٦	۱/۰۷±۰/۸٦
روی	عضله	۰/۸۵±۰/۳۱	۰/۹۵±۰/۱۹	۰/۹۲±۰/۲۵
(میکروگرم بر گرم وزن تر)	کبد	۱/٦۰±۰/۵۱	۱/۵٤±۰/۳۳	۱/۵۷±۰/٤۳
سلنیوم	عضله	۰/۱۵±۰/۰٦	۰/۱۲±۰/۰٤	۰/۱۳±۰/۰۵
(میکروگرم بر گرم وزن تر)	کبد	۰/۵۱±۰/۱۸	۰/٤۲±۰/۱۷	۰/٤٦±۰/۱۹
نسبت مولی Se:Hg	عضله	٦/٤۹±۲/۰٤	٦/۲٦±۱/۵۲	٦/۳٦±۱/۷۷
	کبد	۳/۲۳±٤/۹۲	۲/۳٦±۱/۹۷	۲/۷٤±۳/٦۱

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]



نمودار ۱: رابطه غلظت جیوه، روی و سلنیوم در بافت عضله و کبد با طول بدن در کوسه چانه سفید(*Carcharhinus dussumieri*)

در این تحقیق غلظت جیوه همبستگی مثبت و معنی‌داری با غلظت سلنیوم در هر دو بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید نشان داد. اما با غلظت روی در بافت کبد همبستگی منفی و معنی‌داری نشان داد (جدول ۲). همچنین مطابق با جدول ۳، میانگین غلظت مولی سلنیوم به جیوه بالاتر از یک بدست آمد.

جدول ۲: آزمون همبستگی پیرسون بین غلظت جیوه با فلزات روی و سلنیوم در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*)

		Se	Zn
بافت عضله	Hg	۰/۷۶۰**	-۰/۳۵۶
	Se	-----	-۰/۵۶۲**
بافت کبد	Hg	۰/۶۰۲	-۰/۵۶۰
	Se	------	-۰/۳۵٤

**P<0.01

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

جدول ۳: میانگین غلظت مولی سلنیوم و جیوه در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید (*Carcharhinus dussumieri*)

گونه	بافت	میانگین غلظت مولی سلنیوم (نانومول گرم بر گرم وزن تر)	میانگین غلظت مولی جیوه (نانومول گرم بر گرم وزن تر)	میانگین Se:Hg
کوسه چانه سفید	عضله	۱/٦٦	۰/۲٦	٦/۳٦
	کبد	۵/۷۹	۵/۳۰	۲/۷٤

بحث

استراتژی (نوع) تغذیه و جایگاه گونه ها در طول زنجیره غذایی در تجمع زیستی فلزات سنگین نقش اساسی دارد. کوسه ماهیان شکارچیان راس هرم غذایی (Apex predator) با طول عمر بالا و نرخ متابولیک پائین هستند که میزان تجمع فلزات سنگین در آنها اغلب فراتر از حد آستانه غلظت تعیین شده می‌باشد (Adams. 2004). در مطالعات انجام شده در سواحل سان فرانسیسکو و دریای مدیترانه روی گونه‌های مختلف کوسه ماهیان، مشخص گردید که غلظت جیوه فراتر از حد استاندارد مصرف جوامع انسانی می‌باشد. علاوه بر آن موجب اثرات نامطلوب تولید مثلی در برخی از کوسه‌ها شده است (Cornish *et al*. 2007).

نتایج این بررسی نشان داد که میانگین غلظت تجمع یافته جیوه، سلنیوم و روی در بافت کبد کوسه چانه سفید بترتیب ۱/۰۷ ، ۰/۴۶ و ۱/۵۷ (میکروگرم بر گرم وزن تر) است که بیشتر از غلظت این فلزات در بافت عضله (بترتیب ۰/۰۵، ۰/۱۳ و ۰/۹۲ میکروگرم بر گرم وزن تر) می‌باشد. تفاوت در فعالیت‌های متابولیسمی بافت‌ها نقش مهمی در تجمع زیستی عناصر دارد. علت تجمع فلزات سنگین در بافت‌هایی مانند کبد، کلیه و آبشش‌ها در قیاس با بافت عضله، فعالیت متابولیک بالای آنهاست. در این مطالعه، غلظت جیوه در ۶۴ درصد از نمونه‌های بافت کبد بالاتر از حد استاندارد WHO و FAO (۱۹۹۹) (۰/۵ میکروگرم بر گرم وزن تر) است. لازم به ذکر است، میزان بدست آمده غلظت جیوه در بافت عضله در تحقیق حاضر، از نتایج مطالعات انجام شده توسط برخی از محققین کمتر بود، در صورتیکه در بافت کبد، غلظت جیوه از مطالعات انجام شده توسط McMeans و همکاران (۲۰۰۷) بیشتر و از نتیجه تحقیق انجام شده توسط Nunez-Noueira (۲۰۰۵) و Endo و همکاران (۲۰۰۸) کمتر است (جدول ۴). در مطالعات انجام شده توسط Storelli و همکاران (۲۰۱۱) مشخص گردید که علاوه بر خصوصیات زیستی گونه‌ها، دلیل اصلی بالا بودن جیوه در بافت‌های مختلف ماهیان دریای مدیترانه با سایر پهنه‌های آبی، خصوصیات هیدروگرافیک منطقه است. دریای مدیترانه، دریایی نیمه بسته (Semi-enclosed Sea) و محصور میان سه قاره آسیا، اروپا و آفریقا است که از راه تنگه جبل‌الطارق به اقیانوس اطلس و همچنین کانال سوئز به دریای سرخ راه دارد. آلودگی دریای مدیترانه ناشی از ورود آلاینده‌های انسان منشاء از رودخانه‌های متعددی است که سرازیر این دریا می‌شوند. شرایط هیدروگرافیک منطقه موجب شده است که تصفیه آلاینده‌ها بکندی صورت گیرد و از توان پالایش آن بنحو محسوسی کاسته شود. خلیج فارس نیز مشابه این وضعیت، بدلیل تنگی در گلوگاه هرمز، درجه حرارت بالا، شوری آب و همچنین ورود آلودگی‌های انسان منشاء، از نظر اکولوژیک موقعیت حساس و آسیب‌پذیری را شکل داده است. غلظت فلزات سلنیوم و روی در این مطالعه، قابل مقایسه با نتایج مطالعات انجام شده توسط برخی از محققین است (جدول ۴). برخلاف جیوه، فلزات سلنیوم و روی از جمله عناصر ضروری فعال در واکنش‌های زیستی هستند که بصورت هوموستاتیک تنظیم می‌شوند. به همین دلیل، غلظت این عناصر در بافت‌های یکسان از گونه‌های مختلف می‌تواند تغییرات زیادی داشته باشد (McMeans *et al*. 2007).

تفاوت غلظت تجمع یافته جیوه در سطح جنس به خصوصیاتی مانند فرآیندهای متابولیسمی، بلوغ یا انتقال آن به تخم‌ها یا جنین بستگی دارد. در کوسه ماهیان خصوصیت تولید مثلی زنده‌زایی در ماده‌ها می‌تواند عامل مهمی در کاهش غلظت جیوه نسبت به نرها باشد. مطابق با این ویژگی، نتایج مشابهی در

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

گونه‌های *Squalus megalops* و *Mustelus norrisi* بدست آمد. در صورتی که اختلاف معنی‌داری بین غلظت جیوه در جنس نر با جنس ماده *Mustelus canis* حاصل نشد (De Pinho *et al*., 2002). در این مطالعه، تفاوت معنی‌داری بین غلظت جیوه در بافت‌های عضله و کبد جنس نر با جنس ماده بدست نیامد، بنابراین جنسیت تاثیری بر میزان تجمع زیستی جیوه در بافت‌های عضله و کبد کوسه چانه سفید نداشت. نرخ رشد یکسان در دو جنس نر و ماده کوسه چانه سفید (اسدی، ۱۳۷۵) و احتمالاً عدم انتقال جیوه به جنین در جنس ماده می‌تواند دلیلی بر عدم اختلاف غلظت جیوه در این گونه باشد. Greig و همکاران (۱۹۷۷) گزارش دادند که در برخی از کوسه ماهیان مانند *Squalus acanthias*، جنس ماده قادر به انتقال جیوه به جنین نیست.

جدول ٤: میانگین غلظت جیوه، سلنیوم و روی (میکروگرم بر گرم وزن تر) در بافت عضله و کبد برخی از کوسه ماهیان مناطق مختلف دنیا

بافت	نام علمی گونه	Hg	Se	Zn	موقعیت جغرافیایی	منبع
	Scymnorhinus licha	---	---	۰/۰۵	Atlantic ocean	Vas. (1991)
	Deania calcea	۱/۸۰	---	۲	Tasmania, Australia	Turoczy *et al*. (2000)
	Sphyrna zygaena	۱۲/۱	۲/۸	٦/۹۷	Ionian Sea	Storelli *et al.* (2002)
	Xiphias gladius	۲/٤	۱/۲	---	Azores	Branco *et al.* (2007)
عضله	*Carcharhinus limbatus*	۳/۳۳	۱/٤۹	٤۳/۹۷	Mexican coastline	Nunez-Nogueira (2005)
	Rhizoprionodon terraenonae	۰/۷٦	۲/۱۷	۱۱/۹۱	Mexican coastline	Nunez-Nogueira (2005)
	Mustelus mustelus	۱/۷۷	---	۳/۳۸	Mediterranean Sea	Storelli *et al.* (2011)
	Negaprion brevirostris	۰/۳۱	۰/۰٤	---	Florida near shore waters	Nam *et al.* (2011)
	Carcharhinus limbatus	۷/۷۸	٤/۹۸	۲٤/۹۹	Atlantic ocean	Nunez-Nogueira (2005)
	Rhizoprionodon terraenonae	۰/۱۸	۵/۷۸	۱٤/۱۱	Atlantic ocean	Nunez-Nogueira (2005)
	Somniosus pacificus	۰/۱۲	۰/۵٤	۱۰/۳۹	Prince William	McMeans *et al.* (2007)
کبد	*Somniosus microcephalus*	۰/٤۹	۰/۵۱	٦/۸۹	Cumberland Sound	McMeans *et al.* (2007)
	Galeocerdo cuvier	۱/۱۷	---	۲/۸۸	Ishigaki island	Endo *et al.* (2008)
	Carcharhinus plumbeus	۳/٦۲	---	٦/۱٦	Ishigaki island	Endo *et al.* (2008)
	Negaprion brevirostris	۰/۱۵	۰/۲۵	---	Florida near shore waters	Nam *et al.* (2011)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

این تحقیق نشان داد که غلظت جیوه و سلنیوم در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید، با اندازه بدن افزایش می‌یابد (نمودار ۱). نتایج مشابهی در ارتباط با افزایش غلظت جیوه و سلنیوم در کوسه ماهیان با افزایش طول بدن (Adams & DePinho *et al*., 2002 ;Turoczy *et al*., 2000 ;McMichael, 1999 ; Branco *et al*., 2007) گزارش شده است. مطالعات نشان می‌دهد فلزات سنگین بخصوص جیوه قابلیت تشکیل کمپلکس با گروه‌های تیول در بدن موجودات زنده را دارد. از طرفی میزان در دسترس بودن گروه‌های تیول با افزایش سن و اندازه بدن رابطه مستقیم دارد. به همین دلیل، با افزایش گروه‌های تیول، تجمع فلزات سنگین نیز افزایش می‌یابد (Storelli & Marcotrigano, 2002; Szefer *et al*., 2003). از طرفی غلظت روی در نمونه‌های بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید با افزایش اندازه بدن، کاهش می‌یابد (نمودار ۱). این نتایج در کوسه ماهیان Tiger shark و Silvertip shark نیز بدست آمد (Endo *et al*., 2008). برخلاف فلزات سنگین غیرضروری، غلظت فلزات ضروری روی و مس در برخی از پستانداران دریایی و ماهیان با افزایش طول عمر کاهش می‌یابد. دلیل آن، نیاز اساسی گونه‌ها به این عناصر در سنین رشد می‌باشد (Storelli & Marcotrigiano, 2000).

بررسی آزمون همبستگی جیوه و روی نشان داد که همکنشی این دو فلز در بافت کبد منفی و معنی‌دار است. بافت کبد به مقدار فراوانی متالوتیونین سنتز می‌کند که تولید آنها به قابلیت در دسترس بودن عناصر ضروری مانند روی و سلنیوم مرتبط است (Ngu & Stillman, 2006). متالوتیونین‌ها از جمله پروتئین‌های با وزن مولکولی کم هستند که فضای درون سلول را از فلزات واکنش دهنده با گروه‌های تیولی پاک می‌کنند. بدین ترتیب که پس از اتصال فلز سمی به متالونیونین‌ها، این کمپلکس وارد میتوکندری می‌شود. این عمل موجب آزاد شدن یون روی می‌شود. یون روی به ناحیه پیشبرنده ژن متالوتیونین متصل شده، سبب افزایش سنتز متالوتیونین می‌شود. در این حالت از غلظت یون روی کاسته شده، اما در عوض فلزات سمی مهار می شوند (Quig, 1998).

این مطالعه نتایج نشان داد که، غلظت جیوه همبستگی مثبت و معنی‌داری با غلظت سلنیوم در بافت عضله و کبد دارد. همبستگی مثبت غلظت جیوه و سلنیوم نشان‌دهنده تشکیل کمپلکس Hg-Se (Endo *et al*., 2006)، یا تشکیل باند جیوه با سلنوپروتئین یا نتیجه اثر غیرمستقیم سلنیوم بر جیوه به واسطه تحریک فعالیت گلوتاتیون پروکسیداز (Cardellicchio *et al*., 2002) و در نتیجه کاهش اثرات سمی جیوه است. از طرفی مطالعات اخیر نشان می‌دهد که نسبت مولی (Molar ratio) سلنیوم به جیوه (Se:Hg) وضعیت دقیقتری از ریسک بهداشتی ناشی از حضور جیوه را در آبزیان نشان می‌دهد. این شاخص، سلامت گونه و اکوسیستم را توجیه می‌کند. پستانداران، پرندگان آبزی و ماهیانی که غلظت سلنیوم در آنها فراتر از غلظت جیوه باشد، نتیجتاً نسبت مولی سلنیوم به جیوه از یک بیشتر است. نسبت مولی بالاتر از یک نشان‌دهنده نقش مهم سلنیوم در کاهش اثرات سمی جیوه است. در این مطالعه، میانگین (± انحراف معیار) نسبت مولی سلنیوم به جیوه در بافت عضله و کبد کوسه چانه سفید بترتیب ۱/۷۷±۶/۳۶ و ۳/۶۱±۲/۷۴ بدست آمد (جدول ۳). نتایج مشابه در مطالعات سایر محققین نشان داد که نسبت مولی سلنیوم به جیوه در بافت کبد و عضله گونه Smooth hammerhead، ۴/۱۱±۱۷ و ۰/۱۳±۰/۵۱ (Paul *et al*., 2003)، در بافت کبد و عضله گونه Blue shark، ۱۴±۲۰ و ۸±۰/۶۳ (Branco *et al*., 2007) و در بافت کبد دو گونه Pacific sleeper shark و Greenland shark بترتیب ۵/۴۶±۱۲/۳۶ و ۸±۳/۲۶ است (McMeans *et al*., 2007).

Wagemann و Muir (۱۹۸۴) گزارشی از بالا بودن غیرطبیعی غلظت جیوه و سلنیوم (بترتیب ۵۱۰ و ۲۷۰ میکروگرم بر گرم وزن تر) در کبد *Phoca hispida* داد. برغم بالا بودن غلظت این دو فلز، اما هیچ علائمی از اثرات سمی این دو فلز در گونه مورد مطالعه یافت نشد. تحقیقات بیشتر، آنتاگونیسم این دو فلز با یکدیگر و کاهش اثرات سمی آنها را تائید نمود.

Kasuya (۱۹۷۶) گزارش داد مقادیر M $^{-5}$۱۰×۰/۸ از سلنات یا M $^{-5}$۱۰ ×۰/۲ از سلنیت روی غلظت M $^{-5}$۱۰×۱ جیوه تاثیرگذار است. بیش از ۴۰ سال از کشف رابطه آنتاگونیسم فلز جیوه و سلنیوم در مطالعات آزمایشگاهی توسط Parizek و Ostadalova (۱۹۶۷) (برگرفته از: Kasuya (۱۹۷۶) می‌گذرد. با توجه به اهمیت این موضوع، طی این مدت مطالعات گسترده‌ای از همکنشی بین جیوه و سلنیوم در گونه‌های مختلف

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

خشکزی، آبزی و حتی باکتری‌ها و یاخته‌ها، هم در محیط آزمایشگاهی و هم طبیعی صورت گرفته است. در برخی موارد نیز از تیمار سلنیوم جهت بهبود و اصلاح اکوسیستم‌های آبی آلوده به جیوه استفاده شده است (Rudd *et al*., 1980). نتایج همه این مطالعات، مؤید کاهش اثرات سمی جیوه در نتیجه آنتاگونیسم با فلز سلنیوم است. با توجه اینکه بیشترین خطر مسمومیت ناشی از جیوه در مناطقی است که از نظر سلنیوم در فقر هستند، مطالعه قابلیت دسترسی زیستی (Bioavailable) فلز سلنیوم در دستور کار بسیاری از کشورها قرار گرفته است. به گونه‌ای که مشخص شده است کشورهای چین و اروپای شمالی با کمبود این عنصر مواجه هستند. به همین دلیل برخی از کشورها نظیر فنلاند، سلنیوم را به کودهای کشاورزی و سوئیس به منابع آبی (رودخانه‌ها و تالاب‌ها) اضافه می‌کنند (Raymond & Ralston, 2004).

تشکر و قدردانی

مراتب تشکر و امتنان خود را از گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس برای فراهم نمودن امکانات آزمایشگاهی ابراز می داریم.

منابع

آفتابسوار، ی.، ۱۳۷۳. بررسی پراکندگی کوسه (*Carcharhinus dussumieri*) و گونه‌های غالب دیگر در آبهای استان هرمزگان. مرکز تحقیقات شیلاتی دریای عمان، بندرعباس. ۲۳ صفحه.

اسدی، ه.، ۱۳۷۵ . بررسی زیستی کوسه ماهیان غالب در صید منطقه هرمزگان. مرکز تحقیقات شیلاتی دریای عمان. ۱۱۴ صفحه.

اسماعیلی ساری، ع.؛ نوری ساری، ح. و اسماعیلی ساری، ا.، ۱۳۸۶. جیوه در محیط زیست. انتشارات بازرگان. ۲۲۶ صفحه.

معینی، س. و فرزانفر، ع.، ۱۳۸۴. بررسی امکان تهیه فیش برگر از کوسه ماهیان خلیج فارس. مجله علوم کشاورزی ایران، جلد ۳۶، شماره ۵، صفحات ۱۱۴۳ تا ۱۱۵۱.

Adams D.H., 2004. Total mercury levels in tunas from offshore waters of the FloridaAtlantic coast. Marine Pollution Bulletin, 49:659–667.

Adams D.H. and McMichael R.H., 1999. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida, Fish Bulletin, 97:372–379.

Adham K.G., Hamed S.S., Ibrahim H.M. and Saleh R.A., 2002. Impaired functions in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, from polluted waters. Acta Hydrochemica et Hydrobiologica, 29(5):278-288.

ATDSR, 1999. Toxicological profile for mercury .http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf. Cited: October, 2009.

Branco V., Vale C., Canario J. and Santos M.N., 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and Swordfish (*Xiphias gladius* L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. Environmental Pollution, 150:373-380.

Cardellicchio N., Decataldo A., Di Leo A. and Misino A., 2002. Accumulation and tissue distribution of mercury and selenium in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (southern Italy). Environmental Pollution, 116:265–271.

Cornish A.S., Ng W.C., Valerie C.M. and Wong H.L., 2007. Trace metals and organochlorines in the bamboo shark, *Chiloscyllium plagiosum*, from the southern waters of Hong Kong, China. Science of the Total Environment, 376:355-345.

Dietz R., Riget F. and Born E.W., 2000. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. Science of the Total Environment, 245:15-24.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

DePinho A.P., Guimaraes J.R.D., Martins A.S., Costa P.A.S., Olavo G. and Valentin J., 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian Offshore Waters: Effects of feeding habit, sex, and length. Environmental Research Section A, 89:250-258.

Ducros V., Ruffieux D., Belin N. and Favier A., 1994. Comparison of two digestion methods for the determination of selenium in biological samples. Analyst,119:1715–1717.

Endo T., Hisamichi Y., Haraguchi K., Kato Y., Ohta C. and Koga N., 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerado cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: Relationship between metal concentrations and body. Marine Pollution Bulletin, 56:1774-1780.

Endo T., Kimura O., Hisamichi Y., Minoshima Y., Haraguchi K., Kakumoto C. and Kobayashi M., 2006. Distribution of total mercury, methyl mercury and selenium in pod of killer whales (*Orcinus orca*) stranded in the northern area of Japan: Comparison of mature females with calves. Environmental Pollution, 144: 145–150.

FAO/WHO, 1999. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Fifty-third meeting, Rome, 1-10 June 1999. http://www.who.int/pcs/jecfa/Summary53revised.pdf. Cited: October, 2009.

Gerstenberger S.L., Cross C.L., Divine D.D., Gulmatico M.L. and Rothweiler A.M., 2006. Assessment of mercury concentrations in small mammals collected near Las Vegas, Nevada, USA. Environmental Toxicology, 21:583-589.

Greig R.A., Wenzloff D., Shelpuk C. and Adams A., 1977. Mercury concentration in 3 species of fish from North Atlantic offshore waters. Environmental Contamination Toxicology, 5:315–323.

Kasuya M., 1976. Effect of selenium on the toxicity of methyl mercury on nervous tissue culture. Toxicology Applies Pharmacology, 23:136-146.

McMeans B.C., Borga K., Bechtol W.R., Higginbotham D. and Fisk A.T., 2007. Essential and non-essential element concentrations in two sleeper shark species collected in arctic waters. Environmental Pollution, 148(1):281–290.

Mercole D.O. and Klinghard M.D., 2001. Mercury toxicity and systemic elimination agents. Journal of Nutritional & Environmental Medicine, 11:53-62.

Nam D., Adams D.H., Reyier E.A. and Basu N., 2011. Mercury and selenium levels in lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. Environment Monitoring Assessment, 20:412-421.

Ngu T.T. and Stillman M.J., 2006. Arsenic binding to human metallothionein. Journal of American Chemical Society, 26:67-73.

Nunez-Nogueira G., 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two sharks species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. 2da ed., pp.451-474.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

Oliojo E.A.A., Olurin K.B., Mbaka G. and Oluwemimo A.D., 2005. Histopathology of the gill and liver tissues of the African catfish, *Clarias gariepinus*, exposed to lead. Journal of Biotechnology, 4(1):117-122.

Quig D., 1998. Cysteine metabolism and metal toxicity. Alternative Medicine Review, 3(4):262-270.

Raymond L.J. and Ralston N.VC., 2009. Selenium's importance in regulatory issues regarding mercury. Fuel Processing Technology, 90:1333–1338.

Raymond L.J. and Ralston N.VC., 2004. Mercury: Selenium interactions and health implications, Seychelles Medical and Dental Journal (SMDJ), 7:72-77.

Rudd J.W.M., Turner M.A., Townsend B.E., Swick A. and Furutani A., 1980. Dynamics of selenium in mercury contaminated experimental freshwater ecosystems. Journal of Fish Aquatic Science, 40:848–857.

Storelli M.M., Cuttone G. and Marcotrigiano G., 2011. Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern–eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). Environment Monitoring Assessment, 20:511-521.

Storelli M.M. and Marcotrigiano G.O., 2002. Mercury speciation and relationship between mercury and selenium in liver of *Galeus melastomus* from the Mediterranean Sea. Environmental Contamination Toxicology, 69:516–522.

Storelli M.M. and Marcotrigiano G.O., 2000. Environmental contamination in bottlenose dolphin (*Tursiops truncates*): Relationship between levels of metals, methylmercury, and organochlorine compounds in an adult female, her neonate, and a calf. Environmental Contamination and Toxicology, 64:333–340.

Szefer P., Wieloszewska M.D., Warzocha J., Wesolowska A.G. and Ciesielski T., 2003. Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in Perch (*Percafluvia tilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, Southern Baltic. Food Chemistry, 81:73-83.

Turoczy N.J., Laurenson L.J.B., Allinson G., Nishikawa M., Lambert D.F. and Smith C., 2000. Observations on metal concentrations in three species of shark (*Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, and *Centroscymnus owstoni*) from southeastern Australian waters. Journal of Agriculture of Food Chemistry, 48:4357-4364.

Vas P., 1991. Trace metal levels in sharks from British and Atlantic waters. Marine Pollution Bulletin, 22:67–72.

Wagmann R. and Muir D.C.G., 1984. Concentrations of heavy metals and organocholorines in marine mammals of northern waters: Overview and evaluation. Canadian Field-Naturalist, 86:123-125.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]

Investigation of mercury concentration and its interaction with zinc and selenium at the muscle and liver tissues of Whitecheek Shark (*Carcharhinus dussumieri*) from Persian Gulf

Tarassoli A.*(1); Valinassab T.(2) and Esmaeli Sari A.(3)

atarassoli@gmail.com

1,3-Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbit Modares University, P.O.Box: 356 Noor, Iran

2- Iranian Fisheries Research Organization, P.O.Box: 14155-6116 Tehran, Iran

Received: December 2011 Accepted: July 2012

Keywords: Mercury, Zinc, Selenium, Whitecheek Shark, Persian Gulf

Abstract

Mercury, zinc and selenium concentrations were analyzed in the muscle and liver of 25 Whitecheek Shark (*Carcharhinus dussumieri*) from the coast of Bandar Abbas. The level of Hg accumulation and its interaction with Zn and Se in Whitecheek Shark were studied. Hg, Zn and Se concentrations were determined by an Advanced Mercury Analyzer (LECO, AMA 254), Atomic Absorption Spectrometer (ASS,PU 9400) and Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry (Perkin Elmer 3030) respectively. The mean (±SD) of Hg, Zn and Se concentrations were 0.05±0.02, 0.92±0.25 and 0.13±0.05µg/g wet wt in the muscle and 1.07±0.86, 1.57±0.43 and 0.46±0.19µg/g wet wt in the liver tissues, respectively. The mean of Hg, Zn and Se in liver tissue was significantly higher than muscle tissue. Also, 64% of liver samples showed levels above the acceptable limit established by WHO and FAO. A positive correlation was found between Hg and Se concentrations in the muscle and liver tissues with weight and length variables were statistically significant. In this study, the accumulation of Se in the muscle and liver of Whitecheek shark showed a positive correlation with Hg concentration. The mean molar ratio of Se to Hg found in the muscle and liver were 6.36±1.77 and 2.74±3.61, respectively. Positive correlations between Hg and Se showed efficient detoxifying mechanism and as a result, the possibility of reduction in toxicity of mercury in both tissues via Se-Hg complexes or the binding of Hg with selenoproteins.

*Corresponding author

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-08]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1391.21.2.2.6]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110051]