

بررسی فلزات سنگین در موجودات سطوح تروفیکی مختلف از بخش جنوب غربی دریای خزر

علیرضا میرزاجانی^۱، امیر حسین حمیدیان^{۲*}، محمود کرمی^۳

^۱ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور،

پژوهشکده آبی پروری آب‌های داخلی، بندر انزلی

^۲ دانشیار گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

^۳ استاد گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۳/۰۹؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۰۴/۰۳)

چکیده

در این مطالعه بزرگنمایی زیستی فلزات سنگین در موجودات از سطوح تروفیک مختلف دریای خزر بررسی گردید. موجودات فراوان و ساکن در سه منطقه آستارا، انزلی و چابکسر مورد بررسی قرار گرفتند. سه گونه بی‌مه‌ره شامل ماکرو زئو پلانکتون *Mnemiposis leidyi* صدف *Cerastoderma glucaum*، سخت پوست *Balanus improvisus* و پنج گونه ماهی شامل دو گونه گاو ماهی کفزی از جنس *Neogobius*، گل آذین ماهی *Atherina boyeri*، شاه کولی *Alburnus chalcoides* و ماهی سفید *Rutilus kutum* و پستاندار دریای خزر *Phoca caspica* موجودات مورد مطالعه را تشکیل دادند. مقادیر ایزوتوپ‌های پایدار کربن ۱۳ و نیتروژن ۱۵ در اولین مصرف کنندگان سه منطقه تفاوت معنی‌دار نشان دادند. گونه فک دارای بالاترین مقدار $\delta^{15}\text{N}$ و سطح تروفی بود. غلظت بیشتر فلزات در ماکرو زئو پلانکتون، صدف و سخت پوست اندازه‌گیری شده درحالی‌که در عضله ماهیان و فک در حد سنجش دستگاه نبود. بیشترین غلظت کبالت و نیکل در صدف و بیشترین غلظت روی، استرانسیوم و منگنز در سخت پوست سنجش گردید. ضریب همبستگی منفی بین غلظت بیشتر فلزات و سطح تروفی که بیانگر عدم بزرگنمایی زیستی فلزات در زنجیره مورد مطالعه بود، مشاهده شده است. نتایج ارزیابی‌ها نشان داد که مقدار شاخص آلودگی فلزات (MPI) در منطقه انزلی بیشتر از مناطق آستارا و چابکسر بوده است. نتایج این بررسی ضمن آنکه توانایی برخی گونه‌ها را به‌عنوان شاخص زیستی در سطح منطقه‌ای و بین‌المللی نشان داده، امکان مقایسه میزان آلودگی دریای خزر را نسبت به بسیاری از نقاط دنیا فراهم نموده است.

کلید واژگان: دریای خزر، فلزات سنگین، ایزوتوپ‌های پایدار، موجودات

۱. مقدمه

هیچ‌یک از مطالعات اشاره شده در زمینه سنجش آلودگی‌های خزر، بر پایه رویکرد سطح غذایی یا شبکه غذایی استوار نبوده و این در حالی است که سایر موجودات همچون بی‌مهرگان و ماهیان فاقد ارزش تجاری با زیتوده بالا، نقشی مهم و تأثیر گذار در سطوح بالای زنجیره غذایی خزر دارند. امروزه در دنیا از موجوداتی مثل جلبک‌ها، صدف‌ها، سخت پوستان به‌طور گسترده در برنامه‌های فرا بینی زیستی استفاده می‌شود (Klumpp & Burdon-Jones, 1982; Phillips & Segar, 1986; Powell & White, 1990; Rainbow, 1995; Rainbow *et al.*, 2000, Usero *et al.*, 2005) در حالی که ارزیابی خاصی از توان و کاربرد آن‌ها در دریای خزر صورت نگرفته است. به تبع فقدان اطلاعات لازم هیچ‌گونه مطالعه‌ای که بزرگنمایی زیستی فلزات یعنی افزایش غلظت فلزات از سطوح پایینی به رأس زنجیره غذایی (Gray, 2002) خزر را نشان دهد، یافت نمی‌شود.

امروزه بزرگنمایی زیستی فلزات در طول شبکه غذایی بررسی می‌شود که تعیین سطح هر حلقه از شبکه نیز با استفاده از تکنیک ایزوتوپ‌های پایدار کربن و نیتروژن میسر شده است. تجزیه ایزوتوپ‌های پایدار ایزوتوپ‌های پایدار نیرومند برای مطالعه روابط غذایی در اکوسیستم‌های آبی است. در واقع درک مسیر انرژی در یک زنجیره غذایی پیچیده از تولیدکنندگان اولیه تا مصرف‌کنندگان را مهیا نموده است. تلفیق ایزوتوپ پایدار و آنالیز فلزات سنگین، به‌عنوان بهترین مدل شناخته شده (Vander Zanden & Rasmussen, 1996) که امکان ارزیابی سطح غذایی و انتقال انواع آلاینده‌ها را در مطالعه بوم‌شناسی اکوسیستم دریایی فراهم نموده است (Cabana & Rasmussen, 1996; Vander Zanden & Rasmussen, 1996; Lake *et al.*, 2001; Jardine *et al.*, 2006).

فلسفه بهره‌گیری از ایزوتوپ‌ها بر آن اساس استوار است که ایزوتوپ نیتروژن بیانگر سطح غذایی داخل زنجیره غذایی (Minagawa & Wada, 1984; Post, 2002) و ایزوتوپ کربن منشاء تقریبی رژیم غذایی از منابع اولیه

دریای خزر با توجه به موقعیت جغرافیایی، وسعت، وجود منابع قابل توجه نفت و گاز، وجود تالاب‌ها و خلیج‌ها، دلتاها و وجود انواع ماهیان اقتصادی و گونه‌های نادر همچون ماهیان خاویاری و فک خزر، یکی از منحصر بفردترین دریاچه‌های بسته جهان محسوب می‌شود. افزایش جمعیت و توسعه صنعتی، شهری و کشاورزی باعث ورود آلاینده‌های آلی و معدنی بسیاری از جمله فلزات سنگین به این دریا شده است (UNEP/UNDP, 2011). پایش و سنجش آلاینده‌ها همواره مورد توجه علاقمندان محیط زیست دریای خزر قرار داشته است. اما به‌خاطر اهمیت سلامت انسانی و امنیت غذایی، فلزات سنگین طی زمان‌های مختلف بیشتر در ماهیان اقتصادی سنجش شده است. از جمله بررسی‌های انجام یافته در حوزه جنوبی دریای خزر، می‌توان به مطالعات Pourang و همکارانش (۲۰۰۵) و Sadeghirad (۲۰۰۷، ۲۰۰۲) روی ماهیان خاویاری اشاره کرد. همچنین برخی فلزات سنگین توسط Foroughi Fard و همکارانش (۲۰۰۸) و Shahryari و همکارانش (۲۰۱۰)، Varedi (۲۰۱۱) و Monsefrad و همکارانش (۲۰۱۲) در ماهیان سفید و کفال اندازه‌گیری شدند. مطالعه Agusa و همکارانش (۲۰۰۴) و بررسی Anan و همکارانش (۲۰۰۵) تصویر کامل‌تری از مقادیر فلزات سنگین را در تعداد بیشتری از ماهیان تهیه شده از بخش‌های مختلف دریای خزر ارائه داده است.

به منظور پایش آلودگی‌های دریای خزر اندازه‌گیری فلزات سنگین در رسوبات حوزه جنوبی دریای خزر نیز انجام گرفت که در متن گزارش‌های هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر (Hossieni *et al.*, 1998; Laloei, 2001) ارائه شده است. نتایج سنجش فلزات سنگین در رسوبات دریای خزر طی سال‌های اخیر توسط de Mora و همکارانش (۲۰۰۴) و Sohrabi و همکارانش (۲۰۱۰) منتشر شده است.

مطالعه را تشکیل دادند.

برای نمونه برداری از شانه دار تور، مخروطی با چشمه ۵۰۰ میکرون استفاده گردید. نمونه‌ها پس از شسته شدن در دمای ۷۰ درجه به مدت ۴۸ تا ۷۲ ساعت خشک شدند. با گشت زنی در نواحی ساحلی، نمونه‌های صدف و سخت پوست به صورت زنده جمع‌آوری شدند. بازوی عضلانی صدف و بافت نرم بارناکله‌ها از سایر بخش‌ها به‌ویژه پوسته آهکی جدا شده و در دمای ۷۰ درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. نمونه برداری از گاو ماهیان و گل آذین ماهی به وسیله پره‌های چشمه ریز از بخش‌های ساحلی تا عمق ۱/۵ متری هر یک از مناطق انجام شد. گونه‌های ماهی سفید و شاه کولی به ترتیب با روش‌های پره‌کشی ساحلی و دام‌های گوش گیر و از طریق صیادان مناطق تهیه شدند. بافت گوشت ماهیان جدا شده و در آون با دمای ۷۰ درجه به مدت ۲۴ تا ۴۸ ساعت خشک شدند.

برای تهیه نمونه‌های فک خزری، گشت‌زنی در ساحل انزلی انجام گرفت. نمونه‌های گوشت از فیلپر عقبی لاشه‌های به‌دست آمده جدا شده و همانند نمونه‌های عضله ماهیان خشک شدند. تمامی نمونه‌های خشک شده به وسیله هاون پودر شده و برای آنالیز شیمیایی و ایزوتوپی آماده شدند.

برای تعیین سطح تروفیک گونه‌ها، داشتن اولین سطح یعنی تولید کنندگان ضروری بوده، به همین دلیل نمونه برداری از مواد ریز آلی (POM) انجام گرفت. در هر منطقه ۴ لیتر آب در اردیبهشت و مرداد ۱۳۹۲ به صورت دستی از لایه ۱ متری برداشته شد. نمونه‌های آب توسط کاغذ واتمن (GF/C) با شماره ۰/۴۵ میکرومتر و با کمک پمپ خلاء فیلتر شدند. کاغذهای مذکور مرحله پیش احتراق را گذرانده بودند، یعنی در کوره‌ای با دمای ۴۵۰ درجه به مدت ۲ ساعت قرار داده شده بودند. نمونه‌های فیلتر شده در آون با دمای ۷۰ درجه برای مدت ۶ تا ۸ ساعت کاملاً خشک شدند.

مختلف (Le Loc'h et al., 2008) را مشخص می‌کند. در این ارتباط هر سطح غذایی تا سطح بعدی افزایش ناچیزی را در مقادیر ایزوتوپی نشان می‌دهد. مقدار این افزایش برای ایزوتوپ پایدار نیتروژن ۳/۴٪ و برای ایزوتوپ کربن پایدار ۱٪ ارائه شده است. بر این اساس داشتن ایزوتوپ‌های نیتروژن و کربن مبنا ضروری است که توسط موجودات تولید کننده یا موجوداتی که پائین‌ترین سطح تروفیکی را دارند همچون ذرات مواد آلی (POM) تعیین می‌شود (Cabana & Rasmussen, 1996; Vander Zanden et al., 2005).

در این بررسی ابتدا سنجش فلزات سنگین در تعدادی از زیست‌مندان خزر متعلق به سطوح غذایی مختلف اندازه‌گیری شده که در برخی از این گونه‌ها برای اولین بار گزارش می‌شوند. سپس با بهره‌گیری از شاخص آلودگی فلزات، ارزیابی آلودگی مناطق مختلف بخش جنوب غربی دریای خزر انجام گرفت. برای این منظور از غلظت فلزات در تعدادی از گونه‌ها که بیشترین فراوانی را داشته و ساکن در آن مناطق بودند، استفاده گردید. در نهایت پس از سنجش ایزوتوپی و تعیین سطح تروفیکی موجودات، بزرگنمایی زیستی فلزات و روند تغییر آن‌ها در طول زنجیره غذایی دریای خزر مورد بررسی قرار گرفت.

۲. مواد و روش‌ها

۲.۱. نمونه برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

در این مطالعه موجودات فراوان و ساکن در سه منطقه آستارا، انزلی و چابکسر مورد بررسی قرار گرفتند. سه گونه بی مهره شامل ماکرو زئو پلانکتون *Cerastoderma glucaum* صدف *Mnemiposis leidy*، سخت پوست *Balanus improvisus* و پنج گونه ماهی شامل دو گونه گاو ماهی کفزی *Neogobius caspius*، *N. pallasi*، گل آذین ماهی *Atherina boyeri*، شاه کولی *Alburnus chalcoides* و ماهی سفید *Rutilus kutum* و پستاندار دریای خزر *Phoca caspica*، موجودات مورد

۲.۲. آنالیز شیمیایی

تعیین گردید. مقادیر ایزوتوپ کربن بر اساس مقدار استاندارد بین‌المللی (Vienna PeeDee Belemnite) V-PDB و ایزوتوپ نیتروژن بر اساس مقدار استاندارد نیتروژن اتمسفر بیان شده است.

برای محاسبه سطح غذایی (TL) از رابطه ذیل استفاده شد که در آن ایزوتوپ نیتروژن مبنای مواد ذره‌ای آلی (POM) بوده است. در این رابطه ضریب ۳/۴ مقدار تغییر ایزوتوپ نیتروژن پایدار هر سطح نسبت به سطح بعدی است (Cabana & Rasmussen, 1996; Vander Zanden *et al.*, 1999, Vander Zanden & Rasmussen, 2001).

$$TL(POM) = \frac{\delta^{15}N_{consumer} - \delta^{15}N_{POM}}{3.4} + 1 \quad (1)$$

برای آنالیز ایزوتوپی مواد معلق ریز، نمونه‌های رسوب یافته و کاملاً خشک روی فیلتر بر اساس روش کارهای موجود (Perga & Gerdeaux, 2006; Le Loc'h *et al.*, 2008; Mincks *et al.*, 2008) در ۶ میلیمتری در کپسول‌های قلع قرار داده شدند. مقایسه آماری مقادیر ایزوتوپی نیز همانند روش ارائه شده در آنالیز شیمیایی انجام گرفت.

۳. نتایج

موقعیت POM و موجودات مورد بررسی در سه منطقه آستارا، انزلی و چابکسر بر اساس ایزوتوپ‌های کربن و نیتروژن در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده است. مقادیر ایزوتوپ‌های POM که به‌عنوان مبنای تولیدکنندگان شناخته شده‌اند دارای پراکندگی بسیار زیاد بود. مقدار ایزوتوپ نیتروژن پایدار مبنای از ۳/۱ تا ۳/۹ و کربن پایدار مبنای از ۲۳/۶- تا ۲۲/۵- در مناطق مختلف متغیر بوده است و تفاوت معنی‌دار (P=0.5) بین مناطق برای هر دو نوع ایزوتوپ مشاهده نشده است (شکل ۱). بر اساس معیار اولین مصرف کننده (*C. glucaum*) ضمن داشتن انحراف معیار کمتر، هر دو ایزوتوپ در مناطق مختلف تفاوت معنی‌دار (P<0.05) نشان دادند. نسبت

به منظور سنجش فلزات Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn, Sr میزان ۰/۲ تا ۰/۵ گرم از نمونه‌های پودر شده وارد مراحل هضم شیمیایی با اسید نیتریک غلیظ ۶۵٪ و پرکلریک ۷۰٪ شدند. بر حسب گونه‌های مود بررسی تعداد ۳ تا ۸ نمونه از هر منطقه هضم شدند. تعداد افرادی که تشکیل دهنده هر نمونه هضم شده بودند، متفاوت بودند به طوری که برای نمونه‌های بزرگ ماهی و فک، هر نمونه هضم یافته بیانگر یک فرد بوده در حالی که در مورد شانه‌دار یا بارناکل هر نمونه هضم شده شاخص ۱۰۰ فرد بودند. نمونه‌های هضم شده و شفاف پس از حجم رسانی (۱۰ سی‌سی) با دستگاه ICP-OES قرائت شدند. آماده‌سازی و استخراج نمونه‌ها بر اساس روش‌های استاندارد (Eaton *et al.*, 2005) انجام پذیرفت. برای محاسبه شاخص آلودگی فلزات (MPI) هر یک از مناطق، از موجوداتی که دامنه حرکتی محدودتری داشتند استفاده شد. برای این منظور غلظت فلزات در ماهی سفید، شاه کولی و فک خزری وارد محاسبات نشدند. برای مقایسه و آزمون تفاوت معنی‌دار بودن مقادیر فلزات بین مناطق، ابتدا داده‌ها با لگاریتم نپر نرمال شده سپس با آنالیز واریانس یکطرفه One way ANOVA و آزمون زوج میانگین‌های توکی و دانکن مقایسه شدند.

۲.۳. آنالیز ایزوتوپی

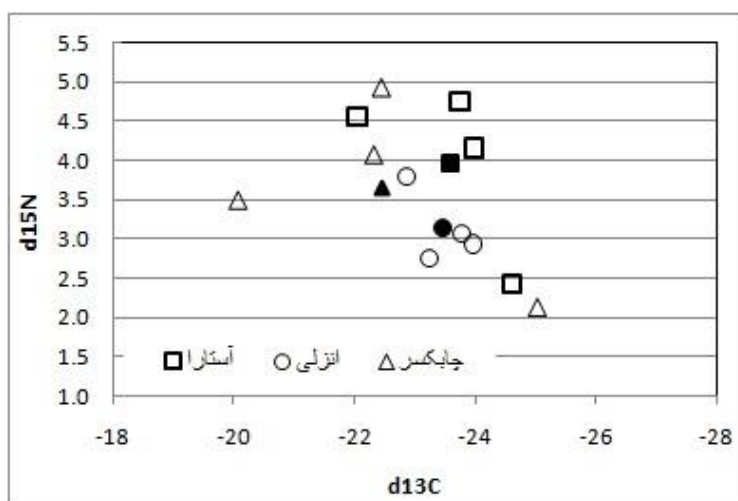
یک میلی‌گرم از نمونه‌های پودر شده در قوطی‌های قلع توزین شده و برای آنالیز ایزوتوپی به آزمایشگاه ایزوتوپی دانشگاه دیویس ایالت کالیفرنیا کشور آمریکا ارسال شدند. آماده‌سازی نمونه با استفاده از روش‌های مندرج در برخی مقالات (Vander Zanden *et al.*, 1997; McKinney *et al.*, 2002; Sherwood & Rose, 2005; Le Loc'h *et al.*, 2008) انجام گرفت. در آزمایشگاه سنجش ایزوتوپی پس از احتراق کامل نمونه‌ها، محتوای کربن، نیتروژن، نسبت‌های ایزوتوپی کربن و نیتروژن با دستگاه مس اسپکت (20-20 mass spectrometer, PDZEuropa)

(جدول ۲). بیشترین غلظت روی، استرانسیوم و منگنز در ناحیهٔ انزلی و در سخت پوست *B. improvisus* سنجش گردید. همچنین این گونه دارای بیشترین مقادیر مس در منطقهٔ آستارا بوده است (جدول ۱، شکل ۳). گونهٔ ماهی *A. boyeri* از مناطق مختلف در برخی از فلزات همچون Cr، Mn، Sr و Zn تفاوت معنی دار نشان دادند. همچنین ماهی سفید *R. kutum* در مقادیر Cu، Mn و Zn در بعضی مناطق با یکدیگر تفاوت معنی دار نشان دادند (جدول ۲).

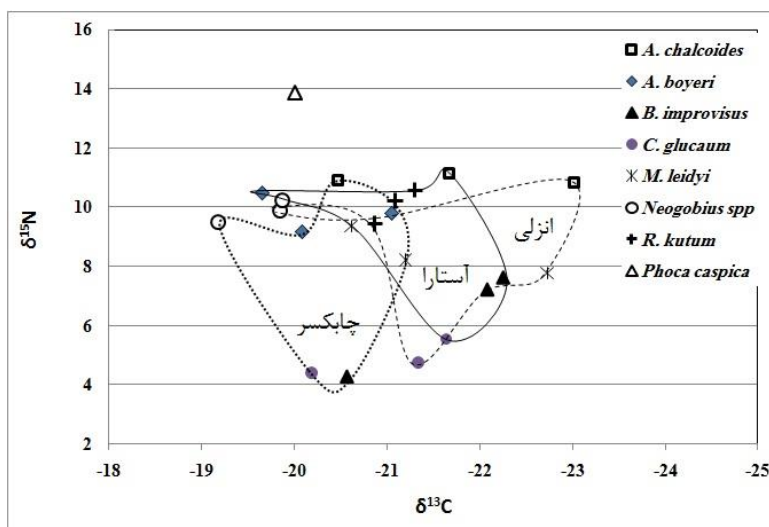
عناصر کادمیوم و نیکل در تعداد معدودی از نمونه‌های فک خزری (به ترتیب در ۳ و ۱ نمونه) سنجش گردید. مقادیر بعضی فلزات همچون آلومینیوم، مس، روی و منگنز در بارناکل بیشتر از ماهیان مورد بررسی سنجش گردید. مقدار بسیاری از فلزات در عضلهٔ صدف پس از بارناکل فراوان‌ترین بودند (شکل ۳). مقدار میانگین استرانسیوم در فک خزری تقریباً مشابه ماهی سفید بوده در حالی که بسیار کمتر از بی مهرگان حتی ماهیان مورد بررسی، سنجش شده است (جدول ۱). نتایج ارزیابی‌ها نشان داد که مقدار شاخص آلودگی فلزات (MPI) از ۲/۶ تا ۱۹/۷۵ برای مناطق و برحسب موجودات مختلف متغیر بوده است. مقدار میانگین آن در منطقهٔ انزلی در حد ۱۰ محاسبه گردید که بیشتر از مناطق آستارا (۸/۸) و چابکسر (۶/۷) بوده است (شکل ۴).

در دیگر مصرف کنندهٔ اولیه *B. improvisus* به ترتیب در آستارا، انزلی و چابکسر بیشتر بوده است و شانه دار *M. leidy* نیز در آستارا بیشتر از دو منطقهٔ دیگر بوده است. تفاوت معنی داری بین ایزوتوپ نیتروژن ۱۵ گونهٔ ماهی مشاهده نشد و گونهٔ فک دریای خزر دارای بالاترین $\delta^{15}\text{N}$ بوده است (شکل ۲). در نگاه کلی مقادیر کربن ۱۳ موجودات مورد بررسی به ترتیب با بیشترین مقدار در چابکسر، آستارا و انزلی طبقه‌بندی شده است. دامنهٔ ایزوتوپ کربن پایدار ۱۳ در گونهٔ شاه کولی از ۲۳/۰- تا ۲۰/۴- متغیر بوده که بسیار وسیع‌تر از سایر گونه‌ها بوده است (شکل ۲). سطح تروفی محاسبه شده در صدف و فک خزری دارای کمترین و بیشترین مقدار (به ترتیب ۱/۴ و ۴) بوده است (جدول ۱).

نتایج آنالیز شیمیایی نمونه‌ها نشان داد که بیشتر فلزات در ماکرو زئو پلانکتون *M. leidy* و بنتوزهای *C. glucaum* و *B. improvisus* قابل اندازه‌گیری بوده در حالی که غلظت بسیاری از فلزات در عضلهٔ ماهیان و فک در حد سنجش دستگاه نبوده و در کمترین درصد نمونه‌ها اندازه‌گیری شد (جدول ۱). طی این بررسی بیشترین غلظت کبالت و نیکل در صدف *C. glucaum* به ویژه در ناحیهٔ انزلی مشاهده شد (جدول ۱، شکل ۳). مقدار کادمیوم اندازه‌گیری شده در این گونه از ناحیهٔ انزلی تفاوت معنی دار با دو منطقهٔ دیگر داشته است



شکل ۱. موقعیت تولیدکنندگان (POM) بر اساس ایزوتوپ‌های پایدار کربن ۱۳ و نیتروژن ۱۵ در مناطق مختلف



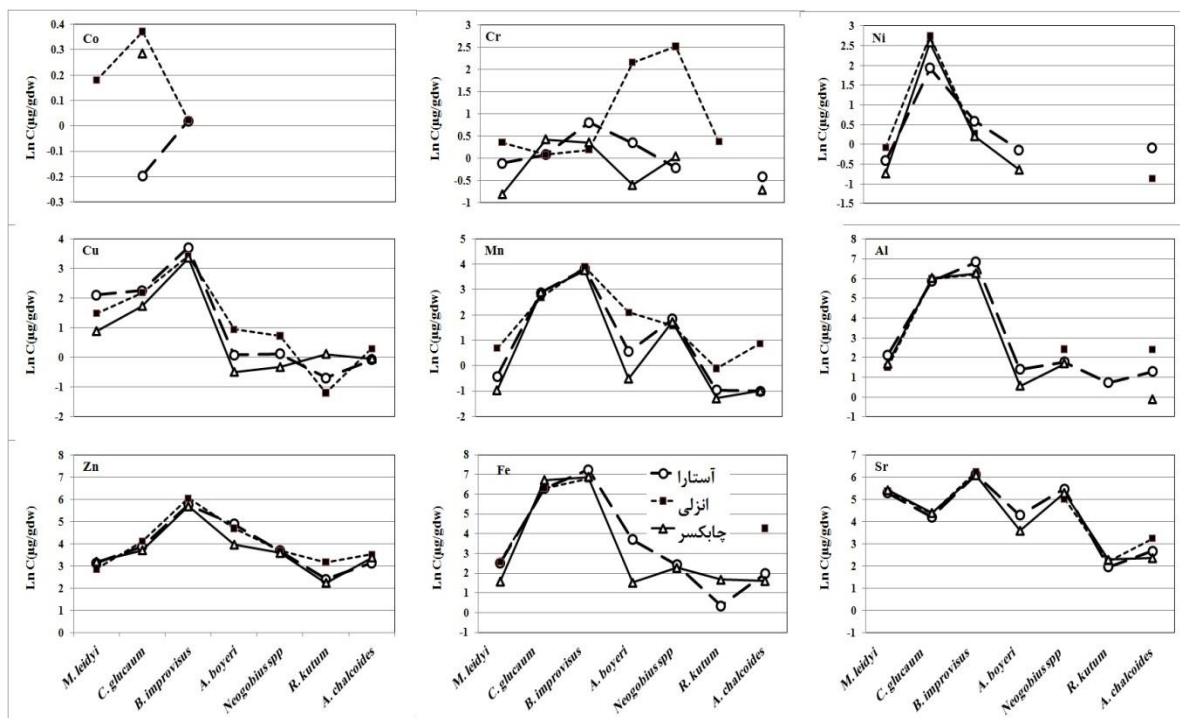
شکل ۲. موقعیت موجودات مورد بررسی بر اساس ایزوتوپ‌های پایدار کربن ۱۳ و نیتروژن ۱۵ در مناطق مختلف

جدول ۱. میانگین غلظت فلزات (میکرو گرم در گرم وزن خشک) در گونه‌های مورد بررسی از بخش جنوب غربی دریای خزر طی سال ۱۳۹۲ (تعداد نمونه‌هایی که در آنالیز فلزات قرائت شدند، برحسب درصد ارائه شده است)

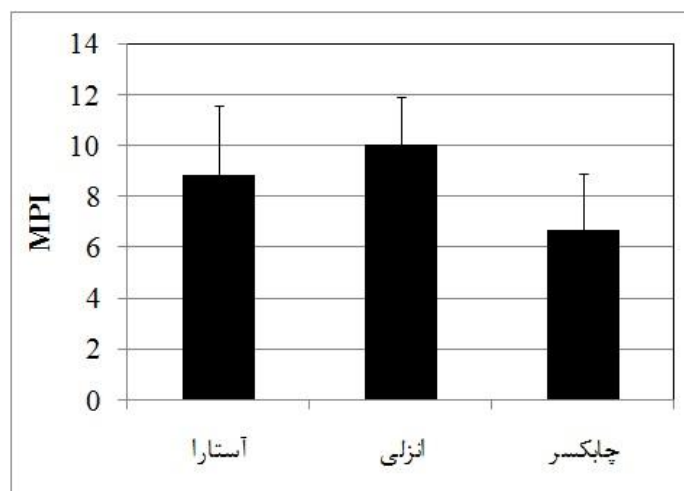
گونه		TL _{POM}	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Zn	Fe	Sr
<i>Mnemiposis leidy</i>	میانگین	۲/۵	۶/۷		۱/۲۰	۰/۹	۵/۵	۱/۲	۰/۶۹	۲۱/۷	۱۱	۲۰۸/۵
	انحراف معیار	۰/۲	۳/۶		۰	۰/۶	۷/۴	۱/۱	۰/۲۹	۶/۱	۸/۶	۶۷/۱
	تعداد نمونه	۱۱	%۱۰۰		%۷	%۵۷	%۸۶	%۷۱	%۴۳	%۱۰۰	%۱۰۰	%۱۰۰
<i>Cerastoderma glucaum</i>	میانگین	۱/۴	۳۹۶/۷	۰/۳۱	۱/۳۲	۱/۲	۸/۴	۱۵/۹	۱۳/۷	۵۴/۶	۵۹۹/۲	۷۶/۴
	انحراف معیار	۰/۲	۲۹۷/۹	۰/۱۶	۰/۴۵	۰/۵	۵/۳	۸/۶	۵/۵۴	۱۴/۶	۴۶۵/۲	۲۶/۵
	تعداد نمونه	۱۰	%۱۰۰	%۲۰	%۸۵	%۷۰	%۱۰۰	%۱۰۰	%۹۵	%۱۰۰	%۱۰۰	%۱۰۰
<i>Balanus improvisus</i>	میانگین	۱/۹	۶۱۸/۸	۰/۶۰	۱/۰۲	۱/۷	۳۳/۲	۴۶/۶	۱/۴۶	۳۶۲/۸	۱۰۲۸	۴۷۴/۵
	انحراف معیار	۰/۵	۲۱۱/۲	۰/۰۹	۰	۰/۶	۵/۲	۵/۸	۰/۳۲	۷۷/۸	۲۵۳	۷۱/۸
	تعداد نمونه	۱۵	%۱۰۰	%۲۵	%۲۵	%۶۲	%۱۰۰	%۱۰۰	%۷۵	%۱۰۰	%۱۰۰	%۱۰۰
<i>Atherina boyeri</i>	میانگین	۲/۸	۳/۱			۲/۹	۱/۶	۵/۲	۰/۷	۱۰۱/۶	۲۲/۶	۵۴/۵
	انحراف معیار	۰/۲	۱/۷			۴/۱۲	۱/۸	۴	۰/۲۴	۴۱/۹	۲۹/۵	۲۱/۴
	تعداد نمونه	۱۰	%۱۰۰			%۵۷	%۷۸	%۱۰۰	%۱۴	%۱۰۰	%۱۰۰	%۱۰۰
<i>Neogobius spp</i>	میانگین	۲/۹	۷/۷			۶/۱	۱/۴	۵/۲		۳۹/۱	۱۰/۴	۱۸۱/۵
	انحراف معیار	۰/۱	۴/۱			۸/۱	۱/۳	۲/۶		۱۵/۲	۶/۶۱	۷۴/۲
	تعداد نمونه	۱۱	%۶۱			%۵۲	%۴۸	%۸۶		%۱۰۰	%۵۰	%۱۰۰
<i>Rutilus kutum</i>	میانگین	۳/۲	۲/۱			۱/۴	۰/۵	۰/۷۴		۱۹/۲	۲/۷	۸/۶
	انحراف معیار	۰/۳	۱/۹			۰/۳	۰/۷	۰/۶		۹/۶	۳/۱	۳/۷
	تعداد نمونه	۱۱	%۱۲			%۱۲	%۱۰۰	%۸۷		%۱۰۰	%۹۱	%۱۰۰
<i>Alburnus chalcoides</i>	میانگین	۲/۹	۶/۰	۰/۴۸		۰/۶	۱/۲	۱/۷	۰/۶۷	۳۰/۹	۳۲/۲	۱۸/۴
	انحراف معیار	۰/۲	۸	۰		۰/۳	۱/۴	۲/۷	۰/۳۵	۲۰/۳	۵۳/۷	۱۹/۷
	تعداد نمونه	۷	%۷۲	%۶		%۱۸	%۸۸	%۱۰۰	%۱۲	%۱۰۰	%۹۱	%۱۰۰
<i>Phoca caspica</i>	میانگین	۴	۱۵۳/۲	۱/۳۷		۱/۲	۱۴/۲	۱۹/۸	۰/۰۷	۱۵۵/۶	۷۷۴/۴	۸/۷
	انحراف معیار	۰/۲	۳۷۳/۱	۳/۵۰		۱/۱	۱۵/۷	۱۸/۱	۰/۲۱	۱۷۷/۷	۵۸۶/۱	۷/۲
	تعداد نمونه	۸	%۷۵	%۳۰		%۵۰	%۱۰۰	%۱۰۰	%۱۰	%۱۰۰	%۱۰۰	%۷۵
Spearman ضریب همبستگی	TL _{POM}	-۰/۶*	۰/۳۳	۰/۰۶	-۰/۱۱	۰/۳۷*	۰/۵۱*	-۰/۶۱*	-۰/۴۳*	-۰/۴۵*	-۰/۶۲*	
	تعداد نمونه	۱۰۴	۱۸	۲۴	۵۹	۱۵۳	۱۵۳	۴۴	۱۶۷	۱۱۰	۱۳۵	

جدول ۲. وجود تفاوت معنی دار غلظت فلزات در بین سه منطقه بر حسب موجودات مورد بررسی

فلز	گونه	مقدار F	سطح معنی دار	وجود تفاوت معنی دار
Al	<i>Balanus improvisus</i>	۱۷/۵۰	۰/۰۱	آستارا با دو منطقه دیگر
	<i>Balanus improvisus</i>	۱۰/۱۱	۰/۰۲	آستارا با انزلی
Fe	<i>Alburnus chalcoides</i>	۱۲/۷	۰/۰۰۴	انزلی با دو منطقه دیگر
	<i>Cerastoderma glucaum</i>	۳۱۵/۴	۰/۰۴	انزلی با دو منطقه دیگر
Cr	<i>Atherina boyeri</i>	۱۲/۷۶	۰/۰۱	انزلی با دو منطقه دیگر
	<i>Neogobius sp</i>	۲۰/۲۳	۰	انزلی با دو منطقه دیگر
Ni	<i>Cerastoderma glucaum</i>	۶/۲۱	۰/۰۱	آستارا با انزلی
Cu	<i>Balanus improvisus</i>	۲۶/۳۰	۰	آستارا با چابکسر
	<i>Rutilus kutum</i>	۲۶/۹۸	۰	تفاوت معنی دار در هر سه منطقه
Mn	<i>Atherina boyeri</i>	۱۳۱/۲	۰	تفاوت معنی دار در هر سه منطقه
	<i>Rutilus kutum</i>	۷/۹۶	۰/۰۰۴	انزلی با چابکسر
Sr	<i>Atherina boyeri</i>	۲۳/۸۸	۰/۰۱	آستارا با دو منطقه دیگر
	<i>Cerastoderma glucaum</i>	۵/۸۰	۰/۰۱	انزلی با چابکسر
Zn	<i>Atherina boyeri</i>	۱۰/۴۴	۰	آستارا با چابکسر
	<i>Rutilus kutum</i>	۱۳/۷۳	۰/۰۰۰۱	انزلی با دو منطقه دیگر



شکل ۳. غلظت (بر حسب لگاریتم نپیر میگرو گرم در گرم وزن خشک) فلزات در گونه‌های مورد بررسی از مناطق مختلف بخش جنوب غربی دریای خزر



شکل ۴. مقدار شاخص MPI بر اساس غلظت فلزات سنگین در موجودات ساکن مناطق مورد بررسی (آننک خطای استاندارد است)

متفاوت بودن غلظت در گونه‌های مختلف به این دلیل می‌تواند باشد که این موجودات در جذب و تجمع فلزات از منابع مختلفی مثل آب یا غذا استفاده نمایند. به عبارت دیگر نوعی ارتباط تغذیه‌ای و غلظت فلزات در موجودات دیده می‌شود. موجوداتی همچون *M. leidy*، *Balanus improvisus* و *A. boyeri* که از مواد معلق و ژئوپلانکتون تغذیه می‌کنند، مقادیر بالای Sr و Zn را در مقایسه با Cu و Mn دارا بودند. غلظت مس و روی در *M. leidy* در حدی بوده که در موجودات ژلاتینی دیگر (Romeo et al., 1987) گزارش شده است. موجوداتی مثل *C. glucaum* و *B. improvisus* که بیشتر با اکوسیستم بستر در ارتباط هستند دارای Al و Fe بیشتری بودند. همچنین بالا بودن غلظت نیکل و کبالت در *C. glucaum* طی این مطالعه می‌تواند در ارتباط با غلظت بالای فلزات مذکور در این بخش از بستر دریای خزر باشد که بیشتر دارای منشاء طبیعی هستند (de Mora et al., 2004). در برخی مطالعات (Usero et al., 2005; Maanan, 2008)، غلظت فلزات در دوکفه‌ای‌ها با غلظت فلزات در رسوب همبستگی داشته است. همچنین مقادیر بالای غلظت کروم در رسوب نواحی جنوبی خزر (de Mora et al., 2004; Sohrabi et al., 2010)

۴. بحث و نتیجه‌گیری

غلظت بالای فلزات در دوکفه‌ای‌ها و بارناکل (جدول ۱)، در کنار پراکنش جغرافیایی وسیع *B. improvisus* (Newman & Abbott, 1980) و *C. glucaum* (Nikula & Väinölä, 2003)، حکایت از توان بالای این موجودات به عنوان بیواندیکاتور فلزات داشته، هرچند انجام مطالعات تکمیلی تر برای قرارگیری آن‌ها در برنامه‌های پایشی (Phillips & Segar, 1986, Rainbow & White, 1989, Boening, 1999) ضروری است.

در این بررسی با اعمال روش ساده و متداول، نتیجه بسیار مطلوبی از آنالیز فلزات در *M. leidy* گرفته شده است. این موضوع از آن نظر اهمیت دارد که می‌توان با ادامه آنالیزها در نمونه‌های بیشتر و مدل‌سازی، غلظت فلزات را در آب نشان داد. در حال حاضر با تکنیک‌ها و دستگاه‌های آنالیزی متداول، نتایج سنجش فلزات در اکثر نمونه‌های آب دریای خزر به صورت "کمتر از حد سنجش دستگاه" ارائه شده‌اند. از طرف دیگر با توجه به گسترده بودن پراکنش *M. leidy* در نقاط مختلف دنیا، می‌توان کاربرد آن را به عنوان گونه‌ای مناسب در فرا بینی زیستی بیشتر مورد بررسی قرار داد.

به طوری که Gray (۲۰۰۲) همچنين Jardine و همکارانش (۲۰۰۶) از مرور منابع متعدد تنها به موارد بسیار اندکی از بزرگنمایی فلزات برخورد نمودند. در بین ماهیان بررسی شده از چرخه غذایی دریایی در سرتاسر دنیا نیز همبستگی مثبت معنی داری بین غلظت فلزات و $\delta^{15}\text{N}$ یافت نشده است (Campbell et al., 2005; Asante et al., 2008; Ikemoto et al., 2008; Zhang & Wang, 2012). البته مطالعه Yoshinaga و همکارانش (۱۹۹۲) نشان داد که $\delta^{15}\text{N}$ با غلظت آهن، مس و روی به شکل معنی داری همبستگی دارد. انتظار بر آن است که فلزات ضروری همچون روی، غلظت ثابتی را در موجودات داشته باشند و به خاطر همین تنظیم مقدار آن‌ها صورت می‌گیرد. موجودات کفزی فلز روی را به نسبتی که در رسوب وجود دارد جذب می‌کنند (Gray, 2002).

استرانسیوم بیشتر خصوصیات شبیه کلسیم را دارا بوده و در استخوان‌ها و دیگر بافت‌های دارای کلسیم تجمع می‌کند. در نمونه ماهیان مورد بررسی با اندازه کوچک یا متوسط مثل گاو ماهیان و گل‌آذین ماهی جداسازی همه استخوان‌ها هنگام آماده‌سازی غیر ممکن بوده، بنابراین غلظت بالاتری از استرانسیوم در آن‌ها نسبت به ماهی سفید یا فک خزر مشاهده شده است.

در این بررسی مقادیر اندک و بالای $\delta^{15}\text{N}$ در ارتباط با عادات غذایی کفزی خواری و ماهی خواری تعریف می‌شود. همان‌طور که گفته شد، شاه کولی *A. chalcoides* زئو پلانکتون خوار بوده در حالی که ماهی سفید *R. kutum* بنتوزخوار محسوب می‌شود؛ اما در این بررسی سطح غذایی شاه کولی نسبتاً بالاتر از ماهی سفید بوده است (جدول ۱). ماهی سفید مهاجرت طولانی تری داشته و بیشتر از شاه کولی حرکت می‌کند در حالی که شاه کولی بیشتر در بخش‌های ساحلی تغذیه کرده و نشانه‌های ایزوتوپی آن برحسب شرایط یوتروفی ساحل و منابع تغذیه‌ای آن متنوع‌تر شده است. تغییرات $\delta^{15}\text{N}$ در ارتباط با مناطق مختلف دریایی و شرایط یوتروفی در

شاید بتواند غلظت بالای این فلز در ماهی کفزی *Neogobius* را تفسیر نماید.

مقایسه مقادیر سنجش شده فلزات در فک دریای خزر با مطالعات گذشته (Watanabe et al., 2002; Ikemoto et al., 2004) افزایش حدوداً ۲۰ برابری منگنز، ۴ برابری مس و ۲/۵ برابری استرانسیوم را نشان داده، ضمن آنکه آهن، روی و نیکل تغییر چندانی نداشتند. کادمیوم نیز در اکثر نمونه‌ها غیر قابل سنجش (< 0.1) بود. مقایسه غلظت فلزات در فک دریای خزر با فک‌های سایر مناطق (Watanabe et al., 2002) بالاتر بودن غلظت منگنز، استرانسیوم و پایین‌تر بودن غلظت آهن و مس را نشان داده است. میزان آهن در فک خزر کمتر از فک بایکال گزارش گردیده، چرا که فک بایکال تا اعماق زیادتری غوض کرده و نیاز به غلظت آهن بیشتری نسبت به فک خزر دارد. فک خزر همانند گونه‌های شیرهای دریایی، فک بندری و فک خاکستری در زمرة تجمع‌کنندگان حیوه محسوب می‌شود. مقادیر اندک فلزات سنگین به‌ویژه کادمیوم در فک دریای خزر با مقادیر اندک فلزات مذکور در رژیم غذایی آن‌ها یعنی ماهیان کلمه قابل تفسیر است (Watanabe et al., 2002).

کاهش مقادیر فلزات در ماهیان می‌تواند با پالایش آن‌ها توسط اندام‌هایی همچون کبد و کلیه در ارتباط باشد. به طوری که در مطالعات قبلی (Pourang et al., 2005; Kojadinovic et al., 2007; Mashroofeh et al., 2013) غلظت این عناصر در بافت کبد و کلیه چندین برابر عضله بوده است اما دوره زمانی جایگزینی $\delta^{15}\text{N}$ در عضله خیلی طولانی‌تر از سایر اندام‌ها بوده و به همین دلیل نمایه بهتری از رژیم غذایی در یک دوره طولانی محسوب می‌گردد (Cabana & Rasmussen, 1996; Vander Zanden & Rasmussen, 1996).

شیب منفی و معنی دار تغییرات غلظت بسیاری از فلزات با سطح تروفی (جدول ۱) بدان معنی است که بزرگنمایی رخ نداده است. بزرگنمایی فلزات، به ندرت در چرخه غذایی اکوسیستم‌های دریایی رؤیت شده

مطالعات دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) نیز بیان شده است، همچنین متنوع بودن نشانه‌های ایزوتوپی کفزیان در Hobson و همکارانش (۲۰۰۲) تشریح شده است. در این بررسی، مکان‌های نمونه‌برداری به وسیله منابع تنش زایی همچون فاضلاب‌های روستایی، شهری و صنعتی تحت تأثیر هستند. بیشتر این آلاینده‌های آلی از طریق تالاب انزلی و رودخانه سفید رود با بیشترین حوزه آبخیز در شمال کشور وارد بخش جنوب غربی دریای خزر می‌شوند. همانند بررسی‌های دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) پیش‌بینی می‌گردد که مقادیر $\delta^{15}\text{N}$ مصرف‌کنندگان اولیه و دیگر موجودات نواحی ساحلی با افزایش یوتریفیکاسیون افزایش یابد. بر اساس مطالعات انجام یافته در سایر نقاط دنیا (Szefer & Szefer, 1985; Rainbow, 1987;) (Machreki-Ajmi *et al.*, 2011) به‌ویژه روی گونه‌های

مطالعات دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) نیز بیان شده است، همچنین متنوع بودن نشانه‌های ایزوتوپی کفزیان در Hobson و همکارانش (۲۰۰۲) تشریح شده است. در این بررسی، مکان‌های نمونه‌برداری به وسیله منابع تنش زایی همچون فاضلاب‌های روستایی، شهری و صنعتی تحت تأثیر هستند. بیشتر این آلاینده‌های آلی از طریق تالاب انزلی و رودخانه سفید رود با بیشترین حوزه آبخیز در شمال کشور وارد بخش جنوب غربی دریای خزر می‌شوند. همانند بررسی‌های دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) پیش‌بینی می‌گردد که مقادیر $\delta^{15}\text{N}$ مصرف‌کنندگان اولیه و دیگر موجودات نواحی ساحلی با افزایش یوتریفیکاسیون افزایش یابد. بر اساس مطالعات انجام یافته در سایر نقاط دنیا (Szefer & Szefer, 1985; Rainbow, 1987;) (Machreki-Ajmi *et al.*, 2011) به‌ویژه روی گونه‌های

مطالعات دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) نیز بیان شده است، همچنین متنوع بودن نشانه‌های ایزوتوپی کفزیان در Hobson و همکارانش (۲۰۰۲) تشریح شده است. در این بررسی، مکان‌های نمونه‌برداری به وسیله منابع تنش زایی همچون فاضلاب‌های روستایی، شهری و صنعتی تحت تأثیر هستند. بیشتر این آلاینده‌های آلی از طریق تالاب انزلی و رودخانه سفید رود با بیشترین حوزه آبخیز در شمال کشور وارد بخش جنوب غربی دریای خزر می‌شوند. همانند بررسی‌های دیگر (Cabana & Rasmussen, 1996;) پیش‌بینی می‌گردد که مقادیر $\delta^{15}\text{N}$ مصرف‌کنندگان اولیه و دیگر موجودات نواحی ساحلی با افزایش یوتریفیکاسیون افزایش یابد. بر اساس مطالعات انجام یافته در سایر نقاط دنیا (Szefer & Szefer, 1985; Rainbow, 1987;) (Machreki-Ajmi *et al.*, 2011) به‌ویژه روی گونه‌های

۵. تقدیر و تشکر

بدین وسیله از آقای دکتر باقری به‌خاطر کمکشان در نمونه‌برداری از شانه‌دار تشکر می‌گردد. همچنین از آقای دکتر جلال حسن و خانم دکتر Joy Matthews به‌ترتیب به‌خاطر کمکشان در سنجش فلزات سنگین و سنجش ایزوتوپی نمونه‌ها سپاسگزاریم.

References

- Agusa, T., Kunito, T., Tanabe, S., Pourkazemi, M., Aubrey, D.G., 2004. Concentrations of trace elements in muscle of sturgeons in the Caspian Sea. *Marine pollution bulletin* 49, 789-800.
- Anan, Y., Kunito, T., Tanabe, S., Mitrofanov, I., Aubrey, D.G., 2005. Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. *Marine pollution bulletin* 51, 882-888.
- Asante, K.A., Agusa, T., Mochizuki, H., Ramu, K., Inoue, S., Kubodera, T., Takahashi, S., Subramanian, A., Tanabe, S., 2008. Trace elements and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. *Environmental Pollution* 156, 862-873.
- Boening, D.W., 1999. An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment* 55, 459-470.
- Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93, 10844-10847.
- Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C., Backus, S., Fisk, A.T., 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science of the Total Environment* 351, 247-263.
- de Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Wyse, E., Azemard, S., Cassi, R., 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. *Marine pollution bulletin* 48, 61-77.
- Eaton, A.D., Franson, M.A.H., Associati, A.P.H., Association, A.W.W., Federation, W.E., 2005. *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition*. Amer Public Health Assn.

- Foroughi Fard, R., Esmaeli Sari, A., Ghasempouri, S.M., 2008. The correlation of length and weight of Kutum (*Rutilus frisii kutum*) in the central south of Caspian Sea with copper and zinc concentration in muscle and liver tissues. Iranian Journal of Fisheries Sciences 16 (4), 121-128.
- Gray, J.S., 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. Marine pollution bulletin 45, 46-52.
- Hobson, K.A., Fisk, A., Karnovsky, N., Holst, M., Gagnon, J.M., Fortier, M., 2002. A stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) model for the North Water food web: implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 49, 5131-5150.
- Hossieni, A., Roohi, A., Ganjian, K.A., Roshantabari, M., Hashemian, A., Solimanroudi, A., Nasrollazadeh, H.S., Najafpour, S., Varedi, F., A., V., 1998. Hydrology and Hydrobiology of the southern Caspian Sea. Mazandaran Fisheries Research Center Sari, Iran (In Persian).
- Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Baba, N., Miyazaki, N., Petrov, E.A., Tanabe, S., 2004. Comparison of trace element accumulation in Baikal seals (*Pusa sibirica*), Caspian seals (*Pusa caspica*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). Environmental Pollution 127, 83-97.
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C., Takeuchi, I., 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. Archives of environmental contamination and toxicology 54, 504-515.
- Jardine, T.D., Kidd, K.A., Fisk, A.T., 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. Environmental science & technology 40, 7501-7511.
- Klumpp, D., Burdon-Jones, C., 1982. Investigations of the potential of bivalve molluscs as indicators of heavy metal levels in tropical marine waters. Marine and Freshwater Research 33, 285-300.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R.P., Bustamante, P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. Environmental Pollution 146, 548-566.
- Lake, J.L., McKinney, R.A., Osterman, F.A., Pruell, R.J., Kiddon, J., Ryba, S.A., Libby, A.D., 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 870-878.
- Laloei, F., 2001. Investigation of hydrology and hydrobiology in the south of Caspian Sea. Iranian Fisheries Research Organization (IFRO), Sari, Iran (In Persian).
- Le Loc'h, F., Hily, C., Grall, J., 2008. Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. Journal of Marine Systems 72, 17-34.
- Maanan, M., 2008. Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. Environmental Pollution 153, 176-183.
- Machreki-Ajmi, M., Rebai, T., Hamza-Chaffai, A., 2011. Variation of metallothionein-like protein and metal concentrations during the reproductive cycle of the cockle *Cerastoderma glaucum* from an uncontaminated site: A 1-year study in the Gulf of Gabès area (Tunisia). Marine Biology Research 7, 261-271.
- Martinetto, P., Teichberg, M., Valiela, I., 2006. Coupling of estuarine benthic and pelagic food webs to land-derived nitrogen sources in Waquoit Bay, Massachusetts, USA.
- Mashroofeh, A., Bakhtiari, A.R., Pourkazemi, M., Rasouli, S., 2013. Bioaccumulation of Cd, Pb and Zn in the edible and inedible tissues of three sturgeon species in the Iranian coastline of the Caspian Sea. Chemosphere 90, 573-580.
- McKinney, R., Lake, J., Charpentier, M., Ryba, S., 2002. Using mussel isotope ratios to assess anthropogenic nitrogen inputs to freshwater ecosystems. Environmental Monitoring and Assessment 74, 167-192.
- Minagawa, M., Wada, E., 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. Geochimica et Cosmochimica Acta 48, 1135-1140.
- Mincks, S.L., Smith, C.R., Jeffreys, R.M., Sumida, P.Y.G., 2008. Trophic structure on the West Antarctic Peninsula shelf: Detritivory and benthic inertia revealed by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 55, 2502-2514.

- Monsefrad, F., Imanpour Namin, J., Heidary, S., 2012. Concentration of heavy and toxic metals Cu, Zn, Cd, Pb and Hg in liver and muscles of *Rutilus frisii kutum* during spawning season with respect to growth parameters. Iranian Journal of Fisheries Sciences 11, 825-839.
- Newman, W.A., Abbott, D.P., 1980. Cirripedia: the barnacles. Intertidal Invertebrates of California. Stanford University Press, Stanford, 504-535.
- Nikula, R., Väinölä, R., 2003. Phylogeography of *Cerastoderma glaucum* (Bivalvia: Cardiidae) across Europe: a major break in the Eastern Mediterranean. Marine Biology.143(2),339-350.
- Perga, M.E., Gerdeaux, D., 2006. Seasonal variability in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of the zooplankton taxa in two alpine lakes. Acta Oecologica 30, 69-77.
- Phillips, D.J., Segar, D.A., 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: programme design imperatives. Marine Pollution Bulletin 17, 10-17.
- Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. Ecology 83, 703-718.
- Pourang, N., Tanabe, S., Rezvani, S., Dennis, J., 2005. Trace elements accumulation in edible tissues of five sturgeon species from the Caspian Sea. Environmental monitoring and assessment 100, 89-108.
- Powell, M., White, K., 1990. Heavy metal accumulation by barnacles and its implications for their use as biological monitors. Marine environmental research 30, 91-118.
- Rainbow, P., White, S., 1989. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. Hydrobiologia 174, 245-262.
- Rainbow, P., Wolowicz, M., Fialkowski, W., Smith, B., Sokolowski, A., 2000. Biomonitoring of trace metals in the Gulf of Gdansk, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*). Water Research 34, 1823-1829.
- Rainbow, P.S., 1987. Heavy metals in barnacles. In Barnacle Biology. Crustacean Issue 5, 405-417.
- Rainbow, P.S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 31, 183-192.
- Romeo, M., Gnassia-Barelli, M., Carre, C., 1987. Trace metals: Cd, Cu, Pb and Zn in gelatinous macroplankton from the northwestern Méditerranéan. Water Research 21, 1287-1292.
- Sadeghirad, M., 2002. Determination of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb, Hg) caviar and muscle tissue in Persian sturgeon (*Acipenser persicus*) and Stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) in southern Caspian sea. Iranian Fisheries Research organization, International sturgeon research institute, Rasht, p. 82.
- Sadeghirad, M., 2007. Accumulation of trace elements in *Acipenser persicus* tissues in relation to feeding habits and mode of absorption of these pollutants. Iranian fisheries research organisation, Internatinoal sturgeon research institute, p. 42 pp.
- Shahryari, A., Golfirozy, K., Noshin, S., 2010. Muscular concentration of cadmium and lead in carp, mullet and kutum of the Gorgan Bay, Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences 19 (2), 95-100.
- Sherwood, G.D., Rose, G.A., 2005. Stable isotope analysis of some representative fish and invertebrates of the Newfoundland and Labrador continental shelf food web. Estuarine, Coastal and Shelf Science 63, 537-549.
- Sohrabi, T., Ismail, A., Nabavi, M., 2010. Distribution and Normalization of some Metals in Surface Sediments from South Caspian Sea. Bulletin of environmental contamination and toxicology 85, 502-508.
- Szefer, P., Szefer, K., 1985. Occurrence of ten metals in *Mytilus edulis* L. and *Cardium glaucum* L. from the Gdańsk Bay. Marine pollution bulletin 16, 446-450.
- UNEP/UNDP, 2011. Caspian Sea - State of Environment p. 102 pp.
- Usero, J., Morillo, J., Gracia, I., 2005. Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. Chemosphere 59, 1175-1181.
- Vander Zanden, M.J., Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 1142-1158.

- Vander Zanden, M.J., Casselman, J.M., Rasmussen, J.B., 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401, 464-467.
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs*, 451-477.
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and oceanography*, 2061-2066.
- Vander Zanden, M.J., Vadeboncoeur, Y., Diebel, M.W., Jeppesen, E., 2005. Primary consumer stable nitrogen isotopes as indicators of nutrient source. *Environmental science & technology* 39, 7509-7515.
- Varedi, S.E., 2011. Survey on environmental pollutants (heavy metals, hydrocarbons, surfactant and chlorinated pesticides) in southern part of the caspian sea. Iranian Fisheries research organization, Caspian sea ecology research center, Sari, p. 200.
- Watanabe, I., Kunito, T., Tanabe, S., Amano, M., Koyama, Y., Miyazaki, N., Petrov, E., Tatsukawa, R., 2002. Accumulation of heavy metals in Caspian seals (*Phoca caspica*). *Archives of environmental contamination and toxicology* 43, 109-120.
- Yoshinaga, J., Suzuki, T., Hongo, T., Minagawa, M., Ohtsuka, R., Kawabe, T., Inaoka, T., Akimichi, T., 1992. Mercury concentration correlates with the nitrogen stable isotope ratio in the animal food of Papuans. *Ecotoxicology and environmental safety* 24, 37-45.
- Zhang, W., Wang, W.-X., 2012. Large-scale spatial and interspecies differences in trace elements and stable isotopes in marine wild fish from Chinese waters. *Journal of hazardous materials* 215, 65-74.