



همبستگی آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در آب‌های سطحی جنوب غربی دریای خزر

فرشته حاجی آقایی قاضی محله^۱، جاوید ایمانپور نمین^{۱*}

^۱ - گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

نوع مقاله:	چکیده
پژوهشی	مقدمه: آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در محیط‌های آبی، تهدیدات زیست‌محیطی قابل توجهی برای اکوسیستم‌های دریایی و سلامت انسان ایجاد می‌کنند. هدف از این مطالعه، بررسی ارتباط میان آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر بود.
تاریخچه مقاله:	مواد و روش‌ها: در این مطالعه، عناصر آرسنیک (As)، کادمیوم (Cd)، کبالت (Co)، کروم (Cr)، مس (Cu)، جیوه (Hg)، سرب (Pb) و روی (Zn) به دلیل پتانسیل سمیت، قابلیت تجمع زیستی و حضور گسترده در محیط‌های آبی آلوده ناشی از فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و شهری انتخاب شدند. به منظور دستیابی به این هدف، نمونه‌برداری از سه ایستگاه منتخب شامل کیشهر، انزلی و آستارا انجام شد. انتخاب این ایستگاه‌ها به منظور بررسی توزیع و میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در این منطقه صورت گرفت. برای نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی از یک تور پلانکتون‌گیر با چشمه ۰/۳۵ میلی‌متر استفاده شد. این تور توسط یک قایق در عمق ۲۵ سانتی‌متر از سطح آب با سرعت ثابت ۵ کیلومتر بر ساعت به مدت ۵ دقیقه کشیده شد. در فرآیند جداسازی میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های آب، ابتدا مواد آلی موجود با استفاده از پراکسید هیدروژن (۳۰٪ H ₂ O ₂) هضم شدند. سپس برای تفکیک میکروپلاستیک‌ها از سایر ذرات معلق، از روش شناورسازی در محلول اشباع NaCl بر اساس اختلاف چگالی استفاده شد. غلظت عناصر با پتانسیل سمیت با استفاده از دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) اندازه‌گیری گردید. تحلیل داده‌ها با نرم افزار SPSS نسخه ۲۷ و در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شد.
کلمات کلیدی:	نتایج: نتایج نشان داد که بیشترین میانگین غلظت عناصر در ایستگاه‌های کیشهر و انزلی به ترتیب Cu>As>Hg و در ایستگاه آستارا به ترتیب As>Zn>Cu>Hg بود. ایستگاه انزلی با ۵/۵۰ ± ۵۷/۶۶ قطعه در متر مکعب، بیشترین فراوانی آلودگی میکروپلاستیک‌ها را نشان داد. میکروپلاستیک‌های استخراج شده در دو نوع رشته‌ای و قطعه و در شش رنگ مختلف شامل آبی، قهوه‌ای، قرمز، شفاف، مشکی و سبز مشاهده شدند که در این میان، رنگ آبی با ۷۸٪ فراوانی، غالب‌ترین رنگ در میان میکروپلاستیک‌های شناسایی شده بود. بیشترین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در اندازه‌های ۴ تا ۵ میلی‌متر و بزرگتر از ۵ میلی‌متر مشاهده شد. طیف‌سنجی (FTIR-ATR)، چهار نوع پلیمر شامل پلی‌اتیلن، پلی‌پروپیلن، پلی‌استر و پلی‌استایرن را در نمونه‌های میکروپلاستیک شناسایی کرده و در میان آن‌ها، پلی‌اتیلن با بیشترین فراوانی به عنوان پلیمر غالب مشخص شد.
سواحل جنوب غربی، پلی‌اتیلن، جیوه، FTIR-ATR	بحث: مقایسه غلظت عناصر با پتانسیل سمیت با استانداردهای جهانی نشان داد که میزان عناصر اندازه‌گیری شده در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر در مجموع در محدوده استانداردهای تعیین شده قرار دارند. با این حال، غلظت جیوه در این منطقه، با توجه به ممنوعیت تخلیه این عنصر به اکوسیستم‌های دریایی،

بیش از حد مجاز استانداردهای زیست‌محیطی و اصول مدیریت آلودگی است. این نتیجه نشان‌دهنده وجود آلودگی جیوه در آب‌های ساحلی است که می‌تواند تأثیرات منفی و بلندمدت بر اکوسیستم‌های دریایی و سلامت موجودات آبی به همراه داشته باشد. علاوه بر این، تحلیل همبستگی نشان داد که بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت جیوه در ایستگاه کیشهر همبستگی مثبت معنی‌داری وجود دارد. این یافته‌ها بیانگر نقش بالقوه میکروپلاستیک‌ها در جذب و انتقال آلاینده‌ها در محیط‌های آبی هستند. به طور کلی، نتایج این مطالعه تأکید می‌کند که بررسی و مدیریت دقیق‌تر منابع آلاینده و ارزیابی خطرات ناشی از تجمع میکروپلاستیک‌ها در سواحل دریای خزر ضروری است. این موضوع برای تدوین راهبردهای مدیریتی موثر جهت حفظ سلامت اکوسیستم‌ها و کاهش آلودگی‌ها، به ویژه در نواحی ساحلی که تحت تأثیر فعالیتهای انسانی قرار دارند، حیاتی است.

مقدمه

دریای خزر بزرگترین دریاچه بسته جهان است که توسط پنج کشور ایران، روسیه، آذربایجان، قزاقستان و ترکمنستان احاطه شده است. این دریا از طریق رودخانه‌های بزرگ مانند ولگا، کورا و اورال که بخش عمده‌ای از آب شیرین وارد شده به دریا را تأمین می‌کنند، تغذیه می‌شود (Zeinolabedin, 2009). آلودگی‌های شیمیایی و نفتی ناشی از فعالیتهای صنعتی و استخراج نفت و گاز در سواحل دریای خزر، تهدید جدی برای کیفیت آب این دریا به وجود آورده است. ورود آلاینده‌ها از طریق رواناب‌های صنعتی، آلودگی‌های نفتی و مواد شیمیایی کشاورزی موجب تغییرات زیست‌محیطی و تهدید سلامت اکوسیستم دریای خزر شده است (Éfendieva, 1994; Simonett, 2006). با توجه به اهمیت اکولوژیکی دریای خزر و تهدیدات زیست‌محیطی موجود، آلودگی‌های ناشی از پلاستیک‌ها و به ویژه میکروپلاستیک‌ها، به عنوان یکی از مهم‌ترین نگرانی‌ها در این منطقه مطرح است. صنعت پلاستیک از اوایل قرن بیستم رشد چشمگیری داشته است و گسترش سریع آن از دهه ۱۹۴۰ باعث شده است که تولید پلاستیک در سال ۲۰۱۴، ۲۰ برابر بیشتر از سال ۱۹۶۴ شود (Neufeld et al., 2016). این روند افزایشی همچنان ادامه دارد و در سال ۲۰۱۸ تولید جهانی پلاستیک به ۳۶۰ میلیون تن رسید (PlasticsEurope, 2019). در نتیجه این افزایش تولید، پلاستیک‌ها به یکی از منابع اصلی آلودگی محیط‌های دریایی تبدیل شده‌اند. برآوردها نشان می‌دهند که در سال ۲۰۱۰، حدود ۲۷۵ میلیون تن پلاستیک زائد در ۱۹۲ کشور ساحلی تولید شد که منجر به ورود ۴/۸ تا ۱۲/۷ میلیون تن پلاستیک به اقیانوس‌ها گردید (Jambeck et al., 2015). پلاستیک‌ها به اشکال مختلف وارد محیط‌های دریایی

می‌شوند، و میکروپلاستیک‌ها به ذراتی اطلاق می‌شود که اندازه آن‌ها کمتر از ۵ میلی‌متر است. این ذرات میکروسکوپی به‌طور عمده از تجزیه پلاستیک‌های بزرگتر در فرآیندهای بیولوژیکی، تجزیه فتوشیمیایی و خرد شدن فیزیکی و مکانیکی ایجاد می‌شوند (Abbasi et al., 2018; Akarsu et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در تمامی محیط‌های دریایی از جمله رسوبات کف دریا، ستون آب و سطح آب توزیع شده‌اند و اثرات منفی قابل‌توجهی بر اکوسیستم‌های دریایی دارند (Yu et al., 2019; Conley et al., 2019). علاوه بر محیط‌های دریایی، میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های آبی و حتی در مناطق قطبی نیز یافت می‌شوند (Conley et al., 2019). این ذرات ریز پلاستیکی علاوه بر آلودگی محیط زیست، می‌توانند به‌عنوان حامل آلاینده‌های خطرناکی مانند فلزات سنگین عمل کنند (Wang et al., 2020; Kwon et al., 2017). فلزات سنگین اجزای طبیعی پوخته زمین هستند که در غلظت‌های بسیار کم یافت می‌شوند. با این حال، فعالیتهای انسانی به طور اجتناب‌ناپذیری غلظت فلزات را در محیط‌های دریایی افزایش داده است. فلزات سنگین ضروری نقش‌های بیولوژیکی شناخته شده‌ای دارند و فقط زمانی که غلظت‌های آن‌ها از حد آستانه عبور می‌کند، سمی می‌شوند. در حالی که فلزات سنگین غیرضروری فاقد هرگونه نقش بیولوژیکی شناخته شده هستند و اگر اجازه داده شود در مکان‌های فعال متابولیکی تجمع پیدا کنند، درجه بالایی از سمیت را نشان می‌دهند. فلزات سنگین زیست تخریب‌ناپذیر، پایدار و سمی برای محیط زیست هستند و باعث ایجاد مشکلات جدی زیست‌محیطی می‌شوند. این فلزات تمایل به تجمع زیستی دارند و میزان تجمع زیستی آن‌ها به مقدار کل، مسیر جذب، ذخیره سازی و مکانیسم‌های دفع بستگی

مختصات جغرافیایی و مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جدول ۱ و شکل ۱ نمایش داده شده است.

جدول ۱- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری در دریای خزر

نام ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
کیاشهر	۳۷°۲۷' ۱۱" شمالی	۴۹°۵۷' ۱۴" شرقی
انزلی	۳۷°۲۷' ۱۱" شمالی	۴۹°۵۲' ۱۶" شرقی
آستارا	۳۸°۱۱' ۲۱" شمالی	۴۸°۵۳' ۵۷" شرقی



شکل ۱- مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نمونه‌برداری از آب‌های سطحی: نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی در تابستان ۱۴۰۰ انجام شد. در این مطالعه، از یک تور پلانکتون‌گیر با چشمه ۰/۳۵ میلی‌متر استفاده شد (Lima et al., 2014). این تور توسط یک قایق در عمق ۲۵ سانتی‌متر از سطح آب با سرعت ثابت ۵ کیلومتر بر ساعت به مدت ۵ دقیقه کشیده شد (Barrows et al., 2017). برای اندازه‌گیری حجم آب فیلتر شده در حین کشیدن تور، از یک فلومتر استفاده گردید. نمونه‌ها برای جلوگیری از فساد در بطری‌های شیشه‌ای حاوی ۲/۵ درصد فرمالین نگهداری شدند (Collignon et al., 2012). برای هر ایستگاه، ۳ تکرار از آب‌های سطحی مانند روش ذکر شده نمونه‌برداری شد.

استخراج میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های آب: برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های آب، از روش حذف مواد آلی و جداسازی چگالی (Thompson et al., 2004) استفاده گردید. در مرحله اول برای حذف مواد آلی داخل نمونه‌ها از پراکسید هیدروژن (۳۰٪ H_2O_2) استفاده شد (مدت زمان هضم بسته به میزان و نوع ماده آلی

دارد (Darvishnia et al., 2015). آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های ساحلی و دریایی در حال تبدیل شدن به یک تهدید جدی برای اکوسیستم‌های دریایی است (Elsagh & Barmaki, 2014). میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان منبع بالقوه‌ای برای انتقال مواد سمی و آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های آبی و در نهایت در بدن انسان‌ها عمل می‌کنند (Guzzetti et al., 2018). این آلاینده‌ها به‌ویژه در بدن موجودات زنده تجمع یافته و به زنجیره غذایی وارد می‌شوند. افزون بر این، میکروپلاستیک‌ها با جذب میکروارگانیسم‌ها و پاتوژن‌ها می‌توانند تهدیدات بهداشتی بیشتری ایجاد کنند (Brandon et al., 2018; Park & Kim, 2019). در نتیجه، ترکیب میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین در محیط‌های دریایی می‌تواند تهدیدات زیست‌محیطی پیچیده‌تری را ایجاد کند که به آسیب‌های بلندمدت برای اکوسیستم‌ها و موجودات زنده منجر خواهد شد. این ترکیب ممکن است سلامت انسان‌ها را نیز از طریق زنجیره غذایی تحت تأثیر قرار دهد و لزوم بررسی و مدیریت دقیق‌تر این آلودگی‌ها را ضروری می‌سازد. هدف از این مطالعه بررسی ارتباط میان آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر است تا وضعیت آلودگی و ارتباط میان میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در این منطقه ارزیابی شود. این مطالعه به عنوان نخستین پژوهش در این زمینه انجام شده است و برای تکمیل نتایج آن، نیاز به انجام مطالعات بیشتر در آینده وجود دارد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه، به منظور ارزیابی میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در آب‌های سطحی، سه ایستگاه با بیشترین میزان آلودگی در سواحل جنوب غربی دریای خزر برای نمونه برداری انتخاب شدند. ایستگاه‌ها شامل کیاشهر، انزلی و آستارا هستند که به ترتیب تحت تأثیر رودخانه سفیدرود، تالاب انزلی و آلودگی‌های ورودی از کشور آذربایجان قرار دارند. هدف از انتخاب این ایستگاه‌ها بررسی توزیع و میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در سواحل جنوب غربی دریای خزر بود (Kostianoy et al., 2005).

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها: تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۷ انجام شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و همگنی واریانس‌ها با آزمون لون (Levene's Test) بررسی گردید. با توجه به نرمال بودن داده‌ها و همگن بودن واریانس‌ها، برای مقایسه میانگین آلودگی‌ها در ایستگاه‌های مختلف از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه (One-way ANOVA) و برای بررسی تفاوت‌های معنی‌دار میان گروه‌ها، آزمون تعقیبی توکی (Tukey HSD) استفاده شد. همچنین برای بررسی ارتباط بین میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت، از ضریب همبستگی پیرسون بهره گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌ها در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شد. نمودارها نیز با نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۲۲ ترسیم گردید. برخی از عناصر مورد بررسی در تمامی نمونه‌ها دارای مقادیر ثابت و برابر با حد تشخیص دستگاه (۱ ppb) بودند. این عدم تغییرپذیری در داده‌ها باعث شد که این عناصر نتوانند معیارهای لازم برای ورود به آنالیزهای آماری مانند آزمون‌های تجزیه واریانس و همبستگی را داشته باشند، زیرا این آزمون‌ها مستلزم وجود واریانس در داده‌ها هستند. بنابراین، این عناصر به دلیل داده‌های غیرمتغیر و مقدار نزدیک یا برابر با حد تشخیص، از تحلیل‌های آماری حذف شدند تا دقت و اعتبار نتایج حفظ شود.

نتایج

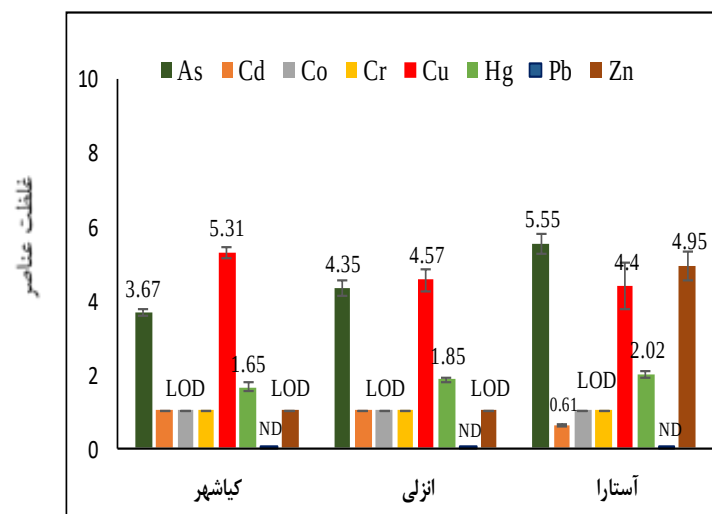
مقایسه میانگین عناصر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده: با توجه به شکل ۲ بیشترین میانگین غلظت عناصر در دو ایستگاه گیاشهر و انزلی به ترتیب $Cu > As > Hg$ و در ایستگاه آستارا به ترتیب $As > Zn > Cu > Hg$ می‌باشد. آنالیز واریانس یک‌طرفه به منظور بررسی تفاوت‌های معنی‌دار در غلظت عناصر آرسنیک (As)، مس (Cu) و جیوه (Hg) انجام شد. نتایج آزمون تعقیبی توکی (Tukey HSD) نشان داد، تمام مقایسه‌های زوجی بین ایستگاه‌ها برای آرسنیک از نظر آماری معنی‌دار بودند. همچنین، تفاوت‌های معنی‌دار در غلظت‌های مس و جیوه صرفاً بین ایستگاه‌های گیاشهر و آستارا مشاهده گردید. سایر عناصر مورد بررسی، به دلیل مقادیر ثابت و نزدیک به حد تشخیص دستگاه (۱ ppb)، فاقد تغییرپذیری کافی برای

ممکن است طی ۱-۱۰ روز متغیر باشد) (Erkes- Medrano et al., 2015; Zhang et al., 2016). در مرحله دوم برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های آب از روش جداسازی بر اساس چگالی با استفاده محلول اشباع NaCl استفاده شد. بدین منظور، محلول NaCl با غلظت ۲۹۳ گرم در لیتر در یک بشر شیشه‌ای ۱۰۰۰ میلی‌لیتری تهیه شده و به نمونه‌های آب اضافه شد تا میکروپلاستیک‌ها و سایر ذرات با چگالی پایین در محلول معلق شوند. سپس سوپرناتانت‌های باقی مانده، که حاوی ذرات شناور بودند، از طریق کاغذ فیلتر نیتروسلولزی فیلتر شدند. در مرحله بعد، کاغذ فیلتر به مدت ۲ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد در دستگاه آون قرار گرفت تا نمونه‌ها به طور کامل خشک شوند (Law et al., 2010). پس از خشک شدن، کاغذ فیلتر با استفاده از لوپ با بزرگ‌نمایی $\times 40$ بررسی و ذرات میکروپلاستیک از سایر ذرات جدا و شمارش شدند. تعداد ذرات میکروپلاستیک به صورت تعداد در متر مکعب آب گزارش شد (Reddy et al., 2006; Morét-Ferguson et al., 2010). ذرات میکروپلاستیک با استفاده از دوربین دیجیتال عکسبرداری شدند. سپس، برای تعیین شکل و رنگ ذرات، از میکروسکوپ نوری HP استفاده شد و اندازه ذرات با استفاده از تصاویر ثبت شده و نرم افزار Digimizer 6 اندازه‌گیری شد.

اندازه‌گیری غلظت عناصر با پتانسیل سمیت: نمونه‌های آب برای اندازه‌گیری غلظت عناصر با پتانسیل سمیت به آزمایشگاه شیمی شریف کرج ارسال شد. برای اندازه‌گیری غلظت عناصر از دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) مدل ۷۹۰۰، شرکت آگیلنت (Agilent) استفاده شد. کالیبراسیون دستگاه با استفاده از محلول‌های استاندارد چند عنصره (Merck) انجام شد.

شناسایی پلیمری: برای شناسایی نوع پلیمر تشکیل دهنده میکروپلاستیک‌های استخراج شده، با استفاده از طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FT-IR) با ضمیمه کریستال تمام بازتابنده (ATR) استفاده شد. طیف‌های حاصل در محدوده طول موج $4000-400\text{ cm}^{-1}$ بررسی و با استفاده از پایگاه داده‌های استاندارد پلیمری، پیک‌های مشخصه هر پلیمر شناسایی و مقایسه شدند (Veerasingham et al., 2021).

ورود به تحلیل‌های آماری بودند و به همین دلیل از آنالیزها حذف شدند.

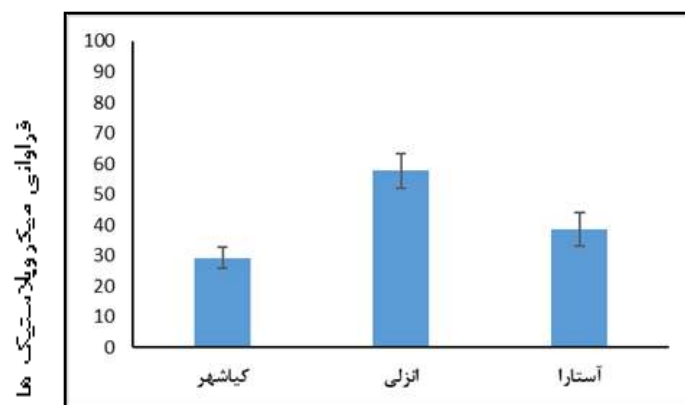


شکل ۲- میانگین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت ($\mu\text{g/L}$) در نمونه‌های آب ایستگاه‌های مختلف

LOD (Limit of Detection): حد تشخیص دستگاه (۱ ppb)، پایین‌ترین حدی که قابل تشخیص است ولی اندازه‌گیری دقیق ممکن نیست: ND (Not Detected) عدم تشخیص مقدار عنصر در سطح قابل اندازه‌گیری

داد که ایستگاه انزلی با هر دو ایستگاه کیشهر و آستارا دارای اختلاف معنی‌داری می‌باشد ($p < 0.05$). اما بین ایستگاه کیشهر و آستارا اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p > 0.05$).

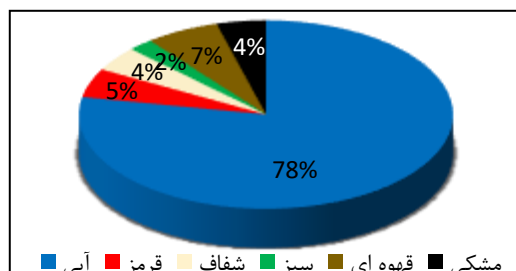
فراوانی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های آب: با توجه به شکل ۳ ایستگاه انزلی با $57/66 \pm 5/50$ قطعه در متر مکعب، بیشترین آلودگی را داشت، در حالی که ایستگاه کیشهر با $29/33 \pm 3/51$ قطعه در متر مکعب، کمترین آلودگی را نشان داد. نتایج آنالیز واریانس یکطرفه نشان



شکل ۳- مقایسه میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده

در ایستگاه انزلی، رنگ آبی با ۸۸٪ بیشترین و رنگ سبز با ۲٪ کمترین فراوانی را نشان دادند. در ایستگاه آستارا نیز میکروپلاستیک‌های آبی با ۹۰٪ بیشترین و میکروپلاستیک‌های قرمز و مشکی با ۵٪ کمترین فراوانی را داشتند (شکل ۴).

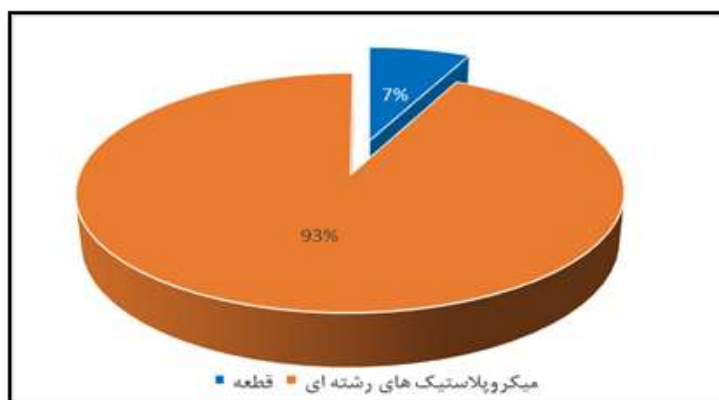
تنوع رنگی میکروپلاستیک در نمونه‌های آب: میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب از نظر رنگی در شش گروه آبی، قهوه‌ای، قرمز، شفاف، مشکی و سبز دسته‌بندی شدند. در ایستگاه کیشهر، میکروپلاستیک‌های آبی با ۸۳٪ بیشترین و میکروپلاستیک‌های سبز با ۳٪ کمترین فراوانی را داشتند.



شکل ۴- درصد فراوانی رنگ‌های میکروپلاستیک یافت شده در نمونه‌های آب

میکروپلاستیک‌های رشته‌ای و ۷٪ از نوع قطعه بود (شکل ۵). اشکال برخی از میکروپلاستیک‌های یافت شده از آب‌های سطحی در شکل ۶ نشان داده شده است.

اشکال میکروپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های آب: در مجموع ۳۷۷ قطعه میکروپلاستیک از نمونه‌های آب سه ایستگاه بررسی شده، استخراج شد. ۹۳٪ میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نوع



شکل ۵- درصد اشکال میکروپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های آب

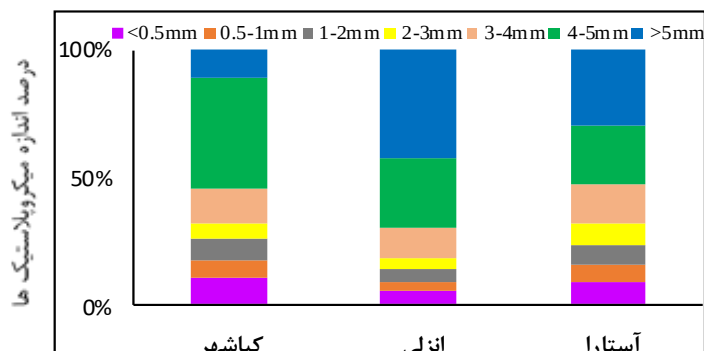


شکل ۶- میکروپلاستیک‌های یافت شده از نمونه‌های آب

اندازه میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های آب:

میکروپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های آب به هفت دسته تقسیم شدند: کمتر از ۰/۵ میلی‌متر، ۰/۵-۱ میلی‌متر، ۱-۲ میلی‌متر، ۲-۳ میلی‌متر، ۳-۴ میلی‌متر، ۴-۵ میلی‌متر و بزرگتر از ۵ میلی‌متر. در ایستگاه کیشهر بیشترین فراوانی اندازه میکروپلاستیک‌ها در محدوده ۴-۵ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۳-۴ میلی‌متر مشاهده شد. کمترین فراوانی نیز در ذرات ۲-۳ میلی‌متری ثبت

گردید. در ایستگاه انزلی بیشترین فراوانی در ذرات بزرگتر از ۵ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۴-۵ میلی‌متر بود، در حالی که کمترین فراوانی در ذرات ۰/۵-۱ میلی‌متر مشاهده شد. در ایستگاه آستارا نیز بیشترین فراوانی در محدوده بزرگتر از ۵ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۴-۵ میلی‌متر قرار داشت، و کمترین فراوانی در ذرات ۰/۵-۱ میلی‌متر دیده شد (شکل ۷).

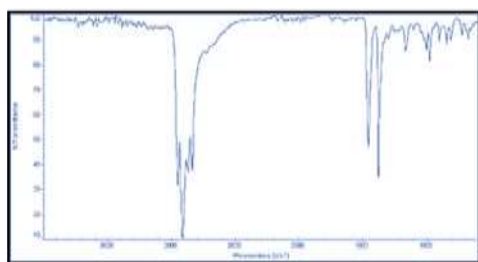


شکل ۷- درصد اندازه میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب

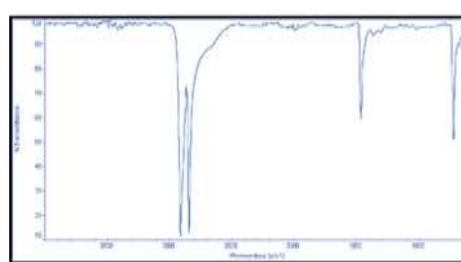
نتایج طیف‌سنجی FTIR-ATR: میکروپلاستیک‌های

استخراج شده از نمونه‌های آب سواحل جنوب غربی دریای خزر به وسیله طیف‌سنجی FTIR-ATR در چهار پلیمر مختلف شامل پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)،

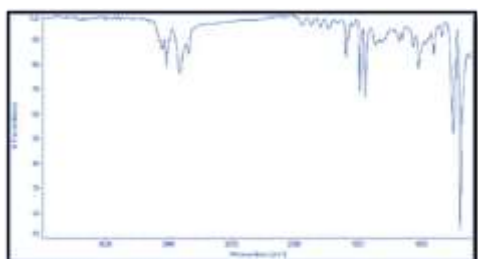
پلی‌استر و پلی‌استایرن (PS) شناسایی شد. در مجموع پلی‌اتیلن، پلیمر غالب در میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب بود (شکل ۸).



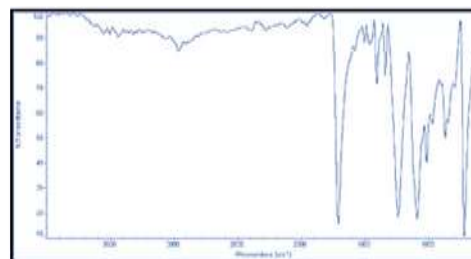
(ب)



(الف)



(ت)



(پ)

شکل ۸- طیف‌سنجی FTIR-ATR از میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب دریای خزر.

(الف): پلی‌اتیلن؛ (ب): پلی‌پروپیلن؛ (پ): پلی‌استر؛ (ت): پلی‌استایرن

همبستگی فراوانی میکروپلاستیک‌ها با غلظت

عناصر با پتانسیل سمیت: نتایج تحلیل همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در آب ایستگاه‌های انزلی و آستارا ارتباط معنی-

داری نشان نداد، اما در ایستگاه کياشهر بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و عنصر جيوه همبستگی مثبت معنی-داری مشاهده شد ($r_s = 1/000^*$, $p = 0/01$) ولی با عناصر دیگر همبستگی معنی‌داری مشاهده نشد.

جدول ۲- نتایج همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در آب ایستگاه‌های مختلف

ایستگاه	آلاینده‌ها	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
کياشهر		-۰/۵۶۹	-	-	-	۰/۲۸۱	۱/۰۰۰*	-	-
انزلی	MP	-۰/۳۳۴	-	-	-	۰/۱۶۲	-۰/۵۵۳	-	-
آستارا		۰/۳۰۵	۰/۶۳۷	-	-	-۰/۳۷۶	۰/۵۹۷	-	-۰/۴۵۲

بحث

عوامل متعددی بر شدت اثرات ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین تأثیرگذارند. نوع پلیمر، اندازه و شکل میکروپلاستیک‌ها، نوع عنصر سمی و شرایط محیطی همگی بر میزان جذب و تأثیر سمیت این ترکیبات نقش دارند (Barboza et al., 2018). شناخت این متغیرها برای تحلیل رفتار میکروپلاستیک‌ها در محیط و پیش‌بینی پیامدهای زیست‌محیطی آن‌ها ضروری است. میکروپلاستیک‌ها از طریق مکانیسم‌های مختلفی به عنوان حامل آلاینده‌ها عمل می‌کنند، از جمله ترک‌های سطحی (Kim et al., 2022)، تعاملات یونی، جذب و پیوند هیدروژنی (Torres et al., 2021; Liu et al., 2019). وجود ترک‌های سطحی در میکروپلاستیک‌های فرسوده شرایط مساعدی را برای انباشت آلاینده‌ها فراهم می‌آورد (Liu et al., 2022). همچنین، تعاملات یونی بین میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌هایی که بار مخالف دارند، موجب جذب و چسبیدن این آلاینده‌ها به سطوح ذرات پلاستیکی می‌شود. پدیده جذب زمانی اتفاق می‌افتد که آلاینده‌های هیدروفوب به سطح هیدروفوب میکروپلاستیک‌ها جذب شده و بر روی این ذرات تجمع می‌کنند. افزون بر این، میکروپلاستیک‌ها قادر به تشکیل پیوند هیدروژنی با گروه‌های قطبی موجود در آلاینده‌ها هستند که این امر موجب افزایش چسبندگی و انتقال آن‌ها می‌شود. ترکیب این مکانیسم‌ها به میکروپلاستیک‌ها این امکان را می‌دهد که به عنوان حامل انواع مختلف آلاینده‌ها عمل کرده و آن‌ها را در اکوسیستم‌های آبی و خشکی گسترش دهند (Amelia et al., 2021).

فراوانی میکروپلاستیک‌ها در آب: در پژوهش حاضر، آلودگی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های آب از سه ایستگاه مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاکی از آن است که آلودگی میکروپلاستیک‌ها در تمامی ایستگاه‌ها مشاهده گردید. ایستگاه انزلی با $57/66 \pm 5/50$ قطعه در متر مکعب بالاترین میزان آلودگی را در نمونه‌های آب نشان داد. این یافته‌ها با نتایج گزارش شده توسط Rasta و همکاران (۲۰۲۰) که غلظت میکروپلاستیک‌ها را در آب‌های سطحی تالاب انزلی بین ۰/۱۹ تا ۴/۴۱ قطعه در متر مکعب ثبت کرده‌اند، هم‌راستا است. این مطالعه نشان می‌دهد که تالاب انزلی ممکن است به عنوان یک مسیر اصلی در انتقال میکروپلاستیک‌ها به دریای خزر عمل کند. علاوه بر این، Mataji و همکاران (۲۰۲۰) در استان مازندران متوسط فراوانی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی را ۳۴۴۹۰ قطعه در کیلومتر مربع گزارش کرده‌اند. مطالعات بین‌المللی نیز نشان می‌دهد که آلودگی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی مناطق مختلف قابل توجه است. به عنوان مثال، در نواحی ساحلی هنگ کنگ، فراوانی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی بین ۰/۵۱ تا ۲۷۹/۰۹ قطعه در متر مکعب متغیر بود (Tsang et al., 2017). این نتایج نشان‌دهنده اهمیت توجه به وضعیت آلودگی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی و لزوم اقدامات مدیریتی برای کنترل آن‌ها است.

فراوانی میکروپلاستیک‌ها از نظر شکل: در مطالعه حاضر، میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب نشان داد که ۹۳٪ میکروپلاستیک‌ها از نوع رشته‌ای و ۷٪ از نوع قطعه بودند. این نتایج با یافته‌های دیگر مطالعات داخلی مشابه است. به عنوان مثال، در مطالعه‌ای که

توسط Nematollahi و همکاران (۲۰۲۰) بر روی آب‌های سطحی دریای خزر انجام شد، از ۱۰ نمونه مورد بررسی، ۷۱۰۰ ذره میکروپلاستیک شناسایی گردید که ۹۷٪ از نوع فیبر و ۳٪ قطعه بودند. همچنین در مطالعه Rasta و همکاران (۲۰۲۱) تمامی نمونه‌های آب‌های سطحی سه ایستگاه مورد بررسی از دریای خزر که آلوده به میکروپلاستیک بودند، نشان داد که ۸۶٪ از میکروپلاستیک‌ها فیبر، ۱۳٪ قطعه و ۱٪ فیلم بودند. مطالعات بین المللی نیز نتایج مشابهی را در رابطه با پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در منابع آبی مختلف نشان می‌دهند. به عنوان نمونه، در مطالعه‌ای که در چین بر روی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در منابع آبی انجام شد، ۸۸٪ از میکروپلاستیک‌ها از نوع رشته‌ای بود (Luo et al., 2019). علاوه بر این، در تحقیق دیگری که آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در آب‌های منطقه شنگسی چین بررسی کرده بود، $27 \pm 7.0\%$ از میکروپلاستیک‌ها از نوع رشته‌ای بودند (Zhang et al., 2020). این یافته‌ها تأکید می‌کنند که پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی به‌طور عمده به شکل رشته‌ای هستند، که این نوع میکروپلاستیک‌ها به دلیل ابعاد و شکل خود، به راحتی توسط موجودات آبی بلعیده می‌شوند. نتایج متعددی نشان می‌دهند که ماهی‌ها به دلیل ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌های رشته‌ای و شباهت آن‌ها به برخی از طعمه‌های طبیعی، بیشتر در معرض بلع این نوع آلودگی قرار دارند (Zhao et al., 2015). در همین راستا، در مطالعه‌ای که توسط Haji Aghaei Ghazi Mahalleh و Imanpour Namin در سال ۲۰۲۵ بر روی ماهی سفید (*Rutilus frisii*) در سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام شد، تمامی میکروپلاستیک‌های یافت شده از دستگاه گوارش ماهیان را ۱۰۰٪ از نوع رشته‌ای گزارش کردند. این نتایج نشان دهنده اهمیت بررسی و توجه به تأثیرات زیست‌محیطی میکروپلاستیک‌ها و نقش آن‌ها در زنجیره غذایی دریایی و تهدیداتی است که می‌توانند برای سلامت موجودات دریایی و انسان‌ها ایجاد کنند.

فراوانی میکروپلاستیک‌ها از نظر رنگ: در مطالعه حاضر، میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب در سه ایستگاه کپاشهر، انزلی و آستارا در شش رنگ مختلف شامل آبی، قرمز، شفاف، سبز، قهوه‌ای و مشکی مشاهده شدند. رنگ آبی با ۷۸ درصد فراوانی، رنگ غالب

در نمونه‌ها بود. این نتایج با مطالعه Rasta و همکاران (۲۰۲۱) که در آن هفت رنگ مختلف میکروپلاستیک شامل مشکی، آبی، قرمز، سفید، زرد، بنفش و سبز در ایستگاه‌های مختلف سواحل جنوب غربی دریای خزر شناسایی شدند، مشابه است. در این مطالعه، رنگ‌های مشکی و آبی بیشترین فراوانی را داشتند، که نشان‌دهنده شباهت در پراکندگی رنگی میکروپلاستیک‌ها در مناطق مختلف دریای خزر است. در عین حال، تفاوت‌هایی نیز با سایر مطالعات داخلی مشاهده می‌شود. به عنوان مثال، در مطالعات Masoudnik و همکاران (۲۰۱۷) و Mataji و همکاران (۲۰۲۰)، رنگ غالب میکروپلاستیک‌ها در سواحل جنوبی دریای خزر (مازندران) سفید گزارش شده است. این تفاوت‌ها ممکن است به دلیل ویژگی‌های خاص محیطی در این منطقه و نوع منابع آلودگی متفاوت باشد.

فراوانی میکروپلاستیک‌ها از نظر اندازه: در این مطالعه، میکروپلاستیک‌های استخراج شده از آب ایستگاه‌های مختلف نشان داد که بیشترین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه کپاشهر مربوط به اندازه ۴-۵ میلی‌متر و در ایستگاه‌های انزلی و آستارا به اندازه‌های بزرگ‌تر از ۵ میلی‌متر تعلق داشتند. نتایج مطالعه Rasta و همکاران (۲۰۲۱) نشان داد که میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی دریای خزر در اندازه‌های ۰/۳ میلی‌متر تا ۵ میلی‌متر پراکنده بودند. در همین راستا، Baztan و همکاران (۲۰۱۴) گزارش کردند که فراوان‌ترین اندازه میکروپلاستیک‌ها از سواحل Canary Islands بین ۱ تا ۵ میلی‌متر بود. همچنین، در تحقیق Hidalgo-Ruz و Thiel در سال ۲۰۱۵ از سواحل شیلی، میکروپلاستیک‌ها در محدوده اندازه ۱ تا ۴/۷۵ میلی‌متر شناسایی شدند. در دریاچه دونگینگ چین، میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی عمدتاً دارای اندازه‌ای کمتر از ۵۰۰ میکرومتر بودند (Jiang et al., 2018). این نتایج نشان‌دهنده تنوع اندازه‌ای میکروپلاستیک‌ها در مناطق مختلف است.

طیف‌سنجی FTIR-ATR: در تحقیق حاضر، میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب سواحل جنوب غربی دریای خزر به وسیله طیف‌سنجی FTIR-ATR در چهار پلیمر مختلف شامل پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استر و پلی‌استایرن (PS) شناسایی شد. در مجموع پلی‌اتیلن، پلیمر غالب در

میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های آب بود. در مطالعه Rasta و همکاران (۲۰۲۱) بر روی میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر، پلی‌پروپیلن (PP) با ۴۱٪/۱۸ و پلی‌اتیلن (PE) با ۲۹/۴۱٪ بیشترین فراوانی را داشتند. در مطالعه Zhao و همکاران (۲۰۱۵) بر روی میکروپلاستیک‌ها در سه مصب شهری چین، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌تترافلوئورواتیلن (PTFE) شناسایی شدند. در مطالعه Castillo و همکاران (۲۰۱۶) در آب‌های سطحی قطر، پلی‌پروپیلن (PP) به عنوان فراوان‌ترین پلیمر شناسایی شد. همچنین، در مطالعه Law و همکاران (۲۰۱۰)، انواع مختلفی از پلیمرها از جمله پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استر (PesT)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌آمید (Nylon)، آکرلیک و پلی‌وینیل‌الکل (PVA) در میکروپلاستیک‌ها شناسایی شدند.

همبستگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل

سمیت: در تحقیق حاضر، همبستگی مثبت و معنی‌داری بین آلودگی میکروپلاستیک‌ها و غلظت جیوه در نمونه‌های آب ایستگاه کیشهر مشاهده شد. این همبستگی می‌تواند ناشی از جذب جیوه از آب توسط میکروپلاستیک‌ها و تجمع آن‌ها بر روی این ذرات باشد. در بررسی Barboza و همکاران (۲۰۱۸)، اثر همزمان میکروپلاستیک‌ها و جیوه بر ماهیان جوان *Dicentrarchus labrax* به مدت ۹۶ ساعت بررسی شد. نتایج نشان داد که میکروپلاستیک‌ها قادر به جذب جیوه از محیط آب بوده و این فلز سنگین را به ماهی منتقل می‌کنند، که باعث تجمع زیستی آن در بدن ماهی می‌شود. تجمع هر یک از این آلاینده‌ها، به‌طور مجزا و ترکیبی، منجر به مسمومیت عصبی، پراکسیداسیون لیپیدی در مغز و عضله، و تغییرات در فعالیت آنزیم‌های مرتبط با انرژی (LDH و IDH) گردید. همچنین، تجزیه و تحلیل غلظت جیوه و میکروپلاستیک‌ها نشان‌دهنده همبستگی بسیار بالایی میان این دو آلاینده بود (Barboza et al., 2018). تجمع جیوه در بدن موجودات آبزی، اثرات منفی متعددی از جمله اثرات تراژنیک، موتاژنیک و سمیت گنادها را به دنبال دارد. همچنین، این فلز در متابولیسم چربی‌ها، پروتئین‌ها و پپتیدها اثرات منفی بر جای می‌گذارد (Golovanova, 2008). در ماهیانی که در معرض آلودگی

جیوه قرار می‌گیرند، تعداد لوکوسیت‌ها افزایش یافته، اما تعداد گلبول‌های قرمز و هموگلوبین خون کاهش می‌یابد. جیوه غیرآلی همچنین باعث تغییر در متابولیسم گلوکز در کبد می‌شود (Newman & Clements, 2008). با وجود همبستگی مثبت و معنی‌دار بین میکروپلاستیک‌ها و غلظت جیوه در ایستگاه کیشهر، تحلیل‌های آماری در ایستگاه‌های آستارا و انزلی نشان داد که چنین ارتباطی میان فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت سایر عناصر با پتانسیل سمیت مشاهده نشد. این عدم همبستگی می‌تواند ناشی از تفاوت در منابع ورودی آلاینده‌ها باشد؛ به گونه‌ای که میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از طریق فعالیت‌های انسانی مانند تولیدات صنعتی، بسته‌بندی‌های پلاستیکی و تخلیه فاضلاب‌های خانگی وارد محیط‌های آبی می‌شوند (Andrady, 2011; Mishra et al., 2019). در حالی که عناصر با پتانسیل سمیت از منابعی نظیر ترافیک دریایی، پساب‌های صنعتی و کشاورزی وارد این محیط‌ها می‌گردند (Galindo Montero et al., 2023; Rodríguez-Grimón et al., 2021).

علاوه بر این، ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌ها مانند شناوری بالا و حضور عمده در لایه‌های سطحی آب، در مقایسه با تمایل بیشتر عناصر سنگین به ته‌نشینی و تجمع در رسوبات، منجر به رفتار متفاوت این آلاینده‌ها در محیط‌های آبی می‌شود (Zhang et al., 2018). شرایط محیطی نظیر دما، pH و جریان‌های آبی نیز در توزیع و جابجایی این آلاینده‌ها نقش مؤثری دارند (Liu et al., 2021a). با وجود فراوانی بالای میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه انزلی، عدم همبستگی بین میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت می‌تواند ناشی از تفاوت منابع ورودی و رفتار زیست‌محیطی این آلاینده‌ها باشد. میکروپلاستیک‌ها معمولاً در ستون آب معلق هستند، در حالی که بسیاری از عناصر در رسوبات ته‌نشین می‌شوند. این تفاوت در محل حضور و الگوی پراکندگی می‌تواند مانع قرارگیری هم‌زمان آن‌ها در یک بخش از محیط آبی شده و در نتیجه از شکل‌گیری همبستگی آماری جلوگیری کند.

مقایسه میزان آلودگی عناصر با پتانسیل سمیت با استانداردهای کیفیت آب: در جدول ۳، تغییرات غلظت برخی عناصر انتخابی از آب‌های برداشت شده در این مطالعه با استانداردهای کیفیت آب و تحقیقات مشابه در نقاط مختلف مقایسه شده است. یکی از مهم‌ترین

راهنماهای کیفیت آب در پایش آلودگی‌های آبی، راهنمای کیفیت آب ایالات متحده (EPA) است که شامل مقادیر مرجع برای آلاینده‌های مختلف در آب‌های شور و شیرین می‌شود. در این راهنما، دو معیار برای آلودگی آب‌ها ارائه شده است: (Criterion Maximum) CMC که به عنوان حد مجاز غلظت آلاینده‌ها در آب در کوتاه مدت (با توجه به اثرات شدید و فوری) تعریف می‌شود و (Criterion Continuous) CCC که به عنوان حد مجاز غلظت آلاینده‌ها در آب در بلندمدت (با توجه به اثرات پایداری و تجمعی) مشخص می‌شود (U.S., 1986). با توجه به مقایسه غلظت عناصر در مطالعه حاضر با مقادیر مرجع CMC و CCC طبق استانداردهای کیفیت آب ایالات متحده (EPA)، مشاهده می‌شود که میزان این عناصر در آب‌های منطقه کمتر از حد مجاز غلظت برای اثرات منفی فوری (CMC) و اثرات بلندمدت (CCC) بر اکوسیستم‌های آبی و سلامت عمومی است. با این حال، غلظت جیوه در این منطقه، با توجه به ممنوعیت تخلیه جیوه به اکوسیستم‌های دریایی، از استانداردهای زیست محیطی مجاز فراتر می‌رود که نشان‌دهنده وجود آلودگی جیوه در آب‌های ساحلی است.

این مطالعه به عنوان اولین پژوهش در زمینه بررسی ارتباط میان آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر پرداخته است. نتایج نشان داد که ایستگاه انزلی بیشترین میزان آلودگی میکروپلاستیک را در آب‌های سطحی داشته که این میکروپلاستیک‌ها از نوع رشته‌ای و قطعه بوده و رنگ غالب آن‌ها آبی بود. در بین پلیمرهای

شناسایی شده، پلی‌اتیلن (PE) فراوان‌ترین پلیمر موجود در میکروپلاستیک‌های استخراج شده بود. مقایسه غلظت عناصر با پتانسیل سمیت با استانداردهای جهانی نشان داد که بیشتر عناصر شناسایی شده در آب‌های سطحی سواحل جنوب غربی دریای خزر در محدوده استانداردهای تعیین شده قرار دارند. با این حال، غلظت بالای جیوه در این منطقه نیازمند توجه ویژه است. با توجه به ممنوعیت تخلیه جیوه به محیط‌های دریایی طبق استانداردهای زیست‌محیطی، هرگونه غلظت بالاتر از حد مجاز می‌تواند تهدیدی برای اکوسیستم‌های دریایی باشد. این امر نشان‌دهنده احتمال آلودگی جیوه در آب‌های ساحلی است که ممکن است تأثیرات منفی و بلندمدت بر سلامت موجودات آبی و عملکرد اکوسیستم‌های دریایی داشته باشد. علاوه بر این، نتایج تحلیل همبستگی نشان داد که بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت جیوه در ایستگاه کیشهر همبستگی مثبت معنی‌داری وجود دارد. این یافته‌ها حاکی از آن است که میکروپلاستیک‌ها ممکن است نقش مهمی در جذب، انتقال و تجمع آلاینده‌ها در محیط‌های آبی ایفا کنند. به طور کلی، این مطالعه تأکید می‌کند که نظارت دقیق‌تر و مدیریت موثر منابع آلاینده، به‌ویژه در نواحی ساحلی تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی، ضروری است. از آنجا که این پژوهش نخستین گام در شناخت ارتباط میان میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در این منطقه است، لازم است مطالعات تکمیلی با گستره زمانی و مکانی وسیع‌تر، روش‌های تحلیلی پیشرفته‌تر و تمرکز بر مکانیسم‌های دقیق انتقال و تعامل میان این آلاینده‌ها انجام شود تا نتایج به دست آمده تقویت و اعتبار بیشتری یابند.

جدول ۳- مقایسه اندازه، شکل غالب و فراوانی میکروپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های آب دریای خزر با دیگر مطالعات جهان

منطقه مورد مطالعه	ناحیه نمونه برداری	اندازه میکروپلاستیک (μm)	شکل غالب میکروپلاستیک	محدوده فراوانی میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی	منابع
سواحل جنوب غربی دریای خزر، ایران	آب های سطحی	$500 < - 5000$	رشته ای-قطعه	۳۷۷ قطعه در متر مکعب	مطالعه حاضر
دریاچه تایهو، چین	آب های سطحی	۵-۵۰۰	رشته ای	$6/8 \times 10^6 - 0/1 \times 10^6$ قطعه در کیلومتر مربع	So et al., 2018
بندرگاه ویکتوریا، هنگ کنگ	آب های سطحی	۳۰-۴۹۶۰	ساچمه ای	۲۷۹۰۹-۵۱ قطعه در متر مکعب	Tsang et al., 2017
آب‌های ساحلی کالیفرنیا، آمریکا	آب های سطحی	$10 > - 1$	تکه پاره	۰/۱۹-۰/۰۴ قطعه در متر مکعب	Doyle et al., 2011
سواحل جنوبی دریای خزر، ایران	آب های سطحی	۳۰۰-۵۰۰۰	تکه پاره	۳۴۴۹۰ قطعه در کیلومتر مربع	Mataji et al., 2020

جدول ۴- مقایسه غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در نمونه‌های آب دریای خزر با استانداردهای کیفیت آب و سایر مطالعات

منطقه	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	منبع
سواحل جنوب غربی دریای خزر	۴/۵۲ $\mu\text{g/L}$	۱	۱	۱	۴/۷۶	۱/۸۴	ND	۴/۹۵	مطالعه حاضر
دریای خزر	۱/۲۶ $\mu\text{g/L}$	۰/۱۹	۱/۰۶	-	۵/۵۳	۱/۴۲	۱/۹۲	۱۰/۹۴	Abadi et al., 2018
دریای خزر	۱/۵۱ $\mu\text{g/L}$	-	۰/۰۴	-	۰/۸۱	-	۰/۲۴	۱/۳۸۹	Humbatov et al., 2015
دریای خزر	- $\mu\text{g/L}$	۹۱/۴۳	-	-	-	-	۱۱۹/۴۹	۸۳/۶۹	Saeedi Saravi et al., 2012
دریای خزر	- $\mu\text{g/L}$	۹۷/۵۰	-	-	-	-	۱۵۸/۰۱	۸۶/۰۰	Tabari et al., 2010
دریای خزر	- $\mu\text{g/L}$	-	-	-	۳/۳۷	-	۳/۳۰	۳۱/۰۴	Biati & Karbassi, 2012
دریای خزر	- $\mu\text{g/L}$	-	-	-	۸/۰۹	-	۲/۸۲	۴۴/۱۱	Karbassi et al., 2008
دریای الخیر	۲/۴۱ $\mu\text{g/L}$	۰/۱۱	۰/۳۶	-	۵/۲۴	۰/۶۸	۰/۰۴	۱۶/۲۱	Alharbi et al., 2017
دریای مدیترانه	۰/۳۰۰ $\mu\text{g/L}$	-	-	-	-	-	۰/۰۰۶	۰/۰۱۳	El-Sorogy & Attiah, 2015
خلیج دینگری، دریای زرد	۱/۱۸ $\mu\text{g/L}$	۰/۳۱	-	-	۱/۸۰	۰/۰۴	۱/۰۴	۱۹/۷۳	Pan et al., 2014
خلیج جینزو	۲/۱۹ $\mu\text{g/L}$	۰/۹۲	-	-	۳/۰۶	۰/۰۳	۰/۶۱	۱۱/۸۷	Wang et al., 2012
دریای زرد	- $\mu\text{g/L}$	۰/۰۵	-	-	۱/۱۲	۰/۰۰۸	۰/۳۰	۳/۴۴	He et al., 2008
اقیانوس جهانی (میانگین)	۲/۶۰ $\mu\text{g/L}$	-	۰/۳۹	-	۰/۹۰	-	۰/۰۳	۵/۰۰	Humbatov et al., 2015
دریای ماوی (چین)	۰/۴۲ $\mu\text{g/L}$	۰/۳۸	-	-	۵/۶	۰/۰۶۸	۲/۷	۴۸/۴	Li et al., 2020
حد مجاز غلظت آلاینده ها در آب در کوتاه مدت	۶۹ A,bb $\mu\text{g/L}$	۳۳	-	۱/۱۰۸ bb	cc,ff ۵/۷۸	ممنوعیت تخلیه	۲۲۱ bb	۹۵ bb	U.S. 1986
حد مجاز غلظت آلاینده ها در آب در بلندمدت	۳۶ A,bb $\mu\text{g/L}$	۷/۹	-	۵۰ bb	cc,ff ۳/۷۳	ممنوعیت تخلیه	۸/۵۲ bb	۸۶ bb	U.S. 1986

منابع

- Management, 3(4): 559-561. DOI:10.1002/ieam.5630030412.
12. Browne, M.A., Galloway, T.S. and Thompson, R.C., 2011. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology*, 44(9): 3404-3409. DOI:10.1021/es903784e.
 13. Carbery, M., MacFarlane, G.R., O'Connor, W., Afrose, S., Taylor, H. and Palanisami, T., 2020. Baseline analysis of metal(loid)s on microplastics collected from the Australian shoreline using citizen science. *Marine Pollution Bulletin*, 152: 110914. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.110914.
 14. Castillo, A.B., Al-Maslamani, I. and Obbard, J.P., 2016. Prevalence of microplastics in the marine waters of Qatar. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2): 260-267. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.06.108.
 15. Castro, R.O., Silva, M.L. and da Araújo, F.V., 2018. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, 165: 385-400. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013.
 16. Cesa, F.S., Turra, A. and Baroque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of The Total Environment* 598: 1116-1129. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.04.172.
 17. Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K. and Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10): 2199-2204. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.
 18. Collignon, A., Hecq, J.H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F. and Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4): 861-864. DOI:10.1016/j.marpolbul.2012.01.011.
 19. Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H. and Beckingham, B., 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research*, 3:100030. DOI:10.1016/j.wroa.2019.100030.
 20. Darvishnia, Z., Riahi Bakhtiari, A., Kamrani, E. and Sadjjadi, M.M., 2015. Bioaccumulation of Heavy Metals (Pb, Fe & Zn) in the Tissues of Skeletal Coral family, Faviidae and Surrounding Sediments in the South of Qeshm Island-The Persian Gulf. *Journal of Aquatic Ecology*, 5(1): 77-87. DOI:20.1001.1.23222751.1394.5.1.10.1. (In Persian with English abstract).
 21. Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M. and Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1): 41-52. DOI:10.1016/j.marenvres.2010.10.001.
 22. Éfendieva, I.M., 1994. Ecological problems of oil exploitation in the Caspian Sea area. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 28(4): 227-231. DOI:10.1016/S0920-4105(00)00081-4.
 23. Elsagh, A. and Barmaki, M., 2014. Determination of pollution caused by heavy metals Cu, Zn, Ni and Pb in the Persian Gulf coastal sediments. *Journal Environmental*
 1. Abadi, M., Zamani, A., Parizanganeh, A., Khosravi, Y. and Badiee, H., 2018. Heavy metals and arsenic content in water along the southern Caspian coasts in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24): 23725-23735. DOI:10.1007/s11356-018-2455-7. (In Persian with English abstract).
 2. Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A. and Hassanaghaei, M., 2018. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205: 80-87. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.04.076. (In Persian with English abstract).
 3. Akarsu, C., Kumbur, H., Gökdağ, K., Kideys, A.E. and Sanchez-Vidal, A., 2020. Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 150:110776. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.110776.
 4. Alharbi, T., Alfai, H. and El-Sorogy, A., 2017. Metal pollution in Al-Khobar seawater, Arabian Gulf, Saudi Arabia. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1): 407-415. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.03.011.
 5. Amelia, T.S.M., Khalik, W.M.A.W.M., Ong, M.C., Shao, Y.T., Pan, H.J. and Bhubalan, K., 2021. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Science*, 8: 12. DOI:10.1186/s40645-020-00405-4. Assess 184:6903-6911.
 6. Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C. and Guilhermino, L., 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, 49-57. DOI:10.1016/j.aquatox.2017.12.008.
 7. Barrows, A.P.W., Neumann, C.A., Berger, M.L. and Shaw, S., 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods*, 9: 1446-1453. DOI:10.1039/C6AY02387H.
 8. Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffres, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C. and Vanderlinden, J.P., 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of microplastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2): 302-311. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.12.052.
 9. Biati, A. and Karbassi, A.R., 2012. Flocculation of metals during mixing of Siyahrud River water with Caspian Sea water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11): 6903-6911. DOI:10.1007/s10661-011-2466-z.
 10. Brandon, A.M., Gao, S.H., Tian, R., Ning, D., Yang, S.S., Zhou, J., Wu, W.M. and Criddle, C.S., 2018. Biodegradation of polyethylene and plastic mixtures in mealworms (larvae of *Tenebrio molitor*) and effects on the gut microbiome. *Environmental Science and Technology*, 52(11): 6526-6533. DOI:10.1021/acs.est.8b02301.
 11. Browne, M.A., Galloway, T. and Thompson, R., 2008. Microplastic - an emerging contaminant of potential concern. *Integrated Environmental Assessment and*

- DOI:10.1016/j.desal.2007.06.035. (In Persian with English abstract).
36. **Kim, S., Sin, A., Nam, H., Park, Y., Lee, H. and Han, C., 2022.** Advanced oxidation processes for microplastics degradation: A recent trend. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9: 100213. DOI:10.1016/j.cej.2021.100213.
 37. **Kostianoy Andrey, G., Aleksey, N. and Kosarev. A., 2005.** The Handbook of Environmental Chemistry. *Water Pollution*, 205: 37. DOI:10.1016/02/3141YL-543210.
 38. **Kowalski, N., Reichardt, A.M. and Waniek, J.J., 2016.** Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109: 310-319. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.05.064.
 39. **Kühn, S., Van Oyen, A., Booth, A.M., Meijboom, A. and Van Franeker, J.A., 2018.** Marine microplastic: Preparation of relevant test materials for laboratory assessment of ecosystem impacts. *Chemosphere*, 213: 103-113. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.09.032.
 40. **Kwon, J.H., Chang, S., Hong, S.H. and Shim, W.J., 2017.** Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: importance of hydrophobic additives. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3): 494-499. DOI:10.1002/ieam.1906.
 41. **Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J. and Reddy, C.M., 2010.** Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 329(5996): 1185-1188. DOI:10.1126/science.1192321.
 42. **Lee, K.W., Shim, W.J., Kwon, O.Y. and Kang, J.H., 2013.** Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental science and technology*, 47: 11278-11283. DOI:10.1021/es401932b.
 43. **Li, J., Song, Y. and Cai, Y., 2020.** Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. *Environmental Pollution*, 257: 113570. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113570.
 44. **Lima, A.R., Costa, M.F. and Barletta, M., 2014.** Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*, 132, 146-155. DOI:10.1016/j.envres.2014.03.031.
 45. **Liu, G., Zhu, Z., Yang, Y., Sun, Y., Yu, F. and Ma, J., 2019.** Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater. *Environmental Pollution*, 246: 26-33. DOI:10.1016/j.envpol.2018.11.100.
 46. **Liu, X., Deng, Q., Zheng, Y., Wang, D. and Ni, B.J., 2022.** Microplastics aging in wastewater treatment plants: Focusing on physicochemical characteristics changes and corresponding environmental risks. *Water Research*, 221: 118780. DOI:10.1016/j.watres.2022.118780.
 47. **Luo, W., Su, L., Craig, N.J., Du, F., Wu, C. and Shi, H., 2019.** Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental pollution*, 246: 174-182. DOI:10.1016/j.envpol.2018.11.081.
 48. **Masoudnik, M., Riyahi Bakhtiari, A. and Abdollahi, M., 2017.** Investigating abundance, distribution and accumulation of plastic resin pellets and fragments in the Caspian Sea: A case study of noor shores. *Journal of Oceanography*, 8(29): 43-53.
 24. **El-Sorogy, A.S. and Attiah, A., 2015.** Assessment of metal contamination in coastal sediments, seawaters and bivalves of the Mediterranean Sea coast, Egypt. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2): 867-871. DOI:10.1016/j.marpolbul.2015.11.017.
 25. **Golovanova, I.L., 2008.** Effect of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Inland Water Biology*, 1(1): 93-101. DOI:10.1007/s12212-008-1014-1.
 26. **Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S. and Faggio, C., 2018.** Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64: 164-171. DOI:10.1016/j.etap.2018.10.009.
 27. **Haji Aghaei Ghazi Mahalleh, F. and Imanpour Namin, J., 2025.** Microplastic contamination in the whitefish (*Rutilus frisii*) from the southwestern coasts of the Caspian Sea (Guilan Province). *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 33(5): 55-68. DOI:10.22092/ISFJ.2025.132776. (In Persian with English abstract).
 28. **He, Z.P., Song, J.M., Zhang, N.X., Xu, Y.Y., Zheng, G.X. and Zhang, P., 2008.** Variation characteristics and controlling factors of heavy metals in the South Yellow Sea surface seawaters. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, 29(5): 1153-1162. DOI:10.1007/s10661-008-0552-7.
 29. **Hidalgo-Ruz, V. and Thiel, M., 2015.** The contribution of citizen scientists to the monitoring of marine litter. *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*, 125. DOI:10.1016/B978-0-12-812271-6.00123-x.
 30. **Humbatov, F.Y., Ahmadov, M.M., Balayev, V.S. and Suleymanov, B.A., 2015.** Trace metals in water samples taken from Azerbaijan sector of Caspian Sea. *Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, 9(4): 288-295. DOI:10.17265/1934-7375/2015.04.007.
 31. **Imhof, H.K., Laforsch, C., Wiesheu, A.C., Schmid, J., Anger, P.M., Niessner, R. and Ivleva, N.P., 2016.** Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water research*, 98: 64-74. DOI:10.1016/j.watres.2016.03.015.
 32. **Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K.L., 2015.** Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223): 768-771. DOI:10.1126/science.1260352.
 33. **Jang, Y.C., Lee, J., Hong, S., Lee, J.S., Shim, W.J. and Song, Y.K., 2014.** Sources of plastic marine debris on beaches of Korea: more from the ocean than the land. *Ocean Science Journal*, 49: 151-162. DOI:10.1007/s12601-014-0015-8.
 34. **Jiang, C., Yin, L., Wen, X., Du, C., Wu, L., Long, Y., Liu, Y., Ma, Y., Yin, Q., Zhou, Z. and Pan, H., 2018.** Microplastics in sediment and surface water of west dongting lake and south dongting lake: abundance, source and composition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10): 2164. DOI:10.3390/ijerph15102164.
 35. **Karbassi, A.R., Nouri, J., Bidhendi, Gh.R. and Ayaz, G.O., 2008.** Behavior of Cu, Zn, Pb, Ni and Mn during mixing of freshwater with the Caspian Sea water. *Desalination*, 229: 118-124.

60. Reddy, M.S., Basha, S., Adimurthy, S. and Ramachandraiah, G., 2006. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68(3-4): 656-660. DOI:10.1016/j.ecss.2006.03.018.
61. Reisser, J.W., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M.C., de Sonnevile, J.D., Becker, T. and Pattiaratchi, C., 2015. The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12(4): 1249-1256. DOI:10.5194/bg-12-1249-2015.
62. Rodrigues, P., Armando, J., Duarte, C. and Santos-Echeandía, J., 2022. Interaction of microplastics with metal(oid)s in aquatic environments: What is done so far? *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6: 100072. DOI:10.1016/j.hazadv.2022.100072.
63. Saeedi Saravi, S.S., Karami, B., Karami, S. and Shokrzadeh, M., 2012. Evaluation of metal pollution in fish and water collected from Gorgan coast of the Caspian Sea, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(2): 419-423. DOI:10.1007/s00128-012-0670-3. (In Persian with English abstract).
64. Shaw, E.J. and Turner, A., 2019. Recycled electronic plastic and marine litter. *Science of the Total Environment*, 694: 133644. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.133644.
65. Simonett, O., 2006. Vital Caspian Graphics; Challenges beyond caviar, United Nations Environment program and Caspian Environment program, Publishing by Andishe Pouya.
66. So, W.K., Chan, K. and Not, C., 2018. Abundance of plastic microbeads in Hong Kong coastal water. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 500-505. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.05.066.
67. Stolte, A., Forster, S., Gerdt, G. and Schubert, H., 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2): 216-229. DOI:10.1016/j.marpolbul.2015.07.022.
68. Tabari, S., Saravi, S.S., Bandany, G.A., Dehghan, A. and Shokrzadeh, M., 2010. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled from Southern Caspian Sea, Iran. *Toxicology and Industrial Health*, 26(10): 649-656. DOI:10.1177/0748233710377777. (In Persian with English abstract).
69. Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. and Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304: 838. DOI:10.1126/science.1094559.
70. Torres, F.G., Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I. and De-la-Torre, G.E., 2021. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. *Science Total Environmental*, 757: 143875. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.143875.
71. Tsang, Y.Y., Mak, C.W., Liebich, C., Lam, S.W., Sze, E.T. and Chan, K.M., 2017. Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2): 20-28. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.11.003.
72. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). *Quality Criteria for Water: 1986*. EPA 440/5-86-001.
73. Wang, J., Liu, R.H., Yu, P., Tang, A.K., Xu, L.Q. and Wang, J.Y., 2012. Study on the pollution characteristics of DOI:10.18869/acadpub.joc.8.29.43. (In Persian with English abstract).
49. Mataji, A., Taleshi, M.S. and Balimoghaddas, E., 2020. Distribution and Characterization of Microplastics in Surface Waters and the Southern Caspian Sea Coasts Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 78(1): 86-93. DOI:10.1007/s00244-019-00700-2. (In Persian with English abstract).
50. Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E. and Reddy, C.M., 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10): 1873-1878. DOI:10.1016/j.marpolbul.2010.07.020.
51. Napper, I.E. and Thompson, R.C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2): 39-45. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.
52. Nematollahi, M., Moore, F., Keshavarzi, B., Vogt, R.D., Nasrollahzadeh Saravi, H. and Busquets, R., 2020. Microplastic particles in sediments and waters, south of Caspian Sea: Frequency, distribution, characteristics, and chemical composition. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 206: 111137. DOI:10.1016/j.ecoenv.2020.111137. (In Persian with English abstract).
53. Neufeld, L., Stassen, F., Sheppard, R. and Gilman, T., 2016. The new plastics economy — rethinking the future of plastics. World economic forum, Ellen MacArthur Foundation, McKinsey & Company <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.
54. Newman, M.C. and Clements, W.H., 2008. *Ecotoxicology: a comprehensive treatment*. CRC press, 882p. DOI:10.1201/9780849333576.
55. Pan, J., Pan, J.F. and Wang, M., 2014. Trace elements distribution and ecological risk assessment of seawater and sediments from Dingzi Bay, Shandong Peninsula, North China. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2): 427-434. DOI:10.1016/j.marpolbul.2014.10.022.
56. Park, S.Y. and Kim, C.G., 2019. Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site. *Chemosphere*, 222: 527-533. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.01.159.
57. **PlasticsEurope, 2019. Plastics – the facts 2019.** An analysis of European plastics production, demand and waste data. PlasticsEurope Retrieved from <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>. Accessed on 17 August 2020.
58. Rasta, M., Rahimibashar, M.R., Ershad, A., Jafroudi, H.T. and Kouhbane, S.T., 2021. Characteristics and seasonal distribution of microplastics in the surface waters of Southwest coast of the Caspian Sea (Guilan Province, Iran). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(4): 671-676. DOI:10.1007/s00128-021-03268-7. (In Persian with English abstract).
59. Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S. and Imanpour Namin, J., 2020. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 160: 111541. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.111541. (In Persian with English abstract).

77. **Yu, F., Yang, C., Zhu, Z., Bai, X. and Ma, J., 2019.** Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 694: 133643. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.133643.
78. **Zeinolabedin, Y., Yahyapour, M.S. and Shirzad, Z., 2009.** Geopolitics and Environmental Issues in the Caspian Sea, *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 7(2): 113-121. DOI:10.1016.556508/en.
79. **Zhang, B., Chen, L., Chao, J., Yang, X. and Wang, J., 2020.** Research progress of microplastics in freshwater sediments in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 31046–31060. DOI:10.1007/s11356-020-09473-x.
80. **Zhao, S., Zhu, L. and Li, D., 2015.** Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*, 206: 597–604. DOI:10.1016/j.envpol.2015.08.027.
- heavy metals in seawater of Jinzhou Bay. *Procedia Environmental Sciences*, 13: 1507–1516. DOI:10.1016/j.proenv.2012.01.143.
74. **Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z. and Chen, Q., 2016.** Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171: 248–258. DOI:10.1016/j.chemosphere.2016.12.074.
75. **Wang, W., Ge, J. and Yu, X., 2020.** Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189:109913. DOI:10.1016/j.ecoenv.2019.109913.
76. **Watson-Wright, W.M., Wells, P.G., Duce, R.A., Gilardi, K.V., Girvan, A.S.T., Hubar, M.E., Kershaw, P.J., Linders, J.B.H.J., Luit, R.J., Vivan, C.M.G. and Vousden, D.H., 2024.** The UN Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) - An ocean science-policy interface standing the test of time. *Marine Pollution Bulletin*, 199: 115917. DOI:10.1016/j.marpolbul.2023.115917.





Correlation Between Microplastic Pollution and Potentially Toxic Elements in Surface Waters of the Southwestern Caspian Sea

Fereshteh Haji Aghaei Ghazi Mahalleh¹, Javid Imanpour Namin^{*2}

^{1*} - Department of Fishery, Faculty of Natural Resource, University of Guilan, Sowmesara, Iran

Original Article

Received:
2025.05.03

Accepted:
2025.09.28

Keywords:
Southwestern
Coast,
Polyethylene,
Mercury,
FTIR-ATR

Abstract

Introduction: Microplastic pollution and potentially toxic elements in aquatic environments pose significant environmental threats to marine ecosystems and human health. This study aimed to investigate the relationship between microplastic pollution and potentially toxic elements in the surface waters along the southwestern coasts of the Caspian Sea.

Materials and Methods: In this study, the elements arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), mercury (Hg), lead (Pb) and zinc (Zn) were selected due to their toxic potential, bioaccumulation ability and widespread presence in aquatic environments contaminated by industrial, agricultural and urban activities. To achieve this aim, sampling was conducted at three selected stations: Kiashahr, Anzali and Astara. These stations were chosen to assess the distribution and concentration of microplastics and potentially toxic elements in the region. For microplastic sampling in surface waters, a plankton net with a mesh size of 0.35 mm was used. The net was towed by a boat at a depth of 25 cm from the water surface at a constant speed of 5 km/h for 5 minutes. In the microplastic separation process, organic matter in the water samples was first digested using hydrogen peroxide (H₂O₂, 30%). Then, microplastics were separated from other suspended particles by density-based flotation in saturated NaCl solution. The concentrations of potentially toxic elements were measured using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Data analysis was performed using SPSS version 27 at a 95% confidence level.

Results: The results showed that the highest mean concentrations of elements at the Kiashahr and Anzali stations were Cu > As > Hg and at the Astara station were As > Zn > Cu > Hg. The Anzali station showed the highest abundance of microplastics with 57.66 ± 5.50 particles per m³. The extracted microplastics were classified into two morphological types: fibres and fragments, appearing in six colors: blue, brown, red, transparent, black and green. Among them, blue was the dominant color with a frequency of 78%. The highest abundance of microplastics was observed in the size ranges of 4 to 5 mm and greater than 5 mm. FTIR-ATR spectroscopy identified four types of polymers in the microplastic samples: polyethylene, polypropylene, polyester and polystyrene, among which polyethylene was identified as the dominant polymer with the highest frequency.

Discussion: Comparison of the concentrations of potentially toxic elements against global standards revealed that the levels of the measured elements in the surface waters of the southwestern coasts of the Caspian Sea are generally within the established standard limits. However, the concentration of mercury in this region, considering the prohibition on discharging this element into marine ecosystems,

exceeds the permissible environmental standards and pollution management principles. This result indicates the presence of mercury pollution in the coastal waters, which could have negative and long-term impacts on marine ecosystems and the health of aquatic organisms. Furthermore, correlation analysis revealed a significant positive correlation between the abundance of microplastics and mercury concentration at the Kiashahr station. These findings highlight the potential role of microplastics in the adsorption, transfer and accumulation of pollutants in aquatic environments. Overall, the results of this study emphasize the need for more precise monitoring and management of pollutant sources, as well as the evaluation of risks associated with the accumulation of microplastics in the coastal waters of the Caspian Sea. This is crucial for developing effective management strategies aimed at preserving ecosystem health and reducing pollution, particularly in coastal areas impacted by human activities.