

بسیار ش

فصلنامه پژوهشی-آموزشی

سال دوم، شماره ۱،

صفحه ۵۱-۴۲، ۱۳۹۱

ISSN: 2252-0449

## ریزپلاستیک‌ها در محیط زیست دریا Microplastics in the Marine Environment

ترجمه و تلخیص: شادی پیرامون مقدم، مهدیه کارخانه یوسفی  
تهران، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، دانشکده  
علوم و فنون دریایی، گروه شیمی

در این مقاله، ساز و کارهای تولید و آثار بالقوه ریزپلاستیک‌ها در محیط زیست اقیانوسی بحث می‌شود. تخریب پلاستیک‌ها در اثر هواندگی در سواحل باعث بروز شکنندگی و ایجاد ریزترک در سطوح آنها می‌شود که در نتیجه ریزپلاستیک‌ها تولید و به وسیله باد یا امواج به داخل آب وارد می‌شوند. بر خلاف ذرات ریز غیرآلی موجود در آب دریا، ریزپلاستیک‌ها به وسیله تقسیم، غلظت آلاینده‌های آلی پایدار (POP) را افزایش می‌دهند. ضرایب توزیع برای POPS معمولی، چند برابر محیط پلاستیکی است. در نتیجه، ریزذرات مملو از مقادیر زیاد POPS می‌توانند توسط جانداران دریایی بلعیده شوند. زیست‌دسترس‌پذیری و بازده انتقال POPهای بلع شده به تراز خوراکی شناخته شده نیست و تخریب بالقوه حاصل از این مواد در اکوسیستم دریا هنوز در حال ارزیابی کمی و مدل‌شدن است. با در نظر گرفتن افزایش سطوح آلودگی به وسیله پلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها، درک بهتر آثار ریزپلاستیک‌ها در شبکه غذایی اقیانوس‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است.

### چکیده



شادی پیرامون مقدم



مهدیه کارخانه یوسفی

### واژگان کلیدی

ریزپلاستیک‌ها،  
نانوپلاستیک‌ها،  
آلاینده‌های آلی پایدار،  
پلاستیک‌ها،  
شبکه غذایی

منبع:

Andrady A.L., Microplastics in the Marine Environment, *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1596-1605, 2011.

مقدمه

در اوایل سال ۱۹۷۰، اولین گزارش‌ها از تخلیه پلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها از طرف مجامع علمی توجه کمی را به خود جلب کردند [۵-۱]. در دهه‌های بعد، با جمع‌آوری اطلاعاتی در باره پیامدهای زیست‌محیطی چنین پسماندهایی، این موضوع مورد علاقه پژوهشگران قرار گرفت. بیشتر مطالعات در باره آثار مخرب پلاستیک‌ها روی پستانداران دریایی [۶]، وال‌ها [۷] و بقیه گونه‌ها [۸] به طور جزئی یا کلی [۹-۱۰] انجام گرفت. هضم پلاستیک‌ها توسط پرندگان [۱۲-۱۱] و لاک‌پشت‌ها [۱۵-۱۳] به طور گسترده در سراسر دنیا بررسی و حداقل ۴۴ درصد از گونه‌های پرندگان دریایی، که پلاستیک مصرف کرده‌اند، شناخته شدند [۱۶].

شمار زیادی از گونه‌ها مانند آلباتورهای پاسیاه، جوجه‌های خود را با گرانول‌های پلاستیکی تغذیه کرده‌اند [۱۹-۱۷]. گزارش‌های اخیر در باره انتشار فراوان و غیرمنتظره بقایای پلاستیک‌ها در اقیانوس آرام شمالی منجر به تحقیقات گسترده‌ای در زمینه زیست‌شناسی دریا شده است [۲۱-۲۰].

در این زمینه نگرانی عمده، وجود تکه‌های کوچک ترخرده پلاستیک‌ها یا همان ریزپلاستیک‌ها در اقیانوس‌هاست که با چشم غیر مسلح دیده نمی‌شوند. در این مقاله تلاش شده است تا سرانجام پلاستیک‌ها در محیط زیست دریا، ساز و کارهای ایجاد ریزپلاستیک‌ها از بقایای دریایی و آثار زیست‌محیطی بالقوه آنها نشان داده شود.

پلاستیک‌ها در محیط زیست دریا

طی سال‌های اخیر، تقاضای سالانه پلاستیک‌ها در جهان به طور مداوم رو به افزایش است و در حال حاضر به حدود ۲۴۵ میلیون تن رسیده است. پلاستیک‌ها به علت تنوع، سبکی، استحکام و شفافیت برای کاربردهای گوناگون مناسب‌اند. در صنعت بسته‌بندی، پلاستیک‌ها با طراحی مناسب جایگزین مواد مرسوم مانند شیشه، فلز و چوب (به علت گرانی) شده‌اند. اینکه از ۸۰-۷۵ میلیون تن بسته‌بندی‌های پلاستیکی مصرفی در سراسر دنیا سالانه چه مقدار به اقیانوس‌ها راه پیدا می‌کنند، تخمین دقیقی در اختیار نیست.

چند دسته مهم از پلاستیک‌ها در صنعت بسته‌بندی استفاده می‌شوند از جمله پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌استیرن (PS)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌وینیل کلرید (PVC). جدول ۱ این پلاستیک‌ها و کاربردهای آنها را نشان می‌دهد. ماهیگیری گسترده، تفریحی یا صنعتی، همچنین افزایش مهاجرت به نواحی ساحلی اثر بسزایی بر ورود پسماندهای پلاستیکی به اقیانوس‌ها در آینده خواهد داشت [۲۱].

زباله‌های ساحلی در حدود ۸۰ درصد پسماندهای پلاستیکی را شامل می‌شوند. امروزه تمام کشتی‌های ماهیگیری از قرقه‌های پلاستیکی استفاده می‌کنند [۲۲] و بعضی از این قرقه‌ها در حین استفاده با بی‌دقتی به دریا رها می‌شوند. پلی‌اولفین‌ها (PE و PP) و نایلون در ابتدا در ساختار قرقه‌های ماهیگیری به کار می‌رفتند

جدول ۱- انواع پلاستیک‌هایی که به طور معمول وارد محیط زیست دریا می‌شوند.

نوع پلاستیک‌ها	علامت اختصاری	وزن مخصوص	درصد تولید*	محصولات
پلی اتیلن سبک	LLDPE و LDPE	۰/۹۱ - ۰/۹۳	٪۲۱	کیسه پلاستیکی، بطری، توری، نی آشامیدنی
پلی اتیلن سنگین	HDPE	۰/۹۴	٪۱۷	بطری شیر و آب میوه
پلی پروپیلن	PP	۰/۸۵ - ۰/۸۳	٪۲۴	طناب، درب بطری، توری
پلی استیرن	PS	۱/۰۵	٪۶	لوازم پلاستیکی، ظروف غذا
پلی استیرن اسفنجی				شناور، جعبه، اسفنج
نایلون	PA		<٪۳	طناب و توری
پلی استر گرمانرم	PET	۱/۳۷	٪۷	بطری نوشابه پلاستیکی
پلی وینیل کلرید	PVC	۱/۳۸	٪۱۹	فیلم پلاستیکی، بطری، فنجان
سلولوزاستات	CA			فیلتر سیگار

\* جزئی از تولید جهانی پلاستیک‌ها در سال ۲۰۰۷ به بعد...

مزو یا ریزپلاستیک‌ها حمل می‌شوند. آب‌گریزی POPها موجب می‌شود تا غلظت این دسته از مواد در مزو یا ریزآلاینده‌ها چند برابر غلظت این مواد در آب دریا باشد. وقتی این پلاستیک‌های آلوده توسط گونه‌های مختلف دریایی بلعیده شوند، مسیر اینکه چگونه POPها وارد شبکه غذایی می‌شوند، آشکار می‌شود. گستردگی زیست‌دسترس‌پذیری به آلاینده‌های آلی پایدار حل شده در ریزپلاستیک‌ها تا موجودات زنده و زیست‌بزرگ‌نمایی بالقوه آنها در شبکه غذایی [۳۴] هنوز به طور مفصل بررسی نشده است. ریزپلاستیک‌ها بر خلاف اجزای بزرگ‌تر با چشم غیرمسلح قابل رویت نیستند. حتی ریزین‌های مخلوط شده با ماسه‌ها نیز به آسانی قابل تشخیص نیستند. با نمونه‌برداری معمولی نمی‌توان ریزپلاستیک‌ها را جمع‌آوری کرد و هیچ روش استاندارد یا به حال برای جمع‌آوری این مواد در آب یا ماسه ارائه نشده است. آنچه که در این جا ارائه می‌شود، روش کاری است که طبق تجربه شخصی نویسنندگان یا گزارش‌های چاپ شده توصیه می‌شود.

نمونه‌های آب از صافی درشت عبور داده می‌شوند تا مزوآلاینده‌ها جدا شوند. نمونه‌های رسوبی و شنی در آب نمک دوغاب شده تا ریزپلاستیک‌ها در سطح آب شناور شوند. ممکن است، برای افزایش چگالی نمونه‌های آب دریا یا دوغاب جمع‌آوری شده به مقدار کافی یک نمک معدنی در آنها حل شود تا پلاستیک‌ها در سطح آب شناور شوند. نمونه‌های آب‌های سطحی با ریزپلاستیک‌های شناور به دقت برای مطالعه جمع‌آوری می‌شوند. تغلیظ نمونه‌های آب دریا با تبخیر سبب افزایش غلظت ریزپلاستیک‌ها در سطح می‌شود. ریزپلاستیک‌های نمونه‌های آب‌های سطحی با استفاده از رنگینه‌های چربی‌دوست (مانند Nile Red) رنگی شده و زیر میکروسکوپ مشاهده می‌شوند [۳۵]. نمونه‌های آب، حاوی ریزموجوداتی مانند پلانکتون‌ها در همان محدوده اندازه هستند، اما این موجودات با رنگینه‌های چربی‌دوست رنگی نمی‌شوند. از انحلال نمونه‌ها در یک اسید معدنی رقیق و گرم می‌توان برای زدودن آلودگی‌های زیست‌توده استفاده کرد، بدون آنکه این عمل‌آوری هیچ گونه اثری بر جزء ریزپلاستیک‌ها بگذارد. تعلیق‌های ریزپلاستیک‌ها به کمک میکروسکوپی نوری، میکروسکوپی الکترونی، طیف‌بینی رامان و طیف‌سنجی FTIR شناسایی می‌شوند. شکل ۱ نمایی از مراحل تهیه نمونه برای شناسایی ریزپلاستیک‌ها را نشان می‌دهد.

### تخریب پلاستیک‌ها در شرایط دریایی

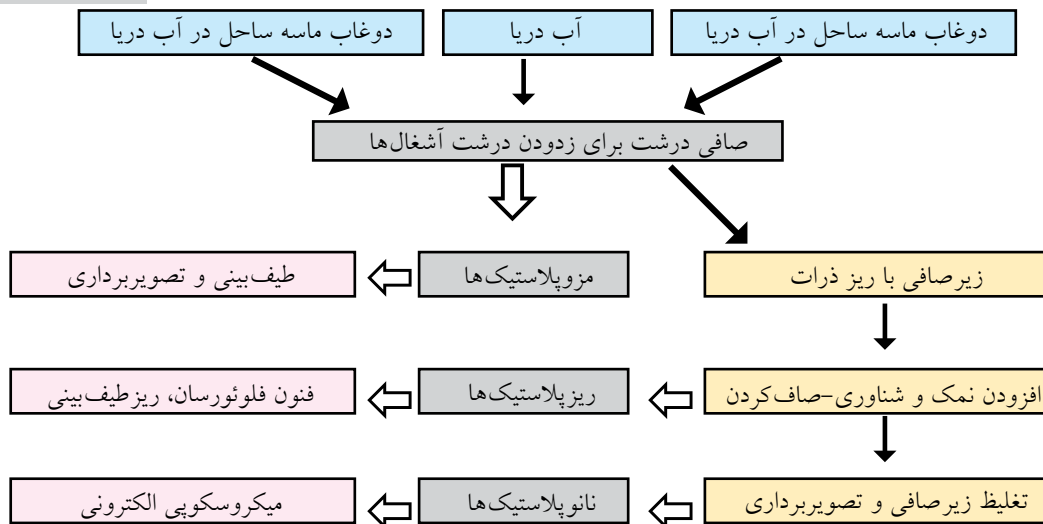
تخریب تغییرری شیمیایی است که به شدت وزن مولکولی متوسط پلیمر را کاهش می‌دهد. از آنجا که یکپارچگی مکانیکی پلاستیک‌ها

[۲۳،۲۴]. حدود ۱۸ درصد از پسماندهای پلاستیکی یافت شده در محیط دریا متعلق به صنعت ماهیگیری بوده [۲۵] و بقیه متعلق به زباله‌های سواحل است. ریزین‌های حاصل از ترکیبات پسماندها از راه نقل و انتقالات دریایی و فرایندهای تخریب وارد اقیانوس‌ها می‌شوند [۲۶،۲۷]. تخمین زده می‌شود، منشا پلاستیک‌های موجود در رسوبات و پلاستیک‌های غوطه‌ور از پسماندهای پلاستیکی شناور باشند. برای آنکه پلاستیک‌های شناور در آب قابل دیدن باشند، باید چگالی مخصوصی بیش از آب دریا (۱/۰۲۵) داشته باشند. این در حالی است که با توجه به جدول ۱ تعداد کمی از پلاستیک‌های مورد بحث این شرایط را دارند (چگالی مخصوص ارائه شده برای ریزین اصلی است. اغلب پلاستیک‌های مصرفی در محصولات با پرکننده‌ها و سایر مواد افزودنی مخلوط می‌شوند). پلاستیک‌های سنگین‌تر مثل نایلون‌ها تمایل دارند که در عمق آب شناور باشند یا حتی به رسوبات برسند.

### ریزپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها

یافته جالبی که اخیراً در باره ریزپلاستیک‌ها به دست آمده است، نشان می‌دهد که این خرده‌ها در سرتاسر دنیا در اقیانوس‌ها به وجود می‌آیند [۲۸]، به گونه‌ای که این مواد حتی در آفریقا نیز دیده شده‌اند [۲۹]. ریزپلاستیک‌ها، که نوعی آلاینده بشرساز است، بیش از حداقل ۴ دهه است که در اقیانوس‌ها تجمع یافته‌اند [۳۰،۳۱]. نمونه‌برداری از آب‌های سطحی یا ماسه سواحل نشان می‌دهد، این جزء از آلاینده‌ها شامل دانه‌های ریزین اصلی، آمیزه دارای مستریچ و اجزای پلاستیکی مشتق از خرده‌های بزرگتر پلاستیک است [۱۹]. پژوهشگران، تعاریف مختلفی برای ریزپلاستیک‌ها و ریزآلاینده‌ها ارائه کرده‌اند. جرجی و آندرادای اعتقاد دارند، ریزآلاینده‌ها ذرات ریز قابل رویتی هستند که از الک  $500 \mu\text{m}$  عبور می‌کنند، اما روی الک  $67 \mu\text{m}$  باقی می‌مانند (قطری بین  $0/06$  تا  $0/5 \text{ mm}$ ). به ذرات بزرگ‌تر از این مقدار مزوآلاینده گفته می‌شود [۳۲]. سایر پژوهشگران ریزپلاستیک‌ها را ذراتی با محدوده اندازه کمتر از  $5 \text{ mm}$  تعریف کرده‌اند [۱۹،۲۰،۳۳]. ذرات پلاستیکی با قطری از چند تا  $500 \mu\text{m}$  ( $5 \text{ mm}$ )، معمولاً در آب دریا وجود دارند. برای روشن بودن تعاریف، در این مقاله خرده‌پلاستیک‌های در محدوده اندازه مزبور ریزپلاستیک در نظر گرفته شده و به ذرات بزرگ‌تر پس از گزارش جرجی و آندرادای در سال ۲۰۰۳، مزوپلاستیک‌ها اطلاق می‌شود.

آلاینده‌های آلی پایدار (persist organic pollutants, POPs) که در آب‌های سراسر دنیا با غلظت بسیار کم وجود دارند، به‌وسیله



شکل ۱- مراحل پیشنهاد شده برای جداسازی پلاستیک‌ها از نمونه‌های آب یا ماسه.

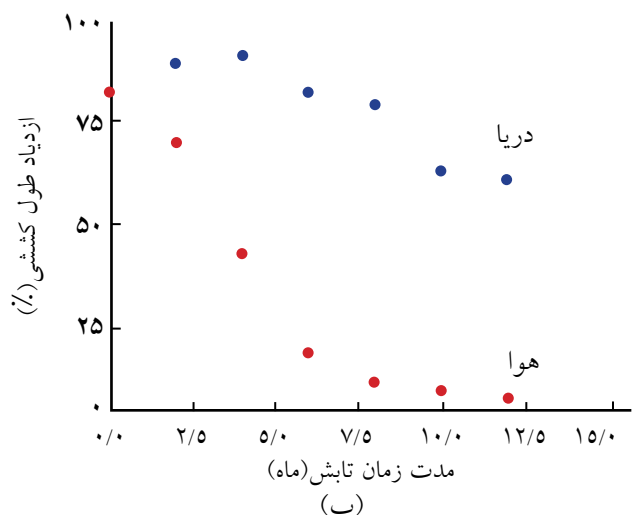
در دریا نیست. در حالی که تمام زیست‌مواد مانند پلاستیک‌ها در دریا زیست‌تخریب می‌شوند، سرعت این فرایند، حتی در رسوبات کف‌زیان، چند برابر کمتر از سرعت تخریب اکسایشی نورالقای پلاستیک‌هاست. در پلاستیک‌هایی که در معرض هوا قرار گرفته یا روی سطح ساحل‌اند، تخریب آغاز شده با تابش فرابنفش خورشید، ساز و کار موثری است. اما هنگامی که همان پلاستیک در همان موقعیت در آب دریا شناور باشد و زیر تابش نور خورشید قرار گیرد، فرایند تخریب کند می‌شود. **شکل ۲-ب** کاهش ناگهانی سرعت تخریب نوار پلی‌پروپیلن را نشان می‌دهد. در این پژوهش، ازدیاد طول کششی (%) به عنوان معیاری برای اندازه‌گیری تخریب به کار رفته است. سایر پلاستیک‌هایی که در ساحل یا آب دریا هستند، در معرض این تخریب قرار دارند.

به عنوان مثال، تخریب قرقره‌های ماهیگیری به وسیله نور خورشید مطالعه و تخریب پلاستیک‌های خاص مرتبط با آنها مثل توری‌های پلی‌اتیلن [۳۸]، تک‌رشته‌های نایلون قرار گرفته در معرض هوا در ایستگاه‌های دریایی [۳۹، ۴۰] و طناب گزارش شده‌اند. کاهش تخریب پلاستیک‌هایی که در آب دریا شناورند، به دو عامل کاهش دمای هوا و کاهش غلظت اکسیژن در آب بستگی دارد. برخلاف نمونه‌هایی که در معرض هوا هستند، نمونه‌های قرار گرفته در آب، حداقل دمای محیط را در خود نگه می‌دارند که باعث جلوگیری از پیشرفت واکنش می‌شود. تضادی که در سرعت تخریب (میان شناوری و قرار گرفتن در معرض هوا) وجود دارد، با اثر جرم‌گرفتگی بدتر می‌شود. سطح پلاستیک‌های شناور آماده جرم‌گرفتگی می‌شوند و به مرور زمان به وسیله زیست‌فیلیم‌های جلبکی و تشکیل کولونی از بی‌مهرگان پوشیده می‌شوند [۴۱].

همواره به جرم مولکولی زیاد آنها بستگی دارد، هر گونه تخریب گسترده ماده را تضعیف می‌کند. پلاستیک‌های به شدت تخریب شده آنقدر شکننده می‌شوند که به هنگام جابه‌جایی کاملاً پودر می‌شوند. حتی گاهی این اجزای پودری، که با چشم غیرمسلح دیده نمی‌شوند، می‌توانند با تبدیل شدن کربن پلیمر به CO<sub>2</sub> (و جزئی از زیست‌توده شدن) بیشتر تخریب (عموماً زیست‌تخریب میکروبی) شوند. هنگامی این فرایند کامل شده و تمام کربن موجود در پلیمر تبدیل به CO<sub>2</sub> شود، تخریب کامل اتفاق می‌افتد [۳۶]. تخریب عموماً بر حسب عاملی که باعث آن می‌شود، به چند دسته تقسیم می‌شود:

- ۱- زیست‌تخریب: تخریب توسط ارگانیسم‌های زنده، معمولاً میکروب‌ها.
- ۲- تخریب نوری: تخریب با نور، عموماً نور خورشید هنگام در معرض قرار گرفتن در فضای باز.
- ۳- تخریب گرمااکسایشی: شکست اکسایشی کند در دمای متوسط.
- ۴- تخریب گرمایی: تخریب در دماهای زیاد.
- ۵- آب‌کافت: واکنش با آب.

برای پلیمرهای متداول نظیر LDPE، HDPE، PP و نایلون‌ها که در معرض محیط زیست دریا قرار می‌گیرند، تابش UV-B نور خورشید تخریب نوراکسایشی را آغاز می‌کند. این تخریب می‌تواند به طور گرمااکسایشی پیش رود، بدون اینکه به تابش فرا بنفش بیشتری نیاز باشد. در اثر تخریب جرم مولکولی پلیمر کاهش می‌یابد و گروه‌های عاملی غنی از اکسیژن در پلیمر پدید می‌آیند. سایر انواع فرایندهای تخریب در مقایسه با اکسایش نورالقای از سرعت کمتری برخوردارند [۳۷]. آب‌کافت معمولاً سازوکار مهمی



(الف)

(ب)

شکل ۲- (الف) پایه‌های شناور به منظور مجاورت پلاستیک با سطح آب (خلیج میامی، فلوریدا) و (ب) تغییرات درصد ازدیاد طول کشتی نوار پلی پروپیلن در مجاورت هوا و آب دریا در خلیج بیسکاین.

کرده است [۴۷]. این فرایند در خاک یا محیط دریایی با شرایط عادی که به قدر کافی میکروب در اختیار باشد، انجام نگرفته است و هیچ‌گونه اطلاعات سینتیکی از تبدیل پلاستیک‌ها به مواد معدنی و بی‌ضرر در محیط دریا به دست نیامده است. به هر حال زیست‌پلیمرهایی مانند کیتین [۴۸]، کیتوسان [۴۹] و بعضی از پلیمرهای سنتزی مثل پلی‌استیرن‌های آلیفاتیک می‌توانند در دریا به سرعت زیست‌تخریب شوند [۵۱،۵۰]. گاهی به اشتباه گفته می‌شود، پلی‌اولفین‌های با پرکننده‌های عاملی نشاسته [۵۲] زیست‌تخریب پذیرند، اما از کل این ماده فقط جزء نشاسته آن آماده تخریب و تبدیل به مواد معدنی بی‌ضرر در محیط دریاست. به طور ایده‌آل، مواد پلیمری که در محیط زیست رها می‌شوند، باید به‌طور کامل تخریب و کربن از ساختار این مواد به شبکه کربن در طبیعت به شکل  $CO_2$  آزاد شود و پلاستیک‌ها به اجزای بی‌ضرر مانند آب و دی‌اکسید کربن تبدیل شوند.

### منشا ریزپلاستیک‌ها

چگونه ریزپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها ایجاد شده‌اند؟ منشأ ریزپلاستیک‌ها می‌تواند به دو منبع اصلی مربوط باشد:

- ورود مستقیم ریزپلاستیک‌ها از راه آب‌های جاری
  - شکست مزوپلاستیک‌ها و درشت‌پلاستیک‌ها در اثر هوازدگی
- برخی از ریزپلاستیک‌ها به ویژه میکرو و نانوذرات ساخته شده از پلاستیک‌های محصولات مصرفی [۵۳] به طور مستقیم از راه آب‌های روان وارد آب‌های آزاد می‌شوند. این ذرات شامل ذرات پلاستیکی میکرونی که معمولاً در فرمول‌بندی مواد آرایشی استفاده می‌شوند [۲۷]، پلاستیک‌های تولید شده در صنعت انهدام کشتی

ترتیب این شکل به شکل باکتری‌ها-دیاتومه‌ها-هیدروئیدها-اکتوکارها-بارناکل‌ها-بریوزان‌ها در خلیج بیسکاین گزارش شده است [۴۲]. سرعت جرم‌گرفتن بستگی به شرایط آب و هوایی مانند فصل تابش دارد. چگالی پلاستیک‌ها با پیشرفت جرم‌گرفتن افزایش می‌یابد. هنگامی که مقدار آن از چگالی آب دریا بیشتر شود، پلاستیک در آب غوطه‌ور می‌شود و به زیر سطح آب می‌رود. مصرف این سطح جرم گرفته به عنوان غذا توسط سایر ارگانیسم‌ها یا سایر واکنش‌ها باعث کاهش چگالی پلاستیک و برگشت آن به سطح آب می‌شود. این چرخه تغییر در چگالی توسط آندرادی و سانگدر در سال ۱۹۹۱ ارائه و پس از آن توسط سایر پژوهشگران تایید شد [۴۳،۴۴].

چگالی خرده جرم گرفته می‌تواند آقدر افزایش یابد که پلاستیک به ناحیه کف‌زیان برسد. این دسته از پلاستیک‌ها که بسیار ترد هستند، متوسط جرم مولکولی  $104-103$  g/mol دارند. حتی در این جرم مولکولی بسیار کم، پلاستیک‌ها آماده زیست‌تخریب نیستند.

زیست‌تخریب‌پذیری میکروبی در اولیگومرهای پلی‌اتیلن‌ها با  $500$  g/mol مشاهده شده است. از آنجا که گونه‌های میکروبی که می‌توانند پلیمرها را متابولیز کنند در طبیعت نادرند، پلاستیک‌های با جرم مولکولی زیاد که برای کاربردهای معمولی استفاده می‌شوند، با سرعت مناسب تخریب نمی‌شوند.

یافته‌های اخیر، چند گونه میکروبی را که در زیست‌تخریب پلی‌اتیلن [۴۵] و PVC [۴۶] موثر بوده‌اند، شناسایی کرده است. در شرایط آزمایشگاهی، میکروب اکتینومیسیتس رودوکوکوس، حدود ۸٪ از وزن خشک پلی‌اولفین را در مدت ۳۰ روز تخریب

کردن سواحل باید جزء مهم‌ترین سیاست‌های حمایت از محیط زیست قرار گیرد. حذف قطعات بزرگتر پلاستیک‌ها از سواحل پیش از آنکه در اثر فرسایش به شکل میکرو و نانوذرات پلاستیکی به اقیانوس‌ها راه یابند، راه موثری برای پاک‌سازی اقیانوس‌ها از این آلاینده‌هاست. مزیت پاک‌سازی سواحل تنها به زیبایی آن منتهی نمی‌شود، بلکه نهایتاً منجر به سلامتی غذاهای دریایی و در نتیجه سلامتی انسان نیز می‌شود.

### سمیت ریزپلاستیک‌های بلع شده

آب دریا دارای مقدار زیادی ذرات نانو و میکروست (تقریباً ۱۰۷-۱۰۶ ذره در هر mL یا ۱۰-۵۰۰ µg/L) که بیشتر آنها بزرگتر از ۱۰۰ nm هستند [۶۳]. تغذیه‌گرهای فیلترکننده در اقیانوس‌ها از زئوپلانکتون‌ها در اندازه نانو تا نهنگ بزرگترین جاندار دریایی را شامل می‌شوند. تمام این ذرات و جانداران باهم در ارتباط‌اند، بی‌آنکه آسیبی به هم برسانند یا بیماری به هم منتقل کنند. همان‌طور که هیچ مسیر آنزیمی برای شکسته شدن این پلیمرهای طبیعی موجود در دیواره سلولی ذرات طبیعی دریایی وجود ندارد، هیچ راهی نیز برای هضم و جذب ذرات پلاستیکی وجود ندارد. بلعیدن ریزپلاستیک‌ها توسط میکرو موجودات دریایی مشکلات بسیار متفاوتی را به وجود می‌آورد.

بیشترین نگرانی در باره پتانسیل انتقال آلاینده‌های آلی پایدار است. ذرات پلاستیکی می‌توانند توسط ارگانوسم‌های دریایی منتقل شوند [۶۴]. درحقیقت این آلاینده‌های آلی پایدار هستند که سمیت را تولید می‌کنند.

به طور کلی سمیت پلاستیک‌ها شامل یکی از موارد زیر است:

- مونومرهای باقی‌مانده از صنعت (مرحله تولید پلاستیک‌ها) در پلاستیک‌ها یا مواد افزودنی سمی مصرفی در آمیزه‌سازی، برای مثال می‌توان به وجود بیس فنول‌ها در تولیدات پلی‌کربنات‌ها [۶۵] یا قابلیت سمی بودن فتالات در ساخت PVC [۶۶] اشاره کرد.
  - سمیت ناشی از انتشار برخی واسطه‌ها که در نتیجه تخریب سطحی پلاستیک‌ها حاصل می‌شود. مثلاً از سوختن پلی‌استیرن، استیرن و آروماتیک‌های سمی دیگر حاصل می‌شود.
  - آلاینده‌های آلی موجود در آب دریا به کندی جذب می‌شوند و در نتیجه در ریزپلاستیک‌ها تجمع می‌کنند، در واقع این عمل به معنای پاک‌سازی دریا از آلاینده‌های شیمیایی توسط ذرات پلاستیکی نیست، بلکه این عمل زیست‌دسترس‌پذیری آلاینده‌ها را برای ارگانوسم‌های دریایی افزایش می‌دهد [۶۷].
- اخیراً مطالعه‌ای در باره تجمع زیستی آلاینده‌ها در ریزپلاستیک‌ها

[۵۴] و ساینده‌های صنعتی در محیط‌شن‌سایبی مصنوعی شامل دانه‌های پلاستیکی آکریلی و پلی‌استر می‌شوند. بقایای پلاستیک‌ها در سواحل، سطح و عمق آب دریا و اقیانوس‌ها مشاهده می‌شوند، ولی تجمع آنها در هر یک از آنها متفاوت است. خرده‌های پلاستیکی موجود در سواحل بر خلاف انواع شناور در آب، در معرض دماهای بسیار زیاد هستند. با توجه به گرمای ویژه کم شن ( $664 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$ )، سطوح سواحل شنی و پلاستیک‌های روی آن در تابستان تا دمای حدود  $40^\circ\text{C}$  گرم می‌شوند. چنان‌چه در پلاستیک‌ها از رنگ‌دانه تیره استفاده شده باشد، گرماندوژی ناشی از جذب زیرقرمز نور خورشید موجب بالا رفتن دما به بیش از  $40^\circ\text{C}$  نیز می‌شود [۵۵].

نور، آغازگر واکنش تخریب اکسایشی است و این واکنش در دمای بالا سریع‌تر انجام می‌شود، زیرا دمای بالا عامل وابسته به انرژی فعال‌سازی در این واکنش است. به عنوان مثال، وقتی انرژی فعال‌سازی  $50 \text{ kJ/mol}$  است، میزان تجزیه با افزایش تنها  $10^\circ\text{C}$  دو برابر می‌شود. برای پلاستیک‌های مات این تجزیه بیشتر در لایه‌های سطحی رخ می‌دهد. این تخریب موضعی در پلاستیک‌ها به دلیل ضریب تاثیر زیاد نور UV، ماهیت کنترل شده انتشار در واکنش اکسایش و وجود پرکننده‌ها که مانع انتشار اکسیژن می‌شود، رخ می‌دهد [۵۶]. این تجزیه در پلاستیک‌های بکر که دارای پایدارکننده نور UV نیستند، سریع‌تر رخ می‌دهد. در نتیجه، تجزیه در پلاستیک‌های مصرفی کندتر است [۵۷]. سطوح شکننده تجزیه شده، مستعد شکسته شدن با تنش‌های محیط مانند رطوبت، تغییرات دما و فرسایش شن و ماسه‌اند [۵۸].

ریزپلاستیک‌ها از سطوح شکسته شده پلاستیک‌ها آزاد می‌شوند. این ریزپلاستیک‌ها معمولاً شامل پلی‌اتیلن سنگین، پلی‌اتیلن سبک [۵۹]، پلی‌کربنات [۶۰] و پلی‌پروپیلن [۶۱] هستند. همگام با این یافته‌ها، گزارش‌هایی نیز در باره ترک‌ها و وجود منافذ میکرونی در بقایای پلاستیک‌های جمع‌آوری شده از سواحل ارائه شده است [۶۲، ۲۷].

آزمایش نمونه‌ای از طناب پلی‌پروپیلنی که سال‌ها در یک اسکله استفاده می‌شده است، وجود مقدار بسیار زیادی از ریزپلاستیک‌ها را در آن نشان داد [۳۵]. تجزیه پلاستیک‌های شناور در آب با پلاستیک‌های موجود در سواحل متفاوت است. دمای کم آب دریا و آثار شناور بودن از جمله مواردی است که تجزیه پلاستیک‌ها را، به ویژه برای پلاستیک‌هایی که به طور مستقیم وارد آب می‌شوند (مثلاً از راه شناورها) به طور چشمگیری کاهش می‌دهد. با توجه به اینکه منشا اغلب میکروذرات و نانوپلاستیک‌ها از سواحل است، تمیز

انجام شده است [۷۰]. برپایه این یافته‌ها، سطوح متفاوتی از سمیت در جلبک‌ها [۷۱]، زئوپلانکتون‌ها [۷۲، ۷۰]، دافنی‌ها [۷۳]، ماهی‌ها مانند ماهی کپور [۷۴، ۷۵] و قزل‌آلا [۷۶] و صدف‌ها [۷۷، ۷۵] گزارش شده است.

## نتیجه‌گیری

روندهای تولید، الگوهای مصرف و تغییرات جمعیتی منجر به افزایش شیوع خرده‌پلاستیک‌ها و ریزپلاستیک‌ها در محیط زیست اقیانوس می‌شود. به نظر می‌رسد، ساز و کار اولیه تولید ریزپلاستیک‌ها به شکست در اثر هوازددگی و شکنندگی سطح پلاستیک‌ها در محیط ساحلی بازمی‌گردد. میکرو و نانوذرات پلاستیکی که در معرض شرایط دریایی قرار می‌گیرند، مقاوم‌اند. با وجود آنکه این ذرات جزء بسیار کوچکی از ذرات میکرو و نانوی موجود در آب دریا را تشکیل می‌دهند، اما تمایل اثبات شده پلاستیک‌ها به جذب و تجمع POP موضوع بسیار نگران‌کننده‌ای است. از آنجا که ذرات غنی از آلاینده‌های آلی پایدار توسط ارگانیسم‌های دریایی از جمله نانو و پیکوپلانکتون‌ها قابل بلع است، احتمال رهائش ذرات سمی به ترازهای تغذیه با این سازوکار وجود دارد. بازده این انتقال به زیست‌دسترس‌پذیری POPها و زمان اقامت ریزپلاستیک‌ها در ارگانیسم بستگی دارد. از آنجا که نقش گونه‌های پلانکتون در شبکه غذایی بسیار اساسی است، هرگونه تهدید برای آنها می‌تواند آثار جدی و فراگیری برای اقیانوس‌های جهان به شمار می‌رود. بنابر این، ارزیابی کمی این پیامدها و برآورد اثر افزایش مقدار ریزپلاستیک‌ها بر اقیانوس‌های جهان نیاز مبرمی است.

## مراجع

1. Fowler C.W., Marine Debris and Northern fur Seals: A Case Study, *Mar. Pollut. Bull.*, **18**, 326–335, 1987.
2. Carpenter E.J. and Smith Jr., Plastics on the Sargasso Sea Surface, *Science*, **175**, 1240–1241. 1972.
3. Carpenter E.J., Anderson S.J., Harvey G.R., Miklas H.P., and Peck B.B., Polystyrene Spherules in Coastal Water, *Science*, **178**, 749–750, 1972.
4. Coe J. and Rogers D., *Marine Debris Sources, Impacts, and Solutions*, Springer-Verlag, New York, 1996.
5. Colton J.B. and Knapp F.D., Plastic Particles in Surface Waters of the Northwestern Atlantic, *Science*, **185**, 491–497, 1974.
6. Laist D.W., *Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records*, Springer-Verlag, New York, 1997.
7. Clapham P.J., Young S.B., and Brownell J.R., Baleen Whales: Conservation Issues and the Status of the Most Endangered Populations, *Mammal Rev.*, **29**, 35–60, 1999.

انجام گرفته است. نمونه‌های پلاستیکی جمع‌آوری شده از سواحل هاوایی، مکزیک و کالیفرنیا سطوح قابل توجهی از آلودگی را نشان داد. مثلاً مقدار تجمع آلاینده PAH (هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای)  $39-1200 \text{ ng/g}$  و آلاینده PCB (پلی‌کلرینات بی‌فنیل)  $27-980 \text{ ng/g}$  و DDT (دی‌کلرودی‌فنیل تری‌کلرواتان)  $22-7100 \text{ ng/g}$  گزارش شده است [۱۶].

## نانوپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها

نانوذرات پلاستیکی مشتق شده از پلاستیک‌های دورریز مصرفی و ریزپلاستیک‌های ناشی از تخریب می‌توانند چالش خاصی برای اکوسیستم به شمار روند. هرچند هنوز ارزیابی کمی در این باره انجام نشده است، اما ایجاد ذرات پلاستیکی در مقیاس نانو از هوازددگی خرده‌های پلاستیک کمی مورد تردید است. وجود نانوذرات آزاد در دریاها و اقیانوس‌ها پیش از آن‌که به مرحله بحران برسد، باید مورد توجه قرار گیرند.

نانوذرات موجود در هوا و آب می‌توانند تجمع یافته و به شکل خوشه‌ها یا انبوهه‌هایی با سایر مواد درآیند. نانوذرات موجود در آنها می‌تواند توسط موجودات زنده بلعیده شوند و در نهایت وارد چرخه غذایی انسان شوند [۶۸].

یوکاریوت‌ها شامل دیاتومه‌ها و تاژکداران که اندازه آنها حدود  $200 \text{ nm}$  تا  $2 \mu\text{m}$  است، در اقیانوس‌ها فراوانند. مطالعات بنیادی اخیر که روی ارزیابی کمی فتوسنتز رنگدانه‌ها انجام گرفته است، نشان می‌دهد، نانو و پیکوپلانکتون‌ها نه تنها گروه غالب زیست‌توده پلانکتونی هستند، بلکه سهم عمده‌ای را نیز در تولید اولیه دارند [۶۹]. هرچند اطلاعات کمی درباره برهم‌کنش نانوذرات و موجودات زنده وجود دارد، ولی مطالعاتی روی نانوذرات مهندسی غیرآلی مانند اکسیدها، فلزات، نانولوله‌های کربنی و ذرات کوانتومی

8. Erikson C. and Burton H., Origins and Biological Accumulation of Plastic Particles in fur Seals from Macquarie Island, *Ambio*, **32**, 380–384, 2003.
9. Bullimore B.A., Newman P.B., Kaiser M.J., Gilbert S.E., and Lock K.M., A Study of Catches in a Fleet of ‘Ghost-fishing’ Pots, *Fish. Bull.*, **99**, 247–253, 2001.
10. Tschernij V. and Larsson P.O., Ghost Fishing by Lost Cod Gill Nets in the Baltic Sea, *Fish. Res.*, **64**, 151–162, 2003.
11. Cadee G.C., Seabirds and Floating Plastic Debris, *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 1294–1295, 2002.
12. Mallory M.L., Marine Plastic Debris in Northern Fulmars from the Canadian High Arctic, *Mar. Pollut. Bull.*, **56**, 1501–1504, 2008.
13. Mascarenhas R., Santos R., and Zeppelini D., Plastic Debris Ingestion by Sea Turtle in Paraiba, Brazil, *Mar. Pollut. Bull.*, **49**, 354–355, 2004.
14. Bugoni L. and Krause L., Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil, *Mar. Pollut. Bull.*, **42**, 1330–1334, 2001.
15. Tomas J. and Guitart R., Marine Debris Ingestion in Loggerhead Sea Turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean, *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 211–216, 2002.
16. Rios L.M. and Moore C., Persistent Organic Pollutants Carried by Synthetic Polymers in the Ocean Environment, *Mar. Pollut. Bull.*, **54**, 1230–1237, 2007.
17. Moore S.L., Gregorio D., Carreon M., and Weisberg S.B., Composition and distribution of Beach Debris in Orange County, California, *Mar. Pollut. Bull.*, **42**, 241–245, 2001.
18. Moore C.J., Moore S.L., Lecaster M.K., and Weisberg S.B., A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre, *Mar. Pollut. Bull.*, **42**, 1297–1300, 2001.
19. Moore C.J., Synthetic Polymers in the Marine Environment: A Rapidly Increasing, Long-term Threat, *Environ. Res.*, **108**, 131–139, 2008.
20. Arthur C., Baker J., and Bamford H. (Eds.), *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Micro-plastic Marine Debris*, Sept 9-11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, 2009.
21. Ribic C.A., Sheavly S.B., Rugg D.J., and Erdmann E.S., Trends and Drivers of Marine Debris on the Atlantic Coast of the United States 1997–2007, *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 1231–1242, 2010.
22. Watson R., Revenga C., and Kura Y., Fishing Gear Associated with Global Marine Catches I. Database Development, *Fish. Res.*, **79**, 97–102, 2006.
23. Timmers M.A., Kistner C.A., and Donohue M.J., *Marine Debris of the Northwestern Hawaiian Islands: Ghost Net Identification*, Hawaii Sea Grant, 2005.
24. Klust G., *Netting Materials for Fishing Gear*, second ed., Fraham, Surrey, Fishing News Books, UK, 1982.
25. Hinojosa I. and Thiel M., Floating Marine Debris in Fjords, Gulfs and Channels of Southern Chile, *Mar. Pollut. Bull.*, **58**, 341–350, 2009.
26. Doyle M.J., Watson W., Bowlin N.M., and Sheavly S.B., Plastic Particles in Coastal Pelagic Ecosystems of the Northeast Pacific Ocean, *Mar. Environ. Res.*, **71**, 41–52, 2011.
27. Gregory M., Plastic ‘Scrubbers’ in Hand Cleansers: A Further (and minor) Source for Marine Pollution Identified, *Mar. Poll. Bull.*, **32**, 867–871, 1996.
28. Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M., Accumulation and Fragmentation of Plastic Debris in Global Environments, *Philos. Trans. R. Soc. B*, **364**, 1985–1998, 2009.
29. Zarfl C., Matthies M., Are Marine Plastic Particles Transport Vectors for Organic Pollutants to the Arctic?, *Mar. Poll. Bull.*, **60**, 1810–1814, 2010.
30. Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P., Davis A., Rowland S.J., John A.W.G., McGonigle D., and Russell A.E., Lost at Sea: Where is all the Plastic?, *Science*, **304**, 838–850, 2004.
31. Thompson R., Moore C., Andrady A., Gregory M., Takada H., and Weisberg S., New Directions in Plastic Debris, *Science*, **310**, 1117–1130, 2005.
32. Gregory M.R. and Andrady A.L., *Plastics in the Marine Environment*, John Wiley and Sons, 2003.
33. Ng K.L. and Obbard J.P., Prevalence of Microplastics in Singapore’s Coastal Marine Environment, *Mar. Pollut. Bull.*, **52**, 761–767, 2006.
34. Teuten E.L., Rowland S.J., Galloway T.S., and Thompson R.C., Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 7759–7764, 2007.
35. Andrady A.L., *Measurement and Occurrence of Microplastics in the Environment*, Presentation at the 2nd Research Workshop on Microplastic Debris, Tacoma, WA, Nov 5–6, 2010.
36. Andrady A.L., Assessment of Environmental Biodegradation of Synthetic Polymers: A Review, *J. Macromol. Sci. R. M. C.*, **34**, 25–75, 1994.
37. Al-Oufi H., McLean E., Kumar A.S., Claereboudt M., and



- Al-Habsi M., The Effects of Solar Radiation upon Breaking Strength and Elongation on of Fishing Nets, *Fish. Res.*, **66**, 115–119, 2004.
38. Meenakumari B. and Radhalakshmi K., Induced Photooxidative Degradation of Nylon 6 Fishing Net Twines, *Ind. J. Text. Res.*, **13**, 84–86, 1988.
39. Meenakumari B. and Radhalakshmy K., Weathering of PA Netting Yarns, *Fish. Technol.*, **32**, 85–88, 1995.
40. Thomas S.N. and Hridayanathana C., The Effect of Natural Sunlight on the Strength of Polyamide 6 Multifilament and Monofilament Fishing Net Materials, *Fish Res.*, **81**, 326–330, 2006.
41. Muthukumar T., Aravinthan A., Lakshmi K., Venkatesan R., Vedaprakash L., and Doble M., Fouling and Stability of Polymers and Composites in Marine Environment, *Int. Biodeter. Biodegrad.*, **65**, 276–284, 2011.
42. Andradý A.L. and Song Y., Fouling of Floating Plastic Debris under Biscayne bay Exposure Conditions, *Mar. Poll. Bull.*, **22**, 117–122, 1991.
43. Stevens L.M., *Marine Plastic Debris: Fouling and Degradation*, Unpublished MSc Thesis, University of Auckland, p110, 1992.
44. Stevens L.M. and Gregory M.R., Fouling Bryozoa on Pelagic and Moored Plastics from Northern New Zealand, Bryozoans in Space and Time, *Proceedings of the 10th International Bryozoology Conference*, University of Wellington, Victoria, 1996.
45. Sivan A., New Perspectives in Plastics Biodegradation Current Opinion in Biotechnology, *Mar. Poll. Bull.*, **22**, 422–426, 2011.
46. Shah A.A., Hasan F., Hameed A., and Ahmed S., Biological Degradation of Plastics: A Comprehensive Review, *Biotech. Adv.*, **26**, 246–265, 2008.
47. Gilan I., Hadar Y., and Sivan A., Colonization, Biofilm Formation and Biodegradation of Polyethylene by a Strain of R. Rubber, *Appl. Microbiol. Biot.*, **65**, 97–104, 2004.
48. Poulicek M. and Jeuniaux C., Chitin Biodegradation in Marine Environments: An Experimental Approach, *Biochem. Syst. Ecol.*, **19**, 385–394, 1991.
49. Andradý A.L. and Pegram J.E., Studies on Enhanced Degradable Plastics: II. Weathering of Enhanced Photodegradable Polyethylenes under Marine and Freshwater Floating Exposure, *J. Environ. Degrad.*, **1**, 117–126, 1993.
50. Leathers T.D., Govind N.S., and Greene R.V., Biodegradation of Poly(3-hydroxyl butyrate-co-3-hydroxyvalerate) by a Tropical Marine Bacterium, *Pseudoalteromonas* sp. NRRL B-30083, *J. Polym. Environ.*, **8**, 119–124, 2004.
51. Doi Y., Kaneshawa Y., Tanahashi N., and Kumagai Y., Biodegradation of Microbial Polyesters in the Marine Environment, *Polym. Degrad. Stabil.*, **36**, 173–177, 1992.
52. Breslin V.T. and Boen L.I., Weathering of Starch-polyethylene Composite Films in the Marine Environment, *J. Appl. Polym. Sci.*, **48**, 2063–2079, 1993.
53. Maynard A., Nanotechnology: A Research Strategy for Addressing Risk. Woodrow Wilson International Center for Scholars Project on Emerging Nanotechnologies, 2006. Available at: [http://www.nanotechproject.org/file\\_download/files/PEN3\\_Risk.pdf](http://www.nanotechproject.org/file_download/files/PEN3_Risk.pdf).
54. Reddy M.S. and Shaik B., Description of the Small Plastics Fragments in Marine Sediments along the Alang-Sosiya Ship-breaking Yard, *India. Estuarine. Coastal Shelf Sci.*, **68**, 656–660, 2006.
55. Shaw D.G. and Day R.H., Colour - and Form-dependent Loss of Plastic Microdebris from the North Pacific Ocean, *Mar. Pollut. Bull.*, **28**, 39–43, 1994.
56. Cunliffe A.V. and Davis A., Photo-oxidation of Thick Polymer Samples– Part II: The Influence of Oxygen Diffusion on the Natural and Artificial Weathering of Polyolefins, *Polym. Degrad. Stabil.*, **4**, 17–23, 1982.
57. Qayyum M.M. and White J.R., Effect of Stabilizers on Failure Mechanisms in Weathered Polypropylene, *Polym. Degrad. Stabil.*, **41**, 163–172, 1993.
58. Railkin A.I., *Marine Biofouling: Colonization Processes and Defenses*, CRC, 2003.
59. Küpper K., Gulmine J.V., Janissek P.R., and Heise H.M., Attenuated Total Reflection Infrared Spectroscopy for Microdomain Analysis of Polyethylene Samples after Accelerated Ageing within Weathering Chambers, *Vib. Spectrosc.*, **34**, 63–72, 2004.
60. Blaga A. and Yamasaki R.S., Surface Microcracking Induced by Weathering of Polycarbonate Sheet, *J. Mater. Sci.*, **11**, 1513–1520, 1976.
61. Yakimets I., Lai D., and Guigon M., Effect of Photooxidation Cracks on Behavior of Thick Polypropylene Samples, *Polym. Degrad. Stabil.*, **86**, 59–67, 2004.
62. Cooper D.A. and Corcoran P.L., Effects of Mechanical and

- Chemical Processes on the Degradation of Plastic Beach Debris on the Island of Kauai, Hawaii, *Mar. Pollut. Bull.*, **60**, 650–654, 2010.
63. Rosse P. and Loizeau L., Use of Single Particle Counters for Therefor Thedetermination of the Number and Size Distribution of Colloids in Naturalsurface Waters, *Colloids Surf.*, **217**, 109–120, 2003.
64. Bowmer T. and Kershaw P., *Proceedings of the GESAMP International Workshop on Micro-plastic Particles as a Vector in Transporting Persistent, Bioaccumulating and Toxic Substances in the Oceans June*, UNESCO-IOC, Paris, 2010.
65. Vandenberg L.N., Hauser R., Marcus M., Olea N., and Welshons W.V., Human Exposure to Bisphenol A (BPA), *Reprod. Toxicol.*, **24**, 139–177, 2007.
66. Latini G., De Felice C., and Verrotti A., Plasticizers, Infant Nutrition and Reproductive Health, *Reprod. Toxicol.*, **19**, 27–33, 2004.
67. Endo S., Takizawa R., Okuda K., Takada H., Chiba K., Kanehiro H., Ogi H., Yamashita R., and Date T., Concentration of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Beached Resin Pellets: Variability among Individual Particles and Regional Differences., *Mar. Pollut. Bull.*, **50**, 1103–1114, 2005.
68. Ward J.E. and Kach D.J., Marine Aggregates Facilitate Ingestion of Nanoparticles by Suspension-feeding Bivalves, *Mar. Environ. Res.*, **68**, 137–142, 2009.
69. Uitz J., Claustre H., Gentili B., and Stramski D., Phytoplankton Class-specific Primary Production in the World's Oceans: Seasonal and Inter-annual Variability from Satellite Observations, *Glob. Biogeochem. Cycles.*, **24**, 3016–3035, 2010.
70. Voparil I.M., Dissolution of Sedimentary Polycyclic Aromatic Hydrocarbons into the Lugworm's (*Arenicola marina*) Digestive Fluids, *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 1221–1228, 2000.
71. Hund-Rinke K. and Simon M., Ecotoxic Effect of Photocatalytic Active Nanoparticels (TiO<sub>2</sub>) on Algae and Daphnids, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **13**, 225–232, 2006.
72. Lovern S.B. and Klaper R., Daphnia Magna Mortality when Exposed to Titanium Dioxide and Fullerene (C60) Nanoparticles, *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**, 1132–1137, 2006.
73. Roberts A.P., Mount A.S., Seda B., Souther J., Qiao R., Lin S., Ke P.C., Rao A.M., and Klaine S.J., In Vivo Biomodification of Lipid-coated Carbon Nanotubes by Daphnia Magna, *Environ. Sci. Technol.*, **41**, 3025–3029, 2007.
74. Usenko C.Y., Harper S.L., and Tanguay R.L., Fullerene C60 Exposure Elicits an Oxidative Stress Response in Embryonic Zebrafish, *Toxicol. Appl. Pharm.*, **229**, 44–55, 2008.
75. Duan W. and Chen P.J.J., Developmental Toxicity in Zebrafish (danio rerio) Embryos after Exposure to Manufactured Nanomaterials: Buckminsterfullerene Aggregates (nC60) and Fullerol, *Environ. Toxicol. Chem.*, **26**, 976–979, 2007.
76. Zhu S., Oberdörster E., and Haasch M.L., Toxicity of an Engineered Nanoparticles of in Two Aquatic Species, Daphnia and Fathead Minnow, *Mar. Environ. Res.*, **62**, S5–S9, 2006.
77. Asharani P.V., Wu W.L., and Gong Z., Toxicity of Silver Nanoparticles in Zebrafish Models, *Nanotechnology*, **19**, 255–102, 2008.