



دانشگاه علوم پزشکی مشهد
معاونت پژوهش و فناوری
۶۱۲



کمیته تحقیقات و انشجوی
معاونت پژوهش و فناوری
دانشگاه علوم پزشکی مشهد



اصلاح زباله های پلاستیکی و میکروپلاستیک ها

Remediation of Plastic and Microplastic Wastes

سوراجیت موندال. پاپیتا داس. آرناب موندال. سوبانکار پال. جیتندرا کومار پانده تاپاس ک. داس.

مترجمین:

ضیاءالدین بنیادی

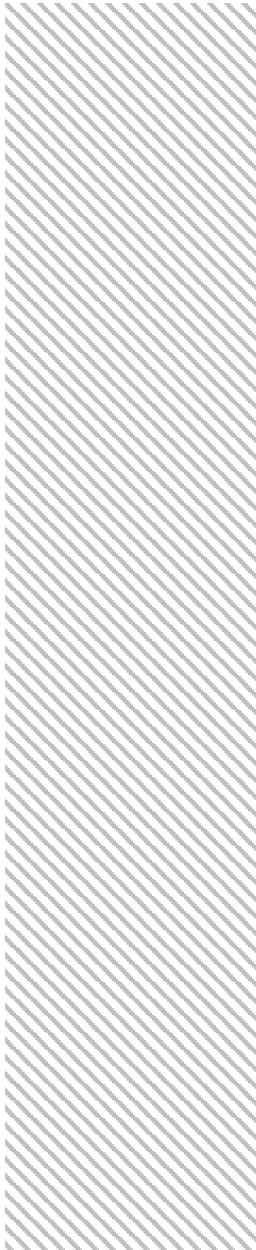
دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی مشهد

افسانه اسماعیلی نصرآبادی

دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط

عضو کمیته تحقیقات دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی مشهد

بناجره



عنوان و نام پدیدآور : اصلاح زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک‌ها/ویراستاران [سوراجیت موندال...و دیگران] ؛
 ترجمه ضیاءالدین بنیادی، افسانه اسماعیلی نصرآبادی.
 مشخصات نشر : مشهد: دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد، انتشارات، ۱۴۰۳.
 مشخصات ظاهری : ۳۸۲ ص.: مصور، جدول، نمودار.
 فروست : انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد؛ ۶۱۲
 شابک : ۹۷۸-۶۰۰-۳۶۹-۲۹۱-۶
 وضعیت فهرست نویسی : فیبا
 یادداشت : سوراجیت موندال، پایتا داس، آرناب موندال، سوبانکار پال، جیتندرا کومار پانده، تاپاس ک. داس.
 یادداشت : عنوان اصلی: Remediation of Plastic and Microplastic Waste, 2024.
 یادداشت : کتابنامه.
 موضوع : ضایعات پلاستیکی -- جنبه‌های زیست‌محیطی
 Plastic scrap -- Environmental aspects
 پلاستیک -- جنبه‌های زیست‌محیطی
 Plastics -- Environmental aspects
 شناسه افزوده : موندال، سوراجیت، ویراستار
 شناسه افزوده : Mondal, Surajit
 شناسه افزوده : بنیادی، ضیاءالدین، ۱۳۶۰- مترجم
 شناسه افزوده : اسماعیلی نصرآبادی، افسانه، ۱۳۷۷- مترجم
 شناسه افزوده : دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد. انتشارات
 رده بندی کنگره : ۷۹۸TD
 رده بندی دیویی : ۶۲۸/۵۲
 شماره کتابشناسی ملی : ۹۹۹۷۵۳۳
 اطلاعات رکورد کتابشناسی : فیبا



انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد

اصلاح زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک‌ها

شماره اثر ۶۱۲

ترجمه	دکتر ضیاءالدین بنیادی افسانه اسماعیلی نصرآبادی
طراح جلد	الیه نوری
نوبت چاپ	اول، بهار ۱۴۰۴
قطع	وزیری، ۳۸۲ صفحه
شابک	۹۷۸-۶۰۰-۳۶۹-۲۹۱-۶
حق چاپ محفوظ است	انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد



دفتر انتشارات :

مشهد، خیابان دانشگاه، جنب سینما
 هویزه، ساختمان قریشی، طبقه اول،
 گروه نشریات و کتب
 مدیریت اطلاع‌رسانی پزشکی
 و منابع علمی دانشگاه
 ۹۱۳۸۸۱۳۹۴۴ | ص.ب
 ۰۵۱-۳۸۴۵۱۵۳۶ | تلفن
<http://pub.mums.ac.ir>
pub@mums.ac.ir

اصلاح زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک‌ها



سوراجیت موندال، پاییتا داس، آرناب موندال،
سوبانکار پال، جیتندرا کومار پانده، تاپاس ک. داس

ترجمه:

دکتر ضیاء الدین بنیادی

دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مشهد

افسانه اسماعیلی نصرآبادی

دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط
و عضو کمیته تحقیقات دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی مشهد

یادداشت ناشر

بسمه تعالی

انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد به عنوان یک نهاد علمی - فرهنگی، چاپ و نشر کتاب‌های مورد استفاده استادان و دانشجویان رشته‌های علوم پزشکی را از وظایف اساسی خود می‌داند و بر آن است تا با انتشار متون مربوط به علوم پزشکی، هم بر اعتبار و اعتلای آن‌ها بیفزاید و هم موجبات دل‌گرمی و شوق و نشاط ایشان در امر تحقیق را فراهم آورد. به یقین چاپ و نشر آثار معتبر علمی، امکان دستیابی اهل تحقیق به منابع مختلف و گوناگون علمی مورد نیاز به بهترین صورت ممکن خواهد ساخت و راه را برای تحقیقات بعدی هموار خواهد کرد.

گسترده‌ی فعالیت‌های ناشران خصوصی، نه تنها از مسئولیت مراکز معتبر دانشگاهی برای کوشش در این زمینه‌ها با تکیه بر جنبه‌های علمی و فرهنگی موضوع نمی‌کاهد، بلکه به دلایل گوناگون از جمله لزوم بررسی‌های دقیق کارشناسی، ویرایش‌های علمی و فنی و نیز توجه بیشتر به توان مالی مخاطبان آثار به ویژه دانشجویان، باید دانشگاه‌های دولتی دامنه خدمات خود را با تکیه بر جنبه‌های کیفی و گاه صرف نظر از بازده اقتصادی گسترش دهند.

مسئولان انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد با اشتیاق و اخلاص تمام می‌خواهند جدیدترین آثار مربوط به دانش‌های پزشکی را به بهترین شیوه فراهم آورند و می‌کوشند تا آثار منتشر شده با کیفیت مطلوب عرضه شود. در عین حال انتشارات مترصد دریافت نظرها و انتقادهای به جا و سازنده اهل نظر است، تا از این طریق بتواند بر کمال آثار منتشره شده خویش بیفزاید.

معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه علوم پزشکی مشهد با استعانت از الطاف خداوندی امیدوار است که نشر این اثر با نظارت همه جانبه این معاونت و با تکیه بر ابتکار و کوشش اعضا و کارشناس دانش‌آموخته خویش، همانند دیگر آثار این انتشارات، موجب ارتباط محکم و پایدار با جامعه پزشکی و دانشجویان پژوهشگر در جهت ارتقای کیفی و تنوع موضوعات مورد نیاز دانش‌پژوهان رشته‌های علوم پزشکی شود و مورد استفاده دانشجویان و مقبول طبع صاحب نظران و دانشگاهیان نکته‌بین قرار بگیرد.

انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد

فهرست مطالب

فصل ۱. بهترین روش‌های اصلاح میکروپلاستیک‌ها: یک مطالعه مروری.....	۱۷
۱-۱. مقدمه.....	۱۷
۱-۲. میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست.....	۱۹
۱-۳. اثرات خطرناک میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱
۱-۳-۱. تاثیر میکروپلاستیک‌ها بر زندگی آبزیان و سواحل.....	۲۲
۱-۴. اصلاح آلودگی میکروپلاستیک‌ها و روش‌های تبدیل آن‌ها.....	۲۴
۱-۴-۱. روش‌های فیزیکی.....	۲۴
۱-۴-۲. روش‌های شیمیایی.....	۳۲
۱-۵. شکاف‌ها و چالش‌های تحقیقاتی.....	۴۲
۱-۶. نتیجه‌گیری.....	۴۴
منابع.....	۴۶

فصل ۲. بررسی فراوانی میکروپلاستیک‌ها در هند..... ۵۷

۵۷.....	۲-۱. مقدمه.....
۵۹.....	۲-۲. پیشینه تاریخی.....
۶۱.....	۲-۳. مروری بر مقالات.....
۶۲.....	۲-۴. جمع آوری داده‌ها.....
۶۳.....	۲-۵. آلودگی میکروپلاستیک در هند.....
۶۴.....	۲-۶. روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها.....
۶۵.....	۲-۶-۱. رسوب.....
۶۶.....	۲-۶-۲. آب.....
۶۷.....	۲-۶-۳. جانداران.....
۶۷.....	۲-۶-۴. نمک.....
۶۷.....	۲-۶-۵. مواد باقی مانده.....
۶۸.....	۲-۷. روش‌های استخراج میکروپلاستیک.....
۶۹.....	۲-۷-۱. مواد باقیمانده.....
۶۹.....	۲-۷-۲. آب.....
۶۹.....	۲-۷-۳. جانداران.....
۶۹.....	۲-۷-۴. نمک.....
۷۰.....	۲-۸. میکروپلاستیک‌های موجود در ماتریس‌های مختلف.....
۷۰.....	۲-۸-۱. فراوانی و توزیع.....
۷۰.....	۲-۹. تفاوت بین سیستم‌های زمینی و آبی.....
۷۲.....	۲-۱۰. اثرات میکروپلاستیک در اکوسیستم‌های خشکی.....
۷۲.....	۲-۱۱. مدیریت و مقررات زباله‌های پلاستیکی در هند.....
۷۳.....	۲-۱۲. نتیجه‌گیری.....
۷۳.....	منابع.....

فصل ۳. اثرات سمی میکروپلاستیک‌های موجود در مواد غذایی بر سلامت انسان..... ۷۹

۷۹.....	۳-۱. مقدمه.....
۸۰.....	۳-۲. ورود میکروپلاستیک‌ها به زنجیره غذایی.....

۳-۳. انتقال میکروپلاستیک‌ها به مواد غذایی مصرفی انسان	۸۱
۳-۳-۱. ماهی	۸۱
۳-۳-۲. شکر	۸۲
۳-۳-۳. نمک	۸۲
۳-۳-۴. آب آشامیدنی	۸۳
۳-۳-۵. میوه‌ها و سبزیجات	۸۳
۳-۳-۶. شیر	۸۳
۳-۳-۷. برنج	۸۴
۳-۳-۸. گوشت	۸۴
۳-۴. مکانیسم سمیت ناشی از مواد غذایی	۸۴
۳-۵. اقدامات پیشگیرانه در برابر آلودگی پلاستیک‌ها	۸۸
۳-۶. نتیجه‌گیری	۸۸
منابع	۸۸

فصل ۴. حضور میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر ۹۳

۴-۱. مقدمه	۹۳
۴-۲. روش‌های آنالیز میکروپلاستیک	۹۶
۴-۲-۱. جمع‌آوری نمونه	۹۶
۴-۲-۲. معیارهای شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها	۹۷
۴-۲-۳. حذف ماتریکس آلی	۹۸
۴-۲-۴. روش‌های تحلیلی	۹۹
۴-۳. شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و رنگ میکروپلاستیک‌های اتمسفر	۱۰۰
۴-۳-۱. ترکیب شیمیایی	۱۰۰
۴-۳-۲. رنگ	۱۰۰
۴-۳-۳. اندازه و شکل	۱۰۰
۴-۴. جابه‌جایی میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر	۱۰۱
۴-۵. پیامدهای بهداشتی ناشی از میکروپلاستیک‌های اتمسفر	۱۰۲
۴-۶. نتیجه‌گیری	۱۰۴

منابع ۱۰۵

فصل ۵. حضور میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر (شناسایی، منابع و مسیرهای انتقال) ۱۰۹

۵-۱. مقدمه ۱۰۹

۵-۲. منابع میکروپلاستیک ۱۱۱

۵-۲-۱. انتشارات صنعتی ۱۱۲

۵-۲-۲. ساییدگی لاستیک خودرو و گرد و غبار جاده ۱۱۲

۵-۲-۳. جابجائی فرا مرزی میکروپلاستیک‌ها ۱۱۳

۵-۲-۴. فعالیت‌ها و محیط‌های داخلی ۱۱۳

۵-۲-۵. منابع میکروپلاستیک در فضای باز ۱۱۳

۵-۲-۶. منابع داخلی ۱۱۴

۵-۳. انواع میکروپلاستیک‌ها ۱۱۵

۵-۳-۱. آنالیزهای تحلیلی میکروپلاستیک‌ها ۱۱۶

۵-۳-۲. جمع‌آوری نمونه ۱۱۶

۵-۳-۳. آماده‌سازی نمونه ۱۱۷

۵-۴. تجزیه و تحلیل ۱۱۷

۵-۴-۱. شناسایی بصری ۱۱۷

۵-۴-۲. طیف‌سنجی فوریه-تبدیل-مادون قرمز (FTIR) ۱۱۷

۵-۴-۳. طیف‌سنجی رامان ۱۱۸

۵-۴-۴. کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها ۱۱۸

۵-۵. فیزیognومی میکروپلاستیک‌ها ۱۱۸

۵-۵-۱. شکل ۱۱۹

۵-۵-۲. اندازه ۱۱۹

۵-۵-۳. رنگ ۱۱۹

۵-۵-۴. تجزیه و تحلیل ترکیبی ۱۲۰

۵-۶. مسیرهای انتقال میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر ۱۲۲

۵-۷. خطرات میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر برای سلامتی ۱۲۳

۵-۷-۱. سلامت انسان‌ها ۱۲۴

۵-۷-۲. تأثیرات بر اکوسیستم	۱۲۴
۵-۷-۳. سلامت حیوانات	۱۲۴
۵-۷-۴. انتقال مواد شیمیایی	۱۲۴
۵-۸. نتیجه گیری	۱۲۵
۵-۸-۱. مطالعات تحقیقاتی آینده	۱۲۵
منابع	۱۲۶

فصل ۶. میکروپلاستیک‌ها در محیط دریایی..... ۱۳۱

۶-۱. مقدمه	۱۳۱
۶-۲. قابلیت اشتعال میکروپلاستیک‌ها	۱۳۲
۶-۲-۱. یک فاجعه: از زمان شروع تا پایان	۱۳۲
۶-۳. نمونه‌گیری، شناسایی و کمیت	۱۳۸
۶-۳-۱. روش‌های آماده‌سازی نمونه	۱۳۸
۶-۳-۱-۱. روش فیزیکی	۱۳۹
۶-۳-۲. شناسایی و تشخیص میکروپلاستیک‌ها	۱۴۴
۶-۴. تجزیه میکروپلاستیک‌ها	۱۴۶
۶-۵. تولید محصولات با ارزش افزوده از میکروپلاستیک‌ها	۱۴۹
۶-۶. نتیجه‌گیری	۱۴۹
منابع	۱۵۰

فصل ۷. کارد و چنگال‌های خوراکی، راه حلی پایدار برای آلودگی پلاستیک و تقویت اقتصاد جهانی .. ۱۵۷

۷-۱. مقدمه	۱۵۷
۷-۲. اثرات سمی پلاستیک‌ها	۱۵۹
۷-۳. تقاضا برای کارد و چنگال خوراکی: یک چشم انداز جهانی	۱۶۳
۷-۴. تولید و برند سازی	۱۶۵
۷-۵. آنالیز کیفیت فرمولاسیون‌های مختلف	۱۷۱
۷-۶. نتیجه‌گیری	۱۷۱
منابع	۱۷۲

فصل ۸. راهکارهای مهندسی زیستی برای رفع آلودگی میکروپلاستیک‌ها... ۱۷۵

- ۸-۱. مقدمه ۱۷۵
- ۸-۲. اصل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها ۱۷۷
- ۸-۳. تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها با استفاده از رویکردهای میکروبی ۱۷۹
 - ۸-۳-۱. باکتری‌ها ۱۷۹
 - ۸-۳-۲. جلبک‌ها ۱۸۲
 - ۸-۳-۳. قارچ‌ها ۱۸۳
 - ۸-۳-۴. تجزیه آنزیمی ۱۸۴
 - ۸-۳-۵. بیوفیلم برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها ۱۸۶
- ۸-۴. عوامل مؤثر بر تجزیه میکروبی میکروپلاستیک‌ها ۱۸۸
- ۸-۵. روش‌های پیشرفته برای تجزیه بیشتر میکروپلاستیک‌ها ۱۹۰
 - ۸-۵-۱. متاژنومیکس برای کشف پتانسیل‌های جامعه میکروبی غیر قابل کشت ۱۹۱
 - ۸-۵-۲. ابزارهای ویرایش ژن برای افزایش کیفیت تجزیه میکروپلاستیک‌ها ۱۹۲
- ۸-۶. نتیجه‌گیری ۱۹۳
- منابع ۱۹۴

فصل ۹. راهبردهای پایش و مدیریت میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم ۲۰۱

- ۹-۱. مقدمه ۲۰۱
- ۹-۱-۱. اثرات زیست محیطی ۲۰۲
- ۹-۱-۲. سلامت انسان ۲۰۲
- ۹-۱-۳. کاهش اثرات مخرب ۲۰۲
- ۹-۱-۴. سناریوی ملی و بین‌المللی ۲۰۳
- ۹-۱-۵. مقررات و سیاست‌ها ۲۰۳
- ۹-۱-۶. تحقیق و نظارت ۲۰۳
- ۹-۲. آگاهی عمومی و آموزش ۲۰۴
- ۹-۳. میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف ۲۰۴
- ۹-۴. روش‌های پایش و مدیریت میکروپلاستیک‌ها ۲۰۷
- ۹-۵. مراحل پایش و مدیریت ضایعات پلاستیکی ۲۱۰

۹-۶.	چالش‌های مربوط به پایش میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱۲
۹-۷.	شیوه‌های مدیریتی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱۳
۹-۸.	تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱۴
۹-۹.	پیامدهای نامطلوب میکروپلاستیک‌ها برای تولید مثل.....	۲۱۵
۹-۱۰.	تأثیر بالقوه آلودگی شیمیایی میکروپلاستیک‌ها بر سلامتی کودکان.....	۲۱۶
۹-۱۱.	تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱۷
۹-۱۲.	میکروپلاستیک در محصولات مراقبت شخصی.....	۲۱۸
۹-۱۳.	روش‌های مدرن برای تشخیص میکروپلاستیک‌ها.....	۲۱۹
۹-۱۴.	نتیجه‌گیری.....	۲۲۲
	منابع.....	۲۲۳

فصل ۱۰. خطرات و اصلاح آلودگی میکروپلاستیک در حیات موجودات دریایی..... ۲۲۷

۱۰-۱.	مقدمه.....	۲۲۷
۱۰-۲.	مشتقات میکروپلاستیک در اکوسیستم آبی.....	۲۲۹
۱۰-۳.	توزیع میکروپلاستیک‌ها.....	۲۳۳
۱۰-۴.	ترکیبات شیمیایی و موارد استفاده از میکروپلاستیک‌ها.....	۲۳۳
۱۰-۴-۱.	پلی اتیلن (PE).....	۲۳۴
۱۰-۴-۲.	پلی استایرن (PS).....	۲۳۵
۱۰-۴-۳.	پلی اتیلن ترفتالات (PET).....	۲۳۶
۱۰-۴-۴.	پلی پروپیلن (PP).....	۲۳۶
۱۰-۴-۵.	پلی وینیل کلراید (PVC).....	۲۳۷
۱۰-۴-۶.	پلی یورتان (PU).....	۲۳۷
۱۰-۵.	سمیت میکروپلاستیک‌ها برای موجودات آبزی و زنجیره غذایی.....	۲۳۸
۱۰-۶.	میکروپلاستیک‌ها، فلزات و سایر ترکیبات همراه.....	۲۴۲
۱۰-۷.	روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها.....	۲۴۴
۱۰-۷-۱.	SEM-EDS.....	۲۴۴
۱۰-۷-۲.	FTIR.....	۲۴۵
۱۰-۷-۳.	طیف‌سنجی مادون قرمز نزدیک (NIR).....	۲۴۶

۲۴۶	 طیف سنجی رامان ۱۰-۷-۴
۲۴۶	 رزونانس مغناطیسی هسته‌ای (NMR) ۱۰-۷-۵
۲۴۶	 تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی ۱۰-۸
۲۴۸	 میکروارگانیزم‌های دریایی تجزیه‌کننده پلاستیک و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها ۱۰-۹
۲۵۳	 نتیجه‌گیری ۱۰-۱۰
۲۵۴	 منابع

فصل ۱۱. تجزیه شیمیایی، نوری و زیستی پلاستیک ۲۶۱

۲۶۱	 مقدمه ۱۱-۱
۲۶۳	 منابع پلاستیک ۱۱-۲
۲۶۴	 سمیت ناشی از پلاستیک ۱۱-۳
۲۶۶	 تجزیه نوری ۱۱-۴
۲۶۶	 Photoinitiation ۱۱-۴-۱
۲۶۶	 Propagation ۱۱-۴-۲
۲۶۷	 Termination ۱۱-۴-۳
۲۶۸	 تجزیه شیمیایی ۱۱-۵
۲۶۹	 مکانیسم انحلال حرارتی ۱۱-۵-۱
۲۷۰	 مکانیسم تجزیه آبکافتی ۱۱-۵-۲
۲۷۱	 مکانیسم اکسیداسیون حرارتی ۱۱-۵-۳
۲۷۳	 تجزیه زیستی ۱۱-۶
۲۷۶	 تجزیه زیستی پلاستیک‌ها به وسیله قارچ‌ها ۱۱-۶-۱
۲۷۷	 تجزیه باکتریایی پلاستیک‌ها ۱۱-۶-۲
۲۷۷	 نتیجه‌گیری ۱۱-۷
۲۷۸	 منابع

فصل ۱۲. سرنوشت میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در اکوسیستم دریایی ۲۸۵

۲۸۵	 مقدمه ۱۲-۱
۲۸۶	 میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها ۱۲-۲

۲۸۹	۱۲-۲-۱. مکانیسم تولید
۲۹۰	۱۲-۲-۲. پراکندگی در محیط زیست
۲۹۱	۱۲-۳. اکوسیستم دریایی و آلاینده‌ها
۲۹۲	۱۲-۳-۱. مسیر آلاینده‌ها به اکوسیستم دریایی
۲۹۵	۱۲-۳-۲. فعل و انفعالات میکروبی
۲۹۷	۱۲-۳-۳. اثرات بر محیط و سلامت دریایی (اثرات مزمن و حاد)
۲۹۸	منابع

فصل ۱۳. سرنوشت میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در محیط زیست..... ۳۰۳

۳۰۳	۱۳-۱. مقدمه
۳۰۵	۱۳-۲. منابع پلاستیک در اکوسیستم
۳۰۶	۱۳-۳. هوازدهی پلاستیک‌ها
۳۰۷	۱۳-۳-۱. عوامل غیر زیستی
۳۰۷	۱۳-۳-۲. عوامل زیستی
۳۰۸	۱۳-۴. ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها
۳۰۸	۱۳-۴-۱. خصوصیات و تفاوت
۳۱۰	۱۳-۴-۲. تکنیک‌های مورد استفاده برای تجزیه و تحلیل ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها
۳۱۲	۱۳-۴-۳. جذب مواد شیمیایی
۳۱۳	۱۳-۴-۴. اثرات سمی بر موجودات زنده
۳۱۷	۱۳-۴-۵. اثرات سمی میکروپلاستیک بر انسان‌ها: شواهد اپیدمیولوژیک و تجربی
۳۲۱	۱۳-۵. ارزیابی ریسک
۳۲۲	۱۳-۶. اصلاح میکروپلاستیک‌ها
۳۲۲	۱۳-۶-۱. انعقاد/ آگلومراسیون/ لخته سازی
۳۲۲	۱۳-۶-۲. فناوری رآکتور زیستی غشایی
۳۲۲	۱۳-۶-۳. فتواکسیداسیون پیشرفته
۳۲۳	۱۳-۶-۴. اصلاح زیستی
۳۲۴	۱۳-۷. نتیجه‌گیری
۳۲۵	منابع

فصل ۱۴. اصلاح میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانو مواد دوستدار محیط زیست..... ۳۳۷

۱۴-۱. مقدمه ۳۳۷

۱۴-۲. منابع میکروپلاستیک ۳۴۰

۱۴-۲-۱. بسته بندی‌های پلاستیکی ۳۴۰

۱۴-۲-۲. اقلام مراقبت شخصی ۳۴۱

۱۴-۲-۳. الیاف پارچه‌ها ۳۴۱

۱۴-۲-۴. فرآورده‌های صنعتی ۳۴۱

۱۴-۲-۵. چمن مصنوعی ۳۴۲

۱۴-۳. اصلاح سبز با استفاده از نانوتکنولوژی زیستی ۳۴۵

۱۴-۳-۱. گیاه پالایی ۳۴۵

۱۴-۳-۲. اصلاح آنزیمی ۳۴۵

۱۴-۳-۳. نانوجاذب‌ها ۳۴۵

۱۴-۳-۴. شن و ماسه با پوشش کیتوزان ۳۴۶

۱۴-۳-۵. هوش مصنوعی ۳۴۶

۱۴-۴. کاهش اثرات میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانومواد زیستی ۳۴۸

۱۴-۴-۱. رفع آسیب‌های وارد شده به صخره‌های مرجانی با استفاده از نانوذرات زیستی ۳۴۹

۱۴-۵. حسگرهای زیستی برای تشخیص میکروپلاستیک ۳۵۲

۱۴-۵-۱. تجهیزات تحلیلی ۳۵۲

۱۴-۵-۲. حسگرهای زیستی مبتنی بر آنزیم ۳۵۲

۱۴-۵-۳. حسگرهای زیستی مبتنی بر آنتی‌باد ۳۵۲

۱۴-۵-۴. حسگرهای زیستی مبتنی بر آنتی بادی ۳۵۲

۱۴-۶. فعالیت‌های جدید ۳۵۳

۱۴-۶-۱. جایگزین‌های میکروپلاستیک ۳۵۴

۱۴-۶-۲. انواع نانوذرات زیستی ۳۵۶

۱۴-۷. چالش‌ها ۳۵۶

۱۴-۸. نتیجه‌گیری ۳۵۸

منابع ۳۵۹

فصل ۱۵. کاربردهای نوین نانومواد مغناطیسی در اصلاح میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی ۳۶۵

۱۵-۱. مقدمه	۳۶۵
۱۵-۲. منابع و خواص فیزیکوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها	۳۶۷
۱۵-۳. تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر محیط آبی و سلامت انسان	۳۶۷
۱۵-۴. روش‌های رایج	۳۶۸
۱۵-۵. روش‌های حذف میکروپلاستیک با استفاده از نانومواد مغناطیسی	۳۷۰
۱۵-۵-۱. جذب و جداسازی مغناطیسی	۳۷۰
۱۵-۵-۲. فتوکاتالیز	۳۷۵
۱۵-۵-۳. فیلتراسیون غشایی	۳۷۶
۱۵-۶. بازسازی و استفاده مجدد از نانومواد مغناطیسی	۳۷۷
۱۵-۷. محدودیت‌ها، چالش‌ها و چشم‌اندازهای آینده	۳۷۸
۱۵-۸. نتیجه‌گیری	۳۷۹
منابع	۳۷۹

فصل ۱

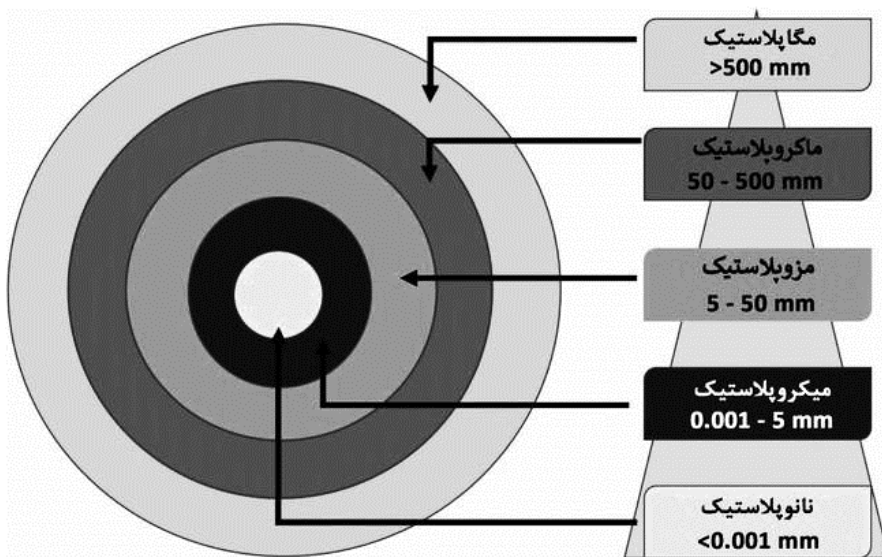
بهترین روش‌های اصلاح میکروپلاستیک‌ها: یک مطالعه مروری

۱-۱. مقدمه

پلاستیک ماده‌ای ضروری و بسیار کاربردی می‌باشد که سبب راحتی زندگی روزمره انسان‌ها نیز شده است. احتمالاً هیچ حوزه‌ای وجود ندارد که پلاستیک‌ها در آن حضور نداشته باشند. از ساخت محصول گرفته تا بسته بندی و برندسازی آن، پلاستیک‌ها همه جا هستند. با پیشرفت تمدن بشری استفاده از مواد پلاستیکی به طور چشمگیری افزایش یافته و قطعاً در سال‌های آینده نیز بیشتر خواهد شد. استفاده بیش از اندازه از پلاستیک منجر به نگرانی‌های جدی در خصوص آلودگی محیط زیست شده است.

به‌طور کلی، پلاستیک‌ها کیفیت عناصر بی جان و زندگی جانداران کره زمین را کاهش داده و مشکلات زیادی به وجود می‌آورند. تجزیه آن‌ها به دلیل استحکام و بی اثری شیمیایی قابل توجه چندین دهه به طول می‌انجامد، به همین دلیل مقابله با ذرات پلاستیکی باقی‌مانده بسیار دشوار است. ذرات کوچک پلاستیکی به گروه‌های متنوعی دسته بندی می‌شوند؛ یکی از این

گروه‌ها "میکروپلاستیک" نامیده می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی کوچکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر هستند. طبق مطالعات انجام شده و بررسی‌های علمی، زندگی جانداران و آبریزان نیز تحت تأثیر میکروپلاستیک‌ها قرار گرفته است [4-1]. تحقیقات نشان داده‌اند میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌ی خون انسان نیز یافت شده است؛ این موضوع ممکن است به دلیل نفوذ آن‌ها از طریق زنجیره غذایی باشد [5]. میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها اثرات بوم سم شناسی^۱ مختلفی بر محیط زیست و موجودات زنده، به ویژه موجوداتی که میکروپلاستیک‌ها را به اشتباه می‌بلعند دارند [۶]. این اثرات شامل آسیب به اندام‌های مختلف بدن، انسداد مجاری گوارشی، اختلالات رژیم غذایی، اختلالات سیستم گردش خون و ... است [۷، ۸]. مطالعاتی در خصوص اختلالات سلول‌های گوارشی و اپیتلیال^۲ مزمن به دلیل مصرف پلی اتیلن با چگالی بالا^۳ (HDPE) در صدف کبود^۴ گزارش شده است که اثرات خطرناکی بر بافت‌ها و مجاری روده داشته است [۹].



شکل ۱-۱. طبقه بندی زباله‌های پلاستیکی بر اساس اندازه.

1. Ecotoxicology

۲- Epithelial: سلول‌های اپیتلیال سلول‌های تخصصی هستند که به طور معمول در سطح اندام یا بافت یافت می‌شوند.

3. High density polyethylene

۴- صدف کبود با نام علمی *Mytilus edulis*، یک نرم‌تن دوکفه‌ای میان‌جته خوراکی و از خانواده کبودصدفان می‌باشد. صدف کبود استفاده تجاری زیادی دارد و از جانداران مهم در پرورش آبریزان است

با گذشت زمان اثرات منفی میکروپلاستیک‌ها چندین برابر افزایش می‌یابد؛ زیرا آلاینده‌هایی که به مرور زمان از ماتریس پلیمری جدا می‌شوند، مانند تثبیت کننده‌ها، آنتی اکسیدان‌ها، رنگ‌ها و مونومرهای واکنش نداده، ذرات کاتالیست باقی مانده را بر روی ساختار کوچک خود جذب می‌کنند [10-11].

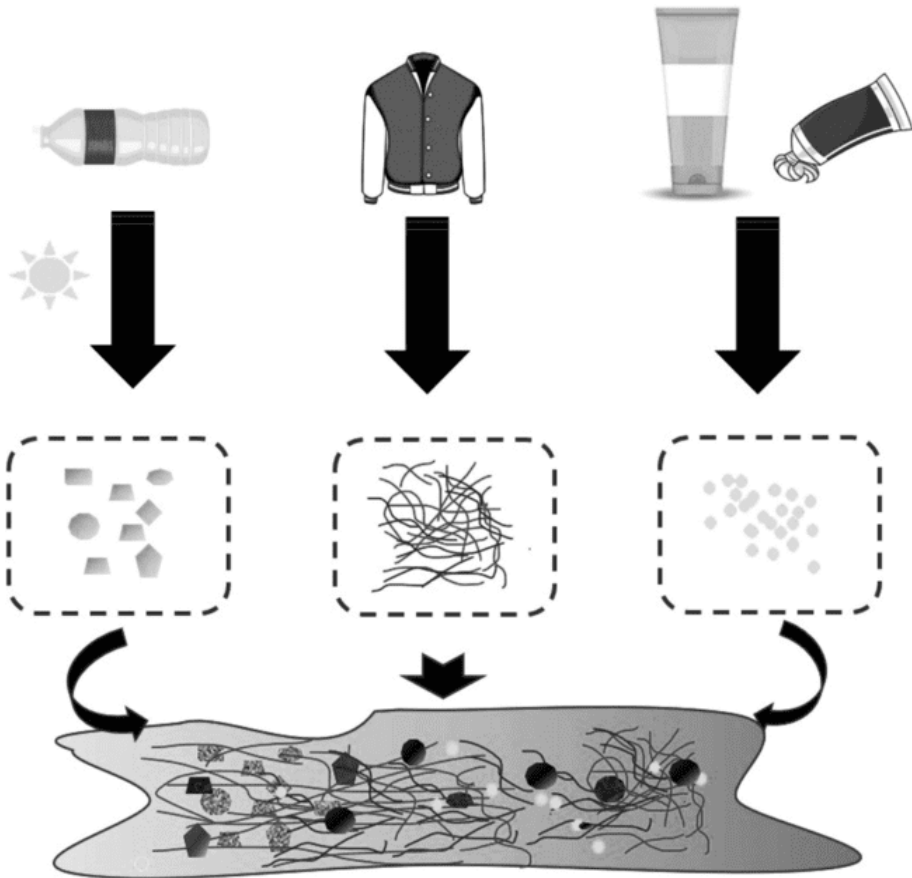
بیشتر میکروپلاستیک‌هایی که در محیط یافت می‌شوند بر اساس شکل ساختاری خود به ذرات کروی شکل^۱، قطعات^۲ و الیاف^۳ طبقه‌بندی می‌گردند [۱۲، ۱۳]. در خصوص اثر شکل میکروپلاستیک‌ها بر خواص و روش‌های ارزیابی آن‌ها نیز تحقیقاتی انجام شده است [۱۴-۱۶]. به منظور حل مشکلات مربوط به میکروپلاستیک‌ها، ماهیت شیمیایی پلاستیک‌های مربوطه، نحوه استفاده و رفتار آن‌ها در شرایط اقلیمی و محیطی مختلف را باید درک کرد. بر اساس شرایط محیطی مختلف، مکانیسم تخریبی پلاستیک‌ها شامل روش‌های حرارتی، فتواکسیداسیون، ازون زنی اولیه، کاتالیزوری، مکانیکی-شیمیایی و تجزیه زیستی می‌باشد. [۱۷، ۱۸].

۲-۱. میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست

پلاستیک‌ها تحت عنوان زباله وارد محیط زیست می‌شوند، بخشی از آن‌ها مورد بازیافت قرار گرفته و مابقی آن‌ها دور ریخته شده و بیشتر در سطح زمین دفن می‌شوند [۱۹]. طبق آمار، مقدار زباله‌های پلاستیکی که در محیط زیست تجمع می‌یابند به طور قابل توجهی از مجموع پلاستیک‌های تولید شده در سطح جهان بیشتر است. زباله‌های پلاستیکی، پتانسیل زیادی برای تولید میکروپلاستیک‌ها دارند. به طور کلی میکروپلاستیک‌ها را بر اساس منشأ به دو دسته اولیه و ثانویه طبقه بندی می‌کنند. میکروپلاستیک‌های اولیه مستقیماً از محصولات مراقبت شخصی مانند لوازم آرایشی، آزاد می‌شود در حالی که میکروپلاستیک‌های ثانویه در اثر هوازدگی و فرسایش زباله‌های پلاستیکی ماکروسکوپی تولید می‌شوند [۲۰]. علاوه بر این، میکروالیاف‌ها نیز در هنگام شستشوی پارچه‌های مصنوعی در فاضلاب شهری آزاد می‌گردند. Murphy و همکاران در سال ۲۰۱۶، مقدار زیادی میکروپلاستیک اولیه در پساب‌های شهری یافتند [۲۱]. علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها در خاک، اتمسفر و پهنه‌های آبی از جمله دریاها، سواحل [۲۲]، رودخانه‌ها [۲۳] و دریاچه‌ها [۲۴] نیز پیدا شده است [۲۵]. طیف وسیعی از

1. Spheres
2. Fragments
3. Fibres

موجودات زنده، از جمله آبزیان و موجودات خشکی‌زی میکروپلاستیک‌ها را به دلیل اندازه کوچکشان به اشتباه می‌بلعند و در نتیجه از طریق زنجیره غذایی از ژئوپلانکتون‌های کوچک به پستانداران بزرگتر، یعنی انسان‌ها منتقل می‌شوند که خطرات زیادی برای سلامتی به وجود می‌آورند [۲۶-۲۹].



شکل ۲-۱. ورود میکروپلاستیک از منابع مختلف به محیط آبی

میکروپلاستیک‌ها از منابع مختلفی مانند صنایع، زباله‌های خانگی، منابع آبی آلوده و رواناب‌های حاوی کودهای میکروکپسولی وارد محیط‌زیست دریایی می‌شوند [30]. میکروکپسول‌ها منابع بالقوه میکروپلاستیک‌های ثانویه هستند [۳۱]. علاوه بر این، فعالیت‌هایی مانند ماهیگیری، پرورش ماهی و حفاری در دریا نیز منابع آلودگی میکروپلاستیک

نانویه در پهنه‌های آبی مختلف هستند [۳۲]. اکوسیستم‌های آبی به شدت تحت تأثیر آلودگی میکروپلاستیک‌ها قرار دارند زیرا تصفیه خانه‌های فاضلاب به روش‌های مناسب حذف میکروپلاستیک‌ها دسترسی ندارند؛ این مسئله عامل اصلی آلودگی گسترده محیط زیست با ذرات پلاستیکی می‌باشد. علاوه بر این بادهای و طوفان‌ها نیز با پراکندگی میکروپلاستیک‌های سبک وزن و کوچک در همه جهات، به عنوان ناقل عمل کرده و در نتیجه مشکل بزرگتر می‌شود [33-37]. عوامل مختلفی مانند هوازدگی، جزر و مد، سرعت باد و ... بر انتقال و توزیع میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر تأثیر می‌گذارند. علاوه بر آب، خاک و هوا، گیاهان نیز در معرض آلودگی قرار دارند و عاملی برای انتقال میکروپلاستیک‌ها هستند. میکروپلاستیک‌ها بیشتر از طریق ریشه، وارد گیاهان می‌شوند [۳۸]، میکروپلاستیک‌های کوچک تر (μm) و نانوپلاستیک‌ها قابلیت نفوذ بیشتری دارند و به قسمت‌های مختلف از جمله قسمت‌های هوایی گیاه وارد می‌شوند؛ علاوه بر این ساختار آوندهای چوبی نیز در جذب و حرکت ذرات پلاستیکی نقش دارند [۳۹-۴۴]. در خصوص توانایی انتقال میکروپلاستیک‌ها در گیاهان نتایج متناقضی نیز وجود دارد.

۳-۱. اثرات خطرناک میکروپلاستیک‌ها

اقیانوس‌ها و دریاها حدود ۷۱٪ از سطح کره زمین را پوشانده اند؛ بنابراین بخش زیادی از میکروپلاستیک‌ها، اقیانوس‌ها را آلوده می‌کنند. گیاهان و جانوران آبزی به شکل‌های مختلفی تحت تأثیر این آلاینده قرار می‌گیرند؛ زیرا ذرات میکروپلاستیک به دلیل اندازه کوچک خود مواد شیمیایی خطرناک مختلفی را جذب کرده و در نتیجه به عنوان یک ناقل عمل می‌کنند. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها در طول زمان مواد شیمیایی خطرناک و سمی (افزودنی‌های فرمولاسیون پلاستیک) را از بین می‌برند [۱۰، ۱۱]. حدود ۵۴/۵ درصد از میکروپلاستیک‌های یافت شده در اقیانوس‌ها از نوع پلی اتیلن (PE^1) است و بعد از آن پلی پروپیلن (PP^2) حدود ۱۶/۵ درصد را به خود اختصاص می‌دهد. PE و PP وزن سبکی دارند و روی سطح آب شناور باقی می‌مانند؛ سایر میکروپلاستیک‌ها به دلیل چگالی بالاتر در بستر اقیانوس‌ها فرو می‌روند و در نتیجه بر زندگی مرجان‌ها و فعالیت‌هایی مانند تغذیه، تخم ریزی و رشد و نمو آبزیان تأثیر می‌گذارند. غلظت تجمعی میکروپلاستیک‌ها از طریق زنجیره غذایی از یک منبع تغذیه‌ای به سطح دیگر منتقل می‌شود؛ البته میزان چنین اثری در زنجیره‌های غذایی پیچیده‌تر قابل

1. Polyethylene
2. Polypropylene

محاسبه نمی‌باشد [۴۵]. میکروپلاستیک‌ها بر روند تغذیه، رشد و تکثیر آبزیان نیز تأثیرگذار هستند؛ این اثرات با نوع پلاستیک، نوع میکروارگانیسم‌ها و سطح تماس ارتباط دارند.

۱-۳-۱. تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر زندگی آبزیان و سواحل

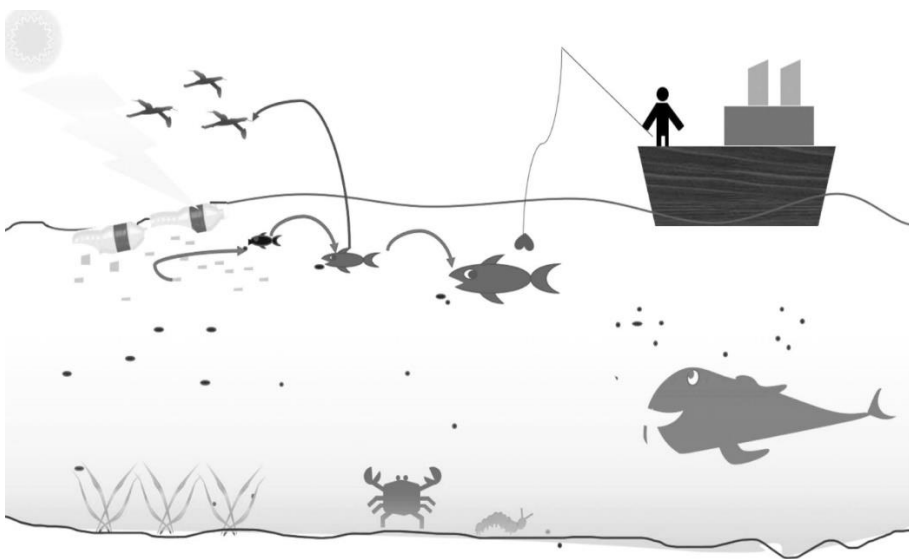
میکروپلاستیک پلی استایرن (PS^۱) در صدف‌ها، به دلیل مصرف نامنظم غذا و در نتیجه توزیع نامناسب انرژی در بدن آن‌ها بر فرآیندهای تولید مثل و تغذیه تأثیر منفی می‌گذارد. PS بر روند تخم‌گذاری نیز تأثیرگذار است و تعداد تخم‌ها به دلیل افت کیفیت تخمک و اسپرم کاهش می‌یابند. با نفوذ PS، سرعت و تعداد اسپرم‌ها کاهش یافته و در نتیجه فرآیند لقاح در صدف‌ها مختل می‌شود. زمانی که یک صدف، ذره PS به طول ۶ میکرومتر را می‌بلعد، میزان تولید و رشد لارو در این گونه صدف‌ها به ترتیب ۴۱٪ و ۱۸٪ کاهش می‌یابد [۴۶]. پنگوئن‌های جنتوی^۲ ساکن قطب جنوب، گونه‌های ایده‌آلی برای پایش آلودگی میکروپلاستیک در موجودات منطقه هستند؛ طبق مطالعات انجام شده، میکروپلاستیک‌ها به شکل لیاف، قطعات و فیلم در فضولات پنگوئن‌های جنتو یافت شده است. محققان بر این باورند که ورود میکروپلاستیک به بدن پنگوئن‌ها به دلیل تغذیه اشتباه و یا به دلیل مصرف طعمه‌های آلوده می‌باشد [۴۷]. حتی زئوپلانکتون‌ها نیز از اثرات این آلاینده نوظهور در امان نیستند. مطالعه‌ای که توسط Cole و همکاران انجام شد تأثیر نفوذ میکروپلاستیک بر عادات غذایی، باروری و عملکرد یک نوع زئوپلانکتون را مورد بحث قرار داده است. قرارگیری در معرض ریزدانه‌های PS با ابعادی در حدود ۲۰ میکرومتر باعث تاخیر در رشد زئوپلانکتون‌ها، کاهش زیست توده کربن تا حدود ۴۰٪، کاهش اندازه تخم‌ها، کاهش تخم‌ریزی در غلاف‌های کوچک و کمبود انرژی و در نهایت منجر به مرگ آن‌ها می‌شود [۴۸]. همچنین میکروپلاستیک‌ها به همراه گلیفوسات^۳ منجر به افزایش سطح سمیت می‌شود [۴۹]. اندازه صدف‌ها و میکروپلاستیک‌های جذب شده رابطه مستقیمی با یکدیگر دارند که ممکن است به دلیل جذب آب بیشتر توسط صدف‌های بزرگ باشد [۵۰]. علاوه بر این صدف‌ها لیاف بیشتری جذب می‌کنند، که به اندازه و دسترسی در زیستگاهشان مرتبط است. مصرف میکروپلاستیک منجر به سوء تغذیه و فشردگی مدفوع در صدف‌ها می‌شود، همچنین به دلیل انتشار مواد شیمیایی خطرناک موجود در سطح میکروپلاستیک‌ها، میزان این آسیب افزایش می‌یابد.

1. Polystyrene

2. Gentoo penguins

۳- Glyphosate: یک نوع علف کش

مطالعات انجام شده در بریتانیا نشان داد، میکروپلاستیک‌ها از طریق مصرف مستقیم یا غیرمستقیم (از طریق زنجیره غذایی) وارد بدن کوسه‌های کفزی^۱ شده و با انتشار مواد شیمیایی از میکروپلاستیک‌ها و میکروالیاف به سیستم تولید مثل و ایمنی آن‌ها صدماتی وارد می‌کنند [۵۱، ۵۲]. مصرف میکروپلاستیک باعث آسیب به کرم‌های دریایی نیز می‌شود [۱۴، ۵۳]. اثرات نامطلوب قرارگیری در معرض PE بر تغذیه، رشد و میزان مرگ و میر در *Arenicola Marina*^۲ نیز به اثبات رسیده است. میکروپلاستیک‌ها، پرندگان دریایی که به عنوان نشانگرهای بیولوژیکی تغییرات محیطی در نظر گرفته می‌شوند را نیز آلوده کرده‌اند [۴۷، ۵۴]. انتقال ذرات پلاستیکی از طریق زنجیره غذایی به موجودات خشکی زی، منجر به ورود آن‌ها به بدن انسان‌ها نیز شده است. میکروپلاستیک‌ها اولین بار در سال ۲۰۱۹ در فضولات انسان [۵۵] و در سال ۲۰۲۱ در جفت انسان [۵۶] و حتی در سال ۲۰۲۲ در خون انسان [۵] نیز شناسایی شدند.



شکل ۳-۱. انتقال میکروپلاستیک‌ها از طریق زنجیره غذایی.

۱- Demersal sharks: نوعی کوسه

۲- گونه‌ای کرم دریایی

۴-۱. اصلاح آلودگی میکروپلاستیک‌ها و روش‌های تبدیل آن‌ها

تکنیک‌هایی که معمولاً در طول دهه گذشته مورد استفاده قرار گرفته اند شامل جذب [۵۷]، انعقاد [۵۸]، فیلتراسیون [۵۹]، تجزیه میکروبی [۶۰]، جداسازی مغناطیسی^۱ [۶۱]، فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs^۲) مانند مکانیسم فنتون [۶۲]، مایعات یونی پشتیبانی شده^۳ [۶۳] و فوتوکاتالیز [۶۴] می‌باشند.

روش‌های موجود برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط به طور کلی به دو دسته طبقه بندی می‌شوند: روش‌های فیزیکی و روش‌های شیمیایی. روش‌های فیزیکی شامل روش‌های انعقاد، فیلتراسیون مبتنی بر غشاء و تکنیک‌های جذب می‌باشند، اما روش‌های شیمیایی شامل تکنیک‌هایی مانند فرآیندهای AOPs و فوتوکاتالیز هستند.

۱-۴-۱. روش‌های فیزیکی

روش‌های فیزیکی شامل انعقاد، جذب و ته نشینی، فیلتراسیون مبتنی بر غشاء و ... است. این روش‌ها میکروپلاستیک‌ها را بدون تاثیر بر ماهیت ساختاری و شیمیایی زنجیره‌های پلیمری، از محیط آبی حذف می‌کنند. برخی از روش‌های فیزیکی متداول در ادامه مورد بحث قرار گرفته است.

۱-۴-۱-۱. روش انعقاد

انعقاد یک فرآیند شناخته شده و ساده است که در بسیاری از تصفیه خانه‌های آب برای تولید آب آشامیدنی با کیفیت استفاده می‌شود. متداول ترین منعقدکننده‌ها سولفات آهن و سولفات آلومینیوم هستند. عوامل منعقدکننده با آلاینده‌ها ترکیب شده و آن‌ها را در حالت معلق نگه می‌دارند و در نهایت منجر به تشکیل لخته می‌شوند [۶۵، ۶۶]؛ سپس لخته‌ها به همراه آلاینده‌ها طی فرآیند ته نشینی حذف می‌شوند. در فرآیند انعقاد مواد منعقدکننده به طور شیمیایی به میکروپلاستیک‌ها متصل شده و منجر به لخته سازی و رسوبدهی آن‌ها می‌شوند. ماهیت نیروهای فعال موثر بین آلاینده‌ها و منعقد کننده ها، سرنوشت حذف میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب را تعیین می‌کنند. عوامل دیگری مانند ماهیت شیمیایی مولکول‌های منعقد کننده،

1. Magnetic separation
2. Advanced oxidative processes
3. Supporting ionic liquids

سیستم آب آلوده، pH فاضلاب، غلظت، ترکیب شیمیایی و اندازه میکروپلاستیک‌ها در سیستم آبی بر انعقاد و لخته سازی میکروپلاستیک‌ها تاثیر می‌گذارند. کاربرد این روش برای حذف میکروپلاستیک‌ها به دلیل جذب سایر آلاینده‌ها اعم از مواد آلی و معدنی از جمله فلزات سنگین دشوار است. علاوه بر این، هزینه مربوطه نیز ممکن است مشکل ساز باشد و به درجه خلوص و مقدار ماده منعقد کننده مورد استفاده بستگی دارد. از طرفی لجن تولیدی که بخش جدایی ناپذیری از این روش است به دلیل مشکلات دفع، یک بار اضافی تلقی می‌شود. در میان مطالعات مختلف، Ma و همکاران به منظور حذف PE از آب آشامیدنی در شرایط pH خنثی و در شرایط آزمایشگاهی خاص در مقیاس کوچک، از کمپلکس آهن به عنوان منعقدکننده استفاده کردند [۶۷]. کارایی ماده منعقد کننده از نظر حذف PE رضایت بخش نبود، که ممکن است به دلیل به دام افتادن گرانول‌های میکروپلاستیک در لخته‌هایی که برهمکنش ضعیفی با بقایای پلاستیکی دارند، باشد [۶۸]. یک مطالعه موفقیت آمیز برای حذف PE از طریق تکنیک انعقاد الکتریکی^۱ در فاضلاب مصنوعی انجام شده است. این روش با انعقاد لخته سازی توسط انرژی الکتریکی اعمال شده به وسیله الکترودها سروکار دارد. روش انعقاد الکتریکی مزایایی مانند راندمان بالای حذف، کاهش تولید لجن، کارایی انرژی، قابلیت انجام خودکار و کاهش هزینه‌ها را در بر دارد [۶۹]. با افزودن یک فاز قطبی مانند پلی آکریل آمید (PAM^۲) راندمان فرآیند انعقاد به طور قابل توجهی بهبود پیدا می‌کند. این بهبود در راندمان به برهمکنش یونی بین دو فاز باردار مخالف که شامل فاز فلوک آهن با ماهیت کاتیونی و فاز PAM با ماهیت آنیونی که مسئول تشکیل فازهای پایدارتر هستند، نسبت داده می‌شود. لخته‌های ایجاد شده متشکل از مواد منعقد کننده و میکروپلاستیک‌ها هستند. مطالعات مقایسه‌ای نشان می‌دهند، منعقد کننده‌های کاتیونی بر پایه PAM نسبت به نمونه‌های بر پایه آلومینیوم برای حذف میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی، راندمان بهتری از خود نشان می‌دهند [۷۰]. راندمان فرآیند انعقاد و برهمکنش بین مولکول‌های منعقد کننده و گرانول‌های پلاستیکی، به ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد [۶۹]. به طور کلی بیشتر پلاستیک‌ها از نظر بار الکتریکی خنثی هستند، این موضوع باعث می‌شود گرانول‌های میکروپلاستیک واکنش پذیری بسیار کمی داشته باشند اما وجود بی‌نظمی‌های سطحی ناشی از هوازگی و فرسایش مکانیکی، انرژی سطحی گرانول‌ها را افزایش داده و در نتیجه، درجه جذب خاصی بین میکروپلاستیک‌ها و منعقد کننده‌ها ایجاد می‌شود. هوازگی محیطی

1. Electrocoagulation
2. polyacrylamide

میکروپلاستیک‌ها به وسیله عوامل طبیعی مختلف مانند گروه‌های حامل اکسیژن قطبی، مکان‌های واکنش‌پذیر و غیر اشباع در سطح میکروپلاستیک ایجاد می‌کند؛ در نتیجه فعل و انفعالات با عوامل منعقدکننده تسهیل می‌گردد. علاوه بر این، جذب سطحی ترکیبات آلی مختلف نیز ممکن است منجر به چنین اثری شود. ترکیب شیمیایی پلاستیک نقشی مهمی در کنترل برهمکنش‌های بین گرانول‌های میکروپلاستیک و مواد منعقدکننده دارد. به عنوان مثال، بقایای پلی استر در مقایسه با PE و PS، در شرایط مشابه پاسخ بهتری به ماده منعقدکننده یکسان می‌دهند؛ که به برهمکنش‌های ناشی از گروه‌های قطبی کربونیل در زنجیره‌های پلی استر مربوط می‌شود [۷۰]. راندمان حذف PS از فاضلاب برای منعقد کننده‌های معدنی، PAC، $FeCl_3$ و پلی آمین بیش از ۹۹٪ است. با توجه به راندمان بالای به دست آمده، استفاده از منعقد کننده‌های معدنی در تصفیه خانه‌های فاضلاب توصیه شده است [۷۰، ۷۱]. از میان سایر فلزات، منعقد کننده‌های آلومنیوم دار بهترین عملکرد را از نظر حذف PE از فاضلاب نشان داده اند [۶۷، ۷۲]. یک روش موثر و منحصر به فرد برای حذف میکروپلاستیک‌ها در بخش‌های آرایشی، بهداشتی و نساجی اتصال ذرات از طریق پیوندهای آلکوکسی-سیلیل^۱ است که منجر به تشکیل آگلومراهای^۲ سه بعدی در ابعاد بزرگ شده و در نهایت حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش فیلتراسیون تسهیل می‌شود. به منظور کسب بهترین نتایج انتخاب نوع و غلظت ماده منعقد کننده، باید نظارت و کنترل شود [۷۳].

۲-۱-۴-۱. روش‌های فیلتراسیون مبتنی بر غشاء

یک تکنیک بسیار موثر برای حذف جامدات در تصفیه آب، روش فیلتراسیون غشایی^۳ است. مزایای این روش راندمان جداسازی بالا و قابلیت ساخت تصفیه خانه در ابعاد کوچکتر می‌باشد. غشاها بر اساس پارامترهای مختلف طبقه بندی می‌شوند؛ به عنوان مثال بر اساس ساختار، به دو دسته متقارن و نامتقارن تقسیم می‌شود [۷۴]. غشاهای نامتقارن با بستر متخلخل میکرو و نانو در حذف میکروارگانیزم‌ها عملکرد موثری دارند. به منظور حذف میکروپلاستیک ها، تکنیک‌های اولترافیلتراسیون (UF^4) و اسمز معکوس (RO^5) تا حدودی کارآمد هستند؛ با این

1. Alkoxy-silyllinkages

۲- Agglomerates: مخلوطی از مواد با دانه‌بندی و شکل و اجزای مختلف که با چسب مصنوعی یا طبیعی یا حرارت به یکدیگر متصل شوند و مجموعه بزرگ تری را تشکیل دهند.

3. Filtering membranes

4. Ultrafiltration

5. Reverse Osmosis

حال هنوز پیشرفت‌های زیادی در این زمینه به دست نیامده است [۷۵]. کیفیت غشا، ماهیت میکروپلاستیک و شرایط محیطی در حذف کارآمد میکروپلاستیک‌ها تاثیرگذار است. از طرفی راندمان حذف به دوام غشا، اندازه، جریان ورودی و کمیت و کیفیت میکروپلاستیک‌ها نیز بستگی دارد [۷۶]. یکی دیگر از تکنیک‌های مبتنی بر غشاء که از نظر تصفیه فاضلاب محبوبیت زیادی به دست آورده است، فناوری غشای پویا (تکنولوژی DM^۱) می‌باشد [۷۷، ۷۸]. در این فناوری یک لایه کیک مانند بر روی یک ماتریس نگهدارنده قرار می‌گیرد؛ بنابراین برای به دام افتادن ناخالصی‌ها، سطح دوگانه‌ای وجود دارد. در این روش مواد شیمیایی خارجی که به عنوان منابع ثانویه آلودگی در نظر گرفته می‌شوند، وجود ندارند. فیلترهای DM از نظر عملیاتی بسیار انعطاف پذیر هستند زیرا عملکردشان صرفاً مبتنی بر نیروی جاذبه است؛ که به دلیل مقاومت و فشار کم ترانس غشاء، در طول فیلتراسیون نیازی به پمپ ندارند. به منظور افزایش راندمان حذف میکروپلاستیک از فاضلاب، پیشرفت‌هایی از جمله روش‌های همزمان، همراه با فیلتراسیون مبتنی بر غشاء حاصل شده است. به عنوان مثال، هدف از طراحی راکتورهای زیستی غشایی (MBR^۲) دستیابی به سطح بالای تصفیه فاضلاب است. این فناوری شامل یک سیستم غشایی، همراه با یک راکتور زیستی، بر اساس واکنش‌های ناهمگن می‌باشد [۷۹]. در این روش آلاینده‌ها ابتدا به راکتور زیستی (لجن فعال بیولوژیکی شروع به تجزیه زیستی اولیه می‌کند) وارد شده و پس از آن خروجی راکتور زیستی اجازه عبور از یک سیستم فیلتر غشایی را می‌دهد. تأثیر ترکیبی راکتور زیستی و فیلتراسیون غشایی منجر به حذف کارآمد میکروپلاستیک در طی فرآیند تصفیه فاضلاب می‌شود. تیمی از محققان یک MBR را برای حذف میکروپلاستیک از جریان اولیه پساب طراحی کرده اند [۸۰]. پلاستیک‌هایی که عمدتاً بر پایه هیدروکربن‌های اشباع هستند، به طور قابل توجهی نسبت به فرایندهای تجزیه زیستی بی اثر می‌باشند که این موضوع باعث تجزیه اندک میکروپلاستیک‌ها در طول فرایندهای MBR می‌شود؛ علاوه بر این سمیت ذاتی میکروپلاستیک‌ها یا نانوپلاستیک‌ها نیز در این فرآیند دخالت دارد. این موارد باعث می‌شود که اثربخشی فرآیند MBR برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها با محدودیت مواجه گردد [۸۱، ۸۲]. راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از MBR به عوامل مختلفی از جمله فعالیت میکروارگانیسم‌ها، میزان میکروپلاستیک‌ها، سایر آلاینده‌ها و ریزمغذی‌ها، هوادهی، دما و سایر شرایط محیطی مرتبط با آب و هوا و فصل بستگی دارد [۸۱]. همه این عوامل باعث پیچیدگی کلی مکانیسم این فرآیند می‌شوند از این رو، مشکل اصلی این فرآیند، ناپایداری غشا

1. Dynamic-membrane

2. Membrane bioreactors

است که به دلیل گرفتگی و رسوب منجر به عملکرد ضعیف و کاهش راندمان می‌شود. برخی از میکروارگانیزم‌ها مانند باکتری‌ها، آرکی‌ها^۱، پیکوئوکاریوت‌ها^۲ و ... قادر به شروع تجزیه میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی هستند. مطالعات نشان می‌دهند کنسرسیون Agios و Souda باعث تجزیه PE می‌شوند با این حال، نتایج نشان می‌دهد که کنسرسیون Souda نسبت به Agios عملکرد بهتری دارد [۸۳]. در مطالعه دیگری، PE توسط *Zalerion maritimum*^۳ با موفقیت حذف شد. به طور مشابه، در بین لکه‌های باکتریایی *Bacillus gottheilii* و *cereus* تجزیه میکروپلاستیک توسط *Bacillus gottheilii* کارآمدتر گزارش شده است [۸۴]. در مطالعات دیگری راندمان حذف PE توسط *Tridacna maxima* حدود ۶۶٪ به دست آمده است [۸۵]. با این حال، برخی از فرایندهای مربوط به راندمان حذف بالاتر میکروپلاستیک‌ها نیز مورد مطالعه قرار گرفته است. یک راکتور ناپیوسته متوالی که برای کار در شرایط ترکیبی بی‌هوازی-هوازی طراحی شده، راندمان حذف بیش از ۹۹٪ را نشان داد [۸۶]. تلاش‌های زیادی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب با استفاده از MBR به روش‌های مختلف از جمله استفاده از روش MBR به صورت منفرد یا در ترکیب با سایر روش‌ها صورت گرفته است. زمانی که MBRها به صورت منفرد استفاده شدند، حدود ۷۰٪ میکروپلاستیک‌ها را حذف کردند. هنگامی که به صورت ترکیبی با فرایندهای جذب استفاده شدند، راندمان حذف تا حدود ۸۳٪ افزایش یافت، راندمان حذف کامل و ۱۰۰٪ زمانیکه، فرایند MBR با یک روش بی‌هوازی ترکیب و پس از آن فیلتراسیون RO نیز انجام شد، به دست آمد. چشم انداز آینده تجزیه میکروپلاستیک‌ها به عنوان بخشی از تصفیه فاضلاب می‌تواند بر اساس فناوری MBR همراه با استفاده از آنزیم‌ها باشد. [۸۷-۹۲]. در مطالعه دیگری برای حذف میکروپلاستیک‌ها از فیلتر زیستی چهار مرحله‌ای استفاده شد و راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها ۸۹٪ به دست آمد [۹۳]. در مطالعه دیگری برای حذف PA^۴ و PS از محیط آبی از سه غشا اولترافیلتر پلیمری مختلف -PC^۵، CA^۶ و PTFE^۷- استفاده شد که در تمام موارد، راندمان حذف حدود ۹۴٪ به دست آمد [۹۴]. لازم به ذکر است که برای جلوگیری از ایجاد رسوب در غشا از تکنیک UF

۱- Archea: آرکی باکتری یا باکتری‌های باستانی هم نامیده شده‌اند) قلمرویی از موجودات ریز تک‌تاخته‌ای هستند.

۲- Picoeukaryotes: پیکوئوکاریوت‌ها گروهی از موجودات یوکاریوتی میکروسکوپی هستند که اندازه آنها معمولاً کمتر از ۳ میکرومتر است. آنها جزء مهمی از اکوسیستم‌های دریایی و آب شیرین هستند

۳- نوعی قارچ دریایی

4. Polyamide

5. polycarbonate

6. Cellulose Acetate

7. Polytetrafluoroethylene

استفاده شد. PE سخت‌ترین میکروپلاستیک برای حذف از محیط آبی است، زیرا چگالی آن تقریباً با چگالی آب برابر است. در ترکیبی از فرایندهای UF و انعقاد بر اساس منعقدکننده‌های بر پایه آهن، راندمان حذف PE همراه با اندکی مقاومت در برابر رسوب غشایی ۱۰۰٪ به دست می‌آید [۶۷، ۷۲]. راندمان حذف به دوام غشا، اندازه غشا، جریان ورودی و کمیت و کیفیت میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد. یکی دیگر از فناوری‌های فیلتراسیون برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی، فیلتراسیون با استفاده از نیروی گرانش است. فرآیند کلی این روش در دو حالت مختلف عمل می‌کند: مرحله اول، یک مرحله فیلتراسیون برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب است؛ در مرحله دوم، که "حالت برگشتی"^۱ نامیده می‌شود، برای پاکسازی میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از دستگاه می‌باشد. برای این دستگاه، یک فیلتر سه‌بعدی که در فشار ۱/۶۸ کیلوپاسکال کار می‌کند، بهترین گزینه محسوب می‌شود [۹۵، ۹۶]. یکی دیگر از تکنیک‌های فیلتراسیون مبتنی بر نیروی گرانش برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها، فناوری غشای پویا است که در فشارهای بسیار کم نیز کار می‌کند. با رسوبگذاری در هنگام فیلتراسیون بر روی غشا، یک لایه کیک مانند ایجاد می‌شود که ساختار غشای پویا را تشکیل می‌دهد [۹۷، ۹۸]. فرآیندهای مبتنی بر غشاء علیرغم جنبه‌های سودمندشان معایبی نیز دارند که شامل رسوبگذاری، ساییدگی و سایر پدیده‌هایی مختل کننده کارایی تصفیه است که در آینده برای محققان مشکلات بزرگی ایجاد می‌کنند [۸۱، ۸۲].

۳-۴-۱. روش جذب

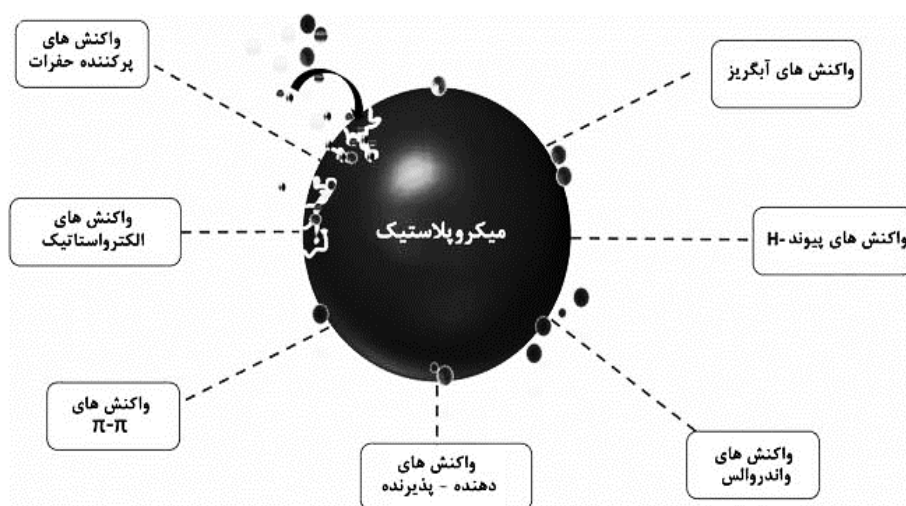
یکی از روش‌های متداول در تصفیه آب جذب سطحی است؛ در این روش آلاینده‌ها به سطح یک جاذب چسبیده و در نتیجه حذف آسانتر می‌شود. برهمکنش بین آلاینده‌ها و جاذب انواع مختلفی دارد که شامل پیوندهای یونی، π - π ، آبگریز و هیدروژنی است. به منظور ارزیابی کارایی فرایندهای جذب در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی، جاذب‌های مختلفی ساخته شده و مورد آزمایش قرار گرفته‌اند.

یکی از این جاذب‌ها، 3DRGO^۲ - یعنی اکسید گرافن احیا شده سه بعدی - برای جذب میکروسفرهای PS با قطر متوسط ۵ میکرومتر می‌باشد. حلقه‌های فنیل در زنجیره‌های پلیمری مسئول پیوندهای π - π بین میکروسفرهای PS و جاذب DRGO^۳ است. به طور کلی انتظار بر این است که میکروپلاستیک‌هایی مانند PS با وجود پیوندهای π - π ، به راحتی با RGO

1. Backflush mode

2. 3D reduced graphene oxide

واکنش داده و در نتیجه فرآیند جذب را تسهیل کنند؛ اما میکروپلاستیک‌های متعلق به کلاس غیر قطبی پلیمرها که زنجیره‌های اصلی اشباع دارند، چنین واکنش‌هایی با مولکول‌های جاذب قطبی RGO انجام نمی‌دهند. علاوه بر این کارایی جاذب $D-RGO^3$ به pH محیط، غلظت یون‌های مختلف، زمان جذب و دما بستگی دارد [۹۹]. در مطالعه دیگری نانوذرات مبتنی بر اکسید آهن و دی اکسید سیلیکون ریز متخلخل^۱، بر روی فازهای مایعات یونی پشتیبانی شده، ساخته شده‌اند [۱۰۰]. فاز اکسید آهن وظیفه بازیافت جاذب را بر عهده دارد؛ فاز آگریز POM-IL^۲ واکنش با ذرات PS را تسهیل می‌کند. این رویکرد به طور قابل توجهی برای حذف میکروپلاستیک‌ها حتی به منظور تصفیه آب در مقیاس بزرگ نیز کارآمد است. جاذب‌های جدید بر پایه آهن به دلیل خاصیت مغناطیسی خود به طور موثری قادر به جداسازی جاذب از آلاینده‌ها می‌باشند و در مقایسه با روش فیلتراسیون، بسیار کارآمدتر هستند. یک ساختار منحصر به فرد بر پایه سیلیکات آل-غیر آل ترکیبی، سنتز شد تا میکروپلاستیک‌ها را در سه مرحله حذف کند [۱۰۱].



شکل ۴-۱. واکنش‌های مختلف روی سطح میکروپلاستیک.

علاوه بر این، چالش‌های موجود برای مقابله با نانوپلاستیک‌ها دشوارتر هستند؛ زیرا نانوپلاستیک‌ها برای موجودات زنده خطرناک‌تر بوده و به دلیل اندازه کوچک‌تر، به طور

1. Microporous silicon dioxide
2. Polyoxymethylene- ionic liquid

گسترده‌ای در محیط پراکنده می‌شوند، که این امر باعث می‌شود فرآیندهای حذف آن‌ها بسیار سخت باشد. Darbha و همکاران، نانوپلاستیک‌های را PS از محیط‌های آبی با طراحی یک ساختار دو لایه‌ای Zn-Al هیدروکسید حذف کردند [۱۰۲]. با این حال، نتایج نشان داد که جذب در محیط‌هایی با pH بالا، به دلیل دیپروتوناسیون^۱ گروه‌های OH، کارایی کمتری دارد و زمانی که جاذب به طور مستقیم در سیستم‌های واقعی تصفیه آب استفاده شود فرآیند جذب به دلیل حضور مواد شیمیایی متنوع، با محدودیت مواجه می‌شود. تحقیقات بسیاری بر اساس جذب ذرات میکروپلاستیک از طریق سیستم‌های مختلف مانند، CNT-Fe₃O₄^۲ و MOF^۳ از جنس فوم بر پایه Zr انجام شده است؛ نتایج نشان می‌دهد این سیستم‌ها برای حذف ذرات میکروپلاستیک بسیار کارآمد هستند [۱۰۳، ۱۰۴]. میکروپلاستیک‌ها تمایل شدیدی به جذب بر سطح ریزجلبک‌های مختلف موجود در محیط‌های آبی دارند. عواملی مانند بار سطحی و ویژگی‌های سطحی میکروارگانیسم‌ها مسئول چنین فعل و انفعالاتی هستند [۱۰۵، ۱۰۶].

مطالعه‌ای بر روی ویژگی‌های جذب میکروپلاستیک PS بر روی جلبک دریایی، (ریزجلبک دریایی که راندمان جذب ۹۴/۵٪ را ارائه می‌دهد) انجام شد. جذب میکروپلاستیک‌ها و ریزجلبک‌ها، به پیوندهای یونی بین آن‌ها نسبت داده می‌شود و پلی ساکارید آلژینات (دارای گروه‌های آنیونی) را آزاد می‌کنند [۱۰۷]. نوع بار سطحی میکروپلاستیک‌ها بر شدت واکنش با میکروارگانیسم‌ها تأثیرگذار است. طبق این مطالعه، PS با بارهای سطحی مثبت در مقایسه با میکروپلاستیک‌های با بارهای سطحی منفی، به شدت روی جلبک‌های سبز تک سلولی جذب می‌شوند چرا که ترکیب شیمیایی ریزجلبک‌ها دارای پلی ساکاریدهای آنیونی است [۱۰۸]. با وجود اینکه کربن فعال یک جاذب بسیار محبوب است، اما به دلیل اندازه کوچک و تمایل شدید به واجذب، برای جذب میکروپلاستیک‌ها اثربخش نیست. با این حال، عملکرد یک جاذب بیوچار سنتز شده از توده‌های زیستی کاج و صنوبر برای حذف PE از محلول‌های آبی رضایت بخش بوده است. راندمان نگهداری جاذب‌ها با کاهش اندازه ذرات میکروپلاستیک کاهش می‌یابد؛ علاوه بر این جاذب بر پایه صنوبر نسبت به جاذب بر پایه کاج عملکرد بهتری دارد [۱۰۹]. روش جذب در حذف میکروپلاستیک‌ها نقش مهمی ایفا می‌کند، با این وجود، حذف کامل این آلاینده‌ها به دلیل ویژگی ذاتی روش جذب امکان پذیر نیست؛ زیرا لجن جمع

۱- Deprotonation: پروتون زدایی فرآیند حذف یک پروتون (H^+) از یک مولکول یا یون است.

2. Carbon nanotubes- Fe₃O₄
3. Metal organiv framework

آوری شده پس از فرآیند جذب، دفن شده و یا به عنوان کود استفاده می‌شود بنابراین به طور مستقیم یا غیرمستقیم سبب آلودگی محیط زیست با میکروپلاستیک‌ها می‌شود [۱۱۰]. از این رو، اثرات منفی این آلاینده از طریق فرآیندهای تصفیه لجن فاضلاب، در محصولات کشاورزی و دامپروری جای می‌گیرد [۱۱۱]. با وجود پیشرفت در روش‌های فیزیکی حذف میکروپلاستیک‌ها، حذف کامل اثرات آن‌ها هنوز میسر نشده است.

۲-۴-۱. روش‌های شیمیایی

در روش‌های فیزیکی، میکروپلاستیک‌ها به طور کامل حذف نمی‌شوند و این امر باعث افزایش علاقه مندی به روش‌های شیمیایی شده است. مکانیسم مربوط به روش‌های شیمیایی بر اساس تولید گونه‌های اکسیژن فعال است بنابراین استفاده از سیستم‌های کاتالیزوری، ضروری می‌باشد.

۱-۴-۲-۱. فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)

فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs) روش شیمیایی نوظهوری است که با تولید رادیکال‌های هیدروکسیل ($\text{OH}^\bullet$) قابلیت حذف مولکول‌های آلی از محیط‌های آبی را دارند. تجزیه نوری^۱، یا تجزیه فوتوکاتالیستی، شاخه‌ای از فرآیند اکسیداسیون پیشرفته در نظر گرفته می‌شود. برخلاف روش‌های فیزیکی حذف میکروپلاستیک‌ها، فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته با شکستن پیوندهای کووالانسی منجر به بریدگی زنجیره پلیمری می‌شوند. این تکنیک، برای تجزیه میکروپلاستیک از محیط‌های آبی بسیار موثر است؛ به این ترتیب که با قرارگیری آلاینده در معرض منبع نوری مناسب، با استفاده از یک نیمه هادی فوتوکاتالیستی از طریق تحریک نوری، الکترون‌ها و حفراتی تولید می‌شود. ترکیب این حفرات تولید شده با مولکول‌های H_2O یا با یون‌های OH^- منجر به تشکیل گونه‌های آلی فعال ($\text{ROS}^\bullet$)، مانند $\text{O}^\bullet-$ و $\text{OH}^\bullet$ می‌شود. حفرات به طور جزئی با آب واکنش شیمیایی می‌دهند تا رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل تولید کنند، الکترون‌های تولیدی به وسیله اکسیژن مولکولی برای تولید رادیکال‌های سوپر اکسید استفاده می‌شوند. عمل ترکیبی رادیکال‌های هیدروکسیل و همچنین یون‌های سوپر اکسید منجر به تجزیه زنجیره‌های پلیمری و ROS تولید شده منجر به بریدگی زنجیره پلیمری می‌شود. سایر واکنش‌هایی که به طور همزمان انجام می‌شود انشعاب و

1. Photodegradation

2. Reactive organic species

اتصالات عرضی است علاوه بر این، فرایندهای مینرالیزاسیون کامل نیز ممکن است رخ دهد و H_2O و CO_2 تشکیل شود. تجزیه نوری زنجیره اصلی پلیمر شامل یک مکانیسم تشکیل رادیکال آزاد و پس از آن انجام همولیز می‌باشد. مشابه فرآیند پلیمریزاسیون رادیکال آزاد، فرآیند تجزیه نیز به سه مرحله اصلی شروع^۱، انتشار^۲ و پایان^۳ تقسیم می‌شود. از این رو، تجزیه نوری زنجیره‌های پلیمری ممکن است به عنوان یک فرآیند پلیمریزاسیون نیز در نظر گرفته شود [۹۶]. تولید رادیکال‌های پروکسیل یکی از مهم‌ترین فرایندهای تجزیه نوری زنجیره پلیمری است، زیرا نشان‌دهنده سینتیک تسریع شده است. در سال ۲۰۱۹، Zhu و همکاران ذکر کردند، دو هفته پس از تابش نور، رادیکال‌های آزاد پایدار در محیط زیست (EPFR)^۴ تشکیل و پس از آن، ROS تولید می‌شود که در نهایت بر میکروپلاستیک‌ها تاثیر می‌گذارند و منجر به بریدگی بیشتر زنجیره پلیمری می‌شوند. علاوه بر این، کاهش وزن مولکولی نیز رخ می‌دهد که منجر به ایجاد محصولاتی با اندازه کوچکتر می‌شود. ترکیب شیمیایی و ساختار زنجیره پلیمری نیز بر تشکیل و اقدامات بعدی EPFR موثر است. پلیمرهای متشکل از حلقه‌های فنیل نسبت به تولید EPFR حساس‌تر هستند، در حالی که سایر پلیمرها به طور قابل توجهی نسبت به نور مقاوم اند [۱۱۲].

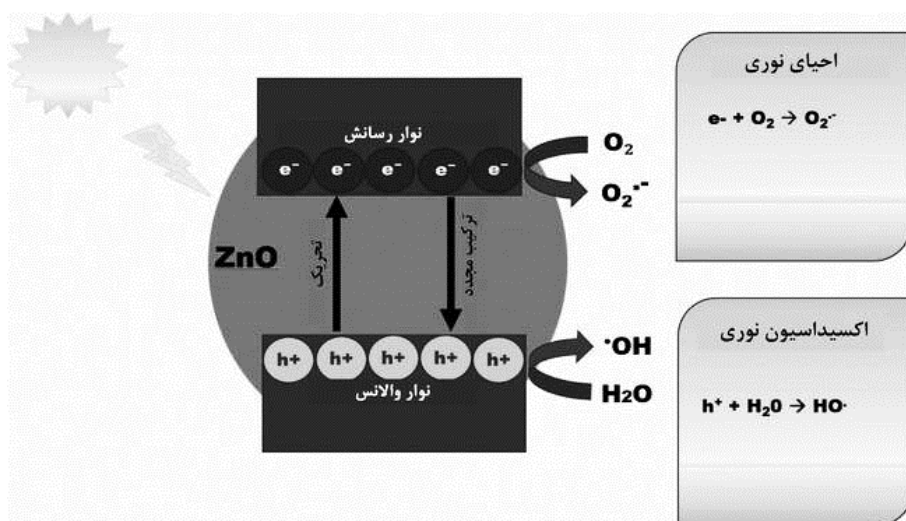
۲-۲-۴. فوتوکاتالیز

فوتوکاتالیز به دلیل استفاده از نور خورشید، کارایی تجزیه زیاد، مینرالیزاسیون کامل، محصولات نهایی غیرسمی و روشی سازگار با محیط زیست در تصفیه آب بسیار محبوب و پایدار است [۱۱۳].

تعامل بین ROS که شامل رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل و سوپراکسید بر روی سطوح اکسیدهای فلزی/غیرفلزی (نیمه رساناها) و غیر قطبی/قطبی می‌باشد، اساس فرآیند فوتوکاتالیز است. ماتریس آلی رادیکال‌های آزاد، نقش مهمی در آغاز شکافت پیوندها در فاز آلی ایفا می‌کند در نتیجه منجر به تجزیه فاز دوم نیز می‌شود. فرایندهای تجزیه ناشی از رادیکال‌های آزاد، عموماً بسیار سریع هستند و ممکن است منجر به مینرالیزاسیون کامل مولکول‌های آلی به دی اکسید کربن و آب شوند. مکانیسم کلی فوتوکاتالیز بر اساس ایجاد حفرات در اثر تابش نور

-
1. Initiation
 2. Propagation
 3. Termination
 4. Environmentally persistent free radicals

و به دلیل انتقال الکترون از مدارهای کم انرژی به مدارهای بالاتر و به عبارت دیگر، از باند ظرفیت^۱ به باند هدایت^۲ است. حفرات ایجاد شده، الکترون‌ها را از مولکول‌های آلی نسبتاً بی‌اثر می‌ربایند و در نتیجه آن‌ها را به دی اکسید کربن و آب، اکسید می‌کنند [۱۱۴]. رایج‌ترین و مناسب‌ترین گزینه‌ها برای تولید فوتوکاتالیست، نیمه رساناهای مبتنی بر اکسید فلز مانند TiO_2 ، ZnO و ... هستند. به دلیل راندمان اکسیداسیون بالا، هزینه کم، سمیت کم و پایداری زیاد در محیط‌های اسیدی و قلیایی یک گزینه بسیار محبوب است. علاوه بر این TiO_2 برای تجزیه نوری انواع مختلف میکروپلاستیک استفاده می‌شود؛ چرا که سطح انرژی باند شکاف آن (۳٫۲ eV) زیاد است [۱۱۵-۱۲۱].



شکل ۵-۱. مکانیسم فتوکاتالیز.

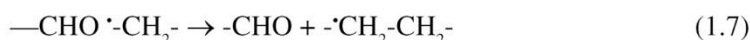
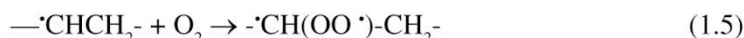
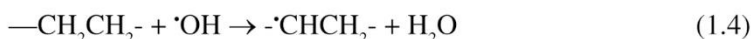
یک فوتوکاتالیست واکنش‌های ردوکس را که به مقدار فاصله باند مربوطه بستگی دارد، به یکدیگر ارتباط می‌دهد. در بین مواد نیمه رسانای متداول، TiO_2 یکی از گزینه‌هایی است که بیشترین قابلیت اکسیداسیون را دارد. با این وجود، قابلیت بالقوه اکسیداسیون، نقش اصلی را در تجزیه نوری ایفا نمی‌کند. توانایی جذب نور با شکاف باند نسبت معکوس دارد. بر این اساس ZnS فعالیت فوتوکاتالیستی پایین‌تری نسبت به TiO_2 دارد. اندازه ذرات TiO_2 نقش

1. Valance band
2. Conduction band

تعیین‌کننده‌ای در فعالیت فوتوکاتالیستی ایفا می‌کند، زیرا توانایی جذب نور با اندازه، رابطه معکوس دارد. در طبیعت، سه ساختار کریستالی TiO_2 یعنی درجه آناتاز، روتیل و بروکیت وجود دارند. [۱۲۲]. هر یک از این اشکال، از نظر تقارن ساختاری فازهای خود با دیگری متفاوتند اما ساختار اصلی همه اشکال بر اساس یک واحد TiO_6 هشت وجهی است [۱۲۳، ۱۲۴]. برای فعالیت فوتوکاتالیستی، معمولاً درجات آناتاز و روتیل TiO_2 شناخته شده تر هستند. درجه بروکیت از نظر ساختاری ناپایدار است، بنابراین برای این هدف مناسب نیست. دو درجه فعال فتولیتیکی TiO_2 با قابلیت تبدیل به یکدیگر در دماهای مختلف شناخته شده است؛ درجه آناتاز (3.2 eV) ارزش شکاف باند بالاتری نسبت به درجه روتیل (3.0 eV) دارد. بنابراین با در نظر گرفتن ظرفیت جذب، درجه آناتاز نسبت به درجه روتیل عملکرد بهتری از خود نشان می‌دهد علاوه بر این از نظر نرخ نوترکیبی الکترون‌ها و حفرات نوری تولید شده، درجه آناتاز عملکرد بهتری دارد [۱۲۵].

۱-۴-۲-۲-۱. مکانیسم تجزیه فتولیتیک

کار اصلی یک فوتوکاتالیست، تابش اشعه ماوراء بنفش و یا حتی نور مرئی و تحریک الکترون‌ها از سطح انرژی پایین‌تر (باند ظرفیت) به سطح انرژی بالاتر (باند هدایت) است؛ در نتیجه یک جفت الکترون-حفرة ایجاد می‌شود.



این الکترون‌ها را می‌توان «الکترون‌های برانگیخته نوری»^۱ نامید [۱۲۶]. برخی از این الکترون‌ها به باند ظرفیت بازمی‌گردند و با حفرات ایجاد شده در بازه زمانی فمتوثانیه‌ای دوباره

ترکیب می‌شوند، اما مابقی الکترون‌ها عمر طولانی‌تری دارند [۱۱۸]. پدیده‌ای که مطابق با آن الکترون‌ها و حفرات مجدداً ترکیب می‌شوند، به دلیل کاهش دسترسی الکترون‌ها به حفرات نوری روی سطح فوتوکاتالیست، که نقش اصلی را در واکنش‌های ردوکس و شروع تجزیه ماده مورد نظر را دارند، کارایی فوتوکاتالیست را مختل می‌کند. از این رو، باید از ترکیب مجدد جفت الکترون-حفره جلوگیری کرد. تکنیک‌هایی مانند ادغام مکان‌ها و عوامل جاذب در این زمینه موثر هستند [۱۲۳]. تولید پراکسید هیدروژن در فعالیت فتوکاتالیست یک مرحله مهم است، زیرا شروع تخریب رادیکال‌های آزاد را نشان می‌دهد. پراکسید هیدروژن با الکترون‌ها، واکنش داده و هیدروکسید و رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل تولید می‌کند. موارد ذکرشده، بخش کاهشی واکنش را توصیف می‌کنند، بخش اکسیداتیو شامل باند ظرفیت است؛ که حفرات ایجاد شده با آب موجود در رطوبت هوا واکنش می‌دهند تا رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل و پروتون تولید کنند. واکنش تجزیه تحت تأثیر رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل انجام شده و در نهایت منجر به مینرالیزاسیون آلاینده‌های آلی می‌شود؛ در نتیجه آلاینده‌های آلی را به دی اکسید کربن و آب تبدیل می‌کنند. نرخ تجزیه به انتقال بار سطحی که بین ذرات نیمه هادی و آلاینده آلی مانند میکروپلاستیک‌ها رخ می‌دهد، بستگی دارد [۱۲۷].

با وجود اینکه فوتوکاتالیست‌ها در زیر اشعه ماوراء بنفش عملکرد خوبی دارند، اما امروزه فتوکاتالیست‌ها باید طوری طراحی شوند که در شرایط نور مرئی نیز عملکرد مطلوبی داشته باشند. اشعه فرابنفش تنها حدود ۵ تا ۸ درصد از کل نور خورشید را تشکیل می‌دهد و مسئول کاهش بازده فوتوکاتالیست‌های مبتنی بر اکسید فلز است. برای شروع تجزیه فوتوکاتالیستی زیر نور مرئی با انرژی کمتر، فاصله باند کاتالیزور باید کاهش یابد؛ در نتیجه تحریک نوری تسهیل می‌شود. مواد مختلفی برای دستیابی به این هدف وجود دارند که از میان آن‌ها، مواد ناخالص بسیار مطلوب هستند زیرا مواد ناخالص منجر به ایجاد نقص‌های ساختاری در کریستال کاتالیزورهایی که معمولاً بر پایه اکسید فلز هستند، می‌شوند. Khlyustova و همکاران شرایط مصنوعی مختلفی که منجر به چنین نقص‌هایی می‌شوند را مورد بحث قرار داده‌اند [۱۲۸].

۲-۲-۴-۱. چرا فوتوکاتالیز؟

روش‌های دیگر قادر به حذف کامل پلاستیک‌ها نیستند از طرفی فتوکاتالیز می‌تواند آلاینده‌های سمی را به محصولات با ارزش و کاربردی تبدیل کند. علاوه بر این، در این فرآیند

منبع انرژی مورد استفاده سازگار با طبیعت می‌باشد. برای توسعه فرآیندهای فوتوکاتالیستی به منظور اصلاح ترکیبات متنوع میکروپلاستیک تحقیقات زیادی در حال انجام است. بعضی از این مطالعات در بخش‌های بعدی مورد بحث قرار می‌گیرند.

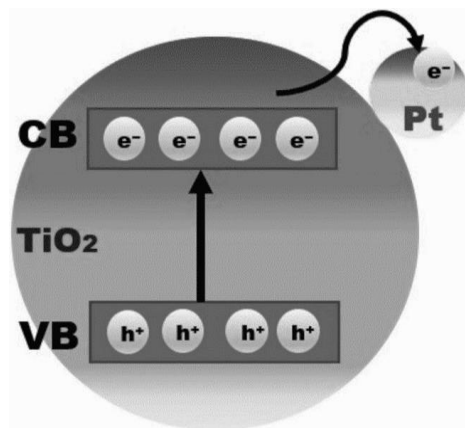
۳-۲-۴-۱. انواع فوتوکاتالیست‌ها، فوتوکاتالیست‌های دوپ شده و خصوصیات آن‌ها

در این بخش، انواع فوتوکاتالیست‌ها و مواد ناخالص مورد استفاده و خصوصیاتشان برای تجزیه موثر میکروپلاستیک‌ها مورد بحث قرار می‌گیرند. همانطور که قبلاً گفته شد TiO_2 متداول ترین فوتوکاتالیست مورد استفاده می‌باشد، و Tofa و همکاران از ZnO به شکل نانومیله برای تجزیه پلی اتیلن با چگالی پایین^۱ (LDPE) استفاده کردند که نتایج به دست آمده تغییر در رفتار ویسکوالاستیک را تأیید می‌کند. گونه‌های قطبی مختلف با وزن مولکولی کم، از جمله گروه‌های عاملی مانند پراکسیدها، هیدروپراکسیدها، گروه‌های کربونیل و همچنین ترکیبات غیراشباع (این ترکیبات در پی تجزیه متوالی زنجیره‌های هیدروکربنی غیر قطبی HDPE تولید می‌شوند) کارایی فوتوکاتالیست‌ها را به اثبات می‌رسانند [۱۲۹]. مشخصات مورفولوژیکی از جمله ترک‌های سطحی، شیارها و حفرات برای تشکیل ترکیبات جدید، از طریق تصاویر SEM مورد بررسی قرار گرفتند؛ علاوه بر این افزایش شاخص‌های کربونیل و وینیل نیز نشان از تجزیه موثر میکروپلاستیک دارد. در همان مطالعه با استفاده از نانومیله‌های اکسید روی دوپ شده با پلاتین پلاسمونیک، آزمایش‌های تجزیه نوری روی LDPE انجام داده شد. در مقایسه با جذب ضعیف نور مرئی نانومیله‌های ZnO ، ZnO دوپ شده با پلاتین نتایج بهتری از خود نشان داد که به تشدید پلاسمون^۲ سطحی نانوذرات پلاتین نسبت داده می‌شود. علاوه بر این، نانوذرات ZnO دوپ شده با پلاتین برای جلوگیری از ترکیب مجدد حفرات و الکترون‌ها تا حد مشخصی موفق عمل می‌کنند، که در نهایت منجر به افزایش فعالیت فوتوکاتالیستی می‌شوند. علیرغم رفتار فوتوکاتالیستی بسیار بهتر ZnO دوپ شده با پلاتین، این ماده قادر به تجزیه کامل میکروپلاستیک‌ها نیست؛ به همین دلیل سیستم‌های فوتوکاتالیستی در ابعاد میکرو و نانو بر اساس TiO_2 طراحی شده اند که به طور موثر میکروپلاستیک‌ها را تجزیه کنند. کارایی فوتوکاتالیست‌ها با افزایش مساحت سطح آن‌ها افزایش می‌یابد، که این امر منجر به تعامل بهتر آن‌ها با میکروپلاستیک‌ها می‌شود. عوامل خارجی مؤثر بر فوتوکاتالیز میکروپلاستیک‌ها شامل شوری محلول آبی، شدت و انرژی منبع نور می‌باشند [۱۳۰، ۱۳۱]. Ariza-Tarazona

1. Low density polyethylene

۲- Plasmon: به نوسانات الکترون‌های آزاد یک محیط پلاسمایی، پلاسمون می‌گویند.

و همکاران، مطالعه‌ای با هدف توسعه تکنیک دوپینگ TiO_2 با استفاده از نافلزاتی مانند کربن و نیتروژن برای تجزیه کامل HDPE انجام دادند. فعالیت فتوکاتالیستی C,N-TiO₂ سنتز شده، به ویژه در شرایط دما و pH پایین افزایش می‌یابد که در آن دو عامل شرطی به یک اثر هم افزایی تخریب فتوکاتالیستی منجر می‌شوند [۱۳۲]. در همان مطالعه TiO_2 را با N-دوپ شده از دو مسیر مصنوعی مختلف آماده کردند، که یکی از آن‌ها فعالیت فتوکاتالیستی بهتری برای تجزیه HDPE در محیط آبی و جامد از خود نشان داد [۱۳۳]. سید محسن بلادی موسوی و همکاران از میکرو ربات‌های هوشمند به عنوان روشی خلاقانه و بسیار جدید استفاده کردند، این میکرو ربات‌ها قادر به جمع‌آوری و تجزیه نوری همزمان میکروپلاستیک‌ها هستند.



شکل ۶-۱. نقش ناخالصی‌ها در افزایش کارایی فتوکاتالیست‌ها با جلوگیری از نوترکیبی الکترون-حفره از طریق مهار الکترون.

میکرو ربات‌ها، مجهز به فتوکاتالیست‌های مغناطیسی Fe_3O_4 و BiVO_4 می‌باشند [۱۳۴]. به جز PE، نمونه‌های PP نیز با این روش تجزیه می‌شوند. Bandara و همکاران از سوسپانسیون نانوذرات TiO_2 و ZrO_2 به ترتیب در THF^۱ استفاده کردند؛ نتایج نشان داد که سوسپانسیون ZrO_2 در THF در مقایسه با سوسپانسیون TiO_2 در THF برای تجزیه نوری PE و PP عملکرد بسیار بهتری دارد [۱۳۵]. این تفاوت در فعالیت فتوکاتالیستی به مورفولوژی ساختاری مزومتخلخل ZrO_2 ^۲ نسبت داده می‌شود که با شکاف نواری بیشتر، امکان جذب پراثری

۱- Tetrahydrofuran: یک ترکیب آلی با فرمول شیمیایی $(\text{CH}_2)_4\text{O}$ است؛ ترکیبی هتروسیکل است که اتری قطبی بوده و به عنوان حلال آلی قطبی معمولاً استفاده می‌شود؛ به عنوان آغازگر در پلیمرها هم استفاده می‌شود.

۲- Mesopore: مواد مزومتخلخل به دسته‌ای از ترکیبات شیمیایی اطلاق می‌شود که دارای حفرات با ابعاد بین ۲ تا ۵۰ نانومتر هستند.

فوتون‌ها را فراهم می‌کند؛ علاوه بر این، برای تثبیت فضای خالی، اکسیژن نسبت به TiO_2 موثرتر است [۱۳۶]. Lu و همکاران کاتالیزور فوق نازک BiOCl حاوی گروه هیدروکسیل را برای تخریب میکروسفرهای HDPE مورد استفاده قرار دادند. نتایج نشان داد رادیکال‌های آزاد هیدروکسیل در درجه اول مسئول تجزیه فوتوکاتالیستی هستند [۱۳۷]. فرآیندهای فوتوکاتالیز، در بیشتر موارد، منجر به ایجاد ریز ترک‌ها و شیارهایی در سطح میکروپلاستیک‌ها شده و در نتیجه منجر به کاهش ابعاد آن‌ها می‌شوند. اما مینرالیزاسیون کامل ترکیبات نیز در حال حاضر نیاز است؛ زیرا باعث می‌شود برای مقابله با آلودگی میکروپلاستیک‌ها تجزیه نوری عملکرد بهتری داشته باشد. فرآیندهای تجزیه نوری با استفاده از قابلیت ردوکس یک فوتوکاتالیست، با فعال‌سازی نوری نیز مرتبط هستند که در نهایت منجر به اکسیداسیون آلایندهای آلی و کاهش یون‌های H^+ به گاز H_2 در دما و فشار محیط می‌شود. مزیت منحصر به فرد این روش تولید H_2 با درجه سلول سوختی است. در سال ۱۹۸۱، محققان Kawai و Sakata برای اولین بار روش تجزیه نوری را با استفاده از TiO_2 رسوب‌شده با پلاتین برای تجزیه نمونه‌های PE و پلی وینیل کلرید (PVC^1) در محلول‌های NaOH به کار بردند [۱۳۸]. فاز پلاتین نقش کاتالیزور کمکی دارد و الکترون‌های برانگیخته‌شده از TiO_2 را می‌پذیرد و در نتیجه منجر به کاهش HO یا H^+ به H می‌شود. ویژگی‌های نامطلوب ترکیب فوتوکاتالیستی فوق، هزینه زیاد به دلیل استفاده از پلاتین به عنوان کاتالیزور کمکی و فاصله باند بیشتر است که باعث می‌شود فقط با پرتوهای پرانرژی UV عمل کند. برای حل این مشکلات، سایر ترکیبات فوتوکاتالیستی توسعه یافتند. Uekert و همکاران با نقاط کوانتومی CdS/CdOx با شرایط قلیایی در فاز آبی برای تجزیه نوری PUR^2 ، PET^3 و PLA^4 کار کردند [۱۳۹]. در مطالعه دیگری مجموعه‌های غیر سمی حاوی نیتrideهای کربن و فسفید نیکل ($\text{CNx/Ni}_2\text{P}$) استفاده شدند. لازم به ذکر است که در میان نقاط کوانتومی Pt-TiO_2 ، $\text{CNx/Ni}_2\text{P}$ و CdS/CdOx ، مورد دوم از نظر فعالیت فوتوکاتالیستی عملکرد موثرتری داشت. برخلاف فلزات سنگینی مانند کادمیوم، $\text{CNx/Ni}_2\text{P}$ غیر سمی و دوستدار محیط زیست است. گزارش‌ها حاکی از آن است که فرآیندهای تجزیه نوری در شرایط pH قلیایی مقدار بیشتری H_2 تولید می‌کنند. با این وجود، فتوکاتالیست از نظر کارایی تجزیه نوری، نرخ تبدیل، قابلیت انتخابی، کاربرد و سایر موارد نیاز به بهبود دارد. در این راستا، فرآیندهای گازی سازی مستقیم گزینه مناسبی است.

1. Polyvinyl chloride

2. Polyurethane

3. Polyethylene terephthalate

4. Polylactic acid

باید توجه داشت تولید H_2 با درجه سوختی تنها راه حل موجود نیست و سوخت‌های مبتنی بر کربن را نیز می‌توان از طریق فوتوکاتالیز میکروپلاستیک‌ها در شرایط خاص به‌دست آورد. در سال ۲۰۲۰، گروهی از محققان به سرپرستی Jiao موفق به سنتز لایه‌های Nb_2O_5 تک سلولی شدند. نتایج نشان داد این کاتالیزور تجزیه کامل نوری PE، PP و PVC و تبدیل بعدی به CH_3COOH را در غیاب واکنش‌گرهای شیمیایی از بین رونده انجام می‌دهد. فرآیندهای شیمیایی که منجر به مینرالیزاسیون می‌شوند را با دو مرحله طبقه‌بندی می‌توان توصیف کرد. مرحله اول واکنش ردوکس شامل شکافت اکسیداتیو پیوند C-C و تشکیل CO، همراه با کاهش همزمان O_2 به O^{2-} ، H_2O و H_2O_2 است. مرحله دوم واکنش ردوکس با فرآیند جفت C-C القا شده با نور، واسطه‌های رادیکال آزاد واکنش‌پذیر کربوکسیل ($COOH^\bullet$) همراه است که منجر به کاهش CO_2 به CH_3COOH می‌شود، نیمه واکنش اکسیداسیون نیز فرآیند تبدیل H_2O به O_2 است. روش اصلاح نوری نسبت به فوتوکاتالیز موثرتر است، اما بازده سوخت مبتنی بر کربن به‌دست‌آمده یک چالش بزرگ است. بنابراین، Jiao و همکاران، سیستم‌های فوتوکاتالیستی دو جزئی را برای به‌دستیابی به نتایج بهینه توصیه کردند. لازم به ذکر است پسماندهای پلاستیکی مختلف مانند کیسه‌های یکبار مصرف، ظروف یکبار مصرف، بسته بندی‌های مواد غذایی و ... می‌توانند به طور موثری برای تولید CH_3COOH از طریق روش‌های اصلاح نوری استفاده شوند [۱۴۰]. با توجه به اینکه ذرات پلاستیکی بیشتر در محیط‌های آبی وجود دارند، تجزیه نوری آن‌ها چالش‌برانگیز است، زیرا تجزیه نوری در محیط‌های جامد ناکارآمد است. مجموعه‌های فوتوکاتالیستی در محیط‌های آبی طبیعی به دلیل نفوذ ضعیف نور خورشید، فرآیند تجزیه نوری میکروپلاستیک‌های موجود در اعماق آب اثربخش نیستند؛ از طرفی منبع نور مصنوعی اثرات مخربی بر زندگی آبیان داشته همچنین هزینه بیشتری را نیز به دنبال دارد. به دلیل وجود همزمان آلاینده‌های مختلف دیگر در سیستم‌های فاضلاب، شرایط دشوارتر می‌شود. بر اساس هزینه، ایمنی، انعطاف‌پذیری، پایداری، کارایی و فرصت‌های آتی، می‌توان اثربخشی این روش‌ها را مقایسه و ارزیابی کرد [۱۴۱]. روش‌های تجزیه شیمیایی نسبت به روش‌های فیزیکی مناسب‌تر هستند، زیرا روش‌های فیزیکی امکان بازگرداندن میکروپلاستیک‌های به دام افتاده به محیط زیست و انتشار افزودنی‌های آلی همراه آن‌ها را دارند؛ اما روش‌های شیمیایی باعث مینرالیزاسیون کامل میکروپلاستیک‌ها می‌شوند. در مقایسه با روش‌های فیزیکی، فوتوکاتالیز کم هزینه‌تر و سازگار با محیط زیست است و در نهایت میکروپلاستیک‌ها را به مولکول‌های ساده‌تر و غیرسمی‌تر مانند آب و دی‌اکسید کربن تبدیل می‌کند [۱۴۲]. در بین روش‌های فیزیکی از نظر کارایی

فیلتراسیون مبتنی بر غشاء نسبت به تکنیک‌های انعقاد و جذب چشم اندازه بهتری دارد. ایجاد یک مسیر ترکیبی فیزیکوشیمیایی نسبت به روش‌های منفرد موثرتر می‌باشد؛ زیرا اثر هم افزایی از خود نشان می‌دهد. بنابراین، مواد ترکیبی شامل فازهای آلی و معدنی می‌توانند نقطه تمرکز در تحقیقات آینده باشند. تاکنون درخصوص اصلاح ذرات پلاستیکی با استفاده از فیلتراسیون غشایی و فتوکاتالیز مطالعه جامعی انجام نشده است.

جدول ۱-۱. روش‌های مختلف اصلاح میکروپلاستیک‌ها

روش	مزایا	معایب	مراجع
انعقاد و لخته سازی	• ساده	• خطر انتشار مجدد آلاینده‌ها در اکوسیستم	[70]
	• راندمان جداسازی ۹۰٪ • محدوده کاربردی متوسط • نسبتاً ارزان	• ضعف در بازیافت و استفاده مجدد از مواد منعقدکننده • امکان نشت مواد منعقدکننده	
جذب	• راندمان جداسازی نسبتاً خوب • نسبتاً ارزان • ایجاد فرصت برای تحقیقات آتی	• خطر انتشار مجدد آلاینده‌ها در اکوسیستم • ضعف در بازیافت و استفاده مجدد از جاذب‌ها • امکان نشت جاذب‌ها	[143]
	• بسیار قابل اعتماد • کارایی بیشتر از فرآیندهای انعقاد و جذب • کاربرد گسترده • راندمان جداسازی بالا (بازده جداسازی ~ ۹۰٪ برای MBR)	• رسوب غشایی • ساینده‌گی غشاء	
فیلتراسیون مبتنی بر غشا			[144]
A.O.P.s	• از نظر ورود مجدد آلاینده‌های سمی به محیط زیست بسیار ایمن است. • راندمان تبدیل رضایت بخش • دامنه کاربرد متوسط • پایداری متوسط	• راندمان حذف ضعیف تر نسبت به فرآیندهای مبتنی بر غشا • نسبتاً گران	[145]
	• از نظر ورود مجدد آلاینده‌های سمی به محیط زیست بسیار ایمن است. • راندمان تبدیل ۱۰۰٪ • دامنه کاربرد زیاد • پایداری بالا • ایجاد فرصت‌های زیاد برای تحقیقات آتی	• مسمومیت با کاتالیست • انتقال جرم بین فوتوکاتالیست و آلاینده‌ها • نسبتاً گران	
فوتوکاتالیز			[146, 147]

جدول ۱-۲. سیستم‌های فوتوکاتالیستی مختلف به منظور تجزیه انواع میکروپلاستیک‌ها

سیستم فوتوکاتالیستی	انواع میکروپلاستیک	راندمان (%)	مراجع
TiO ₂ فیلم	PS	۹۹/۹۹	[148]
TiO ₂ پودر	PS	۴۴/۷	
wt % ۱		۴۲	[149]
wt % ۰/۱	PE	۷۴/۸	
wt % ۰/۰۲		۴۶/۹	
TiO ₂ -PE فیلم	LDPE	۱۸/۱	[150]
PE		۷/۵	
فیلم نانوکامپوزیت TiO ₂ -PE	LDPE	۶۸	[151]
مزوپور N-TiO ₂	HDPE	۴/۷	[152]
پودر N-TiO ₂	HDPE	۶/۴	
پودر C, N-TiO ₂	HDPE	۷۱/۸	[132]
PAM-g-TiO ₂	LDPE	۳۹/۹	[153]
نانومیله‌های اکسید روی	LDPE	N./A.	[129]
ZnO-Pt	LDPE	N./A.	[154]
BiOCl فوق نازک غنی از هیدروکسی	PE	N./A.	[155]

۵-۱. شکاف‌ها و چالش‌های تحقیقاتی

میکروپلاستیک‌ها در مقایسه با ماکروپلاستیک‌ها خطرات بسیار بیشتری برای موجودات زنده و انسان‌ها به وجود می‌آورند. موجودات زنده ممکن است میکروپلاستیک‌ها را با توجه به ابعاد کوچکشان ببلعند؛ علاوه بر این، مطالعات نشان می‌دهند میکروپلاستیک‌ها به میزان فراوانی در غذا، نوشیدنی‌ها و حتی آب آشامیدنی تصفیه شده نیز وجود دارند. همانطور که قبلاً اشاره شد از میان روش‌های اصلاح میکروپلاستیک‌ها، فتوکاتالیز در مقایسه با سایر روش‌ها مؤثرتر است، کامپوزیت‌های بر پایه پلیمر فاز جامد در زیر نور مرئی نیز قابل استفاده هستند، اما راندمان بسیار کمی دارند؛ علاوه بر این، هنگام تماس با میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی، اثرگذاری خود را از دست می‌دهند. روش پخش فوتوکاتالیست‌ها در محیط آبی نیز می‌تواند راهکار موثری برای حذف میکروپلاستیک‌ها از آب‌های طبیعی باشد، اما با تبدیل آلاینده به CO₂ و H₂O با ایجاد اثرات گلخانه‌ای، آلودگی زیست محیطی دیگری به وجود می‌آورد. اگر دی‌اکسید کربن تولیدی مستقیماً به سوخت تبدیل شود مزیت بزرگی خواهد داشت به همین

دلیل فرآیندهای اصلاح نوری بر فتوکاتالیز ساده، ترجیح داده می‌شوند. بدون در نظر داشتن ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها، محتوای کربن آن‌ها را می‌توان به طور مستقیم به سوخت‌های بر پایه کربن و سوخت‌های H_2 درجه‌بندی شده تبدیل کرد. تولید H_2 با انتقال الکترون، یا حذف شکاف‌ها و حفرات و عملکرد واکنشگرهای مختلف که از طریق تجزیه نوری مواد پلاستیکی تولید می‌گردند، تسهیل می‌شود [۱۵۶].

برای ارزش گذاری موفقیت آمیز محتوای میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی، به یک سیستم فتوکاتالیستی قابل اعتماد و موثر نیاز است؛ به عبارت دیگر، محتوای کربن و هیدروژن میکروپلاستیک‌ها باید به طور همزمان به سوخت یا هر منبع انرژی دیگری تبدیل شود. ارزش گذاری فتولیتیکی میکروپلاستیک‌ها نیاز به تحقیقات بیشتری دارد؛ زیرا در مقایسه با کاربردهای متداول تر فتوکاتالیست‌ها یعنی، کاهش CO_2 ، واکنش‌های شکافت آب و ... این قابلیت آن‌ها بسیار ناشناخته باقی مانده است. مشکلات مختلف مربوط به کارایی، دوام و قابلیت انتخابی فتوکاتالیست‌ها باید برطرف شوند؛ علاوه بر این، باید شکاف بین مطالعات در مقیاس آزمایشگاهی و کاربردی کمتر شود. نقش کاتالیست کمکی نیز در یک سیستم کاتالیزوری بسیار مهم است، زیرا برای دستیابی به راندمان فتوکاتالیزوری بالا و ارزش گذاری میکروپلاستیک‌ها، به یک کاتالیست کمکی فعال^۱ نیاز است. این فرآیند با چالش‌های اساسی مانند مهار تخریب فتوکاتالیزوری، جلوگیری از بازیابی الکترون-حفره و تسهیل جذب و فعال سازی میکروپلاستیک‌ها همراه است.

یکی دیگر از چالش‌های موجود در سیستم‌های فتوکاتالیستی نیاز به شرایط قلیایی برای پیش تصفیه نمونه می‌باشد، زیرا شرایط قلیایی بر زیستگاه‌های آبی نیز تأثیرگذار است. علاوه بر این باعث بریدگی غیرانتخابی و تصادفی زنجیره میکروپلاستیک‌ها شده و منجر به تشکیل زنجیره‌های با طول‌های مختلف می‌شود که به نوبه خود بر انتخابی بودن محصولات تولیدی از طریق فرآیند فتوکاتالیزوری تأثیرگذار است. محیط قلیایی برای سیستم‌های فتوکاتالیزوری مبتنی بر اکسیدهای فلزی نیز تأثیر منفی دارد و منجر به مسمومیت کاتالیست می‌شود. بنابراین، ایجاد یک سیستم کاتالیزوری چندمنظوره که قادر به کارکرد در هر شرایط محیطی باشد، بسیار مطلوب است.

1. Active co-catalyst

سیستم فتوکاتالیزوری پیشرفته در تصفیه خانه‌های فاضلاب می‌بایست به طور عملی اجرا شود، علاوه بر این قرارگیری فتوکاتالیست در یک ماتریس قابل انعطاف و متخلخل، و ترجیحاً یک غشاء ضروری است. چنین مجموعه‌هایی مشکلات رسوب‌گذاری را از بین برده و در عین حال به بازیافت کاتالیست نیز کمک می‌کنند؛ از سوی دیگر، ممکن است بر انتقال جرمی که بین کاتالیست و آلاینده اتفاق می‌افتد، تأثیر بگذارد [۶۴، ۱۵۸]. برای دستیابی به تعادل بهینه‌ی ترکیب کاتالیزوری، شرایط کاری و طراحی راکتور مربوطه که منجر به ارزش گذاری کارآمد فتوکاتالیزوری میکروپلاستیک‌ها می‌شود، باید تحقیقات بیشتری انجام شود. در گذشته، فتوکاتالیست‌های مختلف برپایه اکسیدهای فلزات واسطه مانند TiO_2 ، ZnO و ... تولید شده‌اند، همچنین نوعی از این فتوکاتالیست‌ها نسبت به پرتو UV حساس‌تر هستند، برخی از نقاط کوانتومی مانند CdS/CdOx در شرایط نور مرئی کار می‌کنند اما با مسائل سمیت زیست محیطی نیز مرتبط هستند [۱۳۹]. از این رو، تولید فوتوکاتالیستی که به طور موثر میکروپلاستیک‌ها را به سوخت سبز تبدیل کند، حتی با وجود نور مرئی، چالش برانگیز است. علاوه بر این در محیط آبی طبیعی، کمبود پرتو UV به اثر پوششی جو زمین نسبت داده می‌شود و تنها حدود ۵ تا ۸ درصد از آن به سطح دریا می‌رسد که این میزان با افزایش عمق آب کاهش می‌یابد. یکی از چالش‌های اصلی در توسعه سیستم‌های فتوکاتالیستی، عملکرد آن‌ها در محیط طبیعی واقعی است. برای بهبود عملکرد فتوکاتالیست‌ها، می‌توان ویژگی‌های ساختاری آن‌ها را تغییر داده و شکاف باند و ویژگی‌های سطحی آن‌ها را تنظیم کرد. در تحقیقات آینده فتوکاتالیست‌هایی که نسبت به تابش‌هایی با طیف وسیعی از طول موج‌ها حساسیت بیشتری دارند باید تولید شوند؛ با اینکار تطبیق پذیری فتوکاتالیست‌ها نیز افزایش می‌یابد. برای جلوگیری از بازترکیب الکترون‌ها و حفرات، باید از فتوکاتالیست‌هایی با طول عمر زیاد استفاده شود. برای تولید فتوکاتالیست‌های پیشرفته و نوآورانه نیاز به ارائه مدل‌های نظری مدرن و تکنیک‌های مشخصه سازی است. علی‌رغم شرایط فعلی و خلأهای مربوط به کاربرد عملی سیستم‌های فوتوکاتالیستی، با بهینه‌سازی ساخت فتوکاتالیست‌ها می‌توان از پتانسیل این سیستم برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها به نحو مطلوب استفاده نمود.

۶-۱. نتیجه‌گیری

یکی از نقایص تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، ناکارآمدی تصفیه ثالثیه است زیرا امکان بازگرداندن ذرات میکروپلاستیک از تصفیه ثانویه به منابع آبی را فراهم می‌کند. در چنین مواردی، بیشتر از فیلتراسیون غشایی استفاده می‌شود اما استفاده از این روش به دلیل مسائلی مانند گرفتگی،

تخلیه و ... چالش برانگیز است. از میان فناوری‌های مختلف غشایی، فرآیند RO کارایی بیشتری برای حذف میکروپلاستیک از محیط‌های آبی دارد؛ اما نسبت به مسائلی مانند گرفتگی غشا حساس است و باعث کاهش راندمان آن می‌شود. از سوی دیگر، حذف میکروپلاستیک‌ها با فرآیند جذب نیز مشکلاتی مانند دفع نمونه‌های جاذب که محتوی آلاینده است را در پی دارد. علاوه بر این هزینه‌های مربوط به استفاده از جاذب‌ها، استفاده از AOPs را با محدودیت مواجه می‌کند. با این حال، ظرفیت قابل توجهی به منظور توسعه استراتژی‌های کارآمد و کم هزینه برای حذف ذرات میکروپلاستیک به ویژه از سیستم‌های آبی وجود دارد. استراتژی‌هایی مانند AOPs و فتوکاتالیز در آینده نزدیک نقش مهمی خواهند داشت؛ استراتژی‌های ترکیبی فیزیکی و شیمیایی مانند غشاهای فتوکاتالیزی، طراحی راکتور پیشرفته و مفاهیم نوآورانه مانند شبیه سازی بیولوژیکی^۱ در آینده قابلیت پیشرفت زیادی در این زمینه را خواهند داشت. علاوه بر این، امروزه اقتصاد نقش تعیین کننده‌ای دارد و تبدیل پسماندها به مواد خام از نظر اقتصادی بسیار ارزشمند است. ارزش گذاری ذرات میکروپلاستیک باید هدف نهایی در نظر گرفته شود زیرا نه تنها حذف کامل آلاینده‌ها را تضمین می‌کند، بلکه منبع جایگزینی برای تولید محصولات سوختی و منابع ارزشمند دیگر را فراهم می‌کند. باید توجه داشت در صورتی که طراحی و دفع پلاستیک‌های تجزیه پذیر بیولوژیکی با دقت انجام نشود استفاده از این محصول ممکن است منجر به نتایج نامطلوبی شود. آینده توسعه فتوکاتالیست برای تجزیه ذرات میکروپلاستیک، به ویژه در محیط‌های آبی، بسیار روشن است و فرصت‌های بسیاری فراهم می‌کند، زیرا در این زمینه مطالعات بسیار کمی انجام شده است. برای تجزیه ذرات میکروپلاستیک با خصوصیات شیمیایی و اندازه‌های مختلف و تبدیل آن‌ها به مواد ارزشمند و غیر سمی، باید کاتالیست‌هایی با فعالیت و با قدرت انتخابی بالا تولید کرد. تکنیک‌هایی مانند طیف‌سنجی تبدیل پوزیترون^۲، طیف‌سنجی DRFTIR^۳، HPLC-HRMS^۴ و ... برای توصیف مکانیزم تجزیه انتخابی ذرات میکروپلاستیک استفاده می‌شوند. پلاستیک‌ها افزودنی‌های مختلفی دارند و بیشتر آن‌ها سمی هستند؛ بنابراین، نشت این مواد در طول فرآیند تجزیه و از طرفی جذب مواد شیمیایی مختلف بر روی ذرات میکروپلاستیک، آن‌ها را به منبعی از آلاینده‌های سمی تبدیل می‌کند. آزمایشات سم شناسی بر روی محصولات واسطه تولید شده در طول تجزیه نوری ذرات میکروپلاستیک نیز باید انجام شود.

۱- Biomimetic: علمی است که از الگوها، فرآیندها و سیستم‌های طبیعی برای حل چالش‌های انسانی استفاده می‌کند.

2. Positron annihilation spectroscopy

3. Diffuse Reflectance Fourier Transform Infrared

4. High performance liquid chromatography-high resolution mass spectrometry

منابع

1. Bergmann, M., Gutow, L., and Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, 2015. doi:10.1007/978-3-319-16510-3.
2. Campanale, C., et al., A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health, *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 17(4):1212, 2020. doi:10.3390/ijerph17041212.
3. Bhuyan, M.S., Effects of microplastics on fish and in human health, *Front. Environ. Sci.*, 10:827289, 2022. doi:10.3389/fenvs.2022.827289.
4. Dissanayake, P.D. et al., Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review, *Environ Res.*, 209:112734, 2022. doi:10.1016/j.envres.2022.112734.
5. Leslie, H.A. et al., Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood, *Environ Int.*, 163:107199, 2022. doi:10.1016/j.envint.2022.107199.
6. van Raamsdonk, L.W.D. et al., Current insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain, *Foods.*, 9(1), 2020. doi:10.3390/foods9010072.
7. Murray, F., and Cowie, P.R., Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), *Mar. Pollut. Bull.*, 62(6):1207–1217, 2011. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.032.
8. Browne, M.A. et al., Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L), *Environ. Sci. Technol.*, 42(13):5026–5031, 2008. doi:10.1021/es800249a.
9. von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., and Köhler, A., Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure, *Environ. Sci. Technol.*, 46(20):11327–11335, 2012. doi:10.1021/es302332w.
10. Catrouillet, C. et al., Metals in microplastics: Determining which are additive, adsorbed, and bioavailable, *Environ. Sci. Process Impacts.*, 23(4):553–558, 2021. doi:10.1039/d1em00017a.
11. Huang, W. et al., Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health, *J. Hazard. Mater.*, 405, 2021. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124187.
12. Rochman, C.M. et al., Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite, *Environ. Toxicol. Chem.*, 38(4):703–711, 2019. doi:10.1002/etc.4371.
13. Gray, A.D., and Weinstein, J.E., Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*), *Environ. Toxicol. Chem.*, 36(11):3074–3080, 2017. doi:10.1002/etc.3881.
14. Hermesen, E. et al., Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: A critical review, *Environ. Sci. Technol.*, 52(18):10230–10240, 2018. doi:10.1021/acs.est.8b01611.
15. Choi, J.S. et al., Toxicological effects of irregularly shaped and spherical microplastics in a marine teleost, the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), *Mar. Pollut. Bull.*, 129(1):231–240, 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.02.039.
16. Botterell, Z.L.R. et al., Bioavailability of microplastics to Marine Zooplankton: Effect of shape and infochemicals, *Environ. Sci. Technol.*, 54(19):12024–12033, 2020.

- doi:10.1021/acs.est.0c02715.
17. Zeenat, E.A. et al., Plastics degradation by microbes: A sustainable approach, *J. King Saud. Univ. Sci.*, 33(6):101538, 2021. doi:10.1016/j.jksus.101538.
18. Webb, H.K. et al., Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate), *Polymers*, 5:1–18, 2013. doi:10.3390/polym5010001.
19. Lange, J.P., Managing plastic waste—sorting, recycling, disposal, and product redesign, *ACS Sustain. Chem. Eng.* (47):15722–15738, 2021. doi:10.1021/acssuschemeng.1c05013.
20. Thakuria, T., Concept and transmission of microplastics in human diet, *Int. J. Life Sci. Agric. Res.*, 2(04):35–39, 2023. doi:10.55677/ijlsar/V02I04Y2023–03.
21. Murphy, F. et al., Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment, *Environ. Sci. Technol.*, 50(11):5800–5808, 2016. doi:10.1021/acs.est.5b05416.
22. Zhou, Q. et al., Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features, *Chinese Sci. Bull.*, 61:1604–1611, 2016. doi:10.1360/N972015-01098.
23. Sanchez, W., Bender, C., and Porcher, J.M., Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence, *Environ. Res.*, 128:98–100, 2014. doi:10.1016/j.envres.2013.11.004.
24. Wang, W. et al., Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China, *Sci. Total Environ.*, 575:1369–1374, 2017. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.213.
25. Sajjad, A. et al., Development of novel magnetic solid-phase extraction sorbent based on Fe₃O₄/carbon nanosphere/polypyrrole composite and their application to the enrichment of polycyclic aromatic hydrocarbons from water samples prior to GC–FID analysis, *J. Iran. Chem. Soc.(Print)*, 15(1):153–161, 2018. doi:10.1007/s13738-017-1218-6.
26. Law, K.L., and Thompson, R.C., Microplastics in the seas, *Science.*, 345:144–145, 2014. doi:10.1126/science.1254065.
27. Hodson, M.E. et al., Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates, *Environ. Sci. Technol.*, 51(8):4714–4721, 2017. doi:10.1021/acs.est.7b00635.
28. He, D. et al., Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks, *Trends Anal. Chem.*, 2018. doi:10.1016/j.trac.2018.10.006.
29. Yuan, Z., Nag, R., and Cummins, E., Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment—From marine to food systems, *Sci. Total Environ.*, 823, 2022. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.153730.
30. Nizzetto, L. et al., A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments, *Environ. Sci. Process Impacts.*, 18(8):1050–1059, 2016. doi:10.1039/c6em00206d.
31. Katsumi, N. et al., The role of coated fertilizer used in paddy fields as a source of microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.*, 161:111727, 2020. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.1117.
32. Barboza, L.G.A. et al., Marine microplastic debris: An emerging issue for food security,

- food safety and human health, *Mar. Pollut. Bull.*, 133:336–348, 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.05.047.
33. Free, C.M. et al., High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake, *Mar. Pollut. Bull.*, 85(1):156–163, 2014. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
 34. Shahul Hamid, F. et al., Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Manag. Res.*, 0734242X1878573, 2018. doi:10.1177/0734242x18785730.
 35. Li, X. et al., Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China, *Water Res.*, 2018. doi:10.1016/j.watres.2018.05.034.
 36. Akarsu, C. et al., Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea, *Mar. Pollut. Bull.*, 110776, 2019. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110776.
 37. Naji, A. et al., Microplastics in wastewater outlets of Bandar Abbas city (Iran): A potential point source of microplastics into the Persian Gulf, *Chemosphere*, 128039, 2020. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128039.
 38. Giorgetti, L. et al., Exploring the interaction between polystyrene nanoplastics and *Allium cepa* during germination: Internalization in root cells, induction of toxicity and oxidative stress, *Plant Physiol. Biochem.*, 2020. doi:10.1016/j.plaphy.2020.02.014.
 39. Li, Z. et al., The distribution and impact of polystyrene nanoplastics on cucumber plants, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2020. doi:10.1007/s11356-020-11702-2.
 40. Li, L. et al., Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode, *Nat. Sustain.*, 2020. doi:10.1038/s41893-020-0567-9.
 41. Liu, Y. et al., Uptake and translocation of nano/microplastics by rice seedlings: Evidence from a hydroponic experiment, *J. Hazard. Mater.*, 421:126700, 2022. doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126700.
 42. Lian, J. et al., Impact of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.), *J. Hazard. Mater.*, 2019. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121620.
 43. Dong, Y. et al., Uptake of microplastics by carrots in presence of As (III): Combined toxic effects, *J. Hazard. Mater.*, 411:125055, 2021. doi:10.1016/j.jhazmat.2021.125055.
 44. Shukla, P.K., Misra, P., and Kole, C., Uptake, translocation, accumulation, transformation, and generational transmission of nanoparticles in plants, *Plant Nanotechnol.*, 183–218, 2016. doi:10.1007/978-3-319-42154-4_8.
 45. Granek, E.F., Brander, S.M., and Holland, E.B., Microplastics in aquatic organisms: Improving understanding and identifying research directions for the next decade, *Limnol. Oceanogr. Lettr.*, 5(1):1–4, 2020. doi:10.1002/lol2.10145.
 46. Sussarellu, R. et al., Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 113(9):2430–2435, 2016. doi:10.1073/pnas.1519019113.
 47. Bessa, F. et al., Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Sci. Rep.*, 9:14191, 2019. doi:10.1038/s41598-019-50621-2.
 48. Cole, M. et al., The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.*, 49(2):1130–1137, 2015. doi:10.1021/es504525u.

49. Yu, H. et al., Effects of microplastics and glyphosate on growth rate, morphological plasticity, photosynthesis, and oxidative stress in the aquatic species *Salvinia cucullate*, *Environ. Pollut.*, 279:116900, 2021. doi:10.1016/j.envpol.2021.116900.
50. Marques, F. et al., Major characteristics of microplastics in mussels from the Portuguese coast, *Environ. Res.*, 197:110993, 2021. doi:10.1016/j.envres.2021.110993.
51. Janardhanam, M. et al., Microplastics in demersal sharks from the Southeast Indian coastal region, *Front. Mar. Sci.*, 9:914391, 2022. doi:10.3389/fmars.2022.914391.
52. Parton, K.J. et al., Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North-East Atlantic, *Sci. Rep.*, 10(1), 2020. doi:10.1038/s41598-020-68680-1.
53. Wang, L. et al., Birds and plastic pollution: Recent advances, *Avian Res.*, 12(1):59, 2021. doi:10.1186/s40657-021-00293-2.
54. Fackelmann, G. et al., Current levels of microplastic pollution impact wild seabird gut microbiomes, *Nat. Ecol. Evol.*, 7(5):698–706, 2023. doi:10.1038/s41559-023-02013-z.
55. Schwabl, P. et al., Detection of various microplastics in human stool, *Ann. Intern. Med.*, 171(7):453, 2019. doi:10.7326/m19-0618.
56. Ragusa, A. et al., Deeply in plasticenta: Presence of microplastics in the intracellular compartment of human placentas, *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 19(18):11593, 2022. doi:10.3390/ijerph191811593.
57. Padervand, M. et al., Removal of microplastics from the environment. A review, *Environ. Chem. Lett.*, 2020. doi:10.1007/s10311-020-00983-1.
58. Tang, W. et al., The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review, *Sci. Total Environ.*, 851(Pt 1):158224, 2022. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.158224.
59. Conesa, J.A., and Ortuño, N., Reuse of water contaminated by microplastics, the effectiveness of filtration processes: A review, *Energies.*, 15:2432, 2022. doi:10.3390/en15072432.
60. Othman, A.R. et al., Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: A review, *Environ. Chem. Lett.*, 19(4):3057–3073, 2021. doi:10.1007/s10311-021-01197-9.
61. Martin, L.M.A. et al., Testing an iron oxide nanoparticle-based method for magnetic separation of nanoplastics and microplastics from water, *Nanomaterials (Basel).*, 12(14):2348, 2022. doi:10.3390/nano12142348.
62. Elmobarak, W.F. et al., A review on the treatment of petroleum refinery wastewater using advanced oxidation processes, *Catalysts.*, 11:782, 2021. doi:10.3390/catal11070782.
63. Gupta, R. et al., Magnetically supported ionic liquids: A sustainable catalytic route for organic transformations, *Mater. Horiz.*, 7(12):3097–3130, 2020. doi:10.1039/d0mh01088j.
64. Golmohammadi, M. et al., Molecular mechanisms of microplastics degradation: A review, *Sep. Purif. Technol.*, 122906, 2022.
65. Sun, J. et al., Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal, *Water Res.*, 2019. doi:10.1016/j.watres.2018.12.050.
66. Iyare, P.U., Ouki, S.K., and Bond, T., Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review, *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 6(10):2664–2675, 2020. doi:10.1039/d0ew00397b.

67. Ma, B. et al., Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment, *J. Environ. Sci.*, 2018. doi:10.1016/j.jes.2018.10.006.
68. Carr, S.A., Liu, J., and Tesoro, A.G., Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants, *Water Res.*, 91:174–182, 2016. doi:10.1016/j.watres.2016.01.002.
69. Perren, W., Wojtasik, A., and Cai, Q., Removal of microbeads from wastewater using elec- trocoagulation, *ACS Omega*, 3(3), 3357–3364, 2018. doi:10.1021/acsomega.7b02037.
70. Lapointe, M. et al., Understanding and improving microplastics removal during water treatment: Impact of coagulation and flocculation, *Environ. Sci. Technol.*, 2020. doi:10.1021/acs.est.0c00712.
71. Rajala, K. et al., Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals, *Water Res.*, 2020. doi:10.1016/j.watres.2020.116045.
72. Ma, B. et al., Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltra- tion during drinking water treatment, *Chem. Eng. J.*, 359:159–167, 2019. doi:10.1016/j.cej.2018.11.155.
73. Herbort, A.F. et al., Alkoxy-silyl induced agglomeration: A new approach for the sus- tainable removal of microplastic from aquatic systems, *J. Polym. Environ.*, 2018. doi:10.1007/s10924-018-1287-3.
74. Xu, X. et al., Cost-effective polymer-based membranes for drinking water purification. *Giant*, 100099, 2022. doi:10.1016/j.giant.2022.100099.
75. Ziajahromi, S. et al., Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Res.*, 112:93–99, 2017. doi:10.1016/j.watres.2017.01.042.
76. Lares, M. et al., Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology, *Water Res.*, 133:236–246, 2018. doi:10.1016/j.watres.2018.01.049.
77. Salerno, C. et al., Influence of air scouring on the performance of a self forming dynamic membrane bioreactor (SFD MBR) for municipal wastewater treatment, *Bioresour. Technol.*, 2016. doi:10.1016/j.biortech.2016.10.054.
78. Ersahin, M.E. et al., Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic mem- brane bioreactors. *Water Res.*, 48:420–429, 2014. doi:10.1016/j.watres.2013.09.054.
79. Gurung, K. et al., Incorporating submerged MBR in conventional activated sludge pro- cess for municipal wastewater treatment: A feasibility and performance assessment, *J. Membra Sci. Technol.*, 6:158, 2016. doi:10.4172/2155-9589.1000158.
80. Talvitie, J. et al., Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Res.*, 123:401–407, 2017. doi:10.1016/j.watres.2017.07.005.
81. Hou, L. et al., Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treat- ment plants and landfills, *Chem. Eng. J.*, 126715, 2020. doi:10.1016/j.cej.2020.126715.
82. Enfrin, M., Dumée, L.F., and Lee, J., Nano/microplastics in water and wastewater treat- ment processes—origin, impact and potential solutions, *Water Res.*, 2019. doi:10.1016/j. watres.2019.06.049.

83. Tsiota, P. et al., Microbial degradation of HDPE secondary microplastics: Preliminary results, *Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea*, 181–188, 2017. doi:10.1007/978-3-319-71279-6_24.
84. Auta, H.S., Emenike, C.U., and Fauziah, S.H., Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation, *Environ. Pollut.*, 231:1552–1559, 2017. doi:10.1016/j.envpol.2017.09.043.
85. Arossa, S. et al., Microplastic removal by red sea giant clam (*Tridacna maxima*), *Environ. Pollut.*, 2019. doi:10.1016/j.envpol.2019.05.149.
86. Lee, H., and Kim, Y., Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea, *Mar. Pollut. Bull.*, 137:1–8, 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.09.050.
87. Camacho-Muñoz, D. et al., Effectiveness of three configurations of membrane bioreactors on the removal of priority and emergent organic compounds from wastewater: Comparison with conventional wastewater treatments, *J. Environ. Monitor.*, 14(5):1428, 2012. doi:10.1039/c2em00007e.
88. Balabanič, D. et al., Comparison of different wastewater treatments for removal of selected endocrine-disruptors from paper mill wastewaters, *J. Environ. Sci. Health A*, 47(10):1350–1363, 2012. doi:10.1080/10934529.2012.672301.
89. Yang, Y., Yang, J., and Jiang, L., Comment on “a bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate).”, *Science*, 353(6301):759–759, 2016. doi:10.1126/science.aaf8305.
90. Dawson, A.L. et al., Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill, *Nat. Commun.*, 9(1), 2018. doi:10.1038/s41467-018-03465-9.
91. Malankowska, M., Echaide-Goriz, C., and Coronas, J., Microplastics in marine environment—sources, classification, and potential remediation by membrane technology—A review, *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 2020. doi:10.1039/d0ew00802h.
92. Pizzichetti, A.R.P. et al., Evaluation of membranes performance for microplastic removal in a simple and low-cost filtration system, *Case Stud. Chem. Environ. Eng.*, 3:100075, 2021. doi:10.1016/j.cscee.2020.100075.
93. Liu, F. et al., Microplastics removal from treated wastewater by a biofilter, *Water*, 12(4):1085, 2020. doi:10.3390/w12041085.
94. Beljanski, A., Efficiency and effectiveness of a low-cost, self-cleaning microplastic filtering system for wastewater treatment plants, *Proceedings of The National Conference On Undergraduate Research (NCUR)*, 2016.
95. United States Patent, Marine microplastic removal tool, February 3, 2015, US 8944253 B2.
96. Gewert, B., Plassmann, M.M., and MacLeod, M., Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environ. Sci. Process Impacts.*, 17(9):1513–1521, 2015. doi:10.1039/c5em00207a.
97. Anantharaman, A. et al., Pre-deposited dynamic membrane filtration—A review, *Water Res.*, 115558, 2020. doi:10.1016/j.watres.2020.115558.
98. Li, L. et al., Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors, *Sci. Total Environ.*, 627:332–340, 2018.

- doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.239.
99. Yuan, F. et al., Study on the adsorption of polystyrene microplastics by three-dimensional reduced graphene oxide, *Water Sci. Technol.*, 2020. doi:10.2166/wst.2020.269.
 100. Misra, A. et al., Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxo-metalate-supported ionic liquid phases (magPOM-SILPs), *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.*, 59(4):1601–1605, 2019. doi:10.1002/anie.201912111.
 101. Herbort, A.F., and Schuhen, K., A concept for the removal of microplastics from the marine environment with innovative host-guest relationships, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24(12):11061–11065, 2016. doi:10.1007/s11356-016-7216-x.
 102. Tiwari, E. et al., Application of Zn/Al layered double hydroxides for the removal of nano-scale plastic debris from aqueous systems, *J. Hazard. Mater.*, 397:122769, 2020. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122769.
 103. Tang, Y. et al., Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes, *Chem. Eng. J.*, 126804, 2020. doi:10.1016/j.cej.2020.126804.
 104. Lan, Y.-Q. et al., Metal-organic framework based foams for efficient microplastic removal, *J. Mater. Chem. A*, 2020. doi:10.1039/d0ta04891g.
 105. Bhattacharya, P. et al., Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis, *J. Phys. Chem. C*, 114(39):16556–16561, 2010. doi:10.1021/jp1054759.
 106. Nolte, T.M. et al., The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness and cellular adsorption, *Aquat. Toxicol.*, 183:11–20, 2017. doi:10.1016/j.aquatox.2016.12.005.
 107. Martins, M.J.F., Mota, C.F., and Pearson, G.A., Sex-biased gene expression in the brown alga *Fucus vesiculosus*, *BMC Genom.*, 14(1):294, 2013. doi:10.1186/1471-2164-14-294.
 108. Gorokhova, E., Ek, K., and Reichelt, S., Algal growth at environmentally relevant concentrations of suspended solids: Implications for microplastic hazard assessment, *Front. Environ. Sci.*, 8, 2020. doi:10.3389/fenvs.2020.551075.
 109. Siipola, V. et al., Low-cost biochar adsorbents for water purification including microplastics removal, *Appl. Sci.*, 10(3):788, 2020. doi:10.3390/app10030788.
 110. Zhang, Z., and Chen, Y., Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review, *Chem. Eng. J.*, 122955, 2019. doi:10.1016/j.cej.2019.122955.
 111. Mahon, A.M. et al., Microplastics in Sewage sludge: Effects of treatment, *Environ. Sci. Technol.*, 51(2):810–818, 2016. doi:10.1021/acs.est.6b04048.
 112. Zhu, K. et al., Formation of environmentally persistent free radicals on microplastics under light irradiation, *Environ. Sci. Technol.*, 2019. doi:10.1021/acs.est.9b01474.
 113. Duoerkun, G. et al., Construction of n-TiO₂/p-Ag₂O junction on carbon fiber cloth with Vis-NIR photoresponse as a filter-membrane-shaped photocatalyst, *Adv. Fiber Mater.*, 2(1):13–23, 2020. doi:10.1007/s42765-019-00025-8.
 114. Karimi Estahbanati, M.R., Kong, X.Y., Eslami, A., and Soo, H.S., Current developments in the chemical upcycling of waste plastics using alternative energy sources, *ChemSusChem*, 2021. doi:10.1002/cssc.202100874.
 115. Lee, S.-Y., and Park, S.-J., TiO₂ photocatalyst for water treatment applications, *J. Ind. Eng. Chem.*, 19(6):1761–1769, 2013. doi:10.1016/j.jiec.2013.07.012.

116. Rajaambal, S., Sivaranjani, K., and Gopinath, C.S., Recent developments in solar H₂ generation from water splitting, *Int. J. Chem. Sci.*, 127(1):33–47, 2015. doi:10.1007/s12039-014-0747-0.
117. Nakata, K., and Fujishima, A., TiO₂ photocatalysis: Design and applications, *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, 13(3):169–189, 2012. doi:10.1016/j.jphotochemrev.2012.
118. Schneider, J. et al., Understanding TiO₂ photocatalysis: Mechanisms and materials, *Chem. Rev.*, 114(19):9919–9986, 2014. doi:10.1021/cr5001892.
119. Ishchenko, O. et al., TiO₂, ZnO, and SnO₂-based metal oxides for photocatalytic applications: Principles and development, *Comptes Rendus. Chimie*, 24(1):103–124, 2021. doi:10.5802/crchim.64.
120. Stephen, L., Titanium dioxide versatile solid crystalline: An overview, *Assorted Dimensional Reconfigurable Materials*, 2020. doi:10.5772/intechopen.92056.
121. Kang, X. et al., Titanium dioxide: From engineering to applications, *Catalysts*, 9(2):191, 2019. doi:10.3390/catal9020191.
122. Manske Nunes, S. et al., Different crystalline forms of titanium dioxide nanomaterial (rutile and anatase) can influence the toxicity of cooper in golden mussel *Limnoperna fortunei*? *Aquat. Toxicol.*, 2018. doi:10.1016/j.aquatox.2018.10.009.
123. Zhang, J. et al., Photocatalysis, *Lect. Notes Chem.*, 2018. doi:10.1007/978-981-13-2113-9.
124. Bickley, R. et al., A structural investigation of titanium dioxide photocatalysts, *J. Solid State Chem.*, 92:178–190, 1991. doi:10.1016/0022-4596(91)90255-G.
125. Zhang, J. et al., New understanding of the difference of photocatalytic activity among anatase, rutile and brookite TiO₂, *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 16(38):20382–20386, 2014. doi:10.1039/c4cp02201g.
126. Nishimura, A., et al., Effect of preparation condition of TiO₂ film and experimental condition on CO₂ reduction performance of TiO₂ photocatalyst membrane reactor, *Int. J. Photoenergy*, 1–14, 2011. doi:10.1155/2011/305650.
127. Park, H., et al., Surface modification of TiO₂ photocatalyst for environmental applications, *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, 15:1–20, 2013. doi:10.1016/j.jphotochemrev.2012.
128. Khlyustova, A., et al., Doped TiO₂: Effect of doping element on the photocatalytic activity, *Adv. Mater.*, 2020. doi:10.1039/d0ma00171f.
129. Tofa, T.S. et al., Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods, *Environ. Chem. Lett.*, 2019. doi:10.1007/s10311-019-00859-z.
130. Wang, L. et al., Photocatalytic TiO₂ micromotors for removal of microplastics and suspended matter, *ACS Appl. Mater. Interfaces.*, 2019. doi:10.1021/acsami.9b06128.
131. Sekino, T., Takahashi, S., and Takamasu, K., Fundamental study on nanoremoval processing method for microplastic structures using photocatalyzed oxidation, *Key Eng.*, 523–524:610–614, 2012. doi:10.4028/www.scientific.net/kem.523-524.610.
132. Ariza-Tarazona, M.C. et al., New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor, *Ceram. Int.*, 2018. doi:10.1016/j.ceramint.2018.10.208.

133. Ariza-Tarazona, M.C. et al., Microplastic pollution reduction by a carbon and nitrogen-doped TiO₂: Effect of pH and temperature in the photocatalytic degradation process, *J. Hazard. Mater.*, 122632, 2020. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122632.
134. Beladi-Mousavi, S.M. et al., A maze in plastic wastes: Autonomous motile photocatalytic microrobots against microplastics, *ACS Appl. Mater. Interfaces.*, 13(21):25102–25110, 2021. doi:10.1021/acsami.1c04559.
135. Bandara, W.R.L.N. et al., Is nano ZrO₂ a better photocatalyst than nano TiO₂ for degradation of plastics? *RSC Adv.*, 7(73):46155–46163, 2017. doi:10.1039/c7ra08324f.
136. Tosoni, S. et al., TiO₂ and ZrO₂ in biomass conversion: Why catalyst reduction helps, *Phil. Trans. R. Soc. A*, 376:20170056, 2017. doi:10.1098/rsta.2017.0056.
137. Jiang, R. et al., Microplastic degradation by hydroxy-rich bismuth oxychloride, *J. Hazard. Mater.*, 124247, 2020. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124247.
138. Kawai, T., and Sakata, T., Photocatalytic decomposition of gaseous water over TiO₂ and TiO₂—RuO₂ surfaces, *Chem. Phys. Lett.*, 72(1):87–89, 1980. doi:10.1016/0009-2614(80)80247-8.
139. Uekert, T. et al., Plastic waste as a feedstock for solar-driven H₂ generation, *Energy Environ. Sci.*, 2018. doi:10.1039/c8ee01408f.
140. Xie, Y. et al., Photocatalyzing waste plastics into C₂ fuels under simulated natural environments, *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.*, 2020. doi:10.1002/anie.201915766.
141. Chen, J. et al., How to build a microplastics-free environment: Strategies for microplastics degradation and plastics recycling, *Adv Sci (Weinh.)*, 9(6):e2103764, 2022. doi:10.1002/advs.202103764.
142. Xie, A. et al., Photocatalytic technologies for transformation and degradation of microplastics in the environment: Current achievements and future prospects, *Catalysts*, 13:846, 2023. doi:10.3390/catal13050846.
143. Poerio, T., Piacentini, E., and Mazzei, R., Membrane processes for microplastic removal, *Molecules*, 24(22):4148, 2019. doi:10.3390/molecules24224148.
144. Joo, S.H. et al., Microplastics with adsorbed contaminants: Mechanisms and treatment, *Environ. Chall.*, 3:100042, 2021. doi:10.1016/j.envc.2021.100042.
145. Brienza, M., and Katsoyiannis, I., Sulfate radical technologies as tertiary treatment for the removal of emerging contaminants from wastewater, *Sustainability*, 9(9):1604, 2017. doi:10.3390/su9091604.
146. Lee, Q.Y., and Li, H., Photocatalytic degradation of plastic waste: A mini review, *Micromachines*, 12(8):907, 2021. doi:10.3390/mi12080907.
147. Mandade, P., Introduction, basic principles, mechanism, and challenges of photocatalysis. *Handbook Nanomaterials Wastewater Treat.*, 137–154, 2021. doi:10.1016/b978-0-12-821496-1.00016-7.
148. Nabi, I., et al., Complete photocatalytic mineralization of microplastic on TiO₂ nanoparticle film, *ISCIENCE*, 2020. doi:10.1016/j.isci.2020.101326.
149. Zhao, X.U., et al., Solid-phase photocatalytic degradation of polyethylene plastic under UV and solar light irradiation, *J. Mol. Catal. A Chem.*, 268(1–2):101–106, 2007. doi:10.1016/j.molcata.2006.12.012.
150. Thomas, R.T., Nair, V., and Sandhyarani, N., TiO₂ nanoparticle assisted solid phase pho-

- photocatalytic degradation of polythene film: A mechanistic investigation, *Colloids Surf., A Physicochem. Eng. Asp.*, 422:1–9, 2013. doi:10.1016/j.colsurfa.2013.01.017.
151. Thomas, R.T., and Sandhyarani, N., Enhancement in the photocatalytic degradation of low density polyethylene–TiO₂ nanocomposite films under solar irradiation, *RSC Adv.*, 3(33):14080, 2013. doi:10.1039/c3ra42226g.
 152. Llorente-García, B.E., et al., First insights into photocatalytic degradation of HDPE and LDPE microplastics by a mesoporous N–TiO₂ coating: Effect of size and shape of microplastics, *Coatings*, 10(7):658, 2020. doi:10.3390/coatings10070658.
 153. Liang, W., et al., High photocatalytic degradation activity of polyethylene containing polyacrylamide grafted TiO₂, *Polym. Degrad. Stab.*, 98(9):1754–1761, 2013. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2013.05.027.
 154. Tofa, T.S., Ye, F., Kunjali, K.L., and Dutta, J., Enhanced visible light photodegradation of microplastic fragments with plasmonic platinum/zinc oxide nanorod photocatalysts, *Catalysts*, 9(10):819, 2019. doi:10.3390/catal9100819.
 155. Jiang, R., et al., Microplastic degradation by hydroxy-rich bismuth oxychloride, *J. Hazard. Mater.*, 124247, 2020. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124247.
 156. Berr, M.J., et al., Hole scavenger redox potentials determine quantum efficiency and stability of Pt-decorated CdS nanorods for photocatalytic hydrogen generation, *Appl. Phys. Lett.*, 100(22):223903, 2012. doi:10.1063/1.4723575.
 157. Nandy, S., Savant, S.A., and Haussener, S., Prospects and challenges in designing photocatalytic particle suspension reactors for solar fuel processing, *Chem. Sci.*, 12(29):9866–9884, 2021. doi:10.1039/d1sc01504d.
 158. Klaewkla, R., Arend, M., and Hoelderich, F.W., A review of mass transfer controlling the reaction rate in heterogeneous catalytic systems, *Mass Transfer—Advanced Aspects*, 2011. doi:10.5772/22962.

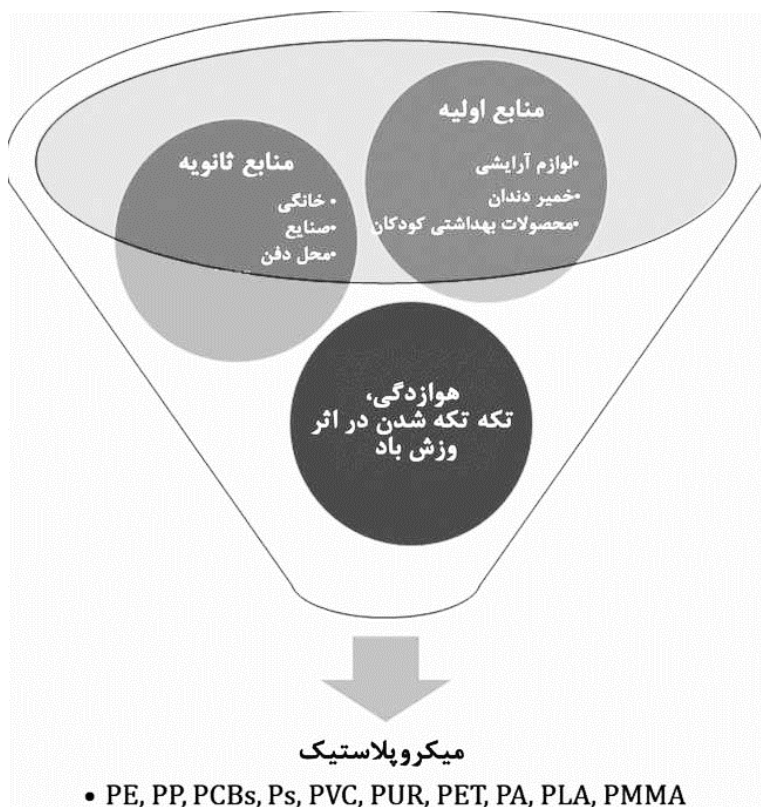
فصل ۲

بررسی فراوانی میکروپلاستیک‌ها در هند

۲-۱. مقدمه

پلاستیک‌ها با صنعتی شدن جوامع، افزایش جمعیت، توسعه برخی از رویدادهای مالی جهانی، از مسیرهای مختلفی به دریا، خاک و هوا وارد می‌شوند که این امر مسائل طبیعی، زیست محیطی و پزشکی را در پی خواهد داشت (Abbasi et al., 2019). میزان تولید پلاستیک در جهان از ۱/۵ میلیون تن در سال ۱۹۵۰ به ۳۵۹ میلیون تن در سال ۲۰۱۸ افزایش یافته است (Ajith et al., 2020). پلاستیک‌ها از مسیرهای زیادی به ساحل و اعماق دریا وارد می‌شوند (Anbumani & Kakkar, 2018). از دهه ۱۹۷۰ مطالعات متعددی درخصوص زباله‌های پلاستیکی در دریا انجام شده است (Ashwini & Vargese, 2019). میکروپلاستیک‌ها که از مواد پلاستیکی تولید می‌شوند تأثیرات نامطلوبی بر اکوسیستم‌ها و بخش‌های داخلی آن‌ها ایجاد می‌کنند. در سال‌های اخیر، توجه به غلظت و آلودگی میکروپلاستیک‌ها (مولکول‌های پلیمری کوچکتر از ۵ میلی متر) به طور چشمگیری افزایش یافته است (Ballent et al., 2016; Bellas et al., 2016; Bhattacharya & Khare, 2020).

میکروپلاستیک‌ها، گروه جدیدی از آلاینده‌ها هستند و در اثر افزایش تولید و استفاده از پلاستیک‌ها ایجاد شده‌اند. این فصل سعی دارد با مطالعه مقالات علمی موجود، درک فعلی از آلودگی میکروپلاستیک در سیستم‌های آبی، سیستم‌های خاکی، جو و انسان‌ها را در هند مورد بررسی قرار دهد. علاوه بر این، به نقاط ضعف دانش موجود و تحقیقات آینده نیز اشاره دارد (Vaid et al., 2021).



شکل ۱-۲. منابع و انواع میکروپلاستیک.

میکروپلاستیک‌ها با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر تا ۱ میکرومتر، یک ماده خارجی اکولوژیکی و اجتناب ناپذیر هستند که بر سیستم‌های زیستی آب شیرین، دریا و خشکی در سراسر جهان تأثیرات منفی می‌گذارند. میکروپلاستیک‌ها به دو دسته ضروری^۱ و اختیاری^۲ تقسیم می‌شوند.

1. Essential microplastics
2. Optional microplastics

میکروپلاستیک‌های ضروری به طور مستقیم با اندازه کوچک (> 5 میلی‌متر) به عنوان مواد اولیه برای تولید محصولات (Daniel et al., 2020) و یا در برخی موارد برای استفاده مستقیم تولید می‌شوند (Dantas et al., 2012). به عنوان مثال، در محصولات پاک کننده (Dowarah et al., 2020) و بخش کوچکی از پلاستیک‌های موجود در مواد آرایشی نیز به جو وارد می‌شوند (Dris et al., 2017). میکروپلاستیک‌های اختیاری از زباله‌های پلاستیکی بزرگتر، به دست می‌آیند (Dowarah et al., 2020).

یکی از مواد خارجی مهم در محیط دریایی میکروپلاستیک‌ها هستند؛ زیرا موجودات دریایی آن‌ها را به عنوان غذا شناسایی می‌کنند و آسیب‌های جدی و حتی مرگباری برای آن‌ها در پی خواهند داشت (Eriksen et al., 2018). علاوه بر این، در حال حاضر، میکروپلاستیک‌ها به ناقل‌هایی که مواد شیمیایی سمی (به خصوص سموم طبیعی و فلزات پایدار) را از محیط به جانداران منتقل می‌کنند، تبدیل شده‌اند (Ferreira et al., 2020). مقدار این آلاینده نو ظهور در تمام انواع عناصر زنده و غیرزنده در حال افزایش است و فرآیندهای بیوشیمیایی را تحت تأثیر خود قرار می‌دهد.

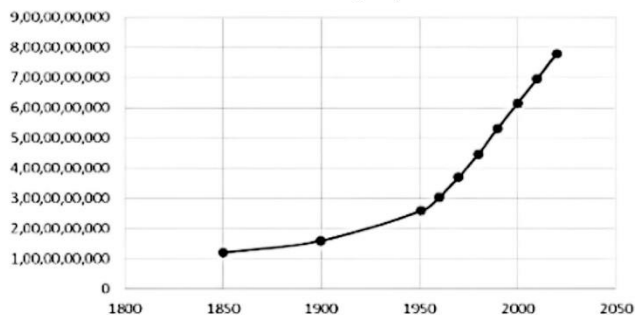
۲-۲. پیشینه تاریخی

هند از غرب با دریای عمان و از شرق با خلیج بنگال، خط ساحلی به طول ۷۵۰۰ کیلومتر دارد (Karuppasamy et al., 2020). ۱۳ ایالت و بخش‌های مربوطه در خط ساحلی هستند و اکوسیستم‌های مختلفی از جمله جنگل‌های حرا^۱، صخره‌های مرجانی^۲، تالاب‌ها، تپه‌های ماسه‌ای^۳، مناطق لجنی^۴ و سواحل ناهموار در این منطقه وجود دارد (James et al., 2020). خط ساحلی هند به دلیل صید بی رویه ماهی، افزایش شهرنشینی، فعالیت‌های صنعتی و فروش اجناس غیر محلی در وضعیت ناپایداری قرار دارد (Dowarah et al., 2020). به گفته CPCB^۵، در سال ۲۰۱۵، ۶۲ تن زباله جامد در هند تولید شد، که ۸۲٪ آن‌ها جمع‌آوری و ۱۸٪ آن‌ها به عنوان زباله پراکنده گرده است.

1. Mangrove woodlands
2. Coral ridges
3. Silt hills
4. Mud flats
5. Central Pollution Control Board

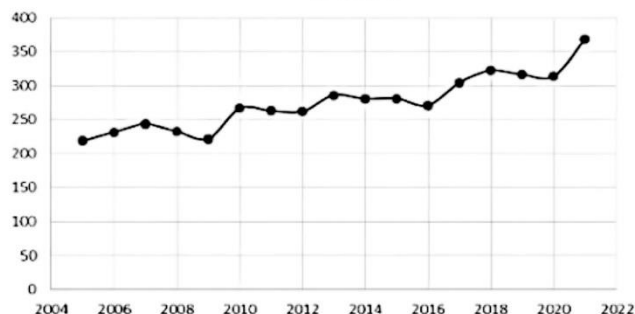
1

جمعیت



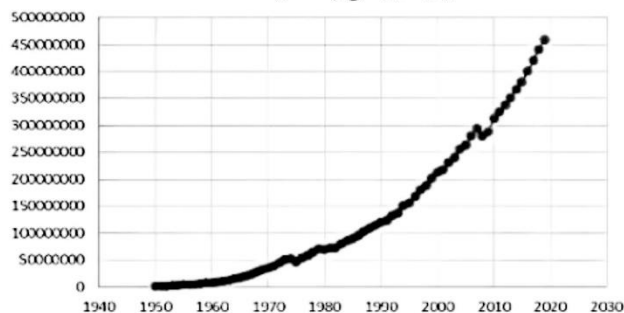
2

میلیون تن



3

تولید جهانی پلاستیک



شکل ۲-۲. روند تاریخی (۱) جمعیت در یک میلیون (۲) صادرات پلاستیک در یک میلیون تن و (۳) مقدار پلاستیک در میلیارد تن.

در طی ۳۰ سال گذشته، مقدار قابل توجهی زباله پلاستیکی در نواحی ساحلی تجمع یافته‌اند؛ علاوه بر این به دلیل تخلیه شیرابه و ورود رواناب‌ها، آب‌های سطحی، دریاها و آب‌های شیرین نیز آلوده شده‌اند.

۲-۳. مروری بر مقالات

در خشکی ۴/۸ تا ۱۲/۷ میلیون تن زباله پلاستیکی تولید می‌شود و در نهایت دریاها و دیگر جریان‌های آبی را آلوده می‌کنند. حدود ۱۰ کشور به طور مداوم پسماندهای پلاستیکی خود را به دریاهایی که سواحل مشترک با "اقیانوس هند" دارند، می‌ریزند (Karthik et al., 2018). علاوه بر این مطالعات نشان می‌دهد وزن مواد پلاستیکی که از رودخانه‌های سراسر جهان به دریا می‌ریزند بین ۱/۱۵ تا ۲/۴۱ میلیون تن است (Ganesan et al., 2019)؛ لازم به ذکر است ۲۰ مورد از این رودخانه‌ها نیز در آسیا واقع شده‌اند (Ríos et al., 2020). متأسفانه مقدار مواد پلاستیکی در رودخانه گنگ، به عنوان یکی از مهمترین رودخانه‌های جهان، بسیار زیاد است و دومین رتبه را در آلودگی پلاستیکی در محیط‌های آبی را به خود اختصاص داده است. (Chubarenko et al., 2018; Sarkar et al., 2019). مسئله آلودگی میکروپلاستیک در اکوسیستم‌های مختلف در هند، به عنوان یک موضوع جدید مورد توجه قرار گرفته است. (Sathish et al., 2020). مقالات و بخش‌های کتاب فعلی مربوط به بررسی میکروپلاستیک‌ها در هند و اثرات اکوتوکسیکولوژیکی و اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها بر روی محیط زیست را بیان می‌کنند (Bellás et al., 2016; Goswami et al., 2020; Gündoğdu, 2018).

تولید مواد پلاستیکی در طول ۷۰ سال گذشته به دلیل هزینه ساخت کم، کاربرد گسترده، مقاومت در برابر آب، قدرت نسبی زیاد و عایق حرارتی و الکتریکی، به طور قابل توجهی افزایش یافته و به یک جزء ضروری زندگی روزمره تبدیل شده است (GESAMP, 2015). مشکلات مرتبط با تولید و دفع پلاستیک مانند اثرات خطرناک برای محیط زیست و سلامتی انسان باعث نگرانی‌های جدی در این خصوص شده است. (Sedlak, 2017; Thompson et al., 2009). برخی از مطالعات (Machado et al., 2018) نشان داده‌اند که مواد پلاستیکی یک بار مصرف، مانند ماسک‌های صورت دور ریخته شده در طول همه‌گیری COVID-19، در نتیجه استفاده نادرست، مسائل مختلفی ایجاد کرده‌اند. علیرغم این واقعیت که چندین مقاله پرسشنامه‌ای به راهکارهای روشنگرانه آلودگی میکروپلاستیک در «اقیانوس آرام، قطب شمال،

اطلس و قطب جنوب» گرایش داشتند، هیچ بررسی در رابطه با «اقیانوس هند» انجام نشده است (Goswami et al., 2020). بنابراین، این مطالعه بررسی اولیه‌ای از راهکارهای اعمال شده برای قابلیت تشخیص و اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های اکولوژیکی مختلف (گل و لای، آب، زیستگاه، بقایای آب و هوایی^۱ و نمک) در هند را ارزیابی می‌کند؛ همچنین دیدگاه‌های جدیدی در رابطه با نیازهای تحقیقاتی آینده ارائه می‌کند (Karuppasamy et al., 2020).

روش‌های مختلفی برای ارزیابی میزان آلودگی میکروپلاستیک در محیط‌های اکولوژیک مختلف به کار گرفته شده است (Imran et al., 2019). با این حال، به دلیل نامنظم بودن این روش‌ها، مقایسه‌های فضایی و زمانی به نسبت دشوار می‌باشد. این فصل بر روی چند نکته مهم تمرکز دارد: (i) خلاصه کردن وضعیت فعلی اطلاعات مربوط به غلظت میکروپلاستیک‌ها در منابع طبیعی مختلف در هند، (ii) ارزیابی مزایا و محدودیت‌های روش‌های مختلف بررسی میکروپلاستیک‌ها، (iii) بررسی توزیع، منابع و برهمکنش بین میکروپلاستیک‌ها و (iv) ارائه پیشنهاد برای استانداردسازی و تنوع روش‌های علمی پذیرفته‌شده از سطح ملی تا سطح جهانی برای نظارت موثر بر آلودگی میکروپلاستیک (Robin et al., 2020).

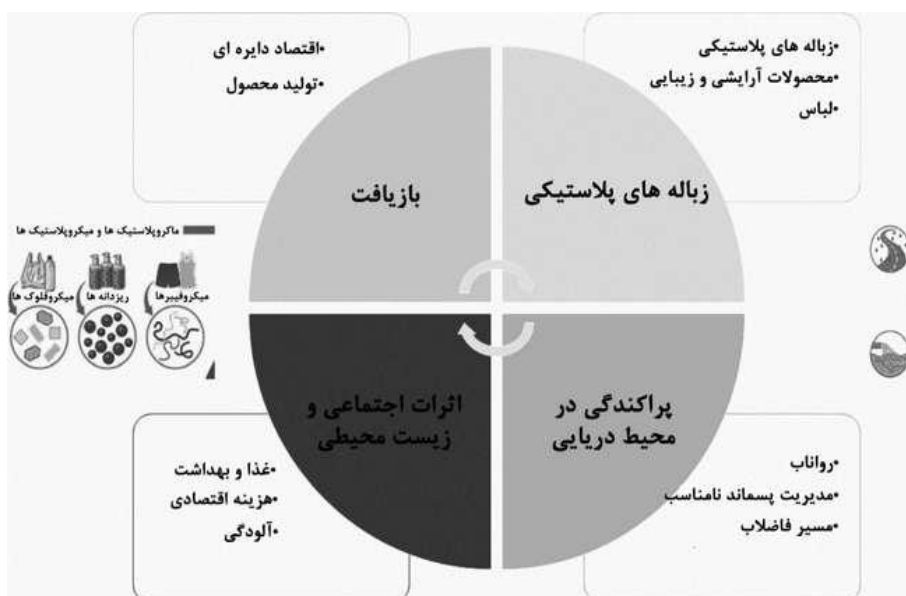
۴-۲. جمع‌آوری داده‌ها

محدوده مطالعه میکروپلاستیک در هند شامل "گل و لای"، "آب"، "جانداران"، "نمک"، "هوا" و "غبار" (منتشر شده تا ۳۰ می ۲۰۲۰) است (Ashwini & Vargese, 2019). سپس تمام تحقیقات گذشته و حال با کمک منطقه مورد مطالعه خود شامل سواحل دریا، خلیج، دریا و هوا دسته بندی شدند و در سطح جهانی و در هند مورد بررسی قرار گرفتند. در مجموع ۴۱ مقاله برای این تحقیق در نظر گرفته شده است. مقاله مروری کنونی شامل (i) استراتژی‌های آزمایش میکروپلاستیک، (ii) روش‌های استخراج میکروپلاستیک، (iii) روش‌های شناسایی، (IV) حضور و شناسایی میکروپلاستیک‌ها و (V) روش‌های فیزیکی، شیمیایی و تحلیلی مورد استفاده برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها است.

۱- Climatic residue: به انتشار گازهای گلخانه‌ای اطلاق می‌شود که پس از تلاش‌ها برای دستیابی به وضعیت خنثی کربن در جو باقی می‌مانند.

۲-۵. آلودگی میکروپلاستیک در هند

هند کشوری در جنوب آسیا است که از طریق دریای عمان و خلیج بنگال به اقیانوس هند متصل می‌شود. این کشور خط ساحلی به طول ۷۵۱۷ کیلومتر دارد و در عرض‌های جغرافیایی ۸ درجه و ۴ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۶ دقیقه شمالی و طول‌های جغرافیایی ۶۸ درجه و ۷ دقیقه تا ۹۷ درجه و ۲۵ دقیقه شرقی واقع شده است (Kumar et al., 2006).

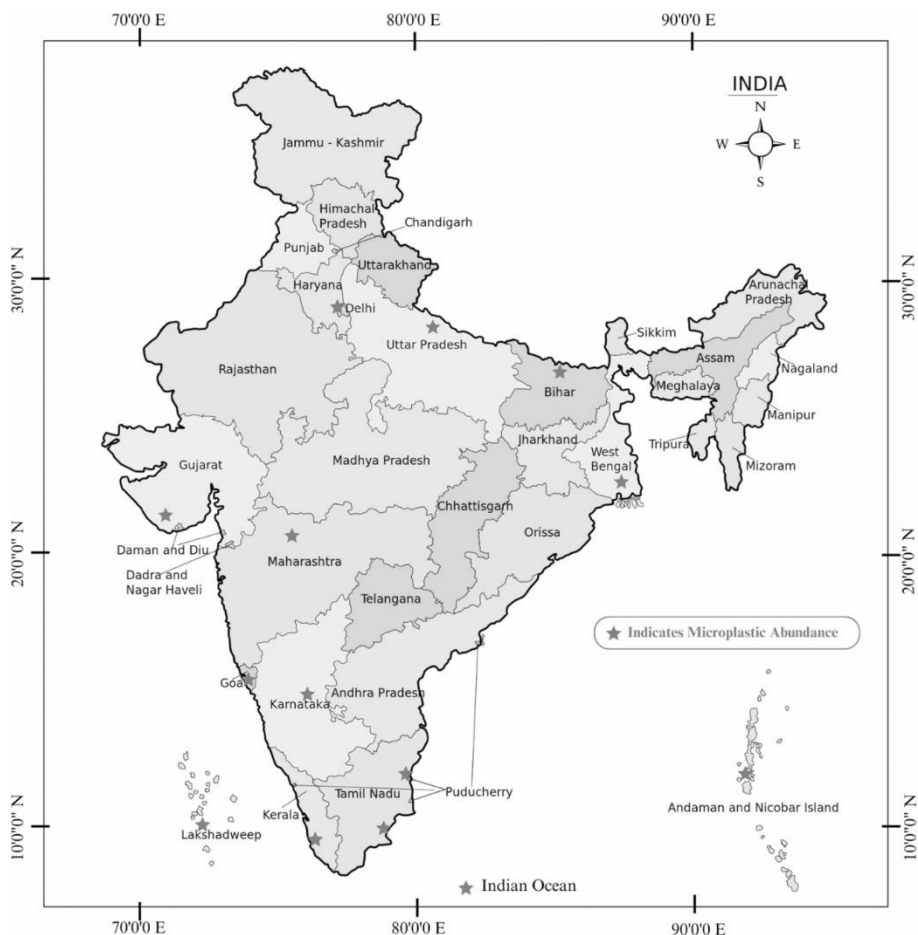


شکل ۲-۳. منابع میکروپلاستیک.

مطالعه حاضر پس از بررسی کامل ۶۴ مقاله در زمینه‌های مختلف محیط زیست هند با استفاده از پایگاه‌های اطلاعاتی Google Scholar، Web of Science و SciFinder انجام شد. بخش عمده‌ای از تحقیقات انجام شده مربوط به زیستگاه‌های دریایی جنوب هند بوده و پس از آن هند غربی^۱، هند شرقی^۲، بیهار^۳ و بنگال غربی^۴ و شمال هند^۵ قرار دارند. از آنجایی که این منابع برای انسان‌ها حیاتی هستند، مداخلات تحقیقاتی نیز در سیستم‌های آب شیرین،

1. Western India
2. Eastern India
3. Bihar
4. West Bengal
5. Northern India

سیستم‌های زمینی، جو و مواد مصرفی انسانی مورد نیاز است (Veerasingam et al., 2016; Sarkar et al., 2019; Pandey et al., 2021).



شکل ۴-۲. موقعیت‌های در نظر گرفته شده برای این مطالعه.

۲-۶. روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها

در جدول ۲-۱ موقعیت میکروپلاستیک‌های یافت شده، نوع پلاستیک‌ها، روش‌های استخراج و شناسایی میکروپلاستیک‌ها در "رسوب، آب، جانداران، نمک و گرد و غبار جوی" در سواحل شرقی و غربی هند به اختصار ذکر شده است (Jayasiri et al., 2013).

جدول ۱-۲. شناسایی میکروپلاستیک در نمونه‌های رسوب

مکان	فراوانی	شیوه استخراج	مراجع
رودخانه گنگ	۱۰۷/۵۷ تا ۴۰۹/۸۶ مورد در کیلوگرم	الک	(Sarkar et al., 2019)
چنای	۳۰۴ (پیش از باتلاق)، ۸۹۶ (باتلاق بعدی)	جمع آوری با دست	(Veerasingam et al., 2016)
چنای و ساحل جنوبی	قابل اجرا نیست	پنس استیل ضد زنگ	(Ogata et al., 2009)
سواحل جنوب شرقی هند	۱۳۲۳ میلی گرم بر متر مربع (موج غیر طبیعی)؛ ۱۷۸ تا ۲۶۱ میلی گرم بر متر مربع (موج ملایم)	الک	(Karthik et al., 2018)
بمبئی	۱۹۴/۳۳ ± ۴۶/۳۲ مورد در مترمربع	الک	(Jayasiri et al., 2013)
رامشورام	۴۰۳ ماده	الک	(Vidyasakar et al., 2018)
گوا	۱۶۵۵ (فصل بارانی جنوب غربی)، ۱۳۴۵ (فصل بارانی شمال شرقی)	جمع آوری با دست	(Veerasingam et al., 2016)
کراالا	۲۵۲/۸۰ ± ۲۵/۷۶ مورد در مترمربع	الک	(Sruthy & Ramasamy, 2017)
لاکشادویپ	۶۰۳	جمع آوری با دست	(Mugilarasan et al., 2015)
گجرات	۸۱ میلی گرم در کیلوگرم	الک	(Reddy et al., 2006)

۱-۶-۲. رسوب

برای جمع‌آوری میکروپلاستیک‌ها از رسوبات ساحلی، یک تیغه چوبی یا فلزی روی سطح گل و لای قرار داده شده و مواد و میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده را با یک قاشق کوچک برمی‌دارند (Sarkar et al., 2019). با استفاده از پوشش‌هایی در ابعاد مختلف، نمونه‌های زیرسطحی جمع‌آوری شدند. نمونه‌های میکروپلاستیک با استفاده از نمونه‌بردارهای ون وین^۱ یا پترسون^۲ جمع‌آوری می‌شوند. گاهی گلوله‌های میکروپلاستیک با دستچین یا الک کردن

۱- Van Veen: این دستگاه برای نمونه برداری از رسوبات نرم و رسوبات ماسه‌ای بستر تالاب‌ها، دریاچه‌ها، دریاها، رودخانه‌ها و ... مورد استفاده قرار می‌گیرد.

۲- Peterson: نمونه‌گیر پترسون به نوعی دستگاه نمونه برداری اشاره دارد که برای جمع‌آوری رسوب یا مواد کف از محیط‌های آبی استفاده می‌شود.

جمع‌آوری می‌شوند. هیچ مطالعه‌ای در خصوص جمع‌آوری گل و لای میانی به منظور توزیع عمودی میکروپلاستیک‌ها انجام نشده است.

۲-۶-۲. آب

هفت مطالعه بر روی میکروپلاستیک‌های موجود در نزدیکی ساحل هند انجام شده است. در جمع‌آوری نمونه‌ها، از تور مانتا^۱ با اندازه در محدوده ۱۱۲، ۲۰۰، ۳۰۰، ۳۳۳ و ۳۳۵ متر استفاده شد (Kosuth et al., 2018). عمق از ۲۰ سانتی متر تا ۳ تا ۵ متر متغیر بوده و برای اندازه‌گیری میزان آبی که باید مورد آزمایش قرار گیرد، یک دبی سنج به نقطه ورودی تور ماهی مانتا متصل شد (Gautam & Anbumani, 2020). با این حال، برخی از آزمایشات مشخص نکرده‌اند که آیا یک دبی سنج بر روی شبکه نصب شده است یا خیر و اگر شبکه با مقدار زیادی مواد معلق و شناور محصور شده باشد، محاسبه تنها با اندازه‌گیری فاصله در زمان بررسی ممکن است خطاهای قابل توجهی ایجاد کند یا خیر. (Kazour et al., 2019).

جدول ۲-۲. میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در نمونه آب

مکان	فراوانی	شیوه استخراج	مراجع
چنای	۲ تا ۱۱ مورد در لیتر	فیلتراسیون	(Ganesan et al., 2019)
پورت بلر	$0/93 \pm 0/59$ مورد در مترمکعب	الک	(Goswami et al., 2020)
خلیج بنگال	$47077/63 \pm 16107$ مورد در کیلومتر مربع	الک	(Eriksen et al., 2018)
توتوکورین	$31/14 \pm 3/11$ تا $31/05 \pm 2/12$ مورد در لیتر	الک	(Patterson et al., 2019)
توتوکورین	$23/7 \pm 4/2$ تا $3/1$ مورد در لیتر	الک	(Sathish et al., 2020)
ساحل کراالا	$1/25 \pm 0/88$ مورد در مترمکعب	الک	(Robin et al., 2020)
کوچی	۱۰ تا ۸۰ درصد	الک	(James et al., 2020)

۱- Manta fishnets: تور مانتا در واقع متداول ترین روش مورد استفاده برای نمونه برداری میکروپلاستیک از سطح دریا است.

۳-۶-۲. جانداران

تا به حال ۱۱ مطالعه در خصوص میکروپلاستیک‌ها در انواع مختلف جانداران دریایی (مانند ماهی، صدف خوراکی، حلزون صدف دار، دوکفه‌ای‌ها و جانداران بی مهره) و همچنین ۱۱ مطالعه در خصوص امکانات تحقیقاتی در هند انجام شده است. ماهی‌ها بیشتر از سایر جانداران به اشتباه میکروپلاستیک‌ها را بلعیده‌اند (مجموعاً هفت مطالعه) (Anbumani & Kakkar, 2018). تمام نمونه‌های جانداران زنده توسط دست، تور ماهی گیری یا سایر وسایل جمع‌آوری شدند؛ علاوه بر این، تست‌های بیوتا که از بازار خریداری شده بودند نیز مورد استفاده قرار گرفتند. سپس مجموعه تست‌های بیوتا^۱ تا مرحله بعدی در دمای ۲۰- درجه سانتیگراد منجمد شدند (Anbumani & Kakkar, 2018).

۴-۶-۲. نمک

تا به حال چهار آزمون مختلف برای تعیین حضور میکروپلاستیک در برندهای مختلف نمک موجود در فروشگاه‌های عمومی هند انجام شده است. در "توتیکورین، تامیل نادو"، ۲۵ نمونه نمک از غذاهای شور مختلف (Sathish et al., 2020; Patterson et al., 2019) و ۱۴ برند متفاوت نمک تولید شده از آب شور و آب چاه‌های عمیق (Kumar et al., 2018) مورد بررسی قرار گرفتند. Kim و همکاران (2018) سه برند تجاری نمک دریا را که در فروشگاه‌های عمومی هند به فروش می‌رسیدند را مورد بررسی قرار دادند. سپس Seth و Shriwastav (۲۰۱۸) نیز میکروپلاستیک‌ها را در هشت نمونه نمک تجاری تولید شده در ساحل غربی هند یافتند.

۵-۶-۲. مواد باقی مانده

دو مطالعه در خصوص حرکت میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبار موجود در هوا در هند، انجام شده است. از نمونه‌بردار ذرات بارومتری معلق جریان مرکزی هوشمند KB-120F در شرق اقیانوس هند برای جمع‌آوری نمونه‌های باقی‌مانده محیطی در طول مسیر قایق با سرعت ۰/۱ تا ۱۰۰ لیتر در دقیقه استفاده شد. در سال ۲۰۱۴، ۳۳ نمونه از بقایای داخلی مناطق شهر پاتن توسط Zhang و همکاران (۲۰۲۰) جمع‌آوری شد. مواد باقی‌مانده، جمع‌آوری و پس از الک، در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد برای مطالعه نگهداری شدند.

۱- Biota tests: تست‌های بیوتا به تجزیه و تحلیل موجودات زنده مانند گیاهان، حیوانات و میکروارگانیسم‌ها برای ارزیابی وجود و سطوح آلاینده‌های محیطی اشاره دارد.

جدول ۳-۲. شناسایی میکروپلاستیک در نمونه‌هایی به غیر از رسوب و آب

مکان	نمونه	فراوانی	مراجع
کوچی، کراالا	بی مهرگان کفزی	NA	(Naidu, 2019)
شرق اقیانوس هند	گرد و غبار جوی	۰/۴ تا ۰/۶ مورد در هر ۱۰۰ متر مکعب	(Wang et al., 2020)
پاتنا	گرد و غبار داخلی	۵۵e6800 میلی گرم (PET)؛ >e530۰/۱۱ میلی گرم (PC)	(Zhang et al., 2020)
توتیکورین	نمک دریا	۱۵ ± ۳۵ تا ۴۰ ± ۷۲ مورد در کیلوگرم	(Sathish et al., 2020)
توتیکورین	نمک چاه	۱ ± ۲ تا ۱۱ ± ۲۹ مورد در کیلوگرم	(Sathish et al., 2020)
خلیج منار	ماهی	از ۴۰ نمونه ماهی، ۱۲ ماهی علائم مصرف میکروپلاستیک را نشان دادند	(Kumar et al., 2018)
چنای	صدف سبز	۰/۹ تا ۰/۳ مورد در هر ۱۰ گرم تا ۳/۲ مورد در هر ۱۰ گرم	(Naidu, 2019)
جزیره آندامان	زئوپلانکتون	۹۰٪	(Goswami et al., 2020)
پوندیچری	دوکفه‌ای	۰/۱۸ تا ۱/۸۴ مورد در گرم؛ ۰/۵۰ تا ۴/۸ مورد در گرم	(Dowarah et al., 2020)
توتیکورین	صدف خوراکی	۴/۸۵ ± ۵/۲۱ تا ۸/۹۲ ± ۹/۷۴ مورد در هر کدام	(Patterson et al., 2019)

۲-۷. روش‌های استخراج میکروپلاستیک

استخراج میکروپلاستیک‌ها از گل و لای، آب، موجودات زنده، نمک و مواد باقیمانده با روش‌های فیزیکی، شیمیایی و تحلیلی مختلفی انجام شد (Kanhai et al., 2017). میکروپلاستیک‌های بزرگ تر با استفاده از پنس جدا و به طور ظاهری تجزیه و تحلیل شدند؛ میکروپلاستیک‌های کوچک نیز با استفاده از تکنیک‌های جداسازی بر اساس چگالی و فیلتراسیون استخراج شدند (Ballent et al., 2016).

۱-۷-۲. مواد باقیمانده

میکروپلاستیک‌های مواد باقیمانده با استفاده از NaCl ، ZnCl_2 ، HNO_3 ، CaCl_2 و H_2O_2 ۳۰٪ استخراج و سپس با استفاده از الک با اندازه‌های مختلف، مش بندی شدند. مایع رویی پس از تقسیم ضخامت^۱ و پردازش، از طریق کاغذ صافی جدا و سپس در مجاورت هوای آزاد یا در فور خشک شد سپس به وسیله میکروسکوپ و طیف‌سنجی مورد ارزیابی بیشتر قرار گرفت (Mugilarasan et al., 2015). (Mugilarasan et al., 2015).

۲-۷-۲. آب

از بین نمونه‌های آب، ۷ نمونه به منظور تعیین اندازه میکروپلاستیک‌ها الک شدند. سپس از نمک‌های NaCl و HNO_3 برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های آب با استفاده از تکنیک جداسازی بر اساس چگالی، استفاده شد. به منظور حذف مواد طبیعی، از H_2O_2 ۳۰٪ در دمای اتاق یا دمای ۷۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۱۲ تا ۷۲ ساعت استفاده شد (Nigam, 1982). مایع رویی با استفاده از صفحات با اندازه شبکه مختلف مانند $M/7$ و $M/8$ عبور داده شد و سپس با استفاده از چگالی و جذب، میکروپلاستیک‌ها استخراج شدند. سپس برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های آب، صفحات پس از خشک شدن در دمای اتاق تا ۵۵ درجه سانتی‌گراد، در پتری دیش قرار داده شدند.

۳-۷-۲. جانداران

قبل از بررسی، موجوداتی که یخ زده بودند در دمای اتاق یخ زدایی شدند. ابعاد و جرم جانداران نیز ذکر شد. شبکه‌های شکننده‌ای از پوسته‌های صدفی، دوکفه‌ای‌ها و همچنین کل دستگاه گوارش ماهی‌ها مورد بررسی قرار گرفتند. به منظور فیلتراسیون نمونه از چندین صفحه با اندازه شبکه ($M/7$ میکرومتر، $M/8$ میکرومتر، ۵ میکرومتر و ۱۱ میکرومتر) پس از تصفیه با KOH ۱۰ درصد و H_2O_2 ۳۰٪ استفاده شد (Naido et al., 2015). سپس صفحات به پتری دیش منتقل و برای بررسی بیشتر خشک شدند.

۴-۷-۲. نمک

۲۰۰ تا ۲۵۰ گرم نمک و H_2O_2 با هم ترکیب شدند و مخلوط به مدت ۴۸ ساعت در دمای

۱- Thickness partition: به مفهوم تقسیم یا جداسازی فضاها یا لایه‌ها در یک سیستم یا ماده اشاره دارد.

اتاق نگهداری شد و سپس به مدت ۲۴ ساعت در فور در دمای ۶۵ درجه سانتیگراد قرار گرفت (Kim et al., 2018; Selvam et al., 2020). پس از جذب ماده طبیعی، ۱ لیتر آب تمیز به نمونه اضافه شد تا مخلوط لب شور، رقیق شود. سپس مخلوط سانتریفیوژ شد و مایع رویی نمک با استفاده از کاغذهای صافی مختلف (۰/۲ میلی متر، ۰/۴۵ میلی متر، ۰/۸ میلی متر و ۲/۷ میلی متر) فیلتر شد. سپس کاغذهای صافی به پتری دیش منتقل و خشک شدند (Selvam et al., 2020).

۸-۲. میکروپلاستیک‌های موجود در ماتریس‌های مختلف

۸-۲-۱. فراوانی و توزیع

طبق نتایج مطالعات انجام شده، رسوبات، آب، جانداران، نمک و مواد باقی مانده در هند مقدار قابل توجهی میکروپلاستیک دارند. غلظت میکروپلاستیک‌ها در خط ساحلی شرقی هند (ECI^۱) نسبت به خط ساحل غربی بیشتر است. مطالعات نشان می‌دهند میزان رسوب سطحی در جزیره دور افتاده آندامان نیکوبار بیشتر از رودخانه اصلی در چنای (گانگا) است (Kazour et al., 2019). بمئی بیشترین میزان میکروپلاستیک (۵۰ تا ۲۲۰ مورد در کیلوگرم) را داشت، اما چنای (۲/۶۳ تا ۳/۱ مورد در کیلومتر مربع) و توتیکورین (۳/۱۲ تا ۱۲/۱۴ مورد در لیتر) مقدار کمتری میکروپلاستیک در آب‌های سطحی داشتند. در مطالعه‌ای ۱۶۱۰۷۴۷۰۷۷/۶۳ مورد میکروپلاستیک در کیلومتر مربع به سمت دریای "خلیج بنگال" شناسایی شد (James et al., 2020).

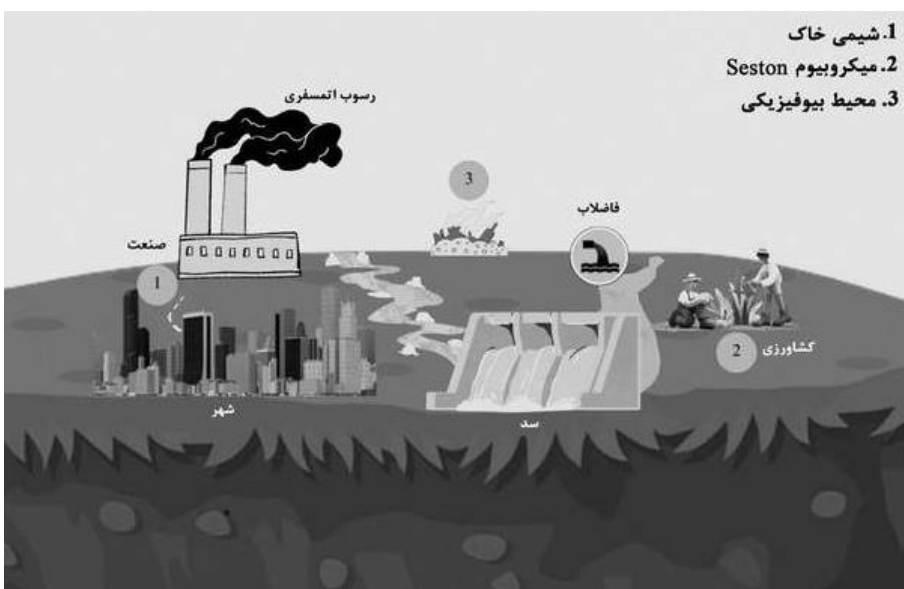
میکروپلاستیک‌ها به میزان زیادی در امتداد سواحل دریا، نزدیک به ساحل و مکان‌های رو به دریا، به ویژه نزدیک به مصب رودخانه‌ها انباشته شده‌اند (Bhattacharya & Khare, 2020). این موضوع نگرانی‌هایی به وجود آورده است، زیرا ماهی‌ها میکروپلاستیک‌ها را به اشتباه می‌بلعند و در نهایت وارد زنجیره غذایی دریایی و چرخه زندگی حیوانات می‌شوند (Maharana et al., 2020).

۹-۲. تفاوت بین سیستم‌های زمینی و آبی

مطالعات کمتری در خصوص سیستم‌های زمینی نسبت به سیستم‌های آبی انجام شده است. با

1. East Coastline side of India

این حال، آلودگی میکروپلاستیک در خشکی ممکن است ۴ تا ۲۳ برابر بیشتر از آب‌ها باشد (Horton et al., 2017). در مقایسه با حوضه‌های دریایی، خاک‌های کشاورزی ممکن است میکروپلاستیک بیشتری داشته باشند (Nizzetto et al., 2016). با توجه به اینکه کمیت، ترکیب و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی ذرات در محیط‌های زمینی و قاره‌ای رایج است، ارزیابی‌های دقیق تری از آلودگی میکروپلاستیک و تنوع زیستی خشکی مورد نیاز است (Dubovik et al., 2002).



شکل ۵-۲. میکروپلاستیک‌ها در محیط خشکی.

میکروپلاستیک‌ها ساخته دست بشر هستند و ویژگی‌های ساختاری زئوبیوتیک^۱ دارند و آن‌ها را نسبت به مواد طبیعی متمایز می‌کند. لوله‌های گرده‌افشانی گیاهان به سمت تخمک‌ها یکطرفه هستند، ذرات کروی پلاستیکی با اندازه مناسب گرده‌افشانی، به همین صورت عمل می‌کنند اما هنوز نمی‌توان به تأثیرات منفی میکروپلاستیک‌ها بر فرآیندهای اکولوژیکی مهم گیاهان را اندازه‌گیری کرد (Sanders & Lord, 1989).

۱- Xenobiotic: زئوبیوتیک ماده شیمیایی بیگانه‌ای است که به‌طور طبیعی در بدن جانداران یافت نمی‌شود. همچنین به ماده‌ای که با غلظت بالاتر از حد نرمال در بدن وجود دارد نیز گفته می‌شود.

۱۰-۲. اثرات میکروپلاستیک در اکوسیستم‌های خشکی

پلاستیک‌ها با ارگانیزم‌های مضر و فرصت‌طلب ترکیب شده و وارد سیستم‌های آب شیرین می‌شوند و از این طریق اثرات مخربی بر عملکرد اکوسیستم‌ها دارند (Kirstein et al., 2016).

وقتی میکروپلاستیک‌ها از تصفیه خانه فاضلاب به رودخانه‌ها رها می‌شوند، با یک میکروبیوم^۱ متفاوت از ذرات طبیعی ترکیب می‌شوند و به عنوان وسیله‌ای برای گسترش بیماری عمل می‌کنند. برای درک کامل نحوه اثرگذاری میکروپلاستیک‌ها بر میکروبیوم‌های خاکی، مطالعات بیشتری لازم است (Kirstein et al., 2016). محققین در سیدنی استرالیا کشف کردند که خاک‌های سطحی نزدیک جاده‌ها و مناطق صنعتی می‌توانند تا ۷ درصد وزنی میکروپلاستیک داشته باشند که کلرهای ارگانیک غیرفرار^۲ را از PVC و سایر میکروپلاستیک‌های کلردار شسته شده و ژئوشیمی خاک را تغییر می‌دهند (Fuller & Gautam, 2016). برای مثال، اگر میکروپلاستیک‌ها در غسل وجود داشته باشد، زیستگاه بیوفیزیکی موجودات خشکی ممکن است تغییر کرده باشد و میکروپلاستیک‌ها در گلبرگ‌های گونه‌های گیاهی مختلف یافت خواهند شد (Liebezeit & Liebezeit, 2015).

۱۱-۲. مدیریت و مقررات زباله‌های پلاستیکی در هند

در هند، وزارت محیط زیست، جمعیت و تغییرات آب و هوا (MoEF-CC)، "موسسه ملی تحقیقات مهندسی محیط زیست" (NEERI^۳)، CPCB، کمیته‌های کنترل آلودگی محیط زیست استانی (SPCBs^۴) و وزارت توسعه شهری (MoUD)، مسئول مدیریت زباله‌های پلاستیکی هستند (Prakash et al., 2020). مدیریت زباله‌های پلاستیکی به دلیل سن مواد، دفع غیرقانونی، عدم وجود ساختار مدیریتی و تردید در تشکیل سازمان‌های مربوطه یک موضوع چالش‌برانگیز است. حدود ۶۰٪ از زباله‌های جامد شهری در یک منطقه باز تخلیه می‌شوند که مقدار زیادی است.

۱- Microbiome: اجتماع گونه‌های مختلف باکتری، قارچ، ویروس و سایر موارد را میکروبیوم می‌گویند. میکروبیوم تنها در بدن انسان وجود ندارد و در خاک و همچنین بدن گیاهان و حیوانات نیز می‌توان انواع مختلفی از این نوع زیستگاه را مشاهده کرد.

2. Non-Volatile Organochlorines

3. Ministry of Environment, Forests, and Climate Change

4. National Environmental Engineering Research Institute

5. State Pollution Control Boards

تکنیک‌های مورد استفاده برای حذف زباله در هند دفن زباله، تخلیه زباله‌ها و دفن زباله به صورت نامنظم است. قوانین مدیریت زباله‌های پلاستیکی، که در سال ۲۰۱۶ برای تجمیع کنوانسیون‌های فعلی برای نگهداری پلاستیک وضع شد، از اول ژانویه ۲۰۱۹ استفاده از پلاستیک‌های یکبار مصرف را ممنوع می‌کند. در هند، حدود ۶۰ درصد از پلاستیک‌های بازیافتی تغییر کاربری داده می‌شوند، اما این میزان کم است و نیاز به تدوین و اجرای طرح‌هایی برای نحوه استفاده از پلاستیک‌های یکبار مصرف و بازیافت آن‌ها و همچنین تشویق مردم به بازیافت و کاهش مصرف پلاستیک‌های یکبار مصرف وجود دارد (Liu et al., 2019).

۱۲-۲. نتیجه‌گیری

خلاصه‌ای از فراوانی و شناسایی میکروپلاستیک‌ها و همچنین روش‌های استخراج در سطح جهانی و با اولویت ویژه برای هند در این فصل مورد بررسی قرار گرفت. این فصل بر حضور میکروپلاستیک در "گل و لای"، "آب"، "جانداران"، "نمک"، "هوا" و "پسماند" در هند متمرکز شده است؛ همچنین تکنیک‌های فیزیکی، شیمیایی و تحلیلی را که برای فرآیند شناسایی میکروپلاستیک (در سطح جهانی و در هند) مورد استفاده قرار گرفتند، خلاصه می‌کند. تمام روش‌های علمی برای تشخیص میکروپلاستیک در منابع طبیعی مختلف پوشش داده شده است. در این مطالعه، نویسندگان مشخصه‌های میکروپلاستیک و کنوانسیون‌های معمول برای بررسی میکروپلاستیک در گل و لای، آب و بیوتا را به صورت استاندارد مطرح کرده‌اند تا چالش‌های موجود در سراسر جهان و به ویژه در هند برطرف شوند. افزایش ترکیبات میکروپلاستیک و مواد مرتبط با آن‌ها در محیط‌های آبی هند، به ویژه در آب‌های شیرین را نمی‌توان نادیده گرفت. تخمین میزان میکروپلاستیک در مواد باقی مانده و بررسی اثرات سمی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها بر موجودات و فرآورده‌های زنده و زنجیره غذایی، راهی را برای مطالعات آینده ایجاد می‌کند.

منابع

- Abbasi, S. et al., 2019. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, Volume 244, pp. 153–164.
- Ajith, N. et al., 2020. Global distribution of microplastics and its impact on marine environment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 27, pp. 25970–25986.

- Anbumani, S., & Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 25, pp. 14373–14396.
- Ashwini, S. K., & Vargese, G., 2019. Environmental forensic analysis of the microplastic pollution at “Nattika” Beach, Kerala Coast, India. *Environmental Forensics*, 03 Dec, Volume 21(1), pp. 21–36.
- Ballent, A. et al., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario near-shore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, Sept, Volume 110(1), pp. 383–395.
- Bellas, J. et al., 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 109(1), pp. 55–60.
- Bhattacharya, A., & Khare, S. K., 2020. Ecological and toxicological manifestations of microplastics: Current scenario, research gaps, and possible alleviation measures. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, Volume 38(1), pp. 1–20.
- Bridson, J. H. et al., 2020. Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 151, p. 110867.
- Choudhary, D., Kurien, C., & Kumar, A., 2020. Microplastic contamination and life cycle assessment of bottled drinking water. *Advances in Water Pollution Monitoring and Control*, pp. 41–48.
- Chubarenko, I. et al., 2018. Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. *Science of the Total Environment*, Volume 628–629, pp. 1340–1351.
- Dahms, H. T., Rensburg, G. J. V., & Greenfield, R., 2020. The microplastic profile of an urban African stream. *Science of the Total Environment*, Volume 731, p. 138893.
- Daniel, D. B., Ashraf, P. M., & Thomas, S. N., 2020. Abundance, characteristics and seasonal variation of microplastics in Indian white shrimps (*Litopenaeus indicus*) from coastal waters off Cochin, Kerala, India. *Science of the Total Environment*, Volume 737, p. 139839.
- Dantas, D. V., Barletta, M., & Costa, M. F. D., 2012. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (*Sciaenidae*). *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 19, pp. 600–606.
- Dowarah, K. et al., 2020. Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 153, p. 110982.
- Dris, R. et al., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, Volume 221, pp. 453–458.
- Dubovik, O. et al., 2002. Variability of absorption and optical properties of key aerosol types observed in worldwide locations. *Journal of Atmospheric Sciences*, Volume 59(3), pp. 590–608.
- Eriksen, M. et al., 2018. Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, Volume 232, pp. 430–439.
- Ferreira, M. et al., 2020. Presence of microplastics in water, sediments and fish species in an urban coastal environment of Fiji, a Pacific small island developing state. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 153, p. 110991.

- Fuller, S., & Gautam, A., 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental Science & Technology*, Volume 50, pp. 5774–5780.
- Ganesan, M., Nallathambi, G., & Srinivasalu, S., 2019. Fate and transport of microplastics from water sources. *Current Science*, Volume 117(11), pp. 1879–1885.
- Gautam, K., & Anbumani, S., 2020. Ecotoxicological effects of organic micro-pollutants on the environment. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, pp. 481–501.
- GESAMP, 2015. *GESAMP*. [Online] Available at: gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90.
- Goswami, P., Vinithkumar, N. V., & Dharani, G., 2020. First evidence of microplastics bioaccumulation by marine organisms in the Port Blair Bay, Andaman Islands. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 155, p. 111163.
- Gündoğdu, S., 2018. Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives & Contaminants: Part A*, Volume 35(8), pp. 1006–1014.
- Horton, A. A. et al., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, Volume 586, pp. 127–141.
- Imran, M., Das, K. R., & Naik, M. M., 2019. Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat. *Chemosphere*, Volume 215, pp. 846–857.
- James, K. et al., 2020. An assessment of microplastics in the ecosystem and selected commercially important fishes off Kochi, south eastern Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 154, p. 111027.
- Jayasiri, H., Purushothaman, C. S., & Vennila, A. (2013). Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 77(1–2), pp. 107–112. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.024>
- Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S., & Vennila, A., 2015. Bimonthly variability of persistent organochlorines in plastic pellets from four beaches in Mumbai coast, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 187.
- Kanhai, L. D. K. et al., 2017. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 115(1–2), pp. 307–314.
- Karthik, R. et al., 2018. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*, Volume 645, pp. 1388–1399.
- Karuppasamy, P. et al., 2020. Baseline survey of micro and mesoplastics in the gastro-intestinal tract of commercial fish from Southeast coast of the Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 153, p. 110974.
- Kazour, M. et al., 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the Total Environment*, Volume 696, p. 133933.
- Kim, J.-S., Lee, H.-J., Kim, S.-K., & Kim, H.-J., 2018. Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade salts: Sea salt as an indicator of seawater MP pollution. *Environmental Science Technology*, Volume 52(21), pp. 12819–12828.
- Kirstein, I. V. et al., 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, Volume 120, pp. 1–8.

- Kosuth, M., Mason, S. A., & Wattenberg, E. V., 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS One*, Volume 13(4).
- Kumar, V. E., Ravikumar, G., & Jeyasanta, K. I., 2018. Occurrence of microplastics in fishes from two landing sites in Tuticorin, South east coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 135, pp. 889–894.
- Kumar, V. S. et al., 2006. Coastal processes along the Indian coastline. *Current Science*, Volume 91(4), pp. 530–536.
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E., 2015. Origin of synthetic particles in honeys. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, Volume 65, pp. 143–147.
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
- Machado, A. A. D. S. et al., 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, Volume 24(4), pp. 1405–1416.
- Maharana, D. et al., 2020. Assessment of micro and macroplastics along the west coast of India: Abundance, distribution, polymer type and toxicity. *Chemosphere*, Volume 246, p. 125708.
- McEachern, K. et al., 2019. Microplastics in Tampa Bay, Florida: Abundance and variability in estuarine waters and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 148, pp. 97–106.
- Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R., Sharmila, N., & Kaliyamoorthi, G., 2015. Occurrence of microplastic resin pellets from Chennai and Tinnakkara Island: Towards the establishment of background level for plastic pollution. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, Volume 46(6).
- Naido, T., Smit, A. J., & Glassom, D., 2015. Plastic ingestion by estuarine mullet *Mugil cephalus* (Mugilidae) in an urban harbour, KwaZulu-Natal, South Africa. *African Journal of Marine Science*, Volume 38(1), pp. 145–149.
- Naidu, S. A., 2019. Preliminary study and first evidence of presence of microplastics and colorants in green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758), from southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 140, pp. 416–422.
- Nigam, R., 1982. Plastic pellets on the Caranzalem beach sands, Goa, India. *Mahasagar*, Volume 15(2), pp. 125–127.
- Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S., 2016. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science Technology*, Volume 50(20), pp. 10777–10779.
- Ogata, Y. et al., 2009. International pellet watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 58(10), pp. 1437–1446.
- Pandey, D., Singh, A., Ramanathan, A., & Kumar, M., 2021. The combined exposure of microplastics and toxic contaminants in the floodplains of north India: A review. *Journal of Environmental Management*, Volume 279, p. 111557.
- Patterson, J. et al., 2019. Profiling microplastics in the Indian edible oyster, *Magallana bilineata* collected from the Tuticorin coast, Gulf of Mannar, Southeastern India. *Science of the Total Environment*, Volume 691, pp. 727–735.
- Prakash, V. et al., 2020. Occurrence and ecotoxicological effects of microplastics on aquatic and terrestrial ecosystems. *Microplastics in Terrestrial Environments*, Volume 95, pp. 223–243.

- Reddy, M. S., Basha, S., Adimurthy, S., & 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*, Volume 68(3–4), pp. 656–660.
- Ríos, M. F., Hernández-Moresino, R. D., & Galván, D. E., 2020. Assessing urban microplastic pollution in a benthic habitat of Patagonia Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 159, p. 111491.
- Robin, R. et al., 2020. Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India. *Science of the Total Environment*, Volume 703, p. 134947.
- Sanders, L. C., & Lord, E. M., 1989. Directed movement of latex-particles in the gynoecia of 3 species of flowering plants. *Science*, Volume 243, pp. 1606–1608.
- Sarkar, D. J. et al., 2019. Spatial distribution of meso and microplastics in the sediments of river Ganga at eastern India. *Science of the Total Environment*, Volume 694, p. 133712.
- Sathish, N., Jeyasanta, I., & Patterson, J. (2020). Microplastics in salt of Tuticorin, southeast coast of India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 79(1), pp. 111–121. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00731-0>
- Sedlak, D., 2017. Three lessons for the microplastics voyage. *Environmental Science and Technology*, Volume 51(14), pp. 7747–7748.
- Selvam, S. et al., 2020. Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 150, p. 110675.
- Seth, C. K., & Shriwastav, A., 2018. Contamination of Indian sea salts with microplastics and a potential prevention strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 35, pp. 30122–30131.
- Sharma, G., & Ghosh, C., 2019. Microplastics: An unsafe pathway from aquatic environment to health—a review: Case studies from India. *Emerging Issues in Ecology and Environmental Science*, pp. 67–72.
- Sruthy, S., & Ramasamy, E., 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environmental Pollution*, Volume 222, pp. 315–322.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & Saal, F. S. V., 2009. Our plastic age. *Biological Sciences*, Volume 364(1526).
- Vaid, M., Mehra, K., & Gupta, A., 2021. Microplastics as contaminants in Indian environment: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, Volume 28, pp. 68025–68052.
- Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A. C., Bhattacharyya, S., & Naik, B. G. (2016). Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, Volume 159, pp. 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.056>
- Vidyasakar, A. et al., 2018. Macrodebris and microplastic distribution in the beaches of Rameswaram Coral Island, Gulf of Mannar, Southeast coast of India: A first report. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 137, pp. 610–616.
- Wang, X. et al., 2020. Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: Abundance, distribution and source. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 389, p. 121846.

- Zhang, J., Wang, L., & Kannan, K., 2020. Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environment International*, Volume 134, p. 105314.
- Zhu, D. et al., 2018. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 116, pp. 302–310.

فصل ۳

اثرات سمی میکروپلاستیک‌های موجود در مواد غذایی بر سلامت انسان

۱-۳. مقدمه

میکروپلاستیک‌ها به آلاینده‌ای فراگیر در تمام حوزه‌های محیط زیست تبدیل شده و به عنوان ذراتی کوچک و معلق با قطر کمتر از ۵ میلی متر تعریف می‌شوند. این ذرات عمدتاً به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم می‌گردند. میکروپلاستیک‌های اولیه با اهداف خاصی در منسوجات، شوینده‌های شن و ماسه^۱ و اسکراب‌های صورت یا بدن استفاده می‌شوند؛ میکروپلاستیک‌های ثانویه از تجزیه پلاستیک‌های بزرگتر تولید می‌شوند (Udovicki et al., 2022). این ذرات در حال حاضر در سیستم‌های دریایی و آب شیرین، خاک، هوا و همچنین در زنجیره غذایی وجود دارند. مطالعات نشان داده‌اند که تماس با میکروپلاستیک‌ها ممکن است اثرات سمی از طریق تنفس و مصرف غذا در انسان‌ها ایجاد کنند. بنابراین هدف از این فصل کشف فرآیند انتقال میکروپلاستیک‌ها در زنجیره غذایی و مواد غذایی آلوده که باعث سمیت غذایی در سیستم گوارش می‌شوند و در نهایت تعیین برخی از تدابیر پیشگیرانه و جایگزین‌های پایدار برای مقابله با مسئله پلاستیک‌ها است.

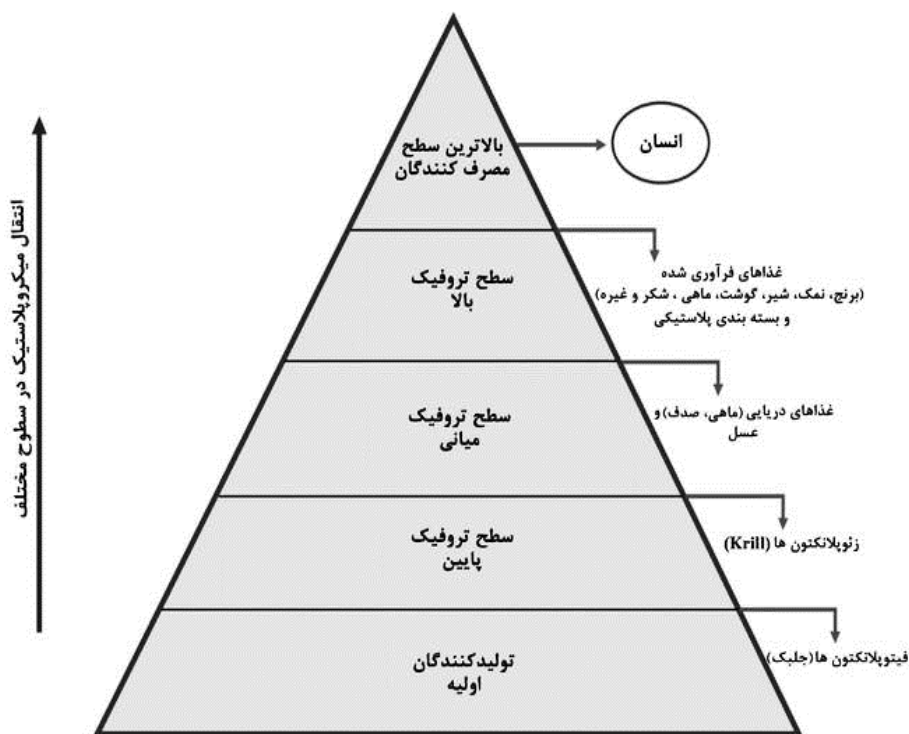
۲-۳. ورود میکروپلاستیک‌ها به زنجیره غذایی

پلاستیک‌ها به دلیل مقاومت در برابر تجزیه، سال‌ها در محیط زیست باقی می‌مانند. جانوران آبزی به دلیل شباهت میکروپلاستیک‌ها به مواد غذایی، آن‌ها را به اشتباه می‌بلعند. برخی از جانوران مانند پرتاران^۱ (نوعی کرم) میکروپلاستیک‌هایی مانند PS را مصرف می‌کنند و در نهایت ممکن است توسط جانوران رده بالاتر در زنجیره غذایی، مانند میگو مصرف شوند. میکروپلاستیک‌ها جلبک‌های دریایی را نیز آلوده می‌کنند و منجر به تولید میکوتوکسین‌ها^۲ شده و در نهایت به مواد غذایی مورد استفاده انسان‌ها منتقل می‌شوند. اولین بار Guo و همکاران (۲۰۲۰) ثابت کردند میکروپلاستیک‌ها در زنجیره غذایی تجمع یافته و انتقال می‌یابند. علاوه بر این نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد میکروپلاستیک‌ها از خزّه به زئوپلانکتون و سپس به یک گونه ماهی منتقل می‌شوند (شکل ۱-۳). تغییرات متابولیکی نامطلوب مانند کاهش وزن، تغییر نسبت تری آلدئید به کلسترول و تغییر در سطح توزیع کلسترول در ماهیچه‌ها و کبد ماهیان مشاهده شده است. این تغییرات به طور مستقیم یا غیرمستقیم اثرات مضر بر سلامت انسان‌ها نیز ایجاد می‌کنند.

اکوسیستم خاک به دلیل تولید مواد غذایی، بخشی جدایی ناپذیری از سیستم زمینی محسوب می‌شود. حدود ۷۹٪ از زباله‌های پلاستیکی در محل‌های دفن زباله، در خاک کشاورزی و سیستم گیاهی تجمع می‌یابند (Guo et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها در خاک باعث کاهش رشد گیاهان، کاهش جذب آب و مواد مغذی، کاهش ارتفاع و تعداد میوه در گیاهان شده همچنین تاثیر منفی بر فرآیند فتوسنتز نیز دارند (Li et al., 2023). از این رو، با مصرف زیاد ساقه، میوه و سایر بخش‌های خوراکی گیاهان، میکروپلاستیک‌ها به بدن انسان نیز منتقل می‌شوند. علاوه بر این، مواد غذایی در جانوران شکارچی و حیواناتی مانند گاو و بز مدت زمان بیشتری از زمان مصرف تا دفع نهایی در اندام‌ها باقی می‌مانند و باعث افزایش انتقال میکروپلاستیک‌ها به سطوح بالاتر تغذیه‌ای شده و در نهایت منجر به تجمع زیستی در اکوسیستم می‌شوند (Saedi, 2023).

1. Polychaete

۲- Mycotoxin: مایکوتوکسین یک متابولیت ثانویه سمی است که توسط قارچ‌ها تولید می‌شود و می‌تواند باعث بیماری و مرگ هم در انسان و هم در سایر حیوانات شود.



شکل ۱-۳. میکروپلاستیک‌ها در زنجیره غذایی.

۳-۳. انتقال میکروپلاستیک‌ها به مواد غذایی مصرفی انسان

اصولاً ذرات پلاستیکی از سه مسیر مختلف استنشاق (هوای داخلی و خارجی)، بلع (آب آشامیدنی و غذاهای مختلف) و تماس پوستی (لباس، محصولات مراقبت شخصی و گرد و غبار) انسان‌ها را آلوده می‌کنند (Prata et al., 2020). بلع و مصرف مواد غذایی مانند ماهی، میوه‌ها، سبزیجات، گوشت، غلات، حبوبات و آب آشامیدنی از جمله مهم‌ترین مسیرهای انتقال آلودگی می‌باشند.

۳-۳-۱. ماهی

میکروپلاستیک‌ها در آبزیان و ماهی‌های آب‌های شیرین و شور، از جمله ماهی‌های خوراکی، دوکفه‌ای‌ها، پلاژیک^۱ و صخره‌های مرجانی در سراسر جهان مشاهده شده است. انواع

۱- Pelagic: در این جا پلاژیک به حیات دریایی اطلاق می‌شود که در دریای آزاد، دور از ساحل وجود دارد.

صدف‌ها و سخت پوستانی مانند خرچنگ، میگوی آب شور، میگوی رودخانه‌ای و کرم ماهی‌ها در زنجیره و امنیت غذایی نقش مهمی دارند. طبق نتایج مطالعه‌ای میکروپلاستیک‌ها در صدف‌های خوراکی و صدف‌های شیاردار ژاپنی به ترتیب از ۰/۱۸ تا ۳/۸۴ و ۰/۹ تا ۲/۵ ذره در گرم شناسایی شده است. امکان آلودگی کنسرو ماهی در طول پردازش، نگهداری و حمل و نقل نیز وجود دارد. مطالعه‌ای در این خصوص نشان داد، از ۲۰ تن ماهی ساردین کنسرو شده مارک دار در ۱۳ کشور، ۴ تن ماهی آلوده به میکروپلاستیک بوده اند. صخره‌های مرجانی بخش مهمی از اکوسیستم دریایی هستند؛ داروهای تهیه شده از مرجان‌ها خواص ضد سرطانی، ضد التهابی، ترمیم استخوان و فواید عصبی از خود نشان داده‌اند (Mamun et al., 2023). آلودگی مرجان‌ها، به نوعی بر سلامتی انسان‌ها نیز تاثیرگذار است زیرا میکروپلاستیک‌ها عملکرد بافت مزانتریک^۱ و حفره روده انسان‌ها اختلال ایجاد می‌کند.

۲-۳-۳. شکر

شکر نیز بنابر دلایل مختلفی، از جمله پردازش، تصفیه، پالایش، خشک کردن، بسته بندی و سایر منابع مانند گرد و غبار ناشی از پیش بند، دستکش و تجهیزات مورد استفاده، امکان آلودگی به وسیله میکروپلاستیک‌ها را دارد. مطالعات بسیار کمی وجود ذرات میکروپلاستیک را در شکر به اثبات رسانیده‌اند. در نمونه‌های شکر تجاری، بسته بندی نشده، بدون مارک و بدون برچسب در بنگلادش ۳۴۳/۷ ذره میکروپلاستیک در کیلوگرم یافت شده است (Afrin et al., 2022). علاوه بر این در آلمان، میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های عسل با ۴۰-۶۶۰ الیاف در کیلوگرم و ۰-۳۸ قطعه در کیلوگرم شناسایی شده است (Liebezeit and Liebezeit, 2015)؛ که ممکن است از طریق گل و لای یا انتقال توسط زنبورها و یا در حین پردازش و ذخیره سازی عسل با تجهیزات پلاستیکی باشد (Toussaint et al., 2019).

۳-۳-۳. نمک

آب‌های شیرین و شوری که به وسیله زباله‌های پلاستیکی آلوده شده‌اند، منبع اصلی آلودگی نمک‌ها می‌باشند علاوه بر این آلودگی نمک‌ها در طول پردازش و ذخیره سازی عاملی اجتناب ناپذیر است. میکروپلاستیک‌ها در نمک‌های دریایی با ۳۵۰ ذره در گرم

۱- Mesenteric: بافت مزانتریک، به بافت همبند اطلاق می‌شود که روده‌ها و سایر اندام‌های شکمی را به هم متصل می‌کند.

(Sivagami et al., 2021)، نمک‌های دریاچه‌ای با ۷۵/۲ ذره در گرم، نمک‌های سنگی با ۳۹/۰۳ ذره در گرم، و همچنین در کریستال‌های نمک، نمک‌های خوراکی و چاه نیز شناسایی شده‌اند (Danopoulos et al., 2020).

۴-۳-۳. آب آشامیدنی

بدن انسان برای حفظ عملکرد طبیعی خود به آب کافی نیاز دارد علاوه بر این آب آشامیدنی برای مصارف خانگی، فرآوری مواد غذایی و سایر فعالیت‌های تفریحی نیز استفاده می‌شود. مطالعات مختلفی وجود پلاستیک‌ها را در آب آشامیدنی به اثبات رسانده‌اند. در بسیاری از کشورها مانند آلمان، هند و چین میکروپلاستیک‌ها در منابع آب آشامیدنی در سطوح بالایی یافت می‌شوند؛ به عنوان مثال ۱۱۸ ذره در لیتر در آب معدنی، ۳۹ ذره در لیتر در آب بطری شده و ۴۴۰ ذره در لیتر در آب لوله کشی یافت شده است (Schymanski et al., 2018; Mason et al., 2018; Tong et al., 2020). این داده‌ها نشان می‌دهند که آب آشامیدنی به راحتی از منابع و مسیرهای مختلف آلوده می‌شود.

۵-۳-۳. میوه‌ها و سبزیجات

میوه‌ها و سبزیجات به دلیل تامین ویتامین‌ها و مواد معدنی جزء ضروری یک رژیم غذایی سالم هستند؛ بدن انسان روزانه به ۴۰۰ تا ۵۰۰ گرم میوه و سبزی نیاز دارد. میکروپلاستیک‌ها در میوه‌هایی مانند سیب، گلابی و سبزیجاتی مانند کلم بروکلی، کاهو، هویج و سیب زمینی بررسی شده است و به طور میانگین ۱۳۲۷۴۰ ذره در گرم میکروپلاستیک در این مواد شناسایی شده است (Gea et al., 2020).

۶-۳-۳. شیر

شیر ماده‌ای مغذی و ضروری برای انسان‌ها و به خصوص رشد و نمو نوزادان می‌باشد زیرا سرشار از موادی مانند پروتئین‌ها، ویتامین‌ها و مواد معدنی است. فرآورده‌های مختلف، بسته بندی و عدم رعایت بهداشت باعث آلودگی شیر و محصولات لبنی با میکروپلاستیک‌ها می‌شود. طبق مطالعه‌ای در مکزیک، ۱۵۰ ذره میکروپلاستیک در ۲۳ نمونه مختلف شیر یافت شد (Pironti et al., 2021). با عبور این آلاینده از غشای سلولی و انتقال به غدد و اندام‌های مختلف امکان آلودگی شیر انسان‌ها نیز وجود دارد. طبق مطالعه‌ای در ایتالیا ۲۶ نمونه از ۳۴ نمونه شیر انسان آلوده بوده‌اند (Ragusa et al., 2022).

۷-۳-۳. برنج

برنج یکی از مهم‌ترین غذاهای مصرفی است و حدود ۷۰ درصد از کالری کل، از برنج تامین می‌شود. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از خاک به شالیزار منتقل شده و منجر به آلودگی برنج شوند (Wu et al., 2022) در مطالعه‌ای در برنج شسته شده و برند ۳/۷ میلی گرم میکروپلاستیک و در برنج شسته نشده ۲/۸ میلی گرم میکروپلاستیک در ۱۰۰ گرم برنج کشف شد (Dessi et al., 2021).

۸-۳-۳. گوشت

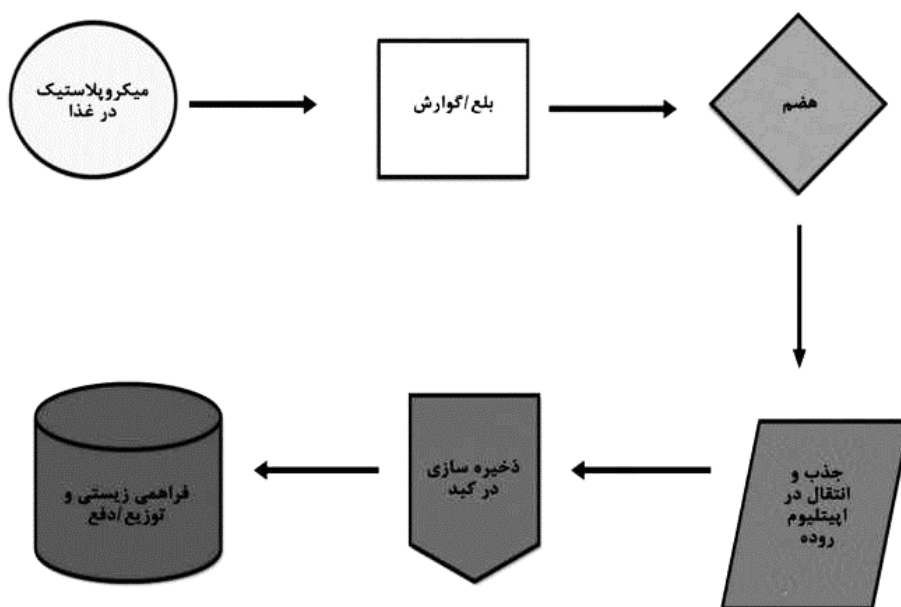
تحقیقات بسیار کمی وجود ذرات پلاستیکی را در گوشت به اثبات رسانیده اند. به عنوان مثال، گوشت مرغ با ذرات پلاستیکی با منشا خاک و گوشت بسته بندی شده با پلی استایرن اکستروژده شده (XPS^۱) آلوده شده است. بسته بندی‌های پلاستیکی مانند کیسه‌های پخت برنج، کیسه‌های یخ، کیسه‌های نایلونی چای، لیوان‌های پلاستیکی یکبار مصرف، لیوان‌های کاغذی یکبار مصرف و بطری‌هایی از جنس PP ممکن است ذرات پلاستیکی را به غذاها منتشر می‌کنند (Mamun et al., 2023).

۴-۳. مکانیسم سمیت ناشی از مواد غذایی

امروزه یکی از مسیرهای مهم آلودگی با میکروپلاستیک، مواد غذایی آلوده و سمیت ناشی از آن‌ها است و بیشترین تاثیر را بر سیستم گوارشی دارد. میکروپلاستیک‌ها قسمت‌های مختلف بدن، از سطوح سلولی، بافتی تا اندام‌ها را آلوده می‌کنند. اعضای بدن با همکاری یکدیگر عملکرد طبیعی بدن را حفظ می‌کنند بنابراین، تهدید یک عضو، بر سایر اعضا نیز تاثیر خواهد داشت و در نتیجه، اختلال در سیستم گوارشی، منجر به تداخل در سیستم تنفسی، سیستم تولید مثل، سیستم ایمنی و غدد درون ریز خواهد شد.

۱- Extruded Polystyren: نوعی پلاستیک سخت و فشرده است که از فرآیند اکستروژن برای تولید صفحات و پنل‌های عایق استفاده می‌شود. در این فرآیند، مواد پلی استایرن به صورت مایع ذوب شده و از یک قالب عبور داده می‌شود تا به شکل صفحات بکناخت و متراکم درآید. این نوع پلی استایرن به دلیل خواص عایقی برجسته‌اش، معمولاً در ساخت‌وساز به عنوان عایق حرارتی و صوتی، به ویژه در دیوارها، سقف‌ها و کف‌ها، به کار می‌رود. از دیگر ویژگی‌های آن می‌توان به مقاومت در برابر رطوبت و ضربه اشاره کرد.

میکروپلاستیک‌ها با مولکول‌های زیستی مانند لیپیدها، کربوهیدرات‌ها، اسیدهای نوکلئیک، یون‌ها و آب وارد واکنش می‌شوند. با توجه به اینکه روده وظایف مهمی مانند هضم، جذب و متابولیسم را برعهده دارد، بخش بسیار مهمی از دستگاه گوارش محسوب می‌شود. میکروپلاستیک‌هایی با ابعاد ۵ تا ۱۰ میکرومتر قادرند به سد روده برسند (شکل ۲-۳) و پس از ورود به روده، ذرات پلاستیکی لایه سلولی را مختل، بافت روده را تحریک و مواد سمی آزاد کنند؛ علاوه بر این از مسیر پاراسلولار اپیتلیال^۱ نیز عبور می‌کنند. برخی از این ذرات نمی‌توانند از جریان خون عبور کنند و در داخل سلول‌های روده باقی می‌مانند و پس از پایان چرخه زندگی سلول، در مجرای روده رها می‌شوند (Paul et al., 2020). فلور روده واکنش‌های بیوشیمیایی مختلفی از جمله سنتز پروتئین و جذب موادمعدنی را انجام می‌دهد، اما وجود هر گونه سموم خارجی مانند میکروپلاستیک‌ها یا نانوپلاستیک‌ها جوامع میکروبی روده را مختل کرده و باعث اختلال در فعالیت متابولیک، التهاب و تنظیم ایمنی می‌شوند (Mamun et al., 2023). نتایج مطالعات مربوط به تاثیر میکروپلاستیک‌ها بر سیستم گوارشی در جدول ۱-۳ ذکر شده است.



شکل ۲-۳. مسیر میکروپلاستیک‌ها در سیستم گوارشی انسان.

۱- Paracellular epithelial: یک مسیر غیرفعال است که در آن مواد از طریق شکاف بین سلول‌ها حرکت می‌کنند، که اغلب توسط گرادیان غلظت یا اسمز هدایت می‌شود.

جدول ۱-۳. اثرات میکروپلاستیک‌ها بر سیستم گوارشی

نمونه	اندازه و نوع پلاستیک	اندام و بافت	یافته‌های بیولوژیکی	مراجع
Zebrafish (<i>Danio rerio</i>)	پلی آمیدها، PE، PP، PVD، PS اندازه: ۷۰~ میکرومتر - پلی آمید، PE، PP و PVC ۱/۰، ۱ و ۵ میکرومتر - PS	روده، آبشش، کبد، کلیه	- ترک خوردگی پرزها و شکافت آنتروسیت‌ها ^۱ . - آسیب بافتی ناشی از استرس اکسیداتیو.	(Lei et al., 2018)
موش	PS اندازه: ۰/۵ و ۵۰ میکرومتر	روده	- کاهش ترشح موسین. - دیسبیوز ^۲ میکروبیوتای روده.	(Lu et al., 2018)
موش	PS فلورسنت سبز اندازه: ۵ میکرومتر	کبد	- تحلیل رفتن عروق، توده التهابی مزمن، و ادم سلول‌های کبدی. - استرس اکسیداتیو، آپوپتوز ^۳ ، و التهاب در سلول‌های کبدی	(Li et al., 2021)
انسان	PP، PE	دستگاه گوارش، مدفوع انسان	- مسمومیت، التهاب و ورود میکروپلاستیک از طریق آندوسیتوز ^۴ سلول‌های M شکل و سپس ورود به سیستم گردش خون.	(Liao and Yang, 2020)

۱- Enterocytes: به تقسیم یا تکثیر سلول‌های اپیتلیال روده به نام آنتروسیت اشاره دارد.

۲- Dysbiosis: عدم تعادل یا اختلال در تعادل طبیعی میکروارگانیسم‌هایی (میکروبیوتا) که در بدن زندگی می‌کنند.

۳- Apoptosis: نوعی مرگ سلولی

۴- Endocytosis: یک فرآیند سلولی است که در آن مواد وارد سلول می‌شوند.

نمونه	اندازه و نوع پلاستیک	اندام و بافت	یافته‌های بیولوژیکی	مراجع
موش	PS	روده	- عدم تعادل سیستم ایمنی روده و افزایش بیان فاکتورهای التهابی IL-1 β , TNF- α و IFN- γ . - آسیب هیستوپاتولوژیک ^۱ در مخاط روده.	(Liu et al., 2022)
کشت سلولی: رده‌های سلولی اپیتلیال روده: LS174T, HT-29 و Caco-2	اندازه نانوذرات: ۶۰~ نانومتر	دستگاه گوارش	- نانوذرات تاثیرگذار بر حیات سلولی و آپوپتوز رده‌های سلولی	(Inkielewicz-Stepniak et al., 2018)
اپیتلیوم روده انسان در شرایط آزمایشگاهی	اندازه نانوذرات PS: ۲۰ تا ۴۰ نانومتر	روده	- آپوپتوز ناشی از نانوذرات در سلول‌های منفرد از طریق bystander killing ^۲ در سراسر تک لایه سلول - کاهش قابلیت حیات سلولی	(Thubagere and Reinhard, 2010)
مدفوع انسان	PET و PP اندازه: ۵۰-۵۰۰ میکرومتر	-	مصرف ناخواسته پلاستیک از منابع مختلف	(Schwabl et al., 2019)

۱- Histopathological: به تغییرات میکروسکوپی و آسیب مشاهده شده در بافت در اثر عوامل مختلفی مانند عفونت، التهاب یا سایر بیماری‌ها اشاره دارد.

۲- به پدیده‌ای اطلاق می‌شود که سلول‌هایی که مستقیماً در معرض یک ماده سمی یا عامل آسیب‌رسان نیستند، همچنان می‌توانند تحت تأثیر قرار گرفته و به دلیل وجود آن ماده یا عامل در محیط اطراف، بمیرند.

۵-۳. اقدامات پیشگیرانه در برابر آلودگی پلاستیک‌ها

مدیریت زباله‌های پلاستیکی به سیاست‌های جدیدی نیاز دارد تا از تأثیرات منفی آن‌ها بر اکوسیستم‌های مختلف و انسان‌ها جلوگیری شود. برای عدم تشدید مسائل مربوط به پلاستیک‌ها باید علوم رفتاری و علوم طبیعی نیز به کار گرفته شوند. کشورهایی مانند هنگ کنگ برای ظروف یکبار مصرف پلاستیکی طرحی تنظیم کرده اند، چین فروش محصولات شیمیایی حاوی ریزدانه‌های پلاستیکی را تا پایان سال ۲۰۲۲ ممنوع کرده است (Yang et al., 2022). در هند وزارت محیط زیست، جنگل‌ها و تغییرات آب و هوایی برای حذف تدریجی کیسه‌های پلاستیکی یکبار مصرف که ۵۰ تا ۷۵ میکرون هستند و از ۳۱ دسامبر ۲۰۲۲ به ۱۲۰ میکرون افزایش یافته اند، سیاست‌هایی اتخاذ کرده است. برای جایگزینی محصولات پلاستیکی با ترکیبات زیست تخریب‌پذیر، مانند پلاستیک‌های زیستی ساخته شده از پلیمرهای بیولوژیکی نیز روش‌های جدیدی کشف شده است.

۶-۳. نتیجه‌گیری

پلاستیک‌ها به دلیل وزن سبک، هزینه کم، مقاومت در برابر تجزیه و استفاده بیش از اندازه، زنجیره غذایی را آلوده کرده‌اند و با مصرف آن‌ها، آسیب شدیدی به انسان‌ها وارد می‌شود. این سمیت بیشتر بر سیستم گوارشی تأثیرگذار است. تحقیقات نشان می‌دهند، ذرات پلاستیکی و مواد افزودنی مضر آن‌ها به همراه مواد غذایی، به لایه اپیتلیال روده می‌رسند و مانع جذب مواد مغذی می‌شوند. برخی از این ذرات وارد خون می‌شوند و مواد سمی را در سراسر بدن آزاد می‌کنند. در نهایت، باعث استرس اکسیداتیو، اختلال در سیستم ایمنی، اختلالات متابولیکی و تخریب کلی سیستم بدن می‌شود. در این شرایط، پلاستیک‌های زیستی قابل تجزیه و پلیمرهای بر پایه کراتین، نه تنها نیاز به پلاستیک را برآورده می‌کنند، بلکه باعث کاهش سمیت پایه‌ای ذرات پلاستیکی نیز می‌شوند.

منابع

- Afrin, S., Rahman, Md. M., Hossain, Md. N., Uddin, Md. K., Malafaia, G., 2022. Are there plastic particles in my sugar? A pioneering study on the characterization of microplastics in commercial sugars and risk assessment. *Sci Total Environ* 837, 155849. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155849>.
- Danopoulos, E., Jenner, L., Twiddy, M., Rotchell, J.M., 2020. Microplastic contamination of salt intended for human consumption: A systematic review and meta-analysis. *SN Appl Sci* 2. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03749-0>.

- Dessi, C., Okoffo, E.D., O'Brien, J.W., Gallen, M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Rauert, C., Wang, X., Thomas, K.V., 2021. Plastics contamination of store-bought rice. *J Hazard Mater* 416. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125778>.
- Gea, O. C., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Fiore, M., Zuccarello, P., 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environ Res* 187, 109677. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>.
- Government Notifies the Plastic Waste Management Amendment Rules, 2021. Prohibiting identified single use plastic items by 2022, Controller of Publications, Delhi. pib.gov.in.
- Guo, J.-J., Huang, X.-P., Xiang, L., Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., Wong, M.-H., 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environ Int* 137, 105263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>.
- Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. de los A., Sanchez del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Sci Rep* 7, 14071. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>.
- Inkielewicz-Stepniak, I., Tajber, L., Behan, G., Zhang, H., Radomski, M., Medina, C., Santos-Martinez, M., 2018. The role of mucin in the toxicological impact of polystyrene nanoparticles. *Materials* 11, 724. <https://doi.org/10.3390/ma11050724>.
- Kedzierski, M., Lechat, B., Sire, O., Le Maguer, G., Le Tilly, V., Bruzard, S., 2020. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. *Food Package Shelf Life* 24, 100489. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2020.100489>.
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., He, D., 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish danio rerio and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Sci Total Environ* 619–620, 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>.
- Li, S., Shi, M., Wang, Y., Xiao, Y., Cai, D., Xiao, F., 2021. Keap1-nrf2 pathway up-regulation via hydrogen sulfide mitigates polystyrene microplastics induced-hepatotoxic effects. *J Hazard Mater* 402, 123933. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123933>.
- Li, Z., Yang, Y., Chen, X., He, Y., Bolan, N., Rinklebe, J., Lam, S.S., Peng, W., Sonne, C., 2023. A discussion of microplastics in soil and risks for ecosystems and food chains. *Chemosphere* 313, 137637. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137637>.
- Liao, Y., Yang, J., 2020. Microplastic serves as a potential vector for Cr in an in-vitro human digestive model. *Sci Total Environ* 703, 134805. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134805>.
- Liebezeit, G., Liebezeit, E., 2015. Origin of synthetic particles in honeys. *Pol J Food Nutr Sci* 65, 143–147. <https://doi.org/10.1515/pjfn-2015-0025>.
- Liu, S., Li, H., Wang, J., Wu, B., Guo, X., 2022. Polystyrene microplastics aggravate inflammatory damage in mice with intestinal immune imbalance. *Sci Total Environ* 833, 155198. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155198>.
- Lu, L., Wan, Z., Luo, T., Fu, Z., Jin, Y., 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Sci Total Environ* 631–632, 449–458. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.051>.

- Mamun, A.A., Prasetya, T.A.E., Dewi, I.R., Ahmad, M., 2023. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *Sci Total Environ* 858, 159834. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159834>.
- Mason, S.A., Welch, V.G., Neratko, J., 2018. Synthetic polymer contamination in bottled water. *Front Chem* 6. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>.
- Ministry of Environment, Forest and Climate Change, 2021. Government notifies the plastic waste management rules, 2021, prohibiting identified single use items by 2022 [www document].
- Paul, M.B., Stock, V., Cara-Carmona, J., Lisicki, E., Shopova, S., Fessard, V., Braeuning, A., Sieg, H., Böhmert, L., 2020. Micro- and nanoplastics—current state of knowledge with the focus on oral uptake and toxicity. *Nanoscale Adv* 2, 4350–4367. <https://doi.org/10.1039/d0na00539h>.
- Pironti, C., Ricciardi, M., Motta, O., Miele, Y., Proto, A., Montano, L., 2021. Microplastics in the environment: Intake through the food web, human exposure and toxicological effects. *Toxics* 9. <https://doi.org/10.3390/toxics9090224>.
- Prata, J.C., Da Costa, J.P., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2020. environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Sci Total Environ* 702, 134455. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>.
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C., D'avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., Giorgini, E., 2022. Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk. *Polymers (Basel)* 14. <https://doi.org/10.3390/polym14132700>.
- Saeedi, M., 2023. How microplastics interact with food chain: A short overview of fate and impacts. *J Food Sci Technol*. <https://doi.org/10.1007/s13197-023-05720-4>.
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B., 2019. Detection of various microplastics in human stool. *Ann Intern Med* 171, 453–457. <https://doi.org/10.7326/m19-0618>.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.U., Fürst, P., 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res* 129, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>.
- Sivagami, M., Selvambigai, M., Devan, U., Velangani, A.A.J., Karmegam, N., Biruntha, M., Arun, A., Kim, W., Govarthan, M., Kumar, P., 2021. Extraction of microplastics from commonly used sea salts in India and their toxicological evaluation. *Chemosphere* 263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128181>.
- Thubagere, A., Reinhard, B.M., 2010. Nanoparticle-induced apoptosis propagates through hydrogen-peroxide-mediated bystander killing: Insights from a human intestinal epithelium in vitro model. *ACS Nano* 4, 3611–3622. <https://doi.org/10.1021/nn100389a>.
- Tong, H., Jiang, Q., Hu, X., Zhong, X., 2020. Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. *Chemosphere* 252. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126493>.
- Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., Rio-Echevarria, I.M., Van Den Eede, G., 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Addit Contam Part A* 36, 639–673. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1583381>.

- Udovicki, B., Andjelkovic, M., Cirkovic-Velickovic, T., Rajkovic, A., 2022. Microplastics in food: Scoping review on health effects, occurrence, and human exposure. *Int J Food Contam* 9, 7. <https://doi.org/10.1186/s40550-022-00093-6>.
- Wu, X., Hou, H., Liu, Y., Yin, S., Bian, S., Liang, S., Wan, C., Yuan, S., Xiao, K., Liu, B., Hu, J., Yang, J., 2022. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study. *J Hazard Mater* 422, 126834. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126834>.
- Yang, X., Man, Y., Wong, M., Owen, R., Chow, K.L., 2022. Environmental health impacts of microplastics exposure on structural organization levels in the human body. *Sci Total Environ* 825, 154025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154025>.

فصل ۴

حضور میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر

۱-۴. مقدمه

در سطح جهانی نگرانی‌های زیادی، در خصوص خطرات ناشی از میکروپلاستیک‌ها وجود دارد (Rochman et al., 2019). میکروپلاستیک‌ها اغلب به عنوان قطعات پلاستیکی با محدوده اندازه ۵ میلی‌متر تا ۱۰۰ نانومتر تعریف می‌شوند (Thompson et al., 2004). با پیشرفت تحقیقات در خصوص ذرات پلاستیکی، نانوپلاستیک‌ها به طور ویژه‌ای مورد توجه قرار گرفته‌اند. ۷۵/۹ درصد از این زباله‌ها بین سال‌های ۱۹۵۰ تا ۲۰۱۵ در محیط زیست رها شده‌اند که این موضوع، برای اکوسیستم شرایط نگران‌کننده‌ای ایجاد کرده است (Geyer et al., 2017). پیش‌بینی می‌شود تا سال ۲۰۵۰ حدود ۱۲۰۰۰ میلیون تن زباله پلاستیکی در محل‌های دفن زباله تجمع پیدا کند (Jambeck et al., 2015). سالانه ۸/۷۵ میلیون تن پلاستیک از منابع زمینی وارد اقیانوس‌ها می‌شود (Barboza et al., 2019; Song et al., 2017). معمولاً نانوپلاستیک‌ها به عنوان قطعات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۱ میکرومتر شناخته می‌شوند و به

دلیل انتشار در محیط‌زیست، ایجاد مخاطره در سلامت غذاهای دریایی و خطرات بهداشتی قابل توجه برای انسان‌ها اهمیت ویژه‌ای دارند (Bank and Hansson, 2019; Alimi et al., 2018). با این حال، میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست به طور گسترده اندازه‌گیری نمی‌شوند. ذرات پلاستیکی که در این فصل بر روی آن‌ها تمرکز شده است، میکروپلاستیک نامیده می‌شوند.

میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های متنوعی، از جمله خاک، محیط‌های آبی (مانند اقیانوس‌ها، سواحل دریاها، رودخانه‌ها، تالاب‌ها) و در لوله گوارشی مهره‌داران و بی‌مهرگان نیز شناسایی شده‌اند (Prata et al., 2019; Auta et al., 2017). محیط‌های دریایی تاکنون توجه زیادی را به خود جلب کرده، اما اخیراً سایر قسمت‌های محیط‌زیست نیز مورد توجه قرار گرفته است (Horton and Dixon, 2018). عناصر معلق زیادی از طریق اتمسفر که مسیر بسیار مهمی است، به صورت محلی یا جهانی منتقل می‌شوند. اخیراً تحقیقات نشان داده است که ذرات میکروپلاستیک موجود در اتمسفر می‌توانند به مکان‌های دور و حتی به هوای سطح اقیانوس‌ها نیز مهاجرت کنند (Zhang et al., 2019; Klein and Fischer, 2019). پدیده‌های متعددی از جمله جهت و سرعت حرکت باد، جریان‌های رو به بالا و پایین، تلاطم و جریان‌های همرفتی در اتمسفر وجود دارند؛ این مسیرها بر انتقال میکروپلاستیک‌ها، دینامیک منبع-مخزن و مکانیسم جریان آلاینده‌های پلاستیکی در محیط‌های دریایی و همچنین خشکی تأثیر می‌گذارند (Zhang et al., 2019; K. Liu, Wu et al., 2019). در حال حاضر میکروپلاستیک‌ها به دلیل توانایی در جذب و ترکیب با سایر آلاینده‌ها (مانند جیوه یا PAHs^۱) منبع مهم آلودگی هوا محسوب می‌شوند (Barboza et al., 2019; C. Liu et al., 2019).

میکروپلاستیک‌ها در دسته پلاستیک‌های اولیه یا ثانویه قرار می‌گیرند. هنگامی که ماکروپلاستیک‌ها، مانند الیاف پارچه‌های مصنوعی، شکسته و تکه تکه می‌شوند میکروپلاستیک‌های ثانویه ایجاد می‌شوند (GESAMP, 2016). میکروپلاستیک‌های اولیه برای کاربردهای خاصی (مانند ریزدانه‌های پلاستیکی^۲) ساخته می‌شوند. تفاوت شکلی، بر آیرودینامیک و در نهایت جابه‌جایی آن‌ها در اتمسفر تأثیر می‌گذارد؛ چنین تمایزی ممکن است برای تحقیقات مربوط به جابه‌جایی اتمسفری میکروپلاستیک‌ها ضروری باشد. شواهد نشان می‌دهد در تمام مراحل چرخه حیات یک محصول پلاستیکی، از تولیدکنندگان گرفته تا

1. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
2. Micro Beads

مدیریت پسماند، احتمال انتقال تروفیکی^۱ میکروپلاستیک‌ها و به خطر افتادن سلامت انسان‌ها وجود دارد (Bank and Hansson, 2019).

با توجه به تعدد مطالعات انجام شده در خصوص میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های دریایی و خشکی، اخیراً تحقیقات روی میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر مورد توجه قرار گرفته است (Prata et al., 2019; Alimba and Faggio, 2019). بیشترین تحقیقاتی که تاکنون منتشر شده است بر رسوبات اتمسفری که تجمع غیرفعال زباله در یک منطقه می‌باشند، متمرکز هستند. بیش از چهارده تحقیق وجود میکروپلاستیک‌ها را در ذرات معلق اتمسفر بررسی کرده‌اند. انسان‌ها این آلاینده‌ها را از طریق ذرات معلق موجود در اتمسفر استنشاق می‌کنند (Enyoh et al., 2019; Vianello et al., 2019). طبق مطالعه‌ای که اخیراً انجام شده است، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تا ۹۵ کیلومتر منتقل شوند (Allen et al., 2019). این آلاینده‌های نوظهور از طریق فرآیندهای مختلفی از جمله شستشو و خشک کردن لباس‌ها، انتشار گازهای گلخانه‌ای تولید شده از صنعت نساجی، فرسایش لاستیک‌ها، انتشار از صنعت PVC و خراب شدن لوازم خانگی در اتمسفر منتشر می‌شوند (Browne et al., 2011; Henry et al., 2016; Dris et al., 2019; et al., 2019). علاوه بر این، هر روز مقادیر قابل توجهی پلاستیک در محل‌های دفن زباله سوزانده می‌شود، که باعث تبخیر مواد سمی متعددی شده و به طور اجتناب ناپذیری با آئروسول‌های اتمسفر مخلوط می‌شوند (Velis and Cook, 2021).

اندازه، فراوانی، شکل و مواد تشکیل دهنده میکروپلاستیک‌ها برای مناطق حومه ای، شهری و همچنین مناطق دوردست مورد مطالعه قرار گرفته‌اند (Dris et al., 2015; C. Liu et al., 2019; Klein and Fischer, 2019). برای درک بهتر وضعیت فعلی میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر، جمع‌آوری و ارزیابی یافته‌های تحقیقات اخیر، ارزیابی وضعیت علم و دانش و مقایسه ویژگی‌های میکروپلاستیک‌های اتمسفر با میکروپلاستیک‌های سایر مناطق ضروری است. یک مسئله جهانی در حال رشد، اثرات احتمالی میکروپلاستیک‌های اتمسفری بر انتقال، رسوبگذاری و قرار گرفتن در معرض انسان و مکان‌های دوردست، از طریق زنجیره‌های غذایی است. در این فصل سطح دانش فعلی درخصوص آلودگی میکروپلاستیک اتمسفری با تأکید بر پیشرفت آن، شکاف‌های تحقیقاتی و ارائه پیشنهاداتی برای تحقیقات آینده پرداخته شده است.

۱- Trophic: انتقال تروفیک مکانیسمی کلیدی است که از طریق آن آلاینده می‌تواند وارد زنجیره غذایی انسان شود.

۲-۴. روش‌های آنالیز میکروپلاستیک

۱-۲-۴. جمع‌آوری نمونه

در گذشته از رسوبات خشک و مرطوب، با زمان و مقادیر مختلف رسوبدهی و با استفاده از تجهیزات جمع‌آوری غیراستاندارد نمونه‌برداری می‌کردند. با این حال، به دلیل پیشرفت‌های اخیر در روش‌های نمونه‌برداری فعال رسوبات اتمسفری، موسسه نیروی تحقیقات هوا یک سیستم شیشه فلزی را تولید کرده است. این فناوری یک روش رسوبگذاری اتمسفری غیرفعال است که استاندارد و بدون استفاده از پلاستیک می‌باشد و برای تحقیقات مربوط به میکروپلاستیک‌ها بسیار ایده‌آل است. این نمونه‌بردارهای رسوبگذاری انبوه، که به عنوان رسوبگذاری کلی نیز شناخته می‌شوند، مزایایی از جمله استفاده آسان، فرآیندهای استاندارد و عدم نیاز به برق در محل مطالعه دارد. این روش نمونه‌برداری، امکان جمع‌آوری نمونه در مناطق دوردست با زیرساخت محدود را با هزینه بسیار کم و با کارایی بسیار بالا فراهم می‌کند. تکنیک‌های مختلف نمونه‌برداری، مانند جارو کردن، پمپاژ فعال گرد و غبار و جمع‌آوری با مکنده برای نمونه‌برداری از گرد و غبار داخلی و خارجی استفاده شده است که مقایسه داده‌ها را به چالش می‌کشد. C. Liu و همکاران، (۲۰۱۹)، برای جمع‌آوری رسوب گرد و غبار داخل خانه، از قلمو استفاده کردند. مقدار مواد باقی‌مانده در داخل قلمو مشخص نیست. رسوب گرد و غبار جمع‌آوری شده تا حد امکان به کیسه‌های نمونه منتقل شدند. تکرار این فرآیند ساده است، اما برآورد حجم نسبی هوایی که نمونه‌برداری شده است یا اینکه آیا میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده به علت رسوبگذاری اتمسفری بوده‌اند یا خیر، دشوار است.

۱-۱-۲-۴. نمونه برداری فعال

نمونه برداری فعال با استفاده از ابزاری مانند پمپ مکنده، نمونه‌های آئروسول را جمع‌آوری می‌کند. برخی از این پمپ‌ها به عنوان نمونه بردارهای با حجم بالا^۱ شناخته می‌شوند که صدها لیتر هوا را در دقیقه جذب می‌کنند، در حالی که برخی دیگر به عنوان نمونه‌بردارهای با حجم کم^۲ شناخته می‌شوند که تنها چند لیتر هوا را جذب می‌کنند (Uddin, 2016). روش نمونه برداری فعال حجم مورد بررسی از آئروسول را ترسیم کرده و معمولاً حجم قابل توجهی نمونه را با سرعت معقولی جمع‌آوری و داده‌های مشابهی در دامنه مکانی زمانی تولید می‌کند. این روش

1. High-volume
2. Low-volume

امکان محاسبه غلظت در واحد حجم را نیز فراهم می‌نماید. نمونه‌برداری فعال برای نظارت بر آلاینده‌های هوا، از جمله میکروارگانیزم‌ها، کربن، سرب و جیوه استفاده می‌شود (Dommergue et al., 2019). نمونه بردارهای فعال در مقایسه با انواع غیرفعال گران‌تر هستند و به منبع تغذیه و برای استفاده نیاز به یادگیری برخی مهارت‌های اولیه دارند. اغلب نمونه بردارهای فعال از یک مجموعه فیلتر استفاده می‌کنند و تنها تعداد کمی از محققان استفاده از فیلترهای الیاف شیشه^۱، کوارتز یا سلولز را تایید کرده اند.

۴-۲-۱-۲. نمونه برداری غیرفعال

اغلب در نمونه برداری غیرفعال، جمع‌آوری نمونه‌های یکپارچه از نظر زمانی، از طریق رسوبگذاری اتمسفری در یک منطقه مشخص، مانند سطحی که می‌تواند خشک و مرطوب باشد به دست می‌آید. تجهیزات ساده‌ای مانند قیف‌ها، بطری‌ها، سطوح صاف و رسوب سنج‌هایی که امکان رسوبگذاری اتمسفری را فراهم می‌کنند، تنها چند مورد از نمونه بردارهای مختلف هستند. این نمونه بردارها می‌توانند مقدار میکروپلاستیک‌ها را در واحد سطح تخمین بزنند، اما قابلیت اندازه‌گیری غلظت آئروسول‌ها را در واحد حجم ندارند. در نمونه بردارهای غیرفعال شرایط آب و هوایی محلی، ارتفاع و زاویه تأثیر زیادی دارند. علاوه بر این، این ابزارها در مدت زمان کوتاهی مانند چند دقیقه یا چند ساعت استفاده می‌شوند. در انتخاب نمونه‌بردار باید اهداف علمی نیز در نظر گرفته شود، که به محاسبه نرخ جرم تجمع یافته میکروپلاستیک‌ها در درازمدت یا غلظت آن‌ها در آئروسول کمک می‌کند.

۴-۲-۲. معیارهای شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها

در سطح جهان، بخش اعظم پلاستیک‌ها از سوخت‌های فسیلی تجدید ناپذیر تولید می‌شوند. ذرات پلاستیکی بزرگتر از ۵۰۰ میکرومتر معمولاً بر اساس شکل و رنگ به صورت بصری با استفاده از استریومیکروسکوپ شناسایی می‌شوند و برای تایید این شناسایی از آنالیزهای شیمیایی استفاده می‌شود (Hidalgo-Ruz et al., 2012). در تکنیک‌های مورد استفاده برای شناسایی میکروپلاستیک‌های اتمسفر به دلیل هوازگی و اندازه ذرات تفاوت‌هایی وجود دارد علاوه بر این توصیه‌های زیر باید رعایت شوند:

- پلاستیک‌ها هیچ گونه تشکیلات بیوژنیک (ارگانیکی یا بیولوژیکی) ندارند (Dris et al., 2015).
- حذف بیوفیلیم‌ها و سایر چسبندگی‌های آلی یا معدنی از ذرات میکروپلاستیک ضروری است تا از مصنوعات که شناسایی دقیق و صحیح را مختل می‌کنند، جلوگیری شود (Gerdtts and Löder, 2015).
- انتظار می‌رود فیبرها دارای خمش سه بعدی باشند و ضخامت مناسب یا ثابتی در امتداد کل طول خود داشته باشند (Dris et al., 2015).
- فیلم‌ها و قطعات باید درجه شفافیت یا وضوح خاصی را از خود نشان دهند و رنگ آمیزی نسبتاً یکنواختی داشته باشند. با این حال، ذرات بسیار فرسوده ممکن است با از دست دادن رنگ یا سفید شدن در گوشه‌های ذره و سطح خارجی همراه باشند (Gerdtts and Löder, 2015).
- همانطور که انتظار می‌رود در نمونه‌های محیطی، پلاستیک‌های کهنه دارای سطوح شکننده و فرسوده، شکل نامنظم و لبه‌های شکسته و تیز هستند (Hidalgo-Ruz et al., 2012). به گفته Zhou و همکاران (۲۰۱۸)، سوراخ شدن، خراشیدگی و یا پارگی سطح در پلاستیک‌های کهنه دیده می‌شود.
- برای شناسایی پلاستیک‌ها از رنگ‌های مختلفی از جمله رنگ‌های شفاف و سفید، تا نارنجی، سبز، آبی و بنفش مایل به سیاه می‌توان استفاده کرد (Gerdtts and Löder, 2015; Hidalgo-Ruz et al., 2012). بررسی دقیق رشته‌های شفاف، قرمز و سبز برای تعیین ترکیب آن‌ها اهمیت دارد (Dris et al., 2015). در طول فرآیند آماده سازی نمونه (هضم پراکسید هیدروژن $[H_2O_2]$)، مواد زیستی و پلاستیکی سفید رنگ شده که باعث می‌شود ذرات پلاستیکی رنگی، به سختی قابل مشاهده باشند و تمیز کردن مواد زیستی باقی‌مانده از روی پلاستیک‌ها پس از هضم دشوار باشد.

۴-۲-۳. حذف ماتریکس آلی

فرآیندهای آماده‌سازی نمونه جهت آنالیز میکروپلاستیک‌ها، به طور مداوم در حال تکامل و

بهبود است. تحقیقات مربوط به میکروپلاستیک‌ها، از ماتریس‌های نمونه ساده به سمت تکنیک‌های تحلیلی پیشرفته حرکت کرده است تا امکان تجزیه و تحلیل ذرات کوچکتر را نیز فراهم کند. موضوعی که اکنون اهمیت زیادی دارد؛ جداسازی میکروپلاستیک‌های کوچک از سایر مواد باقی مانده نمونه است. این امر زمانی که نمونه شامل مقدار زیادی مواد آلی است بسیار اهمیت دارد، زیرا مواد آلی با افزایش اختلال در طیف‌ها، پوشش زیستی و غربالگری ذرات پلاستیکی مانع از طیف‌سنجی دقیق می‌شوند (Gerdtts and Löder, 2015). روش‌های مختلفی مانند استفاده از H_2O_2 ، $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}$ ، HCl ، NaOH ، HNO_3 ، KOH و $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4$ روش‌های آنزیمی برای حذف مواد آلی بررسی شده‌اند (Renner et al., 2018).

۴-۲-۴. روش‌های تحلیلی

محققین با استفاده از روش‌هایی مانند $\mu\text{-FTIR}$ ، HPLC-MS-MS ، ATR-FTIR ، RS و تجزیه حرارتی، سعی در شناسایی میکروپلاستیک‌ها به عنوان مواد پلیمری داشته‌اند. با استفاده از طیف‌سنجی ATR-FTIR و $\mu\text{-FTIR}$ ، به ترتیب می‌توان فیبرهایی با اندازه ذرات تا ۱۰ و ۵۰ میکرومتر را مورد بررسی قرار داد (Vianello et al., 2019). $\mu\text{-RS}$ توانایی تشخیص میکروپلاستیک‌هایی تا اندازه ۱ میکرومتر را دارد. با این حال در تحقیقات روش FTIR به دلیل سرعت و دقت بالا و مجموعه بزرگی از طیف‌های پلیمری ترجیح داده می‌شود. برخی پژوهشگران از فیلترهای PTFE ، پلی کربنات و نایلون استفاده می‌کنند که کاربرد روش‌های $\mu\text{-FTIR}$ یا $\mu\text{-RS}$ را مختل می‌کند زیرا با طیف‌های میکروپلاستیک تداخل ایجاد می‌کنند. فیلتر نقره با اندازه منفذ ۰/۲ میکرومتر یا اکسید آلومینیوم، فیلتر مناسبی برای آنالیزهای $\mu\text{-FTIR}$ و $\mu\text{-RS}$ است. روش‌های دیگر برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها شامل Py-GC-MS ، TD و HPLC-MS-MS هستند؛ با این حال، این روش‌ها مقدار، شکل یا اندازه میکروپلاستیک‌ها را نمی‌توانند نشان دهند و فقط غلظت ذرات پلیمری خاصی را در نمونه ارائه می‌دهند.

-
1. Micro-Fourier Transform Infrared
 2. High-Performance Liquid Chromatography- Mass Spectrometry
 3. Attenuated Total Reflectance- Fourier Transform Infrared
 4. Micro-Raman Spectroscopy
 5. Pyrolysis Gas Chromatography-Mass Spectrometry
 6. Thermal Desorption

۳-۴. شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و رنگ میکروپلاستیک‌های اتمسفر

۳-۴-۱. ترکیب شیمیایی

مهمترین عامل در شناسایی آلودگی مربوط به پلاستیک‌ها، تعیین ترکیب شیمیایی آن‌ها است (Hartmann et al., 2019). علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها از پلیمرهای مختلفی تشکیل شده‌اند (Rochman et al., 2019). تعداد زیادی پلیمر در کاربردهای تجاری و خانگی تولید و استفاده شده‌اند. ترکیب پلیمرهای پلاستیکی که به ترموپلاستیک‌ها و ترموست‌ها تقسیم می‌شوند، ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی پلاستیک‌ها را تعیین می‌کنند. LDPE (۱۷/۵٪)، PP (۱۹/۳٪)، HDPE (۱۲/۳٪)، PU (۷/۷٪)، PVC (۱۰/۲٪)، PS (۶/۶٪) و PET (۷/۴٪) انبساط‌ناپذیر با بالاترین تقاضا و نرخ تولید هستند. طبق تحقیقات منتشرشده در خصوص ترکیبات پلیمری موجود در آب دریا، PE بیشترین پلیمر شناسایی شده است و پس از آن PP و PS جایگاه‌های بعدی را به خود اختصاص داده‌اند (PlasticsEurope, 2018).

۳-۴-۲. رنگ

رنگ‌های متنوعی از جمله نارنجی، سبز، قرمز، زرد، خرمایی، قهوه‌ای، خاکستری، سفید، آبی و... در میکروپلاستیک‌ها مشاهده شده است (Rochman et al., 2019; Bergmann et al., 2019). گزارش‌ها نشان می‌دهند که فیبرهای آبی و قرمز بیشترین فراوانی را دارند. در شناسایی بصری؛ ذراتی که تیره، سفید، شفاف یا نیمه‌شفاف هستند با دقت کمتری تشخیص داده می‌شوند (Hartmann et al., 2019). هنگام آماده‌سازی نمونه‌ها برای شناسایی آلودگی‌های بالقوه و همچنین منابع زباله‌های پلاستیکی از رنگ می‌توان استفاده نمود. PP مربوط به محصولات شفاف و نیمه شفاف، PE به رنگ سفید و LDPE به رنگ‌های مات مربوط است (Hartmann et al., 2019). اما یک ذره پلاستیکی را صرفاً بر اساس رنگ، نمی‌توان طبقه‌بندی نمود. از آنجایی که هنگام شناسایی بصری، رنگ‌های روشن‌تر راحت‌تر دیده می‌شوند، رنگ آن‌ها ممکن است به اشتباه تفسیر شود (Rochman et al., 2019).

۳-۴-۳. اندازه و شکل

اندازه ذرات پلاستیکی تأثیر قابل توجهی بر ارتباط با جانداران و سرنوشت آن‌ها در محیط زیست دارد (Besseling et al., 2017). به طور معمول، روش جمع‌آوری و تجزیه و تحلیل محدودیت‌های اندازه میکروپلاستیک‌ها را تعیین می‌کند (Hartmann et al., 2019).

میکروپلاستیک‌ها با ابعاد مختلفی وجود دارند؛ اما معمولاً اعتقاد بر این است طول آن‌ها بین ۱ تا ۵ میلی متر می‌باشد. میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر بسیار کوچکتر از انواع موجود در نمونه‌های رسوبات و آب هستند (Prata et al., 2019; Auta et al., 2017). به عنوان مثال، بیشترین درصد مربوط به قطعات درنمونه‌های کوه‌های پیرنه^۱، واقع در جنوب غربی اروپا و مرز طبیعی میان فرانسه و اسپانیا، (اندازه ۵۰ میکرومتر تا ۷۰٪ از ذرات میکروپلاستیک) و فیبرها معمولاً طول کمتر از ۳۰۰ میکرومتر دارند و ۵۰٪ از ذرات میکروپلاستیک را شامل می‌شوند (Allen et al., 2019).

شکل و اندازه میکروپلاستیک‌ها کاملاً متنوع است. شکل میکروپلاستیک‌ها اغلب کروی، گلوله، مهره مانند، قطعه، فوم، الیاف و فیلم توصیف می‌شوند (Hidalgo-Ruz et al., 2012). این مورفولوژی‌ها بستگی به شرایط اولیه میکروپلاستیک‌های اصلی، فرآیندهای تجزیه‌ای که روی سطوح آن‌ها اتفاق می‌افتد و مدت زمانی که ذرات پلاستیک در محیط سپری می‌کنند، دارند. طبق تحقیقات، میکروپلاستیک‌های تجزیه شده با لبه‌های تیز، نشان دهنده این است که به تازگی وارد محیط شده‌اند، در حالی که مواردی که لبه‌های صاف دارند نشان دهنده حضور طولانی مدت آن‌ها در محیط است. میکروپلاستیک‌های اتمسفر در طیف وسیعی از اشکال از جمله فیبر، قطعه، فوم و فیلم شناسایی شده‌اند.

۴-۴. جابه‌جایی میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر

میکروپلاستیک‌ها در آب‌های شیرین، دریا، خشکی و اکنون در اتمسفر نیز گسترش یافته‌اند (Horton and Dixon, 2018; Bergmann et al., 2019). این اکوسیستم‌ها با یکدیگر ارتباط دارند و شبکه پیچیده‌ای از روابط منبع-مسیر-فرسایش^۲ بر نحوه حرکت میکروپلاستیک‌ها و حفظ آن‌ها در این ماتریس‌های محیطی تأثیر می‌گذارد. رسوب میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خشکی یا آبی با انتقال اتمسفری میکروپلاستیک‌ها مرتبط است (Zhang et al., 2019). چنین جابه‌جایی، به‌ویژه حرکت بین محیط‌های زمینی و دریایی، تأثیر قابل‌توجهی بر رفتار منبع-فرسایش آلودگی پلاستیکی در بسیاری از اکوسیستم‌ها دارد (Bank and Hansson, 2019). طبق یک مطالعه مبتنی بر میکروپلاستیک‌های اتمسفری در منطقه شانگهای و غرب اقیانوس آرام، میکروپلاستیک‌های موجود در اقیانوس‌ها ممکن است از محیط‌های خشکی نشأت گرفته

1. Pyrenees

2. Source- Pathway-Sink

باشند (K. Liu, Wang et al., 2019). بر اساس مطالعه انجام شده توسط K. Liu, Wu et al. (۲۰۱۹)، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، از جمله میکروفیبرهای مربوط به نساجی، منبع قابل توجهی از آلودگی میکروپلاستیک در اقیانوس‌ها می‌باشند. حرکت اتمسفری اثر قابل توجهی بر جابه‌جایی میکروپلاستیک‌ها و پنانسیل ته نشینی آن‌ها دارد (Horton and Dixon, 2018). جابه‌جایی ذرات میکروپلاستیک تحت تأثیر چگالی و شکل آن‌ها قرار دارد با این حال، مکانیسم‌های حاکم بر انتقال میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر به طور کامل مورد بررسی قرار نگرفته‌اند (Allen et al., 2019). به طور دقیق مشخص نیست که چه مقدار آلودگی اتمسفری میکروپلاستیک، زمین و آب‌ها را آلوده می‌کند و لازم است مطالعات بیشتری در این خصوص انجام شود؛ به ویژه در خصوص فرآیندهای منبع-مسیر-فرسایش، که ویژگی‌های جابه‌جایی و عوامل مرتبط با آب و هوا را به صورت فضایی مد نظر قرار می‌دهند.

۵-۴. پیامدهای بهداشتی ناشی از میکروپلاستیک‌های اتمسفر

پیامدهای بهداشتی ناشی از میکروپلاستیک‌های مختلف در شکل ۱-۴ نشان داده شده است. موجودات زنده مختلفی، از جمله موجوداتی که معمولاً در رژیم غذایی انسان یافت می‌شوند، میکروپلاستیک‌های موجود در محیط را مصرف می‌کنند (Rochman et al., 2019; Prata et al., 2019). جدیدترین مطالعات علمی در مورد میکروپلاستیک‌های اتمسفر، تأکید بر ابعاد وسیع مکانی و زمانی تکنیک‌هایی که بر منشأ، سرنوشت، حرکت و پیامدهای تاثیرگذار بر موجودات زنده، محیط‌زیست و انسان‌ها تأکید دارند (Bank and Hansson, 2019).

بر اساس تحقیقات انجام شده، میکروپلاستیک‌های هوابرد احتمال حمل آلاینده‌های واکنش‌پذیر ذره‌ای از جمله هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، فلزات تولید شده توسط گازها و همچنین میکروارگانیسم‌ها را به ریه‌های انسان دارند (Gasperi et al., 2018). به عبارت دیگر، تنفس این میکروپلاستیک‌ها ممکن است برای سلامتی انسان‌ها خطرناک بوده و منجر به بیماری‌های مزمن شوند. چندین آلاینده، از جمله نرم کننده‌ها، ضد عفونی کننده‌ها، مواد مقاوم به آتش و بیسفنول A ممکن است در هنگام تجزیه میکروپلاستیک‌ها تولید شوند (Berkner et al., 2004). با وجود این که الیاف میکروپلاستیک به وضوح بسیار بزرگ هستند و نمی‌توانند بلعیده شوند، احتمال قرارگرفتن در معرض گرد و غبار، به ویژه برای نوزادان کوچک وجود دارد (Wright and Kelly, 2017).



شکل ۱-۴. پیامدهای بهداشتی ناشی از میکروپلاستیک‌های مختلف در اتمسفر.

تحقیقات قبلی نشان داده است که الیاف سلولزی و پلاستیکی در داخل ریه‌های انسان (تومورهای ریه که برداشته شده‌اند و نمونه برداری از ریه) و کارگران کارخانه‌هایی که پلاستیک تولید می‌کنند (سرفه، خس خس سینه، تنگی نفس، آسم شغلی) یافت شده‌اند (Pauly et al., 1998). علاوه بر این، نشان داده شده است که ذرات میکروپلاستیک (< 100 میکرومتر) پایدار هستند و می‌توانند از اپیتلیوم دستگاه گوارش عبور کنند. بر اساس محتوای میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر، می‌توان میزان تماس انسان‌ها با میکروپلاستیک‌ها به ویژه از طریق گرد و غبار را تعیین کرد. از طرفی آئروسول‌ها آلاینده‌های دیگری مانند استرهای فتالات را نیز حمل می‌کنند (Wang et al., 2018). با این حال، هنوز مشخص نیست که این میکروپلاستیک‌ها به چه میزان بر سلامتی افراد آسیب وارد می‌کنند.

مطالعات منتشر شده نشان می‌دهند تجمع فیبر در آلوئول‌ها^۱، گرانولوم‌ها^۲ و برونشیول‌های انتهایی^۳ منجر به التهاب می‌شود (Amato-Lourenço et al., 2020). در یک مطالعه، الیاف سیلیس، آزبست و الیاف دود دیزل به دلیل تولید مداوم گونه‌های اکسیژن فعال، مرتبط با ژنوتوکسیته^۴ ثانویه بودند (Schins, 2002). استنشاق میکروپلاستیک‌ها با افزایش خطر بیماری‌های ریوی مرتبط هستند، اما، از آنجایی که این ارتباط در آزمایش‌هایی که مقادیر غیرمحیطی را انجام می‌دهند، پیش‌بینی شده‌اند، دقت این همبستگی‌ها مورد تردید هستند.

۶-۴. نتیجه‌گیری

امروزه میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده‌ها و ذرات معلق اتمسفری شناخته می‌شوند. اتمسفر و رسوبات جوی مناطق شهری، روستایی و دورافتاده محتوی میکروپلاستیک هستند. میکروپلاستیک‌ها قادرند مسافت زیادی را طی کند و بر مناطقی که از منابع آلودگی دور هستند نیز تاثیر بگذارند.

مطالعاتی که در مورد فراوانی نسبی میکروپلاستیک‌های اتمسفری منتشر شده است، نشان می‌دهد این ذرات بسته به نوع منطقه ویژگی‌ها و مقادیر متنوعی می‌توانند داشته باشند. ساختارهایی مانند الیاف و قطعات، به طور گسترده در اتمسفر یافت می‌شوند. با استفاده از این آزمایش‌ها نتیجه‌گیری در خصوص توزیع اندازه، به دلیل تنوع در اندازه ذرات هدف، دشوار است. میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر به دلیل وزن سبک، انعطاف‌پذیری و سایر ویژگی‌های ذاتی، می‌توانند به مناطق دورافتاده حمل شده و از طریق رسوب خشک یا مرطوب، ته نشین شوند. مطالعات بیشتری باید در رابطه با تغییرات جغرافیایی و زمانی رسوبات میکروپلاستیک اتمسفری انجام شود. علاوه بر این درک فعل و انفعالات بین میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر، اکوسیستم‌ها، مواد شیمیایی مختلف و قرارگیری در معرض انسان‌ها به تحقیقات بیشتری نیاز دارد.

۱- Alveoli: انتهایی‌ترین بخش نای و بخشی از پارانشیم شش است.

۲- Granulomas: گرانولوم یک نشانه التهابی است که در بسیاری از بیماری‌ها به دنبال تحریک مزمن دستگاه ایمنی یافت می‌شود و شامل تجمع سلول‌های ایمنی به‌ویژه ماکروفاژها است. گرانولوم‌ها می‌توانند در اندام‌های مختلف دیده شوند.

۳- Terminal bronchioles: برونشیول تنفسی باریک‌ترین راه هوایی در ریه است که پنج صدم سانتی‌متر قطر دارد.

۴- Genotoxicity: سموم تاثیر گذار بر روی ژن‌ها

- Alimba, C.G., Faggio, C., 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 68, 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>.
- Alimi, O.S., Farner Budarz, J., Hernandez, L.M., Tufenkji, N., 2018. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environ. Sci. Technol.* 52, 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>.
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.
- Amato-Lourenço, L.F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L.A., Hiemstra, P.S., Vijver, M.G., Mauad, T., 2020. An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Sci. Total Environ.* 749, 141676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>.
- Bank, M.S., Hansson, S.V., 2019. The plastic cycle: A novel and holistic paradigm for the Anthropocene. *Environ. Sci. Technol.* 53, 7177–7179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942>.
- Barboza, L.G.A., Cózar, A., Gimenez, B.C.G., Barros, T.L., Kershaw, P.J., Guilhermino, L., 2019. Macroplastics pollution in the marine environment, 305–328. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00019-X>.
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J., Gerdts, G., 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.* 5, eaax1157. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.
- Berkner, S., Streck, G., Herrmann, R., 2004. Development and validation of a method for determination of trace levels of alkylphenols and bisphenol A in atmospheric samples. *Chemosphere* 54, 575–584. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00759-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00759-8).
- Besseling, E., Quik, J.T.K., Sun, M., Koelmans, A.A., 2017. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 220, 540–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.
- Dommergue, A., Amato, P., Tignat-Perrier, R., Magand, O., Thollot, A., Joly, M., Bouvier, L., Sellegri, K., Vogel, T., Sonke, J.E., Jaffrezo, J.-L., Andrade, M., Moreno, I., Labuschagne, C., Martin, L., Zhang, Q., Larose, C., 2019. Methods to investigate the global atmospheric microbiome. *Front. Microbiol.* 10.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Mohamed, S., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in greater Paris. *Environ. Chem.* 12. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.

- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- Enyoh, C.E., Verla, A.W., Verla, E.N., Ibe, F.C., Amaobi, C.E., 2019. Airborne microplastics: A review study on method for analysis, occurrence, movement and risks. *Environ. Monit. Assess.* 191, 668. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7842-0>.
- Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin, B., 2018. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Micro Nanoplastics* Ed. Dr Teresa AP Rocha-St. 1, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.
- GESAMP, 2016. Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment (Part 2 of a Global Assessment). GESAMP Reports and Studies Series No. 93. International Maritime Organization, London, p. 220.
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.
- Henry, B., Laitala, K., Klepp, I.G., 2019. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Sci. Total Environ.* 652, 483–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Horton, A.A., Dixon, S.J., 2018. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- Klein, M., Fischer, E.K., 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Sci. Total Environ.* 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>.
- Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., Sun, H., 2019. Wide-spread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environ. Int.* 128, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>.
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., Li, D., 2019. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Sci. Total Environ.* 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>.
- Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., Li, D., 2019. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 53, 10612–10619. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>.

- Löder, M.G.J., Gerdt, G., 2015. Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham, pp. 201–227. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8.
- Pauly, J.L., Stegmeier, S.J., Allaart, H.A., Cheney, R.T., Zhang, P.J., Mayer, A.G., Streck, R.J., 1998. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 7(5), 419–428.
- PlasticsEurope, 2018. European plastic waste: Recycling overtakes landfill for the first time. URL www.plasticseurope.org/en/newsroom/press-releases/archive-press-releases-2018/european-plastic-waste-recycling-overtakes-landfill-first-time (accessed 7.13.20).
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Girão, A.V., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Sci. Total Environ.* 686, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.456>.
- Renner, G., Schmidt, T.C., Schram, J., 2018. Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Micro Nanoplastics* Ed. Dr Teresa AP Rocha-St. 1, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.001>.
- Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., Hung, C., 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ. Toxicol. Chem.* 38, 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>.
- Schins, R.P.F., 2002. Mechanisms of genotoxicity of particles and fibers. *Inhal. Toxicol.* 14, 57–78. <https://doi.org/10.1080/089583701753338631>.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Jung, S.W., Shim, W.J., 2017. Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4368–4376. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06155>.
- Thompson, R.C., Olsen, Y.S., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D.F., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* (New York, N.Y.). 304, 838.
- Uddin, S., 2016. Use of satellite images to map spatio-temporal variability of PM_{2.5} in air. *Athens J. Sci.* 3, 183–198. <https://doi.org/10.30958/ajs.3-3-1>.
- Velis, C.A., Cook, E., 2021. Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the global south: A systematic review of risks to occupational and public health. *Environ. Sci. Technol.* 55, 7186–7207. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08536>.
- Vianello, A., Jensen, R.L., Liu, L., Vollertsen, J., 2019. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin. *Sci. Rep.* 9, 8670. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>.
- Wang, Y., Ding, D., Shu, M., Wei, Z., Wang, T., Zhang, Q., Ji, X., Zhou, P., Dan, M., 2018. Characteristics of indoor and outdoor fine phthalates during different seasons and haze periods in Beijing. *Aerosol Air Qual. Res.* 19. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0114>.
- Wright, S.L., Kelly, F.J., 2017. Plastic and human health: A micro issue? *Environ. Sci. Tech-nol.* 51(12), 6634–6647.

- Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., Sillanpää, M., 2019. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 254, 112953. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.121>.
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., Luo, Y., 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*. 322, 201–208.

فصل ۵

حضور میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر (شناسایی، منابع و مسیرهای انتقال)

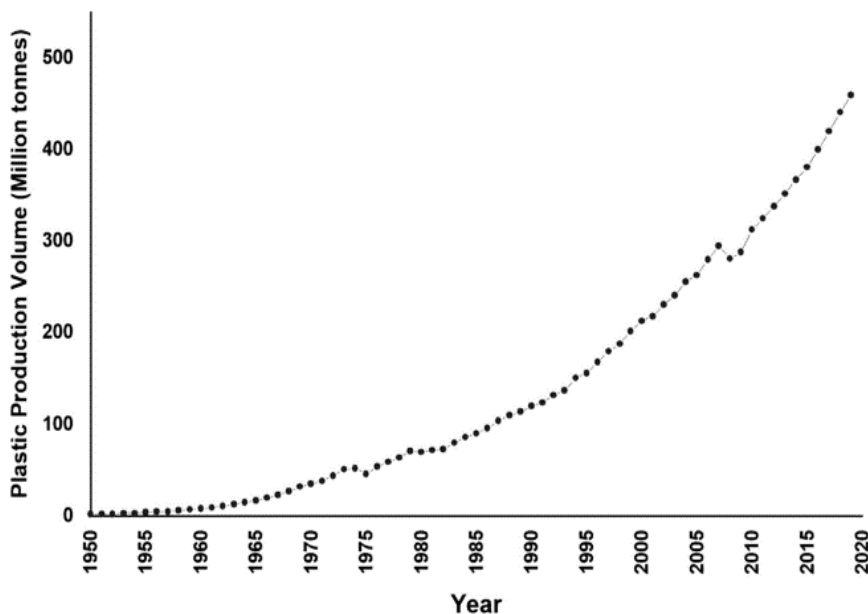
۱-۵. مقدمه

پلاستیک یک پلیمر آلی مصنوعی است که از ابتدای پیدایش کاربردهای وسیعی از جمله کالاهای خانگی تا مصارف صنعتی پیدا کرده است. پلاستیک‌ها در صنعت بسته بندی به عنوان کیسه و بطری استفاده می‌شوند و به دلیل قیمت ارزان، وزن سبک و مقاومت در برابر عوامل محیطی مانند رطوبت و تجزیه میکروبی محبوبیت بسیاری پیدا کرده اند. مطالعه‌ای در سال ۲۰۱۹ نشان داد که بخش بزرگی از تولیدات پلاستیکی مربوط به بخش بسته بندی بوده و بعد از آن به صنعت ساخت و ساز، صنعت نساجی و بخش تحویل به مصرف‌کننده مربوط می‌شود (Geyer et al., 2017; Kumar et al., 2021). تخریب این محصولات به دلیل مقاومت این محصولات در برابر تجزیه زیستی تقریباً غیرممکن است و این موضوع نشان می‌دهد که بیشتر پلاستیک‌های تولید شده از زمان پیدایش، هنوز به شکل ابتدایی خود در طبیعت وجود دارند. از طرفی حضور پلاستیک‌ها، نشان دهنده دوره آنتروپوسن^۱ است؛

۱- Anthropocene: یک دوره زمین‌شناسی پیشنهادی است که نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی بر زمین‌شناسی و اکوسیستم‌های زمین است.

بنابراین به عنوان یک نشانگر محیطی برای شناسایی این دوره شناخته می‌شوند (Zalasiewicz et al., 2016). همان طور که گفته شد استفاده بیش از حد از مواد پلاستیکی، به دلیل طول عمر و مقاومت آن در برابر تجزیه، یک بحران زیست محیطی جدی ایجاد کرده است.

فقط ۹٪ از مواد پلاستیکی بازیافت و مابقی آن‌ها در محیط انباشته می‌شوند. حدود سه چهارم از ۸/۷۵ میلیارد تن پلاستیک تولید شده بین سال‌های ۱۹۵۰ تا ۲۰۱۵ به عنوان زباله رها شده‌اند (Habibi et al., 2022). همانطور که در شکل ۱-۵ نشان داده شده است با توجه به روند فعلی، پیش بینی می‌گردد که تولید جهانی پلاستیک تا سال ۲۰۵۰ به ۲۵ میلیارد تن برسد که از این تعداد ۱۲۰۰۰ میلیون تن زباله پلاستیکی در محل‌های دفن زباله خواهند بود (Wright et al., 2020).



شکل ۱-۵. تولید جهانی پلاستیک در سال‌های (۲۰۱۹-۱۹۵۱).

پلاستیک به طور طبیعی تجزیه نمی‌شود، اما به دلیل فرسایش توسط تشعشعات خورشیدی، تجزیه زیستی و غیر زیستی تخریب می‌شود. اصطلاح میکروپلاستیک برای اولین بار در سال ۲۰۰۴ برای توصیف ذرات پلاستیکی تکه تکه شده استفاده گردید

(Thompson et al., 2004). در سال ۲۰۰۸، اداره ملی اقیانوس و اتمسفر (NOAA)^۱ آن را دوباره به عنوان پلاستیک‌های تکه تکه شده با محدوده اندازه کمتر از ۵ میلی متر تعریف کرد (Arthur et al., 2009). در برخی از تعاریف جدید، سعی بر این است اندازه ۱ میکرومتر به عنوان حد پایین ابعاد میکروپلاستیک‌ها در نظر گرفته شود (Frias and Nash, 2019; Hartmann et al., 2019; Zhang et al., 2021).

با این حال تا به امروز هیچ تعریف استانداردی از محدوده اندازه میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد، اما متداول‌ترین محدوده اندازه پذیرفته شده از ۱ میکرومتر تا ۵ میلی متر است. میکروپلاستیک‌های کمتر از ۱ میکرومتر به عنوان نانوپلاستیک‌ها طبقه بندی می‌شوند و خطرات بالقوه بیشتری برای سلامتی انسان‌ها ایجاد می‌کند (Yuan et al., 2022). با این حال، به دلیل مقالات محدود و عدم تعیین کمیت دقیق نانوپلاستیک‌ها، این فصل عمدتاً بر روی میکروپلاستیک‌های محیطی تمرکز دارد. این آلاینده با توجه به اندازه کوچک توسط موجودات دریایی یا موجودات آب شیرین، می‌توانند بلعیده شوند. میکروپلاستیک‌ها اثرات نامطلوبی بر موجودات زنده دارند؛ همچنین تأثیر آن‌ها بر تجمع زیستی در موجودات زنده، در حال مطالعه است (Miller et al., 2020). مطالعات اخیر عمدتاً بر روی میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم‌های آبی و زمینی متمرکز شده‌اند (Qi et al., 2020; Xu et al., 2020). میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر پس از شناسایی میکروپلاستیک‌ها در طی ریزش‌های جوی، طی مطالعاتی که در سال ۲۰۱۵ انجام شد به اثبات رسید (Abad López et al., 2018; Chen et al., 2020; Dris et al., 2015; Prata, 2018). آلودگی میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر به طور گسترده‌ای ناشناخته باقی مانده است (Dris et al., 2016; Su et al., 2022). بنابراین، فصل حاضر بینشی از میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر، منابع، انواع، مسیرهای انتقال و مروری بر تکنیک‌های اندازه‌گیری فعلی را ارائه می‌دهد.

۲-۵. منابع میکروپلاستیک

میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر بسته به موقعیت جغرافیایی، نوع میکروپلاستیک‌ها، جابجائی فرا مرزی^۲ و پارامترهای هواشناسی مانند فرآیند اختلاط، ترکیب و انتشار هوا،

1. National Oceanic and Atmospheric Administration
2. Transboundary movement

بارندگی، دما و ... متفاوت است. علاوه بر این، حضور این آلاینده‌ها در اتمسفر نیز به منابع آن‌ها بستگی دارد که به تجزیه زیستی پلاستیک مربوط می‌شود. پلاستیک‌ها به طور طبیعی تولید نمی‌شوند، بنابراین منابع میکروپلاستیک‌ها فقط انسان ساخت هستند و از طریق تجزیه پلاستیک‌ها در اتمسفر، هم در داخل و هم در خارج از خانه یافت می‌شوند. برخی از پلاستیک‌ها هنگام قرارگرفتن در معرض تابش خورشیدی به راحتی تجزیه می‌شوند، در حالی که برخی دیگر با توجه به پیوند مولکولی مواد پلاستیکی، به مقدار کمتری تجزیه می‌شوند. بنابراین برای حفظ حیات انسان‌ها و محیط زیست، شناسایی منابع میکروپلاستیک اتمسفری به منظور ایجاد رویکردهایی در جهت کاهش انتشار و غلظت آن‌ها ضروری است. با انجام تحقیقات علمی، دلایل مختلفی برای تولید میکروپلاستیک‌های اتمسفری از جمله فرآیندهای صنعتی، تخریب لاستیک خودروها، رسوبات اتمسفری و فعالیت‌های مسکونی شناسایی شده‌اند. سیاستگذاران، سهامداران و مردم می‌توانند با شناسایی این منابع، اقداماتی را برای جلوگیری از آزادسازی این آلاینده‌ها انجام دهند. بر اساس مقالات، برخی از منابع کلیدی در بخش‌های زیر مورد بحث قرار می‌گیرند.

۱-۲-۵. انتشارات صنعتی

میکروپلاستیک‌ها به دلیل فعالیت‌های صنعتی، به‌ویژه مواردی که فرآیندهای تولید، پردازش و بازیافت پلاستیک را دارند، در محیط آزاد می‌شوند. در طول تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌های هوابرد در اطراف تاسیسات صنعتی، Rillig و همکاران (۲۰۱۹) و Li و همکاران (۲۰۱۸) ایجاد و پخش ذرات میکروپلاستیک در طول عملیات تولید، مدیریت پسماند و احتراق را مورد تأکید قرار دادند.

۲-۲-۵. ساییدگی لاستیک خودرو و گرد و غبار جاده

ذرات میکروپلاستیک مربوط به ترافیک جاده‌ای یک منبع اساسی محسوب می‌شوند. آن‌ها به دلیل گرد و غبار جاده‌ای و ذرات ناشی از از فرسایش لاستیک‌ها منتشر می‌شوند. در طی آزمایش‌های انجام شده توسط Sommer و همکاران (۲۰۱۸) نزدیک به جاده‌ها و بزرگراه‌ها، مقادیر زیادی از میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر که ناشی از فرسایش لاستیک و ساییدگی جاده‌ها هستند، شناسایی شده است.

۳-۲-۵. جابجائی فرا مرزی میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌ها از طریق جریان‌های موجود در هوا، ممکن است مسافت زیادی را طی کنند و سپس در زیستگاه‌های خشکی و آبی تجمع یابند. مناطق شهری، محل‌های دفن روباز و محیط‌های دریایی منابع میکروپلاستیک‌های اتمسفری هستند. Chen و همکاران (۲۰۲۰) رسوب میکروپلاستیک‌ها را در مناطق بکر مورد بررسی قرار داده‌اند و انتقال میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر را از منابع دورافتاده به آن جا را مشخص کرده‌اند.

۴-۲-۵. فعالیت‌ها و محیط‌های داخلی

فعالیت‌های خانگی، از جمله تمیز کردن، پخت و پز و استفاده از محصولات پلاستیکی در داخل خانه، به طور بالقوه می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را در هوا منتشر کنند. روغن پخت و پز به عنوان منبع بالقوه میکروپلاستیک‌های موجود در هوا توسط Rist و همکاران (۲۰۱۹) که انتشار میکروپلاستیک از فعالیت‌های پخت و پز را مورد مطالعه قرار داد؛ شناسایی شده است. گسترش میکروپلاستیک‌ها در هوای داخلی را می‌توان به محیط‌های داخلی با محصولات حاوی مواد پلاستیکی نیز نسبت داد. علاوه بر این، منابع میکروپلاستیک در محیط‌های داخلی و خارجی متفاوت است، شکل ۵،۲ برخی از منابع کلیدی میکروپلاستیک‌های داخلی و خارجی را نشان می‌دهد.

۵-۲-۵. منابع میکروپلاستیک در فضای باز

منابع میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر در محیط خارجی بسیار فراوان هستند. لباس‌های مصنوعی یکی از منابع اصلی الیاف میکروپلاستیک هستند (Dris et al., 2016). علاوه بر این احتراق ناقص زباله‌های پلاستیکی در محل‌های دفن زباله، تور محافظ مورد استفاده در مکان‌های ساخت و ساز، سایش ناشی از لاستیک‌ها و پارچه‌های مصنوعی، تخریب زباله‌های جامد شهری و طوفان‌های گرد و غبار، منابع بالقوه آلودگی میکروپلاستیک در فضای باز هستند. رویدادهای هواشناسی مانند طوفان‌های گرد و غبار و بادهای موسمی جابجائی فرا مرزی میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهند (Abad López et al., 2023). علاوه بر این عوامل اقلیمی مانند باد و باران با غلظت میکروپلاستیک، همبستگی مثبت دارند

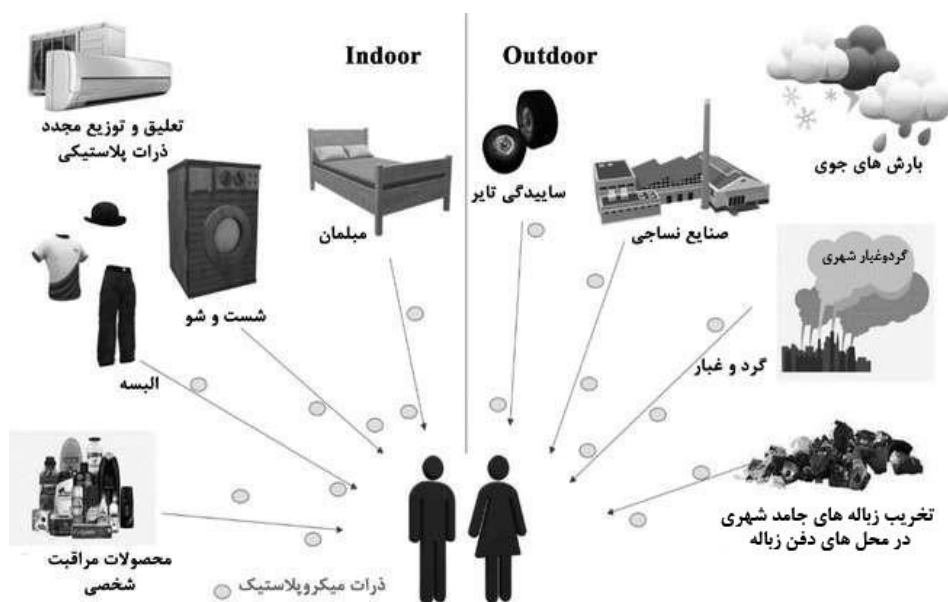
(Ding et al., 2022). رسوب و اندازه میکروپلاستیک (به دلیل رشد هیگروسکوپی^۱) در طول دوره‌های مرطوب (بارندگی و بارش برف) در مقایسه با دوره‌های خشک بیشتر است. افزایش رسوب میکروپلاستیک در طول دوره‌های خشک به شدت با افزایش سرعت باد و رطوبت نسبی ارتباط دارد. میکروپلاستیک‌های رسوب یافته بر روی زمین یا آب در طول دوره‌های خشک ممکن است دوباره در هوا معلق شوند و منجر به تبادل چرخه‌ای میکروپلاستیک‌ها از طریق هوا، آب و زمین شود (Abad López et al., 2023). علاوه بر این گیاهان به طور موقت میکروپلاستیک‌ها را در برگ‌های خود ذخیره می‌کنند. مطالعات اولیه گزارش کرده اند که میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر یکی از عوامل اصلی میکروپلاستیک‌ها در اقیانوس‌ها هستند.

۶-۲-۵. منابع داخلی

منابع اصلی آلودگی‌های میکروپلاستیکی در محیط داخلی از الیاف کوچک مبلمان، پرده‌ها، بالش‌ها، محصولات مراقبت شخصی و لباس‌ها هستند (Qiu et al., 2020). همانند محیط خارجی، غلظت میکروپلاستیک‌ها در محیط داخلی نیز تحت تأثیر دما و رطوبت قرار می‌گیرد. استفاده از رنگ‌های دیواری، ظروف و پوشش‌های پلاستیکی نیز بر غلظت میکروپلاستیک‌ها در محیط داخلی تأثیرگذار است. دستگاه‌های تهویه مطبوع ذرات و الیاف رسوب یافته را مجدداً در هوای داخلی پراکنده می‌کنند (Abad López et al., 2023). تحقیقات نشان داده است که غلظت میکروپلاستیک‌ها در محیط داخلی بیشتر از هوای خارجی در همان منطقه است. علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها در محیط داخلی از فرسایش و پارگی لباس‌ها در هنگام شستشو و خشک کردن نیز رها می‌شوند (Habibi et al., 2022). در منابع محلی، میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر الگوهای جهانی گردش هوا و بادهای منطقه‌ای از منابع دوردست به مناطق دیگر حرکت می‌کنند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه کوچک و وزن سبک خود، می‌توانند برای مدت طولانی در اتمسفر معلق باقی بمانند و با ریزش جوی به سطح زمین بیایند. رسوبات اتمسفری میکروپلاستیک‌ها در شهرهای بزرگ مانند پاریس (فرانسه) و دونگوان (چین) اندازه‌گیری شده است. میانگین نرخ رسوب برای منطقه شهری پاریس (فرانسه) 96 ± 110 بر متر مربع در روز و برای منطقه حومه‌ای آن 38 ± 53 بر متر مربع در روز بوده است (Dris et al., 2015; Wright et al., 2020). به طور مشابه، متوسط نرخ رسوب برای شهر

۱- Hygroscopic: به افزایش اندازه ذرات از جمله میکروپلاستیک‌ها به دلیل جذب یا جذب بخار آب از محیط اطراف اشاره دارد.

Dongguan, چین، 36 ± 7 بر متر مربع در روز بوده است (Cai et al., 2017). میانگین نرخ رسوب‌گذاری میکروپلاستیک‌ها در یک منطقه کوهستانی بکر و دورافتاده پیرنه (فرانسه) 365 ± 69 بر متر مربع در روز گزارش شده است (Dris et al., 2015). حضور میکروپلاستیک‌ها در مناطق دوردست نشان می‌دهد که وزش باد می‌تواند این آلاینده را به سرعت از محل اولیه خود دور کند. مدل‌های جریان برگشت توده هوا می‌توانند به شناسایی منبع منشأ میکروپلاستیک‌ها در مناطق بکر کمک کنند. مطالعه‌ای نشان داده است که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تا فاصله ۹۵ کیلومتری را طی کرده و رسوب کنند (Habibi et al., 2022).



شکل ۲-۵. شماتیکی از منابع داخلی و خارجی میکروپلاستیک در اتمسفر.

۳-۵. انواع میکروپلاستیک‌ها

Nash و Frias (۲۰۱۹) میکروپلاستیک‌ها را تحت عنوان "ذرات جامد مصنوعی با اشکال منظم یا نامنظم با اندازه بین ۱ میکرومتر تا ۵ میلی‌متر که در آب نامحلول هستند؛ تعریف کرده‌اند. Hartmann و همکاران (۲۰۱۹) یک طرح کلی برای شناسایی انواع پلاستیک‌ها ارائه داده‌اند که شامل ترکیب شیمیایی، رنگ و شکل (مانند اشکال کروی، گلوله‌ها، فوم‌ها، الیاف، قطعه‌ها و فیلم‌ها) می‌شود. بر اساس ترکیب شیمیایی، میکروپلاستیک‌ها به PE، PP،

PS و ... طبقه‌بندی می‌شوند. همچنین بر اساس منشاء تولید به دو دسته اولیه و ثانویه دسته بندی می‌گردند. میکروپلاستیک‌های اولیه در محصولات آرایشی به صورت ماکروگرانول برای شستشوی صورت استفاده می‌شوند (Napper et al., 2015). در حالی که میکروپلاستیک‌های ثانویه به دلیل تکه تکه شدن و تخریب مواد پلاستیکی و همچنین الیاف و منسوجات مصنوعی تشکیل می‌شوند (Abad López et al., 2023). سهم میکروپلاستیک‌های ثانویه در مقیاس جهانی، در مقایسه با میکروپلاستیک‌های اولیه، بیشتر است (Duis and Coors, 2016).

Kooi و Koelmans (۲۰۱۹) تعریف میکروپلاستیک را با احتمال توزیع سه‌بعدی (3D) ارائه کرده‌اند؛ به طوری که اندازه، شکل و چگالی را به عنوان ابعاد در نظر می‌گیرند. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها مانند اندازه، فراوانی، اشکال و اجزای آن‌ها برای مناطق شهری، برون شهری و دورافتاده بسیار مورد مطالعه قرار گرفته است.

۱-۳-۵. آنالیزهای تحلیلی میکروپلاستیک‌ها

در این بخش، روش‌های شناسایی و تحلیل میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر که شامل جمع‌آوری نمونه‌های آئروسول، جداسازی میکروپلاستیک‌ها از آئروسول‌های باقی مانده و سپس آنالیز میکروپلاستیک‌ها با استفاده از تکنیک‌های تحلیلی مختلف مورد بحث قرار داده می‌شود.

۲-۳-۵. جمع‌آوری نمونه

دو روش جمع‌آوری فعال و غیرفعال برای اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر وجود دارد. در هر دو این روش‌ها، از ذرات معلق موجود در هوا نمونه‌ای جمع‌آوری می‌شود.

در نمونه برداری فعال، از پمپی با دبی مشخص برای مکش هوای محیط استفاده و ذرات معلق همراه با هوا کشیده می‌شوند و روی یک بستر یا فیلتر قرار می‌گیرند. سپس حجم آئروسول ته نشین شده برای تجزیه و تحلیل بیشتر مورد استفاده قرار می‌گیرد. مزایای نمونه برداری فعال این است که حجم آئروسول مشخص است و نمونه‌های زیادی در مدت زمان کوتاهی جمع‌آوری می‌شود. در نمونه برداری غیرفعال، نمونه از طریق رسوب مرطوب یا خشک از مکان‌های مختلف جمع‌آوری می‌گردد. برای نمونه‌برداری غیرفعال، می‌توان از کیف‌ها، باران سنج‌ها، بطری‌ها و سطوح صاف که اجازه رسوب گذاری ذرات معلق در هوا را می‌دهد، استفاده کرد. نمونه برداری غیرفعال قابلیت ارزیابی غلظت در واحد حجم را ندارند، اما می‌توانند تخمینی

درخصوص میزان میکروپلاستیک‌ها در واحد سطح ارائه دهند. این نمونه بردارها ارزان‌تر هستند، استفاده از آن‌ها ساده‌تر است، اما به دلیل آب و هوای محلی و جزئیات مربوط به نصب شان آسیب‌پذیر هستند علاوه بر این، برای پایش کوتاه‌مدت استفاده نمی‌شوند. بنابراین، انتخاب نمونه بردار بستگی به اهداف تحقیق، منابع و مدت زمان انجام دارد.

۳-۳-۵. آماده سازی نمونه

پس از هر بار جمع آوری رسوبات جوی، کیف سه مرتبه متوالی با آب مقطر شسته می‌شود تا ذرات چسبیده به سطح کیف جدا شوند؛ شست و شوی مرحله چهارم نشان دهنده تعداد میکروپلاستیک‌های معادل نمونه خالی است. تمام لوازم شیشه‌ای باید یک بار با محلول الکل ۷۰٪ شسته و سه بار با آب بسیار خالص نیز شسته شوند. نمونه‌های جمع‌آوری شده پس از شستشو، برای جلوگیری از آلودگی بیشتر، پوشانده می‌شوند. با استفاده از مقادیر سطح جمع آوری و دوره نمونه برداری، رسوبات اتمسفری به عنوان تعداد ذرات در هر متر مربع در هر روز بیان می‌شوند.

۴-۵. تجزیه و تحلیل

۱-۴-۵. شناسایی بصری

نمونه‌ها بر روی فیلترهای الیاف کوارتزی و اتمن GF/A با اندازه منافذ ۱/۶ میکرومتر فیلتر می‌شوند سپس فیلترها با استفاده از استریومیکروسکوپ فلورسانس مشاهده می‌گردند. تمام نمونه‌های فیبر در زیر نور شمارش می‌شوند، اما مواد غیرفیبری (که به عنوان میکروپلاستیک‌های بالقوه در نظر گرفته می‌شوند) زیر نورهای فرابنفش ($\lambda = 475$ نانومتر) قابل رویت هستند.

۲-۴-۵. طیف‌سنجی فوریه-تبدیل-مادون قرمز (FTIR)

مشخصات شیمیایی کل الیاف جمع‌آوری شده را می‌توان با استفاده از μ FTIR همراه با ATR-FTIR آنالیز کرد. شناسایی خصوصیات شیمیایی الیاف در تعیین نسبت الیاف مصنوعی و طبیعی حائز اهمیت است و همچنین به شناسایی پلیمرهای پلاستیکی غالب در نمونه کمک می‌کند. کوچکترین ذره میکروپلاستیک اتمسفری شناسایی شده با استفاده از μ FTIR ۱۱ میکرومتر است (Zhang et al., 2020).

۳-۴-۵. طیف سنجی رامان

طیف‌سنجی رامان از یک لیزر با فرکانس بالاتر ($\lambda = 532$ نانومتر) برای تحریک واکنش فوتون از سطح مواد استفاده می‌کند. این واکنش عموماً در جهت لیزر (پراکنش ریلی^۱) اتفاق می‌افتد، اما تعداد کمی از فوتون‌ها در زوایای عمودی منتشر می‌شوند (پراکنش رامان). محدودیت‌های تئوری طیف سنجی رامان شامل ذرات زیرمیکرون کمتر از ۱۰ میکرومتر می‌باشد (Zhang et al., 2020).

۴-۴-۵. کمی سازی میکروپلاستیک‌ها

برای تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها در نمونه رسوبات اتمسفری، یک ضریب تصحیح بر اساس نتایج FTIR اعمال می‌شود.

$$31.85 \square \text{ درصد موارد شناسایی شده } \square \text{ میکروپلاستیک بالقوه‌های} = \frac{m^{-2} \text{ day}^{-1} \text{ میکروپلاستیک}}{nd}$$

که در آن 'nd' مدت زمان نمونه برداری (تعداد روزهای نمونه برداری) و "۳۱/۸۵" یک عامل استاندارد بر اساس منطقه نمونه برداری است. رسوب میکروپلاستیک در طول رسوب‌گذاری برحسب $n \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (تعداد میکروپلاستیک) بیان می‌شود که یک معیار استاندارد برای مقایسه‌های جغرافیایی است.

۵-۵. فیزیوگنومی^۲ میکروپلاستیک‌ها

شناسایی منابع، رفتار و تأثیرات اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها مستلزم تجزیه و تحلیل بر اساس اندازه، شکل و رنگ آن‌ها است. تجزیه و تحلیل شکل، امکان طبقه‌بندی انواع مختلف زیاله‌های پلاستیکی را فراهم می‌کند؛ تجزیه و تحلیل اندازه، انتقال و فراهمی زیستی آن‌ها را مورد ارزیابی قرار می‌دهد؛ تجزیه و تحلیل رنگ به شناسایی منابع آن‌ها کمک می‌کند. ترکیب سایر تکنیک‌های آنالیز نیز در شناسایی دقیق تر میکروپلاستیک‌ها موثر است. برای رسیدگی

۱- Rayleigh scattering: به پراکندگی الاستیک نور یا سایر تشعشعات الکترومغناطیسی توسط ذرات بسیار کوچکتر از طول موج تابش اشاره دارد.

۲- Physiognomy: ویژگی‌های فیزیکی و ظاهری

به مشکل جهانی آلودگی میکروپلاستیک، روش‌های کاهش در آلودگی و اقدامات نظارتی با تحقیقات مستمر در این زمینه حاصل خواهد شد.

۱-۵-۵. شکل

تجزیه و تحلیل شکل میکروپلاستیک‌ها برای شناسایی آن‌ها بسیار مهم است، زیرا انواع مختلف زباله‌های پلاستیکی اشکال متمایزی دارند. در مطالعات اخیر از میکروسکوپ و تکنیک‌های تجزیه و تحلیل تصویری برای مشخص کردن اشکال میکروپلاستیک استفاده شده است. به عنوان مثال، Shi و همکاران (۲۰۲۲) از SEM برای دسته بندی میکروپلاستیک‌ها به قطعات، الیاف، فیلم‌ها و مهره‌ها استفاده کردند. این طبقه بندی شناسایی منابع بالقوه را تسهیل می‌کند، زیرا برخی از اشکال با محصولات پلاستیکی خاص یا فرایندهای تخریب خاصی مرتبط هستند.

۲-۵-۵. اندازه

اندازه میکروپلاستیک‌ها به طور قابل توجهی از ذرات کوچکتر از ۱ میکرون تا تکه‌های بزرگتر متغیر است. درک حرکت، تجمع و تعاملات بالقوه میکروپلاستیک‌ها با جانداران بستگی به شناخت توزیع اندازه آن‌ها دارد. تکنیک‌هایی از قبیل الک کردن، فلوسیتومتری و پراش لیزری اغلب برای اندازه‌گیری اندازه میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند. میکروسکوپ و الک برای تجزیه و تحلیل توزیع اندازه توسط Conkle و همکاران (۲۰۱۸) استفاده شد و نتایج نشان داد نمونه‌های رسوبات دریایی حاوی تعداد زیادی میکروپلاستیک با محدوده اندازه ۵۰-۵۰۰ میکرومتر هستند. ارزیابی پتانسیل بلع میکروپلاستیک‌ها توسط موجودات زنده و ورود به اجزای محیط زیست مختلف با کمک تجزیه و تحلیل اندازه، آسان تر انجام می‌شود.

۳-۵-۵. رنگ

میکروپلاستیک‌ها بسته به ترکیب و فرایندهای هوازگی می‌توانند طیف وسیعی از رنگ‌ها را نشان دهند. تجزیه و تحلیل رنگ، اطلاعات ارزشمندی در مورد نوع و منبع میکروپلاستیک‌ها ارائه می‌دهد. تکنیک‌های طیف سنجی، مانند طیف سنجی FTIR و طیف سنجی رامان، شناسایی و طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها را بر اساس طیف رنگی آن‌ها امکان پذیر می‌سازد. در مطالعه‌ای توسط Dümichen و همکاران (۲۰۱۷) از طیف سنجی FTIR برای تمایز

میکروپلاستیک‌ها بر اساس رنگ استفاده شده است که امکان شناسایی انواع پلیمرهای مختلف را فراهم کرد. تجزیه و تحلیل رنگ به شناسایی منشاء میکروپلاستیک‌ها، مانند محصولات مصرفی خاص یا فرآورده‌های صنعتی کمک می‌کند.

۴-۵-۵. تجزیه و تحلیل ترکیبی

درک ویژگی‌های میکروپلاستیک با تجزیه و تحلیل شکل، اندازه و رنگ امکان پذیر است. به عنوان مثال، Dümichen و همکاران (۲۰۱۷) میکروپلاستیک‌ها را بر اساس شکل، اندازه و رنگ با استفاده از ترکیبی از میکروسکوپ، طیف سنجی FTIR و تجزیه و تحلیل تصویر طبقه‌بندی کردند. جدول ۱-۵ ویژگی‌های مختلف میکروپلاستیک‌های اتمسفر را نشان می‌دهد. این تکنیک یکپارچه، شناسایی دقیق تر میکروپلاستیک‌ها را امکان پذیر می‌کند و محققان می‌توانند انواع خاصی از میکروپلاستیک‌ها را شناسایی، منابع آن‌ها را اندازه‌گیری و اثرات زیست محیطی آن‌ها را به درستی ارزیابی کنند.

جدول ۱-۵. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر

منطقه مطالعه	منابع	اندازه	شکل	رنگ	روش	مراجع
پاریس، فرانسه	کل ذرات (خشک و مرطوب)	۱۰۰۰-۵۰ μm	الیاف $\geq 90\%$ قطعه $\sim 10\%$	آبی، قرمز	SM FTIRs	Dris et al., 2015
پاریس، فرانسه	ذرات	۱۴۰۰-۵۰ μm	الیاف	N/A	SM FTIRs	Dris et al., 2016
پاریس، فرانسه	هوای داخلی و خارجی	۵۰-۵۰ μm	الیاف	N/A	SM FTIRs	Dris et al., 2017
هامبورگ، آلمان	رسوب اتمسفری	۵۰۰۰-۶۳ μm	قطعه: $\leq 90\%$ الیاف: $\geq 10\%$	N/A	μ -Raman	Klein and Fischer, 2019
تهران، ایران	گرد و غبار شهری	۱۰۰۰-۱۰۰ μm	گرانول غالب: 60% الیاف: 35% ذرات کروی: 5%	زرد، سفید، نارنجی، مشکی، خاکستری، سبز، آبی، صورتی، قرمز	FM SEM/EDS	Dehghani et al., 2017

منطقه مطالعه	منابع	اندازه	شکل	رنگ	روش	مراجع
عسلویه، ایران	ذرات معلق، گرد و غبار شهری	۱۰۰۰-۱۰۰ μm	الیاف گرانول	سفید-شفاف: ۷۰٪ زرد، آبی، نارنجی، سبز	میکروسکوپ فلورسانس SEM/EDS	Abbasi et al., 2019
دونگوان، چین	ذرات (خشک و مرطوب)	۴۲۰۰-۲۰۰ μm	الیاف فوم فیلم	آبی، قرمز، خاکستری، شفاف	SM FTIRs	Cai et al., 2017
شانگهای، چین	میکروپلاستیک (معلق)	۵۰۰۰-۲۳ μm	الیاف قطعه گرانول	آبی، مشکی، قرمز شفاف، قهوه‌ای، سبز، زرد و خاکستری	SM FTIRs	Liu, Wang K et al., 2019
ینتای، چین	رسوب اتمسفری	۵۰۰-۱۰۰ μm	فیبر، فوم، فیلم	N/A	SM FTIRs	Zhou et al., 2017
۳۹ شهر بزرگ چین	گرد و غبار داخلی و خارجی	N/A	الیاف، گرانول، سلولز و ریون	N/A	FTIRs	Liu C et al., 2019
کوه‌های پیرنه اروپا	ذرات (خشک و مرطوب)	۵۰۰۰-۱۰ μm	قطعات، الیاف، فیلم	N/A	SM μ -Raman	Allen et al., 2019
اروپا و قطب شمال	برف اروپا و قطب شمال (مرطوب)	۴۷۵-۱۱ μm	الیاف	N/A	μ -Raman FTIR	Bergmann et al., 2019
اقیانوس آرام غربی	میکروپلاستیک‌های معلق موجود در اتمسفر	۲۰۰-۲۰ μm	الیاف، قطعه، گرانول، ریزدانه	زرد، بنفش، قهوه‌ای، سفید، شفاف، نارنجی، سیاه، خاکستری، سبز، آبی، صورتی، قرمز	SM FTIRs	Liu, Wu K et al., 2019

SM: Stereomicroscope; FM: Fluorescence Microscope; FTIRs: Fourier transform Infrared Spectroscopy.

۵-۶. مسیرهای انتقال میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر

ذرات میکروپلاستیک معلق در هوا به دلیل کشش‌های رو به بالا و پایین، سرعت و جهت باد، آشفتگی و تلاطم جوی و جریان‌های همرفتی جهانی یا محلی در اتمسفر منتقل می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها چگالی کمی دارند و به همین دلیل مدت طولانی تری در جو باقی می‌مانند و به مکان‌های دور منتقل می‌شوند. بررسی منابع و نحوه انتقال میکروپلاستیک‌ها امری ضروری است و تا به امروز، دانشی در مورد انتقال آن‌ها در اتمسفر وجود ندارد. حرکت ذرات معلق یا میکروپلاستیک‌های اتمسفری به وسیله سه مکانیسم انتقال، پراکندگی و رسوب انجام می‌شود. انتقال به دلیل سرعت و جهت بادهای محیطی، پراکندگی به دلیل تلاطم جوی و رسوب ناشی از جریان رو به پایین ذرات معلق در هوا به دلیل بارش و رسوب‌گذاری رخ می‌دهد.

اندازه، شکل و طول ذره به همه این مکانیسم‌ها کمک می‌کند (Zhou et al., 2017). با افزایش اندازه ذرات، زمان ماندگاری آن‌ها در اتمسفر کاهش می‌یابد؛ و یا به بیانی دیگر، ذرات کوچکتر برای مدت طولانی‌تری در جو باقی می‌مانند و به فواصل دورتر منتقل می‌شوند (Dris et al., 2016). شکل و چگالی مولکولی ذرات نیز نقش کلیدی در ماندگاری و جابجایی فرا مرزی آن‌ها دارند (Horton and Dixon, 2018) با این حال، اثبات این امر مستلزم مطالعات بیشتر است (Rochman et al., 2019). شکل ذرات نیز می‌تواند جابجایی آن‌ها را در فواصل بیشتر، کنترل کند (Allen et al., 2019). علاوه بر این موارد، توپوگرافی مکان، اقلیم و شرایط آب و هوایی مانند بارندگی، فشار، دما، سرعت و جهت باد و بارش برف نیز تأثیر قابل توجهی بر حرکت ذرات در اتمسفر دارند (Allen et al., 2019).

مطالعاتی حرکت میکروپلاستیک‌ها را از خشکی به مناطق دریایی و دورافتاده (Liu et al., 2019; Klein and Fischer, 2019; Zhang et al., 2019) و یخچال‌ها گزارش کرده‌اند (Ambrosini et al., 2019; Jiménez-Vélez et al., 2009). Bergmann و همکاران (۲۰۱۹) میکروپلاستیک‌ها را در ذرات برف در قطبین نیز شناسایی کرده‌اند. آن‌ها نشان دادند که میکروپلاستیک‌ها با جریان هوا حرکت کرده، از ابرها عبور می‌کنند، با برف ترکیب می‌شوند و در نهایت رسوب می‌کنند. ابرها می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را همراه با ذرات و گازهای دیگر به دام بیندازند و سپس آن‌ها را به زیست بوم‌های مختلف زمینی و آبی رسوب دهند. Fischer و Klein (۲۰۱۹) گزارش کردند که میکروپلاستیک‌های

یافت شده در حومه شهر و مناطق شهری هامبورگ آلمان به دلیل انتقال دوربرد بوده است. Selvam و همکاران (۲۰۲۰) نتوانستند منبع میکروپلاستیک در نمک‌های دریایی را شناسایی کنند؛ با این حال، انتقال فرا مرزی میکروپلاستیک‌ها را از مکان‌های دورافتاده نادیده نگرفتند. برای بررسی انتقال میکروپلاستیک‌ها، تحلیل مسیر معکوس یک تکنیک مناسب می‌باشد. این مسیرها با در نظر گرفتن سرعت و جهت باد، سرعت ته نشینی، ارتفاع لایه اختلاط و ... حرکت ذرات را شناسایی می‌کنند. مدل‌های جوی لاگرنژی^۱ مانند HYSPLIT، LAGRANTO و ... ممکن است شواهدی درباره منبع پلاستیک‌های شکسته شده به همراه اطلاعات ارتفاع، اختلاط و فاصله ارائه دهند.

مطالعه‌ای (Allen et al., 2019)، حرکت میکروپلاستیک‌ها را بر فراز پیرنه فرانسه با استفاده از محاسبات سرعت ته نشینی مورد بررسی قرار داد. بر اساس سرعت ته نشینی میکروپلاستیک‌ها، سرعت باد در طول رویداد به همراه جهت و عمق لایه اختلاط و تحلیل مسیر معکوس انجام شد. نتایج نشان داد که منبع میکروپلاستیک در ۲۸ کیلومتری منطقه مورد مطالعه در جهت شمال غربی به جنوب غربی قرار دارد. به طور مشابه، Zhang و همکاران (۲۰۱۹) انتقال میکروپلاستیک را با برد طولانی برای بیش از ۱۰۰ کیلومتر در یخچال‌های طبیعی در ارتفاعات فلات تبت گزارش کرد.

۷-۵. خطرات میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر برای سلامتی

آیروسل‌ها مسیرهای مهمی برای استنشاق میکروپلاستیک‌ها توسط موجودات زنده هستند. میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر برای اکوسیستم‌ها، حیوانات و انسان‌ها خطرناک هستند و در صورت استنشاق یا بلع می‌توانند باعث مشکلات تنفسی، اختلالات زیست محیطی و اثرات مضر بر سلامت حیوانات شوند؛ علاوه بر این خطرات بالقوه نیز با حرکت مواد مرتبط با میکروپلاستیک‌ها افزایش می‌یابد. تحقیقات برای ایجاد روش‌های کاهش آزادسازی میکروپلاستیک‌ها، کاهش انتشار و قرارگرفتن در معرض آن‌ها و درک کامل اثرات بهداشتی میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر ضروری است.

۱- مدل‌های جوی لاگرنژی به دسته‌ای از مدل‌های مورد استفاده برای شبیه سازی پراکندگی و انتقال ذرات در جو اشاره دارد.

۵-۷-۱. سلامت انسان‌ها

استنشاق میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر ممکن است اثرات نامطلوبی بر سلامتی انسان داشته باشند. بر اساس مطالعات، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند در سیستم تنفسی تجمع یابند و منجر به التهاب و مشکلات تنفسی شوند. طبق مطالعه انجام شده توسط Prata (۲۰۱۸)، میکروپلاستیک‌ها باعث ایجاد سمیت در ریه و سلول‌های ریوی انسان می‌شوند، که در نهایت منجر به مشکلات احتمالی تنفسی می‌گردد.

۵-۷-۲. تأثیرات بر اکوسیستم

میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر می‌توانند بر روی زمین و آب رسوب کرده و به محیط زیست آسیب برسانند. بر اساس تحقیقات، حیواناتی مانند حشرات، پرندگان و گونه‌های دریایی می‌توانند میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر را مصرف کنند. این امر به سلامت، تولید مثل و بقای این موجودات آسیب می‌رساند. بر اساس مطالعه Wright و همکاران (۲۰۲۰)، این موضوع نشان می‌دهد که خطرات احتمالی در خصوص آسیب اکولوژی میکروپلاستیک‌ها وجود دارد.

۵-۷-۳. سلامت حیوانات

میکروپلاستیک‌ها در صورت استنشاق یا بلع می‌توانند باعث آسیب به اندام‌ها، کمبود ویتامین و انسداد دستگاه گوارش شوند. مطالعه‌ای توسط Ma و همکاران (۲۰۲۰) نشان داد که ماهیان می‌توانند تغییرات فیزیکی و رفتاری ناشی از میکروپلاستیک‌ها را تجربه کنند که بر رفتار آن‌ها نسبت به غذا و سلامت عمومی تأثیرگذار است.

۵-۷-۴. انتقال مواد شیمیایی

مواد خطرناکی مانند فلزات سنگین و POPs از طریق میکروپلاستیک‌ها منتقل می‌شوند. این مواد هنگام استنشاق یا مصرف، خطرات بهداشتی زیادی برای موجودات زنده با خود به همراه دارند. Lusher و همکاران (۲۰۲۲) تأکید بر احتمال جذب و حمل آلاینده‌ها توسط میکروپلاستیک‌ها و واکنش‌های شیمیایی دارند.

۸-۵. نتیجه‌گیری

میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر به عنوان ذرات معلق و آلاینده‌های بالقوه در نظر گرفته می‌شوند. حضور آن‌ها در اتمسفر باعث نگرانی محققان، سیاست‌گذاران و سازمان‌های غیردولتی در سراسر جهان شده است. آخرین مطالعات وجود میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر را در مناطق شهری و روستایی نشان داده‌اند. این آلاینده‌ها در هوای داخلی و خارجی وجود دارند با این حال، میکروپلاستیک‌های موجود در هوای داخلی تا حدودی نادیده گرفته می‌شوند، اما به دلیل افزایش تماس با انسان، خطر بیشتری دارند. این فصل ویژگی‌های مختلف میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر، از جمله انواع، منابع، مسیرهای انتقال، روش‌های نمونه برداری، تأثیرات و ... را خلاصه می‌کند. بر اساس مقالات منتشرشده، مشخص شده است که میکروپلاستیک‌های معلق در سراسر جهان ویژگی‌ها و غلظت‌های گسترده‌ای دارند و در اندازه‌های مختلفی یافت می‌شوند و منابع متنوعی هم در داخل و هم در خارج از ساختمان‌ها دارند. ابزارهای نمونه برداری برای میکروپلاستیک‌های معلق شامل پمپ نمونه برداری یا یک جمع‌کننده رسوب بدون پمپ خلا است. میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر به وسیله انتقال، پراکندگی و رسوب، کنترل می‌شوند؛ علاوه بر این، شرایط هواشناسی نقش عمده‌ای در حضور آن‌ها در اتمسفر ایفا می‌کند. آئروسول‌هایی که چگالی کمتری دارند، پتانسیل جابجائی فرا مرزی خود را ادامه می‌دهند و حتی در مناطق دورافتاده مانند برف‌های قطبی، یخچال‌های طبیعی و زمین‌های کشاورزی یافت می‌شوند. اندازه کوچک میکروپلاستیک‌ها باعث پراکندگی آن‌ها در هوا شده و به آن‌ها اجازه ورود به سیستم تنفسی و یا منافذ پوست انسان می‌دهد، بنابراین خطرات آن‌ها برای سلامتی انسان افزایش می‌یابد.

۸-۵-۱. مطالعات تحقیقاتی آینده

بر اساس مقالات فوق، تحقیقات زیر برای درک بهتر توزیع میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر و پیامدهای آن‌ها بر سلامت انسان، پیشنهاد می‌شود.

- انجام اندازه‌گیری‌های جهانی برای درک توزیع مکانی-زمانی میکروپلاستیک‌ها در سرتاسر جهان، به ویژه در مناطقی با تراکم جمعیت بسیار بالا.
- استاندارد کردن روش‌های نمونه‌برداری برای تشخیص میکروپلاستیک‌های معلق در اتمسفر، که امکان مقایسه شرایط مختلف را فراهم می‌کند و اطلاعاتی جهانی در مورد وضعیت میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر را ارائه می‌دهد.

- استفاده از تکنیک‌های سنجش از راه دور مانند شناسایی نور و فاصله سنجی (لیدار)^۱ که برای نظارت بر میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های زمینی و حتی دریایی استفاده می‌شود. استفاده از انواع مختلف سیستم‌های لیدار می‌تواند اطلاعاتی در مورد توزیع عمودی میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر ارائه دهد. با کمک سایر تکنیک‌های سنجش از راه دور و اندازه‌گیری‌های در محل، می‌توان تأثیر آن‌ها را بر کیفیت هوا، اثرات تشعشعی و ... تخمین زد.
- انجام مطالعات بر روی خصوصیات شیمیایی، توزیع اندازه، غلظت، تعداد و پراکندگی منابع میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر برای ارزیابی بهتر خطرات مربوط به سلامتی انسان‌ها.
- بررسی تعامل پیچیده بین میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و سلامتی انسان‌ها، همراه با نقش آن‌ها در سایر سیستم‌های اکولوژیکی.
- شناسایی و تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نمونه برداری از ریه انسان برای درک بهتر تأثیر آن‌ها بر سیستم تنفسی.
- توسعه مدل‌هایی برای تخمین توزیع میکروپلاستیک‌های معلق موجود در اتمسفر و ارزیابی پیامدهای اکولوژیکی آن‌ها.

منابع

- Abad López, A.P., Trilleras, J., Arana, V.A., Garcia-Alzate, L.S., Grande-Tovar, C.D., 2023. Atmospheric microplastics: Exposure, toxicity, and detrimental health effects. *RSC Adv.* 13, 7468–7489. <https://doi.org/10.1039/D2RA07098G>.
- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F.J., Dominguez, A.O., Jaafarzadeh, N., 2019. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County. *Iran. Environ. Pollut.* 244, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>.
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.

۱- Lidar: به یک فناوری سنجش از راه دور اشاره دارد که از نور لیزر برای اندازه‌گیری فواصل و تشخیص اشیاء استفاده می‌کند.

- Ambrosini, R., Azzoni, R.S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., Parolini, M., 2019. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environ. Pollut.* 253, 297–301. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.005>.
- Arthur, C., Baker, J.E., Bamford, H.A., 2009. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris, September 9–11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA. NOAA technical memorandum NOS-OR&R 30.
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J., Gerdts, G., 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.* 5, eaax1157. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., Chen, Q., 2017. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>.
- Chen, G., Feng, Q., Wang, J., 2020. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Sci. Total Environ.* 703, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>.
- Conkle, J.L., Báez Del Valle, C.D., Turner, J.W., 2018. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? *Environ. Manage.* 61, 1–8. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0947-8>.
- Dehghani, S., Moore, F., Akhbarizadeh, R., 2017. Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis. Iran. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>.
- Ding, J., Sun, C., He, C., Zheng, L., Dai, D., Li, F., 2022. Atmospheric microplastics in the Northwestern pacific ocean: Distribution, source, and deposition. *Sci. Total Environ.* 829, 154337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154337>.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ. Pollut.* 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in greater Paris. *Environ. Chem.* 12, 592. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- Duis, K., Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.* 28,2. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C.G., Barthel, A.K., Senz, R., Braun, U., 2017. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere.* 174, 572–584. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.010>.
- Frias, J.P.G.L., Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>.

- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- Habibi, N., Uddin, S., Fowler, S.W., Behbehani, M., 2022. Microplastics in the atmosphere: A review. *J. Environ. Expo. Assess.* <https://doi.org/10.20517/jeea.2021.07>.
- Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.
- Horton, A.A., Dixon, S.J., 2018. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water* 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>.
- Jiménez-Vélez, B., Detrés, Y., Armstrong, R.A., Gioda, A., 2009. Characterization of African Dust (PM_{2.5}) across the Atlantic Ocean during AEROS 2004. *Atmos. Environ.* 43, 2659–2664. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.045>.
- Klein, M., Fischer, E.K., 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Sci. Total Environ.* 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>.
- Kooi, M., Koelmans, A.A., 2019. Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 6, 551–557. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00379>.
- Kumar, Rakesh, Verma, A., Shome, A., Sinha, R., Sinha, S., Jha, P.K., Kumar, Ritesh, Kumar, P., Shubham, Das, S., Sharma, P., Vara Prasad, P.V., 2021. Impacts of plastic pollution on ecosystem services, sustainable development goals, and need to focus on circular economy and policy interventions. *Sustainability*. 13, 9963. <https://doi.org/10.3390/su13179963>.
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2018. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environ. Pollution*. 234, 114–121.
- Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., Sun, H., 2019. Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environ. Int.* 128, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>.
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., Li, D., 2019. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Sci. Total Environ.* 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>.
- Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., Li, D., 2019. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 1–12. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>.
- Lusher, A.L., Provencher, J.F., Baak, J.E., Hamilton, B.M., Vorkamp, K., Hallanger, I.G., Pijogge, L., Liboiron, M., Bourdages, M.P.T., Hammer, S., Gavrilov, M., 2022. Monitoring litter and microplastics in Arctic mammals and birds. *Arctic Science*, 8(4), 1217–1235. <https://doi.org/10.1139/as-2021-0058>.
- Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., Xing, B., 2020. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environ. Pollut.* 261, 114089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114089>.

- Miller, M.E., Hamann, M., Kroon, F.J., 2020. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS One*. 15, e0240792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>.
- Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>.
- Prata, J.C., 2018. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>.
- Qi, R., Jones, D.L., Li, Z., Liu, Q., Yan, C., 2020. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. *Sci. Total Environ.* 703, 134722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134722>.
- Qiu, R., Song, Y., Zhang, X., Xie, B., He, D., 2020. Microplastics in urban environments: Sources, pathways, and distribution. In: He, D., Luo, Y. (Eds.), *Microplastics in Terrestrial Environments, The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing, Cham, pp. 41–61. <https://doi.org/10.1007/978-2020-447>.
- Rillig, M.C., Lehmann, A., Mäder, P., Yang, X., 2019. Environmental hazard of microplastics in the context of soil fertility. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*. 7, 65–69.
- Rist, S., Carney Almroth, B., Hartmann, N.B., Karlsson, T.M., Pizzol, L., Sonnemann, G., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 53(3), 1039–1047.
- Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M.,
- Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., Hung, C., 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ. Toxicol. Chem.* 38, 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>.
- Selvam, S., Manisha, A., Venkatramanan, S., Chung, S.Y., Paramasivam, C.R., Singaraja, C., 2020. Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India. *Mar. Pollut. Bull.* 150, 110675. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110675>.
- Shi, B., Patel, M., Yu, D., Yan, J., Li, Z., Petriw, D., Pruyn, T., Smyth, K., Passeport, E., Miller, R., Howe, J.Y., 2022. Automatic quantification and classification of microplastics in scanning electron micrographs via deep learning. *Sci. Total Environ.* 825, 153903. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153903>.
- Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., Gieré, R., 2018. Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment. *Aerosol Air Qual. Res.* 18(8), 2014–2028. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099>.
- Su, L., Xiong, X., Zhang, Y., Wu, C., Xu, X., Sun, C., Shi, H., 2022. Global transportation of plastics and microplastics: A critical review of pathways and influences. *Sci. Total Environ.* 831, 154884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154884>.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304, 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

- Wright, S.L., Ulke, J., Font, A., Chan, K.L.A., Kelly, F.J., 2020. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environ. Int.* 136, 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>.
- Xu, B., Liu, F., Cryder, Z., Huang, D., Lu, Zhijiang, He, Y., Wang, H., Lu, Zhenmei, Brookes, P.C., Tang, C., Gan, J., Xu, J., 2020. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate—A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 50, 2175–2222. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1694822>.
- Yuan, Z., Nag, R., Cummins, E., 2022. Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment—From marine to food systems. *Sci. Total Environ.* 823, 153730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153730>.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar Do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wapre, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonan, Y., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* 13, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>.
- Zhang, F., Wang, X., Xu, J., Zhu, L., Peng, G., Xu, P., Li, D., 2019. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.061>.
- Zhang, S., Sun, Y., Liu, B., Li, R., 2021. Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: Evidences from Raman Tweezers (1–20 μm) and spectroscopy (20–5000 μm). *Sci. Total Environ.* 759, 143504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143504>.
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., Sillanpää, M., 2020. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Sci. Rev.* 203, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>.
- Zhou, Q., Tian, C., Luo, Y., 2017. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Chin. Sci. Bull.* 62, 3902–3909. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>.

فصل ۶

میکروپلاستیک‌ها در محیط دریایی

۱-۶. مقدمه

میکروپلاستیک‌ها ذرات بسیار کوچکی (≥ 5 میلی متر) هستند که در محیط‌های آبی نامحلول اند (Bergmann et al., 2015). به طور کلی، این آلاینده بر اساس اندازه به گروه‌های مختلفی طبقه بندی می‌شود: (الف) میکروپلاستیک‌های بزرگ (۵-۱ میلی متر)، (ب) میکروپلاستیک‌های کوچک (۱ میلی متر تا ۱ میکرومتر) و (ج) نانوپلاستیک‌ها (> 1 میکرومتر) (Crawford and Quinn, 2016). در شرایط فعلی، آلودگی ناشی از میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها به یک موضوع جدی تبدیل شده است؛ نتایج مطالعات انجام شده حاکی از آن است که این آلاینده نوظهور در اقیانوس‌ها نیز وجود دارد و به طور مستقیم بر گیاهان و جانوران ساکن در آن‌ها نیز تأثیر می‌گذارد (Nguyen et al., 2019). به جز طبقه بندی بر اساس تغییرات اندازه، میکروپلاستیک‌ها اشکال مختلفی نیز دارند (Hidalgo-Ruz et al., 2013; Wright et al., 2012). طبق منابع در دسترس، میکروپلاستیک‌ها دو نوع هستند؛

میکروپلاستیک‌های اولیه (که عمدتاً توسط صنایع آرایشی و بهداشتی تولید می‌شوند) و میکروپلاستیک‌های ثانویه (تولید شده از طریق تجزیه یا هوازدهی پلاستیک‌های باقی‌مانده از طریق اثر امواج، رشد بیوفیلم، قرار گرفتن در معرض نور خورشید، برش مکانیکی و اکسیداسیون حرارتی) (Arthur et al., 2009; Andrady, 2017).

میکروپلاستیک‌ها به طور قابل توجهی در محیط‌های دریایی یافت می‌شوند؛ علاوه بر این در بطری‌های آب آشامیدنی نیز وجود دارند (Desforges et al., 2015; Gasperi et al., 2018; Kosuth et al., 2018; Schymanski et al., 2018). در موجودات رده پایین تر، مسیر اصلی ورود این آلاینده به بدن آن‌ها از طریق غذا است، زیرا اغلب با توجه به اندازه کوچک و رنگ‌های مختلف (Shaw and Day, 1994)، با غذا اشتباه گرفته می‌شوند (Moore, 2008) و به این وسیله در دسترس جلبک‌های مختلف، زئوپلانکتون‌ها و ماهی‌ها قرار می‌گیرند و در نهایت نیز به بدن انسان‌ها وارد می‌شوند (Cedervall et al., 2012). هنگامی که میکروپلاستیک‌ها وارد بدن انسان‌ها می‌شوند، در اندام‌ها رسوب کرده و منجر به انسداد مجاری داخلی و اختلال در سیستم غدد درون ریز می‌شوند (Wright et al., 2013).

سازمان جهانی بهداشت برای طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌هایی که POPs را جذب کرده‌اند به عنوان عوامل تهدید کننده برای بشریت، نیاز به مطالعات دقیق‌تری دارد (Pete Marsden et al., 2019). در این فصل به بررسی وجود، اثرات و تهدیدات ناشی از میکروپلاستیک‌ها و روش‌های مختلف جداسازی آن‌ها پرداخته می‌شود.

۶-۲. قابلیت اشتعال میکروپلاستیک‌ها

۶-۲-۱. یک فاجعه: از زمان شروع تا پایان

میکروپلاستیک‌ها، مخلوطی از ذراتی با قطرهای مختلف، از میکرومتر تا میلی متر، اشکال و رنگ‌های متفاوت هستند. شکل میکروپلاستیک‌ها می‌تواند کروی، تکه تکه یا فیبری باشد. در طول زمان، این ذرات به ذرات کوچکتر، به نام نانوپلاستیک، تبدیل می‌شوند؛ بنابراین میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک واسطه بین نانوپلاستیک‌ها و ماکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شوند (Hale et al., 2020). با وجود اینکه در گذشته محققان میکروپلاستیک را به عنوان یک مشکل "اقیانوس محور" در نظر می‌گرفتند، اما در سال ۲۰۰۴ گزارش شد که این ذرات باعث آلودگی اتمسفر نیز شده اند. علاوه بر تحقیقات علمی، علاقه رسانه‌ها و سازمان‌های

سیاست‌گذاری به این موضوع در حال افزایش است. وجود مقدار قابل توجهی میکروپلاستیک در قطبین نیز گزارش شده است. اما همانطور که قبلاً اشاره شد، آلودگی آب در واقع یک قسمت کوچک از این مشکل بزرگ است. میکروپلاستیک‌ها از منابع مختلفی در محیط زیست رها می‌شوند و نه تنها عوامل غیرزنده در اکوسیستم را آلوده می‌کنند، بلکه مشکلاتی در زیست بوم‌ها نیز ایجاد کرده‌اند.

منابع مختلفی مسئول تولید میکروپلاستیک‌ها هستند. منشاء تولید آن‌ها را می‌توان به منابع اولیه و ثانویه طبقه‌بندی کرد. منابع اولیه به دلیل انتشار مستقیم و منابع ثانویه به علت تکه تکه شدن ذرات بزرگتر ایجاد می‌شوند (An et al., 2020). تشخیص منشاء میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از محیط، دشوار است. میکروپلاستیک‌های اولیه شامل محصولات مراقبت شخصی، ریزدانه‌ها، رنگ‌ها و ... است. ریزدانه‌ها گرانول‌های پلاستیکی با اشکال منظم هستند و برای تولید محصولات پلاستیکی مختلف از جمله پوشاک، لوازم خانگی، مصالح ساختمانی و ... استفاده می‌شوند. طبق گزارش‌های منتشرشده در سال‌های ۲۰۰۹ تا ۲۰۱۷، تقاضای گرانول‌های پلاستیکی از ۵/۱۱ میلیون تن به ۱۳/۷۹ میلیون تن در چین افزایش یافته است. همچنین، یک مطالعه در بریتانیا نشان می‌دهد که این کشور سالانه ۵/۳ میلیارد تن پلاستیک تولید می‌کند (Cole and Sherrington, 2016). ریزدانه‌ها، به عنوان مواد مشتق شده از پلاستیک‌ها، در محصولات مراقبت شخصی، جایگزینی برای رنگدانه‌های مصنوعی است. عمدتاً از دو نوع ریزدانه یعنی ترموپلاستیک‌ها^۱ و پلاستیک‌های ترموست^۲ در این محصولات استفاده می‌شود (Bhattacharya, 2016). ریزدانه‌ها شامل کلاس‌های اصلی پلاستیک‌ها و کوپلیمرها هستند و مستقیماً توسط آب به محیط زیست رها می‌شوند. حدود ۱۱٪ از زباله‌های پلاستیکی تخلیه شده به دریای شمال توسط این ریزدانه‌ها تولید می‌شود (Waldschläger et al., 2020).

منابع ثانویه شامل شستشوی لباس‌ها، محل‌های دفن زباله، صنعت ساخت و ساز و ... است. امروزه از PES^۳ به همراه نایلون و الیاف آکریلیک در تولید لباس‌ها استفاده می‌شود که

۱- Thermoplastics: نوعی پلاستیک است که هنگام گرما دیدن نرم و پس از سرد شدن سفت می‌شود و می‌توان این فرایند را بارها تکرار کرد بدون آن‌که تغییر چشمگیری در خواص آن ایجاد شود.

۲- Thermoset: ترموست ویژگی نوعی پلاستیک است که در نتیجه گرما دیدن، ترکیب شیمیایی و شکل ظاهری آن تغییر می‌کند.

۳. Polyether Sulfone

طی فرآیند شستشو آزاد شده و به عنوان منبع ثانویه میکروپلاستیک عمل می‌کنند (De Falco et al., 2018).

با وجود اینکه دفن زباله‌های پلاستیکی در بسیاری از کشورها ممنوع است، اما نقش مهمی به عنوان منبع ثانویه میکروپلاستیک‌ها ایفا می‌کند؛ چرا که پلاستیک‌ها زیست تخریب‌پذیر نیستند و پس از دفن زباله، تجزیه نشده، بلکه تکه تکه می‌شوند. این قطعات پلاستیکی با گذشت زمان به میکروپلاستیک تبدیل می‌شوند (Barnes et al., 2009). علاوه بر محل دفن زباله، دو منبع دیگر میکروپلاستیک شامل ساخت و ساز و زباله‌های ناشی از آن‌ها هستند. علاوه بر این کارگران ساختمانی از تجهیزات پلاستیکی مختلفی استفاده می‌کنند که می‌توانند پس از دفع نادرست یا دورریختن زباله، میکروپلاستیک تولید کنند.

منبع اصلی میکروپلاستیک‌ها بطری‌ها، درب بطری‌ها، سیگار، لاستیک‌ها و ... هستند؛ وزن آن‌ها تقریباً ۷۵۰۰۰ تن است و در تولید این آلاینده نقش مهمی دارند (Novotny and Slaughter, 2014). بنادر ماهیگیری و کشتیرانی نیز به مقدار کمتر این ذرات ریز پلاستیکی را ایجاد کرده و به آلودگی آب‌های سطحی کمک می‌کنند (Barnes et al., 2009). علاوه بر این زمین‌های ورزشی و لاستیک‌های وسایل نقلیه نیز منجر به تشدید این روند می‌شوند زیرا لاستیک‌ها حاوی استایرن-بوتادین هستند که مسئول ایجاد آلودگی میکروپلاستیک می‌باشند.

۱-۱-۲-۶. توزیع

هنگامی که پلاستیک‌ها وارد اکوسیستم دریایی می‌شوند، به آرامی تجزیه شده و انواع مختلفی از این آلاینده با اشکال متفاوتی شکل می‌گیرد. میکروپلاستیک‌ها به دلیل وزن سبک، با امواج اقیانوس حرکت کرده و به مناطق دورافتاده منتقل و سپس در چرخه‌های اقیانوسی مختلف انباشته می‌شوند. با حرکت چرخه‌های اقیانوسی، ذرات پلاستیکی به صورت گسترده به تجمع خود ادامه می‌دهند و همانطور که در شکل ۶،۱ نشان داده شده است، پدیده‌ای به نام لکه‌های زباله را ایجاد می‌کنند.

میکروپلاستیک‌ها پلیمرهایی هستند که بر اساس مورفولوژی و محتوای شیمیایی توزیع می‌شوند. بررسی دقیق این آلاینده بسیار ضروری است؛ زیرا ساختار مورفولوژیک میکروپلاستیک‌ها امکان درک الگوهای توزیع افقی را فراهم می‌کند. علاوه بر این ساختار

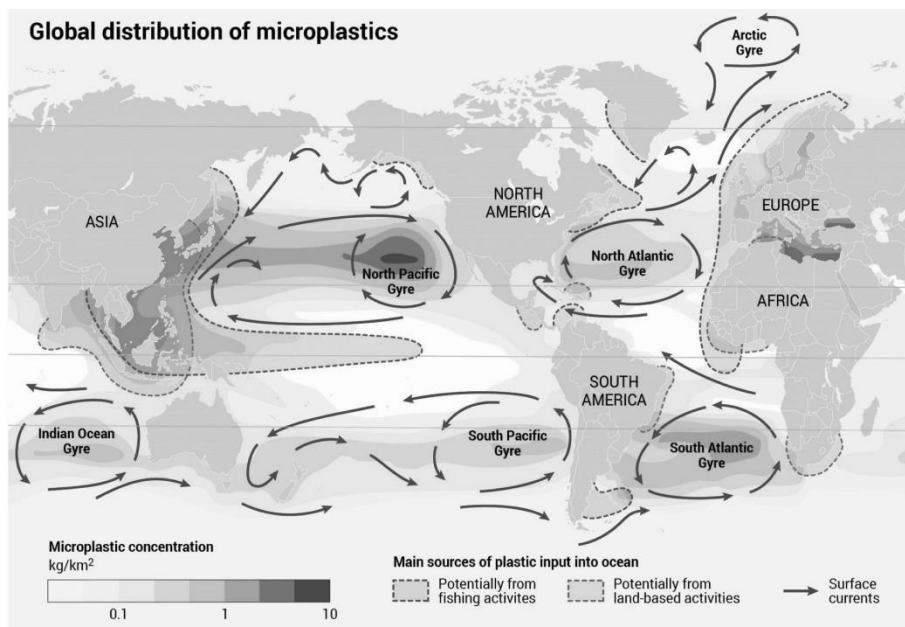
شیمیایی آن‌ها امکان درک الگوهای توزیع عمودی را نیز فراهم می‌آورد. تحقیقات متعددی در خصوص شناسایی پلیمرها با استفاده از شکل آن‌ها انجام شده است و به گروه‌های مختلف الیاف، فیلم، قطعات و فوم طبقه‌بندی شده‌اند (Anderson et al., 2017). یک بررسی در مورد میکروپلاستیک‌های موجود در دریاچه‌های کانادا، غلظت برخی از اشکال آن‌ها مقادیر بالایی را نشان داد، در حالی که برخی دیگر در مقادیر کمتری یافت شدند. شناسایی منشأ خاص آن‌ها ممکن است دشوار باشد، زیرا یک نوع پلیمر به تنهایی می‌تواند از منابع گسترده‌ای ایجاد شده باشد (Ballent et al., 2016).

میکروپلاستیک‌ها در اقیانوس اطلس شمالی، طول ۰/۴۱ تا ۴۲۰ میلی‌متر و وزن کمتر از ۰/۰۵ گرم داشته‌اند. محققان مطالعاتی را در اقیانوس‌های مختلف، مانند اقیانوس جنوبی، خلیج گینه، اقیانوس اطلس شمالی، دریای مدیترانه (Van Cauwenberghe et al., 2013)، اقیانوس آرام (Hirai et al., 2011)، اقیانوس آرام شمال شرقی (Desforges et al., 2014)، تنگه مالاکا، خلیج بنگال (Ryan, 2013) و دریای قطب شمال (Obbard et al., 2014) انجام داده‌اند.

برخی از مطالعات انواع پلیمرها را همراه با منبع آن‌ها توصیف کرده است، در حالی که سایر محققان تنها بر میزان آلودگی تمرکز دارند. بیشتر تحقیقات بر روی اقیانوس‌های آرام و اطلس متمرکز شده است، اما تعداد نسبتاً کمی از مطالعات، در اقیانوس‌های قطب شمال و قطب جنوب و امتداد سواحل اقیانوس هند انجام شده است. در نتیجه، پیشنهاد می‌شود که این ویژگی‌های کشف نشده برای تحقیقات آینده در نظر گرفته شوند.

۲-۱-۲-۶. عوامل موثر در بلع میکروپلاستیک‌ها

مکان‌های زیادی برای ورود میکروپلاستیک‌های اولیه و ثانویه به محیط زیست وجود دارد، اما مسیر اصلی، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، لجن فاضلاب و باد است (Allen et al., 2019). ورود میکروپلاستیک به تصفیه‌خانه‌های فاضلاب وابسته به منطقه جمع‌آوری است. مقدار ذرات در جریان ورودی ۳۲۰ ذره در لیتر است (Ding et al., 2021). با توجه به مطالعات کمی، مشخص شد که غلظت میکروپلاستیک در پساب بین کمتر از ۱ ذره در لیتر و ۱۰۰ ذره در لیتر متغیر می‌باشد. از این داده‌ها مشخص است که تصفیه‌خانه‌ها دارای بار ذرات بین ۹۵ تا ۹۹ درصد هستند علاوه بر این بارندگی شدید، مخلوطی از فاضلاب و آب باران را آزاد می‌کند.

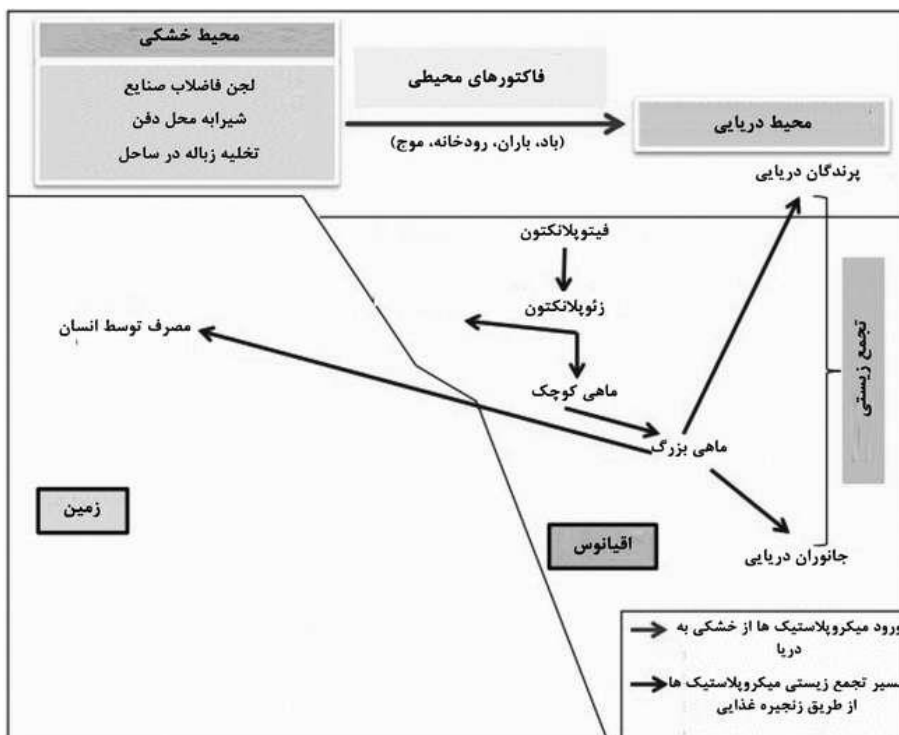


شکل ۱-۶. توزیع جهانی میکروپلاستیک‌های پراکنده شده توسط جریان‌های سطحی و چرخش‌های اقیانوسی (www.grida.no; creator credit: Riccardo Pravettoni and Philippe Rekacewicz, global distribution of microplastics, 2019).

این منبع میکروپلاستیک به خوبی مورد مطالعه قرار نگرفته است و در حال حاضر امکان کمی سازی وجود ندارد. یکی از نقاط ورودی دیگر برای میکروپلاستیک‌ها، لجن فاضلاب است. لجن ماده جامدی است که در طول تصفیه با روش لجن فعال، از فاضلاب جدا می‌شود. از لجن می‌توان به عنوان کود نیز استفاده کرد. در حال حاضر، استفاده از لجن فاضلاب توسط اتحادیه اروپا به دلیل محتوای فلزات سنگین کنترل می‌شود (Hudcová et al., 2019)، با این حال هیچ کشوری تاکنون آستانه آلودگی میکروپلاستیک را برآورد نکرده است. مطالعات اخیر نشان داده‌اند که وزن خشک میکروپلاستیک‌ها در لجن بین ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰۰ ذره در کیلوگرم است (Mintenig et al., 2014). همچنین مشاهده شده است که در اروپا بین ۱۲۵ تا ۸۵۰ تن میکروپلاستیک توسط لجن فاضلاب در محیط تخلیه می‌شود.

مسیرهای مختلفی برای پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط وجود دارد. لجن فاضلاب به همراه شیرابه‌های دفن زباله ممکن است میکروپلاستیک‌ها را وارد محیط کنند. هنگامی که لجن فاضلاب به یک مزرعه تخلیه می‌گردد، عواملی مانند باد و باران منجر به انتشار بیشتر

این آلودگی می‌شوند. این ذرات نه تنها اکوسیستم آبی، بلکه خاک را نیز آلوده می‌کنند (Zubris and Richards, 2005). شکل ۲-۶ انتقال این میکروپلاستیک‌ها از منابع تولید به اندام‌های موجودات مختلف را نشان می‌دهد.



شکل ۲-۶. انتقال میکروپلاستیک‌ها به محیط.

۳-۲-۱-۶. انتقال تروفیک

اخیرا انتقال تروفیک و تاثیر آن بر روی میکروپلاستیک‌ها مورد توجه محققان قرار گرفته است. Batel و همکاران (۲۰۱۶) یک زنجیره غذایی آب شیرین، با *Danio rerio* و *Artemia sp. nauplii* برای نشان دادن انتقال تروفیک میکروپلاستیک‌ها ایجاد کردند؛ نتایج نشان داد میکروپلاستیک‌های بکر هیچ اثر قابل تشخیصی نداشتند.

Tosetto و همکاران (۲۰۱۷) تأثیر میکروپلاستیک‌ها (۳۸-۴۵ میکرومتر) را بر روی یک زنجیره غذایی دریایی بررسی کردند و در یک مطالعه در استرالیا بر روی دوزیستان متمرکز

شدند. پلاستیک‌ها به مدت دو ماه در یک خلیج شهری قرار گرفتند و منجر به جذب PAHs از آب دریا در غلظت مربوطه شدند، سپس دوزیستان و در نهایت گویی‌ها^۱ از آن‌ها تغذیه کردند. دانشمندان به این نتیجه رسیدند که پس از نظارت بر تغییرات رفتاری در پاسخ به آلاینده‌ها قبل و بعد از انتشار، تأثیر قابل توجهی بر رفتار ماهی وجود ندارد. این تحقیقات درک بنیادینی از تعاملات پیچیده‌ای که بین موجودات زیستی و آلاینده‌های در حال توسعه وجود دارد، ارائه می‌دهند. سینتیک جذب/واجذب بین پلاستیک‌ها، آلاینده‌ها و مواد و اثرات پایدار آن‌ها بر موجودات، به‌ویژه شکارچیان برتر، کمتر شناخته شده است. ارائه بیانیه زیست‌محیطی یا ارزیابی خطر میکروپلاستیک در دریا در خصوص اثرات تروفیک بر محصولات دریایی قابل اجرا نمی‌باشد زیرا داده‌های قابل اعتمادی برای توصیف جانوران شکارچی و شکار و اطلاعات کافی در خصوص حرکت آلاینده‌ها وجود ندارد.

۴-۲-۶. اثرات میکروپلاستیک‌ها بر موجودات بیولوژیکی

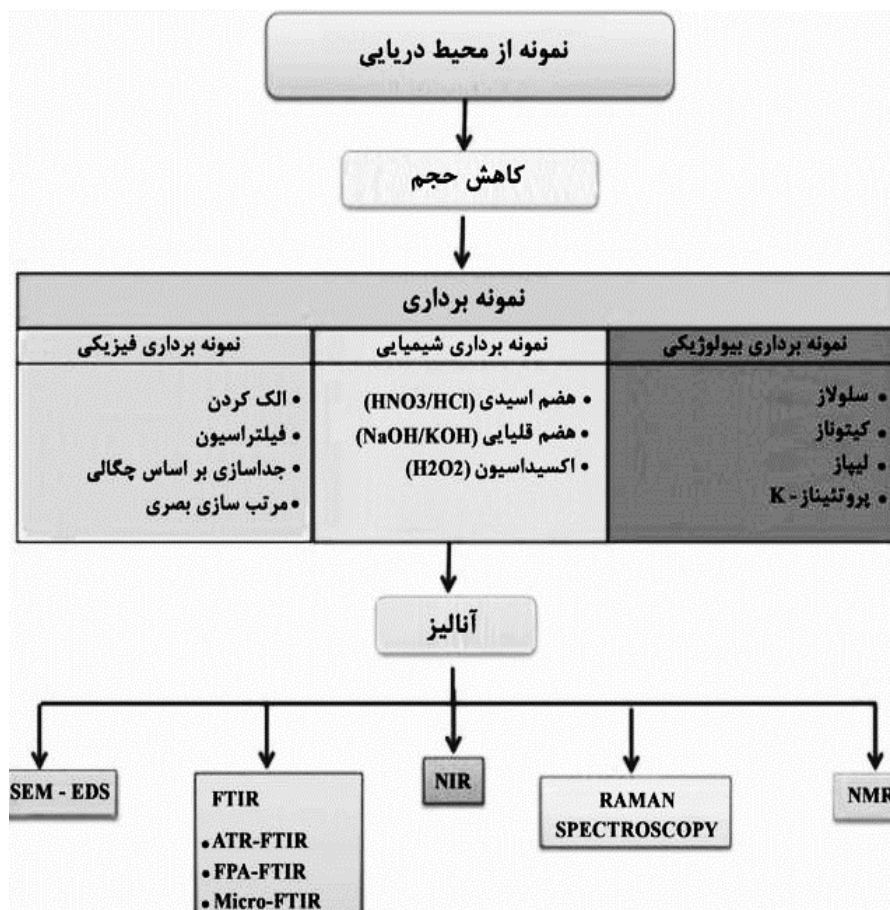
تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها در غذاهای دریایی و افزودنی‌های مختلف به یک موضوع نگران‌کننده برای سلامتی انسان‌ها تبدیل شده است. خطرات مرتبط با میکروپلاستیک‌ها تا حد زیادی به ویژگی‌های فیزیکی آلاینده‌ها مانند مساحت سطح، شکل، اندازه، همچنین دوام اجزا و بیماری‌زایی پس از انباشتگی بستگی دارد. انتقال منبع به مقصد در میکروپلاستیک‌ها عمدتاً به وسیله ماهی‌ها انجام می‌شود، زیرا محصولات ماهیگیری محل انباشت میکروپلاستیک‌ها هستند. مصرف این محصولات می‌تواند تهدیدی برای انسان‌ها نیز تلقی شود (Alberghini et al., 2023).

۳-۶. نمونه‌گیری، شناسایی و کمیت

۱-۳-۶. روش‌های آماده‌سازی نمونه

شناخت ویژگی‌های مورفولوژیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها بر درک میزان تأثیرگذاری آن‌ها ضروری است. لازمه این امر غربالگری و تجزیه و تحلیل گسترده نمونه‌های رسوبی، آبی و بیولوژیکی تهیه شده از قسمت‌های مختلف اکوسیستم‌های دریایی است که روش آن در شکل ۳-۶ نشان داده شده است.

۱- Guppy: نام یک گونه از سرده ماهی مولی از خانواده رنگین‌ماهیان است.



شکل ۳-۶. مراحل نمونه برداری، شناسایی و تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های دریایی.

۱-۳-۶. روش فیزیکی

این روش برای جداسازی اولیه میکروپلاستیک‌ها از ماتریس‌های مختلف است. روش‌هایی مانند الک کردن، فیلتراسیون، جداسازی بصری و جداسازی بر اساس چگالی استفاده می‌شوند که برای این کار نمک خوراکی به عنوان پرکاربردترین نمک توصیه می‌شود.

۱-۳-۶-۱-۱. الک کردن

این روش ساده‌ترین روش جداسازی فیزیکی می‌باشد. در این روش، مواد روی مش الک قرار می‌گیرند و موادی که از بین آن‌ها عبور کرده‌اند، دور ریخته می‌شوند. برای مطالعه تفاوت

اندازه، به جز استفاده از یک مش، ۳ تا ۴ مش دیگر نیز استفاده می‌شود. پرکاربردترین اندازه مش‌ها ۵ میلی‌متر، ۱ میلی‌متر، ۳۳۵ میکرومتر، ۳۳۰ میکرومتر، ۸۰ میکرومتر و ۰/۲ میکرومتر هستند (Tiwari et al., 2019).

جدول ۱-۶. تاثیر میکروپلاستیک‌ها بر ارگان‌سیسم‌ها

ارگان‌سیسم	اندام	علت مصرف میکروپلاستیک	تاثیر	مراجع
ماهی	روده دستگاه گوارش	انتقال از سطح تروفیک پایین‌تر	دفع از طریق مدفوع انتقال به سایر حیوانات و انسان‌ها	Koongolla et al., 2020; Possatto et al., 2011; Foekema et al., 2013; Farrell and Nelson, 2013.
نرم تنان	سیستم گردش خون روده بافت عضلانی	بلع به همراه غذا	آشفته‌گی لیزوزومی استرس اکسیداتیو	Bouwmeester et al., 2015; Canesi et al., 2012; Farrell and Nelson, 2013; Von Moos et al., 2012.
سخت پوستان	معدة	بلع به همراه غذا	تاثیر منفی بر توانایی شنای جاندار تغییر فعالیت آنزیم‌ها استرس اکسیداتیو	Gambardella et al., 2017; Andrade and Ovando, 2017.
پستانداران دریایی	روده	تجمع زیستی با مصرف پلانکتون‌ها	آسیب‌های شدید سوء تغذیه	ossi et al., 2014; Besseling et al., 2015; Baulch and Perry 2014.
بی مهرگان کفزی	روده حفرات زیستی	بلع به همراه غذا	التهاب در بافت کاهش تغذیه مرگ	Besseling et al., 2013; Kim and An 2019.
میکروبیوتا	بافت ناحیه میانی روده	مصرف با مواد غذایی مانند ریز جلبک‌ها	کاهش تغذیه مهار تولید مثل کاهش اندازه تخم‌ها کاهش رشد انقراض گونه‌ها	Cole et al., 2015; Davarpanah and Guilhermino, 2019; Hamer et al., 2014, Martins and Guilhermino, 2018.
انسان	دستگاه گوارش سلول‌های مغزی سلول‌های اپیتلیال	مصرف همراه با غذا مهاجرت با جفت انسان نمک‌های مشتق شده از دریا عسل، آبیجو آب آشامیدنی اسکراب صورت	انقباض در سلول‌های عضلانی تولید گونه‌های فعال اکسیژن اختلالات غدد درون‌ریز گرفتگی عروق	evriese et al., 2015; Romeo et al., 2015; Wick et al., 2010; Lind and Lind, 2011; Berntsen et al., 2010; Selvam et al., 2020; Mintenig et al., 2019; Lithner et al., 2011; Napper et al., 2015.

۲-۱-۱-۳-۶. فیلتراسیون

فیلتراسیون فرایند جداسازی جامدات از ذرات مایع با استفاده از یک مانع انتخابی است که به ذرات مایع اجازه عبور می‌دهد. از ابزارهای فیلتراسیون پرکاربرد قیف، پمپ خلا و ... می‌باشد (Crawford and Quinn, 2016). پرکاربردترین اندازه‌ها در فیلترهای کاغذی ۰/۷ میکرومتر، ۰/۲۲ میکرومتر، ۵ میکرومتر، ۱۰ میکرومتر و ۱۱ میکرومتر هستند. اما فیلترهای کاغذی پارچه‌ای می‌توانند باعث آلودگی فرایند مربوطه شوند، زیرا منجر به آزادسازی سلولز شده که این مورد برای فیلترهای کاغذی نایلونی نیز صادق است. همه این آلودگی‌ها می‌توانند منجر به کم و زیاد شدن میزان میکروپلاستیک‌ها شوند (Lares et al., 2019).

۳-۱-۱-۳-۶. جداسازی بصری

برای جداسازی ذرات غیر پلاستیکی مانند باقیمانده‌های زیستی، چوب، رنگ، تکه‌های صدف، جلبک و ...، شناسایی و جداسازی بصری بسیار مهم است. برای این کار ساختار و شکل ذرات و همچنین سختی یا انعطاف‌پذیری آن‌ها باید مورد آزمایش قرار بگیرند (Fries et al., 2013).

برای جلوگیری از اشتباه در شناسایی میکروپلاستیک‌ها، از آزمون سوزاندن با سوزن داغ^۱ استفاده می‌شود. در این روش، با استفاده از سوزن داغ ذرات را می‌سوزانند (Shim et al., 2017; De Witte et al., 2014). جداسازی بصری ممکن است پیچیده و زمانبر باشد (Wang et al., 2017). سه رویکرد اصلی مورد استفاده در این روش عبارتند از (i) شناسایی به وسیله چشمان غیرمسلح، (ii) استفاده از میکروسکوپ نوری، که در آن از موجین به عنوان ابزار پیش غربالگری استفاده می‌شود. اما هر دوی این روش‌ها احتمال شناسایی نادرست را دارند. (iii) رنگ‌آمیزی فلورسانس، که در آن ذرات با رنگ سالواتوکرومیک^۲ به نام "نیل قرمز" رنگ‌آمیزی شده و با استفاده از اسپکتروسکوپ فلورسانسی زیر فیلترهای نارنجی، قرمز و سبز شناسایی می‌شوند. این فرایند دوره نگهداری کوتاه و نرخ بازیابی بالایی دارد. لازم به ذکر است که در رنگ‌آمیزی فلورسانس، ذرات میکروپلاستیک بر اساس خاصیت آگریزی خود دسته‌بندی می‌شوند. اما دشواری رنگ‌آمیزی

۱- Hot Needle Test: به عنوان یک روش تشخیصی برای شناسایی و تفکیک ذرات میکروپلاستیک از سایر مواد مورد استفاده قرار می‌گیرد.

۲- Solvatochromic: نوعی رنگ است که در واکنش به تغییر در قطبیت یا خواص حلال محیطی که در آن حل می‌شود، تغییر در رنگ یا طیف جذب نشان می‌دهد.

فیبر و توان فلورسانس پایین برخی از ذرات میکروپلاستیک، مشکلاتی در امر شناسایی ایجاد می‌کنند.

۴-۱-۱-۳-۶. جداسازی براساس چگالی

چگالی پلاستیک‌ها کمتر از رسوبات است، که این امر باعث می‌شود جداسازی میکروپلاستیک‌ها از رسوبات و سایر مواد معدنی که با روش هضم شیمیایی یا آنزیمی تخریب نمی‌شوند، مناسب باشد (Stock et al., 2019). این فرآیند شامل اختلاط رسوبات در محلول نمک اشباع شده است، سپس مایع رویی که حاوی میکروپلاستیک‌های جدا شده است، فیلتر می‌شود (Hidalgo-Ruz et al., 2012). چندین پارامتر از جمله غلظت مواد افزودنی، نوع پلیمر، مواد جذب شده و موجودات زنده مسئول تعیین چگالی میکروپلاستیک‌ها هستند. NaCl به دلیل مقرون به صرفه بودن و استفاده آسان، رایج‌ترین محلول نمکی برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها است. پلیمرهای با چگالی کم مانند PP و پلی آمید (PA^۱) به راحتی با استفاده از NaCl جدا می‌شوند؛ با این حال، PVC و PET به دلیل چگالی بالاتر قابل جداسازی نیستند. نمک‌های با چگالی بالاتر مانند سدیم یدید (NaI) و متانتگستات لیتیوم جایگزین‌های مطلوبی برای جداسازی میکروپلاستیک‌های با چگالی بالا هستند (Stock et al., 2019; Masura et al., 2015). کلرید روی نیز برای استخراج PA، PVC، PET و ... با بازیابی حداکثری و کمترین مداخله استفاده می‌شود. به جز نمک‌ها، روغن‌ها نیز می‌توانند برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها استفاده شوند. پلاستیک‌هایی که طبیعت چربی دوست دارند، نشان داده‌اند که به راحتی توسط روغن کانولا جدا می‌شوند (نرخ بازیابی ۹۲ تا ۹۷ درصد). روغن اضافی را می‌توان با استفاده از اتانول حذف کرد. با این حال، در تعداد کمی از مطالعات گزارش شده است روغن کانولا در روند شناسایی اختلال ایجاد می‌کند؛ روغن زیتون به عنوان جایگزینی برای حل این مشکل می‌تواند استفاده شود (Scopetani et al., 2020). روش‌های جدید جداسازی مانند جداسازی الکترواستاتیکی برای کاهش جرم نمونه گزارش شده‌اند. این روش شامل جداسازی بر اساس خواص هدایت الکتریکی نمونه‌های مختلف پس از قرار گرفتن در معرض بارهای الکترواستاتیکی است. بار الکتریکی مواد بیوژنیک، در زمان کوتاهی تخلیه می‌شود، زیرا در طبیعت جزو مواد رسانا هستند، در حالی که میکروپلاستیک‌های نارسا به آرامی تخلیه می‌شوند. این روش منجر به حداکثر کاهش حجم نمونه با نرخ بازیابی تقریباً ۹۹٪ می‌شود (Felsing et al., 2018).

۲-۱-۳-۶. روش‌های شیمیایی

موجودات زنده ساکن دریا ممکن است از میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه کوچک به عنوان غذا یا محلی برای رشد خود استفاده کنند. بنابراین، حذف مواد آلی مزاحم مانند بافت‌های زنده و ... برای شناسایی صحیح میکروپلاستیک بسیار ضروری است. هضم شیمیایی با استفاده از اسیدها، قلیاها و سایر مواد شیمیایی بدون تغییر در یکپارچگی ساختاری ذرات میکروپلاستیک در طبیعت بسیار اهمیت دارد.

۱-۲-۱-۳-۶. هضم اسیدی

اسیدهایی مانند HCl و HNO_3 برای تجزیه مواد آلی استفاده می‌شوند؛ با این حال HNO_3 اغلب به دلیل قابلیت هضم سریع‌تر، بر HCl ترجیح داده می‌شود. از سوی دیگر، HCl در هضم ترکیبات بیوژنیک ناسازگار و ناکارآمد است و سطح PVC و سایر انواع میکروپلاستیک‌ها را تغییر می‌دهد (Karami et al., 2017).

۲-۲-۱-۳-۶. هضم قلیایی

ذرات میکروپلاستیک موجود در بافت‌های گیاهان و جانوران دریایی، با هضم بافت‌ها و با استفاده از مواد قلیایی قوی مانند NaOH و KOH استخراج می‌شوند. مطالعات نشان داده است هضم قلیایی با استفاده از محلول ۱۰ مولار KOH بسیار زمانبر است، زیرا هضم تمام مواد آلی در فاصله زمانی ۲ تا ۳ هفته گزارش شده است. با این حال، این فرآیند مفید است، زیرا بیشتر انواع میکروپلاستیک‌ها، به جز مواد پلاستیکی مبتنی بر استات سلولز، بعد از هضم مواد بیوژنیک نسبت به KOH مقاوم هستند (Kühn et al., 2017). از طرفی NaOH باعث تجزیه میکروپلاستیک‌ها به همراه مواد آلی می‌شود، بنابراین غیرقابل استفاده است.

۳-۲-۱-۳-۶. سایر اشکال هضم

اکسیداسیون روش کارآمد دیگری برای حذف مواد آلی است. H_2O_2 یکی از این عوامل اکسیدکننده است که برای هضم مواد آلی با حداقل تغییرات در پلیمرهای پلاستیکی مشاهده شده است. فرآیند هضم به غلظت ماده اکسیدکننده وابسته است. کاهش اندازه و نازک شدن ذرات میکروپلاستیک معمولاً به عنوان اثر جانبی استفاده از H_2O_2 مشاهده می‌شود.

یکی دیگر از روش‌های کارآمد هضم، هضم آنزیمی یا بیولوژیکی است که بر خلاف هضم شیمیایی، میکروپلاستیک‌ها را تغییر نداده یا تجزیه نمی‌کند. سلولاز، کیتیناز، لیپاز، پروتئاز و

پروتئیناز-K آنزیم‌هایی هستند که معمولاً برای جداسازی میکروپلاستیک از بافت‌های بیژنیک استفاده می‌شوند. مطالعات با استفاده از پروتئیناز-K با CaCl_2 و به دنبال آن اکسیداسیون با H_2O_2 ، راندمان ۹۷٪ را نشان داده‌اند اما در سطح پلاستیک، لایه‌ای رسوب کلسیم تجمع می‌یابد (Karlsson et al., 2017). تصفیه چندمرحله‌ای با مواد شوینده‌ای مانند سدیم دودسیل سولفات (SDS)^۱ و سپس تصفیه با مخلوطی از سه آنزیم (پروتئاز، کیتیناز و سلولز)، همراه با H_2O_2 ، گزارش شده است که به طور موثر ۹۸٪ مواد آلی را با نرخ بازیابی ۸۳٪ حذف می‌کند (Löder et al., 2017). با این حال، فرایندهای آنزیمی نیز زمانبر هستند و نیاز به نظارت مداوم دارند، زیرا این فرایندها به pH و دما بسیار حساس‌اند.

۲-۳-۶. شناسایی و تشخیص میکروپلاستیک‌ها

ذرات استخراج شده اغلب حاوی مواد مشابه میکروپلاستیک اما از جنس غیرپلاستیکی هستند. مراحل شناسایی میکروپلاستیک‌ها با تجزیه و تحلیل ترکیبات شیمیایی با استفاده از تکنیک‌های تشخیصی مختلف مانند SEM-EDS^۲، FTIR-ATR^۳، NIR^۴، طیف‌سنجی رامان، و طیف‌سنجی NMR^۴ انجام می‌شود.

۱-۲-۳-۶. SEM

SEM یک میکروسکوپ قدرتمند است که یک پرتو الکترونی با گسیل بالا را برای تجزیه و تحلیل توپوگرافی و مورفولوژی نمونه ساطع می‌کند. EDS پیک‌های مشخصه عناصر مختلف موجود در سطح میکروپلاستیک را تشخیص می‌دهد. SEM-EDS به طور گسترده برای آنالیز گلوله‌های پلاستیکی و غیرپلاستیکی استفاده می‌شود که معمولاً با روش‌های بصری قابل تمایز نیستند. تشخیص پیک‌های قوی کربن، همراه با پیک‌های ضعیف عنصری، در گلوله‌های پلاستیکی انجام می‌شود، اما پیک کربن در گلوله‌های غیرپلاستیکی وجود ندارد (Tirkey and Upadhyay, 2021). تصاویر با وضوح بالا از سطوح میکروپلاستیک و با استفاده از SEM اثرات فرسایش شیمیایی، فیزیکی، شیارها و شکستگی‌های دیگر را در سراسر سطح میکروپلاستیک‌ها تأیید می‌کند.

1. Sodium dodecyl sulfate

2. Scanning Electron Microscopy- Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy

3. Near InfraRed spectroscopy

4. Nuclear Magnetic Resonance

۲-۲-۳-۶. FTIR

FTIR یک روش غیرمخرب است که به عنوان یک روش مستقیم و بسیار قابل اعتماد محسوب می‌شود. هنگامی که نمونه در معرض نور مادون قرمز قرار می‌گیرد تابش، بسته به ساختار مولکولی آن جذب می‌شود و میزان انتقال یا بازتاب آن اندازه‌گیری می‌گردد. FTIR به طور دقیق نوع پلیمر و همچنین نوع فرسایش فیزیوشیمیایی را به همراه شدت اکسایش تشخیص می‌دهد. ATR، آشکارساز حرارتی در دوربین‌های مادون قرمز (μ -FTIR و μ -ATR)، سه نوع از فناوری‌های پهنه شده FTIR هستند. از آنجایی که FTIR، میکروپلاستیک‌ها را تا اندازه ۲۰ میکرومتر تشخیص می‌دهد، می‌توان از FTIR- μ برای شناسایی و تجزیه و تحلیل نمونه‌هایی با اندازه کمتر از ۱۰ میکرومتر استفاده نمود. FTIR- μ به طور موثر برای تفکیک فیبرهای مصنوعی و نیمه مصنوعی استفاده می‌شود. برای تجزیه میکروپلاستیک‌های بزرگ، از ATR-FTIR استفاده می‌شود. در این فرآیند نیازی به آماده سازی نمونه وجود ندارد. معایب مربوط به ATR-FTIR آسیب به نمونه‌های میکروپلاستیک شکننده و فرسوده به دلیل فشار بالای پراب است. FPA-FTIR می‌تواند ذرات میکروپلاستیک کمتر از ۲۰ میکرومتر را تجزیه و تحلیل کند. این روش تصاویر با وضوح بالا برای نتایج بهتر و با حداقل سوگیری تحلیلی ارائه می‌دهد.

۳-۲-۳-۶. سایر تکنیک‌های تحلیلی

تکنیک NIR عمیق‌تر به میکروپلاستیک نفوذ می‌کند و نیازی به آماده سازی نمونه ندارد؛ در این فرآیند می‌توان نمونه‌های زیادی را آنالیز کرد. مواد پلاستیکی بر اساس باندهای C-H، C-O و N-H شناسایی می‌شوند (Tirkey and Upadhyay, 2021). طیف سنجی رامان یک طیف سنجی ارتعاشی است که بر اساس پراکندگی غیرکشسان نور کار می‌کند. طیف ارتعاشی به دست آمده به عنوان اثر خاص شیمیایی عمل کرده و در نتیجه ذرات موجود در نمونه را شناسایی می‌کند. طیف سنجی رامان قادر به تشخیص میکروپلاستیک‌هایی با ابعادی مانند ۱ میکرومتر به همراه ویژگی‌های شیمیایی و همچنین ساختاری است (Tirkey and Upadhyay, 2021).

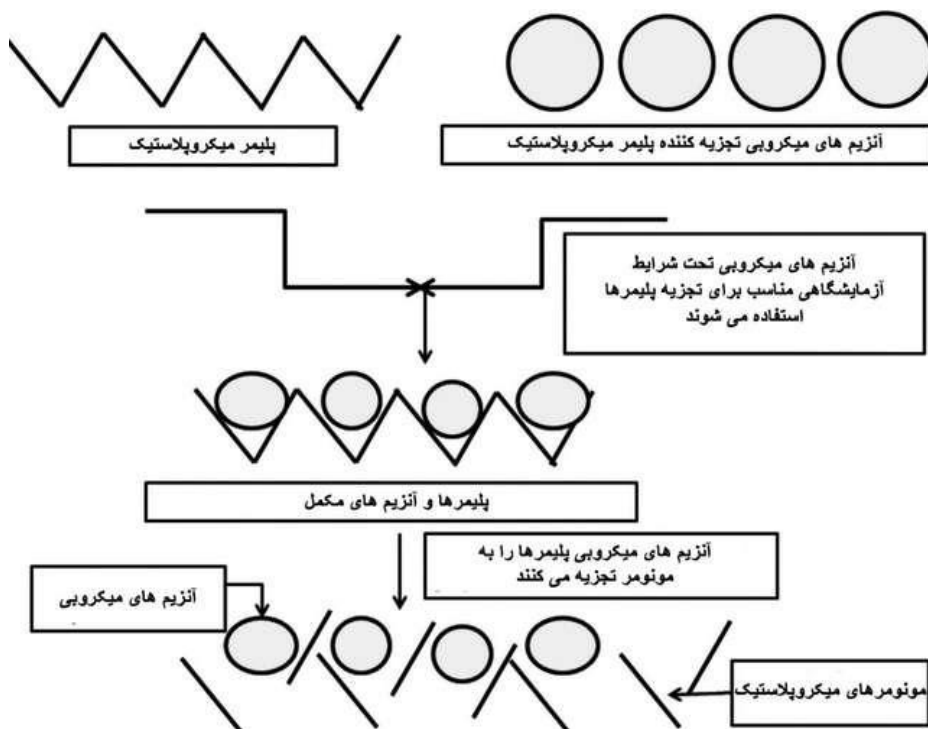
۴-۶. تجزیه میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌ها به صورت مکانیکی، شیمیایی و زیستی تجزیه می‌شوند. ساختار، مواد افزودنی، ترکیب شیمیایی و عوامل محیطی مانند دما، میزان رطوبت هوا، مدل رسوب (مانند خاک، آب یا شن‌های خشکی در مقابل دریایی) همراه با محیط رسوب‌گذاری، بر میزان تجزیه میکروپلاستیک‌ها تأثیرگذار هستند. مولفه دوم از اهمیت بیشتری برخوردار است و در تعیین میزان ساییدگی که به صورت مکانیکی در محیط‌های مختلف از جمله مکان‌های دفنی تا سواحل رخ می‌دهد و چگونگی تابش نور خورشید به میکروپلاستیک‌ها که در ستون آبی هستند، تأثیرگذار است. میکروپلاستیک‌ها قابلیت تجزیه به نانوپلاستیک، الیگومرها و مونومرها را از طریق فرآیندهای مکانیکی، شیمیایی و زیستی دارند. به طور معمول هر سه مکانیسم سایشی با همکاری یکدیگر منجر به تجزیه میکروپلاستیک‌ها می‌شوند. سه نوع تجزیه در این فصل شرح داده شده و نمونه‌هایی از تجزیه طبیعی و مصنوعی میکروپلاستیک‌ها ذکر شده است (Corcoran, P.L., 2022, pp. 531-542).

میکروارگانیزم‌ها با سازگاری در زیستگاه خود، می‌توانند منجر به حذف میکروپلاستیک‌ها شوند. این میکروارگانیزم‌ها به چندین روش مختلف از جمله نرخ رشد، نرخ متابولیسم و سنتز مولکول‌های جدید برای دفاع سلولی، نسبت به استرس واکنش نشان می‌دهند. از آنجا که این آنزیم‌ها نقش مهمی در کنترل پردازش سلولی دارند، این واکنش‌ها نسبت به استرس‌های وارده به شدت به فعالیت آنزیم‌ها مرتبط هستند. آنزیم‌ها علاوه بر اینکه در تنظیم و عملکرد سلولی نقش دارند، در تجزیه آلاینده‌های انسان ساز مانند میکروپلاستیک‌ها نیز موثر هستند. به عنوان مثال، آنزیم‌های تجزیه‌کننده می‌توانند به طور دقیق به ساختار پلیمری میکروپلاستیک متصل شوند و آن را به مونومر تجزیه کنند و سپس به عنوان منبع کربن در چرخه تولید انرژی میکروارگانیزم استفاده شود.

دو مکانیسم اصلی این فرآیند را تشکیل می‌دهند. پیشنهاد شده است که روش‌های اصلاح سطح آنزیم از طریق هیدرولازها (کربوکسیل استرازها، لیپازها، پروتئازها، کوتینازها) مسئول تغییر سطوح پلیمری میکروپلاستیک‌های حساس به فرآیند تجزیه باشند. Othman, A.R. و همکاران (۲۰۲۱، صفحات ۳۰۵۷-۳۰۷۳) تجزیه و تحلیل کاملی از این مسئله انجام دادند و بیان داشتند که برخی از هیدرولازها که اصلاح‌کننده سطح هستند به صورت انحصاری نسبت به میکروپلاستیک واکنش نشان می‌دهند (Austin, H.P. et al., 2018, p. 115) (به

شکل ۴-۶ مراجعه کنید). در نتیجه، آنزیم‌هایی که قبلاً ذکر شد، ماهیت آبدوست سطح میکروپلاستیک را افزایش می‌دهند و در عین حال اجزای تشکیل دهنده آن را از تجزیه محافظت می‌کنند. تجزیه و تحلیل شیمیایی طیف سنجی عنصری (ESCA)^۱ مکانیسم بین آنزیم و سطح میکروپلاستیک را نشان می‌دهد (Kawai, F. et al., 2019, pp. 4253-4268).



شکل ۴-۶. نمودار شماتیک تجزیه میکروپلاستیک‌ها با استفاده از آنزیم‌های میکروبی.

با وجود پیشرفت اندک، تجزیه فوتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها یکی از فرآیندهای اصلی برای حذف این آلاینده می‌باشد. ویژگی‌های میکروپلاستیک، ویژگی‌های فوتوکاتالیست، منبع نور، شرایط محلول و متغیرهای محیطی برخی از فرآیندهای فوتوکاتالیستی عوامل موثر بر تخریب هستند. از ناخالصی‌های غیرفلزی و فلزی برای اصلاح سطح فوتوکاتالیست‌ها استفاده می‌شود. برای ایجاد کامپوزیت‌های چند منظوره، فوتوکاتالیست‌های دپوشده با پلیمرهای ایمن، غیرسمی و همچنین قابل قبول از نظر زیست محیطی ترکیب می‌شوند. یون‌های سوپراکسید

(O^{2-}) و رادیکال‌های هیدروکسیل ($OH^\cdot$) با استفاده از روش فوتوکاتالیستی در تخریب پلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها نقش دارند که منجر به شکستن زنجیره پلیمری و تولید برخی محصولات واسطه می‌شود. علاوه بر این تولید ROS نقش مهمی در تجزیه فوتوکاتالیستی ایفا می‌کند. تعدادی از تحقیقات، اثربخشی تجزیه فوتوکاتالیستی مانند PS، PE (پلیمرهای بدون کلر) یا PVC را تأیید کرده‌اند.

فرآیندهای متعددی با تجزیه فوتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها مرتبط هستند (Kim, S. et al., 2005, pp. 24260-24267). میکروپلاستیک‌ها هنگام قرار گرفتن در معرض نور طبیعی، فرآیند فرسودگی نوری را تجربه می‌کنند. جذب مستقیم فوتون توسط ماکرومولکول یک حالت برانگیختگی ایجاد می‌کند که منجر به شکستن زنجیره، اتصال عرضی شاخه‌ها و فرآیندهای اکسیداسیون می‌شود.

TiO_2 اغلب به عنوان یک فوتوکاتالیست الگو به دلیل قدرت اکسیدکنندگی قوی آلاینده‌ها (آلی) استفاده می‌شود با وجود اینکه تنها مطالعات کمی، نشان داده اند که از مواد کامپوزیت TiO_2 /پلاستیک برای توسعه پلاستیک‌های فوتوتجزیه‌پذیر مانند فیلم‌های LDPE، HDPE، PP و PS استفاده شده است، اما روشن است که نیاز به تحقیقات گسترده تری برای تعیین استفاده از TiO_2 در تجزیه میکروپلاستیک‌ها وجود دارد. LDPE زمانی که در معرض نور مرئی قرار می‌گیرد به طور موثری با استفاده از نانولوله‌های TiO_2 حذف می‌شوند، اما PS فوتوتجزیه‌پذیر با استفاده از فتالوسیانین مس، پلی پیرول و نانولوله‌های کربن چنددیواره‌ای با کارایی بهتری حذف می‌شود (Nabi, I. et al., 2020, p. 101326).

در سرتاسر جهان PVC یکی از پرمصرف ترین و بدترین پلیمرها برای محیط زیست است، زیرا محصولات جانبی مضر از جمله دیوکسین‌ها و هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای تولید می‌کند. امروزه از تکنیک‌های بازیافت شیمیایی به عنوان یک استراتژی بالقوه برای بازیابی و استفاده مجدد از ضایعات PVC استفاده می‌شود. بازیافت با روش‌های شیمیایی، عمل تبدیل زباله‌های پلاستیکی به کالاهای با ارزش‌تر و کوچک‌تر است که ممکن است به عنوان مواد اولیه شیمیایی یا سوخت مورد استفاده قرار گیرند. با این حال، ارزش محصولات حاصل از تجزیه در اثر حرارت که از ضایعات پلیمری ساخته شده اند بسیار زیاد نمی باشد. علاوه بر این، فرآورده‌های نفتی دارای محتوای کلر بالایی هستند که ممکن است باعث ترشح برخی از ترکیبات سمی یا خطرناک شود. هیبریدهای کربن قوی با کاتالیز رادیکال‌های فعال و تولید

پراکسی مونوسولفات عملکرد قابل توجهی در تجزیه میکروپلاستیک‌ها از خود نشان داده‌اند. پایداری استثنایی کربوکاتالیست‌ها در محیط HT^۱ با طراحی مارپیچی و درجه گرافیکی بسیار بالا تضمین شده است. میکروپلاستیک‌ها از محصولات آرایشی که در آب دیونیزه رقیق شده‌اند، استخراج شده و سپس با نانوذرات هیبرید کربنی تحت شرایط مناسب حذف می‌شوند.

۵-۶. تولید محصولات با ارزش افزوده از میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌هایی که در محدوده اندازه ۱ تا ۴ میلی متر هستند و عمدتاً از گرانول‌های HDPE (نسبت جرمی بیش از ۸۵٪) تشکیل شده‌اند، می‌توانند به عنوان ذرات حامل در راکتورهای بستر سیال^۲ برای حذف کربن و نیتروژن در سپتیک استفاده شوند. برای بازیافت میکروپلاستیک‌های ثانویه، لجن جمع‌آوری شده و از طریق الک‌هایی با اندازه مش ۷۰۰، فیلتر شده و سپس با آب لوله‌کشی شسته می‌شوند. محصولات بازیافت شده از میکروپلاستیک‌ها، به عنوان ذرات کامپوزیت (CP^۳) با خاک باقی مانده تولید می‌شوند (He, X. et al., 2019, pp. 151, 107300). در طی تجزیه میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش حرارتی-کاتالیزوری یا بخار که با حلال‌های آلی مانند فنل مخلوط شده‌اند، محصولاتی مانند هیدروژن و سوخت‌های ارزشمند با نانوکاتالیست‌های دوگانه عملکردی Ni-Pt که روی TiO_2 و Al_2O_3 نصب شده‌اند، می‌توانند تولید شوند.

۶-۶. نتیجه‌گیری

میکروپلاستیک‌ها، به هر دو شکل اولیه و ثانویه خود، در محیط دریایی چندین برابر افزایش یافته‌اند. فعالیت‌های اقتصادی مختلف، همراه با روش‌های نامناسب مدیریت پسماند، منجر به افزایش آلودگی میکروپلاستیک‌ها می‌شود. این ذرات، معمولاً از طریق زهکشی نامناسب وارد محیط دریایی شده و در نهایت به بخشی از زنجیره غذایی وارد می‌شوند. مصرف آن‌ها توسط جانوران دریایی و تجمع زیستی، نه تنها بر روی جانوران موثر است بلکه به عنوان بخشی از زنجیره غذایی، بر روی سلامت انسان‌ها نیز تأثیرگذار است چرا که بخشی از زنجیره غذایی هستند. مشکلات در سیستم گردش خون، گوارش و همچنین بافت‌های ماهیچه‌ای جانوران دریایی معمولاً در همه گونه‌ها مشاهده می‌شود که بر فعالیت‌های آنزیمی، عملکردهای

1. High-Temperature
2. Fluidized bed reactors
3. Composite Particles

حرکتی، سوء تغذیه، سرکوب تولید مثل و حتی مرگ زودرس آن‌ها تأثیر می‌گذارد. در انسان‌ها، اغلب سیستم‌های گردش خون، غدد درون ریز و همچنین سلول‌های عضلانی، به شدت تحت تأثیر قرار می‌گیرند. به منظور درک اثرات، همراه با ویژگی‌های مهم میکروپلاستیک‌ها، روش‌های مختلف جداسازی، شناسایی و تجزیه و تحلیل به کار گرفته شده‌اند. روش‌های فیزیکی مانند الک کردن، فیلتراسیون، جداسازی بر اساس چگالی و ...، همراه با روش‌های مختلف شیمیایی، به عنوان روش‌های شناسایی و استخراج میکروپلاستیک‌ها از اقیانوس استفاده می‌شوند. روش‌های تحلیلی مانند NMR، FTIR-ATR، FTIR، SEM-EDS، Raman spectroscopy و ... به عنوان ابزارهای کارآمد در شناسایی و تجزیه و تحلیل کیفی و کمی موثر انواع مختلفی از میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌ها ثابت شده‌اند. میکروپلاستیک‌ها تا حد زیادی به روش آنزیمی تجزیه می‌شوند. روش‌های دیگر، فوتوکاتالیز و فرآیندهای میکروبی می‌باشند. چندين محصول با ارزش افزوده مانند ذرات حامل وجود دارد که در راکتور بستر سیال برای تصفیه فاضلاب و همچنین نانوکامپوزیت‌ها استفاده می‌شوند. بدون شک، مسئله میکروپلاستیک در محیط دریایی تأثیر بسیاری بر سلامت اکولوژیکی و زیست محیطی دارد؛ بنابراین شناسایی این ذرات در اقیانوس‌ها دارای اولویت است. تنها از طریق شناسایی صحیح میکروپلاستیک‌ها می‌توان به طور موفقیت آمیز آن‌ها را از اقیانوس‌ها حذف نمود. این فرآیند نه تنها به راه حلی کارآمدتر و مقرون به صرفه تر، بلکه به طور اساسی به مدیریت زباله و اقدامات پیشگیرانه بهتر نیز نیاز دارد که همگی به سمت آینده‌ای پاک‌تر و سبزتر هدایت می‌شوند.

منابع

- Alberghini, L. et al. (2023) 'Microplastics in fish and fishery products and risks for human health: A review', *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1), p. 789. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijerph20010789>.
- Allen, S. et al. (2019) 'Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment', *Nature Geoscience*, 12(5), pp. 339–344. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.
- An, L. et al. (2020) 'Sources of microplastic in the environment', in *Handbook of Environmental Chemistry*. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, pp. 143–159. Available at: https://doi.org/10.1007/698_2020_449.
- Anderson, P.J. et al. (2017) 'Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada', *Environmental Pollution*, 225, pp. 223–231. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>.
- Andrade, C., and Ovando, F. (2017) 'First record of microplastics in stomach content of the southern king crab *Lithodes santolla* (Anomura: lithodidae), Nassau bay, Cape Horn,

- Chile', *Anales del Instituto de la Patagonia*, 45(3), pp. 59–65. Available at: <https://doi.org/10.4067/S0718-686X2017000300059>.
- Andrady, A.L. (2017) 'The plastic in microplastics: A review', *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), pp. 12–22.
- Arthur, C., Baker, J.E., and Bamford, H.A. (2009) 'Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris', September 9–11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.
- Austin, H.P., Allen, M.D., Donohoe, B.S., Rorrer, N.A., Kearns, F.L., Silveira, R.L., Pollard, B.C., Dominick, G., Duman, R., El Omari, K., and Mykhaylyk, V. (2018). 'Characterization and engineering of a plastic-degrading aromatic polyestherase', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(19), pp. E4350–E4357.
- Ballent, A. et al. (2016) *Sources and Sinks of Microplastics in Canadian Lake Ontario Near-shore, Tributary and Beach Sediments*. Available at: <https://ir.lib.uwo.ca/earthpubhttps://ir.lib.uwo.ca/earthpub/14>.
- Barnes, D.K.A. et al. (2009) 'Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp. 1985–1998. Available at: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.
- Batel, A. et al. (2016) 'Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to Artemia nauplii and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), pp. 1656–1666. Available at: <https://doi.org/10.1002/etc.3361>.
- Baulch, S., and Perry, C. (2014) 'Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans', *Marine Pollution Bulletin*, 80(1), pp. 210–221. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.050>.
- Bergmann, M., Gutow, L., and Klages, M. (2015) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Nature, Cham, p. 447.
- Berntsen, P. et al. (2010) 'Biomechanical effects of environmental and engineered particles on human airway smooth muscle cells', *Journal of the Royal Society Interface*, 7(Suppl 3), pp. S331–S340. Available at: <https://doi.org/10.1098/rsif.2010.0068.focus>.
- Besseling, E. et al. (2013) 'Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.)', *Environmental Science & Technology*, 47(1), pp. 593–600. Available at: <https://doi.org/10.1021/es302763x>.
- Besseling, E. et al. (2015) 'Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale Megaptera novaeangliae', *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), pp. 248–252. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.007>.
- Bhattacharya, P. (2016) *A Review on the Impacts of Microplastic Beads Used in Cosmetics*. Available at: www.mcmed.us/journal/abs.
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C.H., and Peters, R.J.B. (2015) 'Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology', *Environmental Science & Technology*, 49(15), pp. 8932–8947. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>.
- Canesi, L. et al. (2012) 'Bivalve molluscs as a unique target group for nanoparticle toxicity', *Marine Environmental Research*, 76, pp. 16–21. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.06.005>.

- Cedervall, T., Hansson, L.A., Lard, M., Frohm, B., and Linse, S. (2012) 'Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish', *PloS one*, 7(2), p. e32254.
- Cheng, H.C., Qi, R.Z., Paudel, H., and Zhu, H.J. (2011) 'Regulation and function of pro-tein kinases and phosphatases', *Enzyme Research*, 2011. Available at: <https://doi.org/10.4061/2011/794089>.
- Cole, G., and Sherrington, C. (2016) *Study to Quantify Pellet Emissions in the UK*. Eunomia, Bristol, UK.
- Cole, M. et al. (2015) 'The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*', *Environmental Science & Technology*, 49(2), pp. 1130–1137. Available at: <https://doi.org/10.1021/es504525u>.
- Corcoran, P.L. (2022). 'Degradation of microplastics in the environment'. In Rocha-Santos, T., Costa, M.F., Mouneyrac, C. (eds) *Handbook of Microplastics in the Environ-ment*. Cham: Springer International Publishing, pp. 531–542. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_10
- Crawford, C.B., and Quinn, B., 2016. *Microplastic Pollutants*. Elsevier, Amsterdam.
- Davarpanah, E., and Guilhermino, L. (2019) 'Are gold nanoparticles and microplastics mix-
tures more toxic to the marine microalgae *Tetraselmis chuii* than the substances individ-ually?' *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 181, pp. 60–68. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.078>.
- De Falco, F. et al. (2018) 'Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics', *Environmental Pollution*, 236, pp. 916–925. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., and Robbens, J. (2014) 'Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types', *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), pp. 146–155.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M., and Ross, P.S. (2015) 'Ingestion of microplastics by zoo-plankton in the Northeast Pacific Ocean', *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, pp. 320–330.
- Desforges, J.P.W. et al. (2014) 'Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE pacific ocean', *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), pp. 94–99. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>.
- Devriese, L.I. et al. (2015) 'Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area', *Marine Pollution Bulletin*, 98(1), pp. 179–187. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>.
- Ding, Y. et al. (2021) 'The abundance and characteristics of atmospheric microplastic depo-sition in the northwestern South China Sea in the fall', *Atmospheric Environment*, 253. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118389>.
- Farrell, P., and Nelson, K. (2013) 'Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.)', *Environmental Pollution*, 177, pp. 1–3. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>.
- Felsing, S., Kochleus, C., Buchinger, S., Brennholt, N., Stock, F., and Reifferscheid, G. (2018) 'A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior', *Environmental Pollution*, 234, pp. 20–28.

- Foekema, E.M. *et al.* (2013) 'Plastic in north sea fish', *Environmental Science & Technology*, 47(15), pp. 8818–8824. Available at: <https://doi.org/10.1021/es400931b>.
- Fossi, M.C. *et al.* (2014) 'Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*)', *Marine Environmental Research*, 100, pp. 17–24. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.002>.
- Fries, E., Dekiff, J.H., Willmeyer, J., Nuelle, M.T., Ebert, M., and Remy, D. (2013) 'Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy', *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(10), pp. 1949–1956.
- Gambardella, C. *et al.* (2017) 'Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145, pp. 250–257. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.036>.
- Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., and Tassin, B. (2018) 'Microplastics in air: Are we breathing it in?' *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, pp. 1–5.
- Hale, R.C. *et al.* (2020) 'A global perspective on microplastics', *Journal of Geophysical Research: Oceans*. Blackwell Publishing Ltd. Available at: <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>.
- Hämer, J. *et al.* (2014) 'Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*', *Environmental Science & Technology*, 48(22), pp. 13451–13458. Available at: <https://doi.org/10.1021/es501385y>.
- He, X., Li, H., and Zhu, J. (2019). 'A value-added insight of reusing microplastic waste: Carrier particle in fluidized bed bioreactor for simultaneous carbon and nitrogen removal from septic wastewater', *Biochemical Engineering Journal*, 151, p. 107300.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., and Thiel, M. (2012) 'Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification', *Environmental Science & Technology*, 46(6), pp. 3060–3075.
- Hirai, H. *et al.* (2011) 'Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches', *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), pp. 1683–1692. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>.
- Hudcová, H., Vymazal, J., and Rozkošný, M. (2019) 'Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union', *Soil and Water Research. Czech Academy of Agricultural Sciences*, pp. 104–120. Available at: <https://doi.org/10.17221/36/2018-SWR>.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., and Salamatnia, B. (2017) 'A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish', *Science of the Total Environment*, 578, pp. 485–494.
- Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., and Leslie, H.A. (2017) 'Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation', *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), pp. 403–408.
- Kawai, F., Kawabata, T., and Oda, M. (2019) 'Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields', *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103, pp. 4253–4268.

- Kim, S., Hwang, S.J., and Choi, W. (2005) 'Visible light active platinum-ion-doped TiO₂ photocatalyst', *The Journal of Physical Chemistry B*, 109(51), pp. 24260–24267.
- Kim, S.W., and An, Y.-J. (2019) 'Soil microplastics inhibit the movement of springtail species', *Environment International*, 126, pp. 699–706. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.067>.
- Koongolla, J.B. *et al.* (2020) 'Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea', *Environmental Pollution*, 258, p. 113734. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113734>.
- Kosuth, M., Mason, S.A., and Wattenberg, E.V. (2018). 'Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt', *PLoS One*, 13(4), p. e0194970.
- Kühn, S., Van Werven, B., Van Oyen, A., Meijboom, A., Rebolledo, E.L.B., and Van Franeker, J.A. (2017) 'The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms', *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), pp. 86–90.
- Lares, M., Ncibi, M.C., Sillanpää, M., and Sillanpää, M. (2019) 'Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), pp. 12109–12122.
- Lind, P.M., and Lind, L. (2011) 'Circulating levels of bisphenol A and phthalates are related to carotid atherosclerosis in the elderly', *Atherosclerosis*, 218(1), pp. 207–213. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.atherosclerosis.2011.05.001>.
- Lithner, D., Larsson, Å., and Dave, G. (2011) 'Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition', *Science of the Total Environment*, 409(18), pp. 3309–3324. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.
- Löder, M.G.J. *et al.* (2017) 'Enzymatic purification of microplastics in environmental samples', *Environmental Science & Technology*, 51(24), pp. 14283–14292. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055>.
- Lusher, A.L. *et al.* (2014) 'Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling', *Marine Pollution Bulletin*, 88(1–2), pp. 325–333. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.023>.
- Marsden, P., Koelmans, A.A., Bourdon-Lacombe, J., Gouin, T., D'Anglada, L., Cunliffe, D., Jarvis, P., Fawell, J., and De France, J. (2019) *Microplastics in Drinking Water*. World Health Organization, Geneva.
- Martins, A., and Guilhermino, L. (2018) 'Transgenerational effects and recovery of microplastics exposure in model populations of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* Straus', *Science of the Total Environment*, 631–632, pp. 421–428. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.054>.
- Masura, J., *et al.* (2015) *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments*. NOAA Marine Debris Division, Silver Spring, MD, 31 p (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). Available at: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>.
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M., and Gerdt, G. (2014) 'Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen', Sample Analysis Using Micro-FTIR Spectroscopy.

- Mintenig, S.M. *et al.* (2019) 'Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources', *Science of the Total Environment*, 648, pp. 631–635. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>.
- Moore, C.J. (2008) 'Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat', *Environmental Research*, 108(2), pp. 131–139.
- Nabi, I., Li, K., Cheng, H., Wang, T., Liu, Y., Ajmal, S., Yang, Y., Feng, Y., and Zhang, L. (2020) 'Complete photocatalytic mineralization of microplastic on TiO₂ nanoparticle film', *Iscience*, 23(7).
- Napper, I.E. *et al.* (2015) 'Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics', *Marine Pollution Bulletin*, 99(1), pp. 178–185. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>.
- Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L.M., Xu, E.G., Farnier, J.M., and Tufenkji, N. (2019) 'Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples', *Accounts of Chemical Research*, 52(4), pp. 858–866.
- Novotny, T.E., and Slaughter, E. (2014) 'Tobacco product waste: An environmental approach to reduce tobacco consumption', *Current Environmental Health Reports*. Springer, pp. 208–216. Available at: <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0016-x>.
- Obbard, R.W. *et al.* (2014) 'Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice', *Earth's Future*, 2(6), pp. 315–320. Available at: <https://doi.org/10.1002/2014ef000240>.
- Othman, A.R., Hasan, H.A., Muhamad, M.H., Ismail, N.I., and Abdullah, S.R.S. (2021) 'Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: A review', *Environmental Chemistry Letters*, 19, pp. 3057–3073.
- Possatto, F.E. *et al.* (2011) 'Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact', *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), pp. 1098–1102. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>.
- Romeo, T. *et al.* (2015) 'First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea', *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), pp. 358–361. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048>.
- Ryan, P.G. (2013) 'A simple technique for counting marine debris at sea reveals steep litter gradients between the Straits of Malacca and the Bay of Bengal', *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), pp. 128–136. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.016>.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.U., and Fürst, P. (2018) 'Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water', *Water Research*, 129, pp. 154–162.
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Mikola, J., Leiniö, V., Heikkinen, R., Cincinelli, A., and Pellinen, J. (2020) 'Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples', *Science of the Total Environment*, 733, p. 139338.
- Selvam, S. *et al.* (2020) 'Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India', *Marine Pollution Bulletin*, 150, p. 110675. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110675>.
- Shaw, D.G., and Day, R.H. (1994) 'Colour-and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean', *Marine Pollution Bulletin*, 28(1), pp. 39–43.

- Shim, W.J., Hong, S.H., and Eo, S.E. (2017) 'Identification methods in microplastic analysis: A review', *Analytical Methods*, 9(9), pp. 1384–1391.
- Stock, F., Kochleus, C., Bansch-Baltruschat, B., Brennholt, N., and Reifferscheid, G. (2019) 'Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment—A review', *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, pp. 84–92.
- Tirkey, A., and Upadhyay, L.S.B. (2021) 'Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics', *Marine Pollution Bulletin*, 170, p. 112604.
- Tiwari, M., Rathod, T.D., Ajmal, P.Y., Bhangare, R.C., and Sahu, S.K. (2019) 'Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments', *Marine Pollution Bulletin*, 140, pp. 262–273.
- Tosetto, L., Williamson, J.E., and Brown, C. (2017) 'Trophic transfer of microplastics does not affect fish personality', *Animal Behaviour*, 123, pp. 159–167. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.035>.
- Van Cauwenberghe, L. et al. (2013) 'Microplastic pollution in deep-sea sediments', *Environmental Pollution*, 182, pp. 495–499. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., and Köhler, A. (2012) 'Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. After an experimental exposure', *Environmental Science & Technology*, 46(20), pp. 11327–11335. Available at: <https://doi.org/10.1021/es302332w>.
- Waldschläger, K. et al. (2020) 'The way of microplastic through the environment—Application of the source-pathway-receptor model (review)', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>.
- Wang, Z.M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., and Wall, S. (2017) 'SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts', *Science of the Total Environment*, 603, pp. 616–626.
- Wick, P. et al. (2010) 'Barrier capacity of human placenta for nanosized materials', *Environmental Health Perspectives*, 118(3), pp. 432–436. Available at: <https://doi.org/10.1289/ehp.0901200>.
- Wright, S.L., Thompson, R.C., and Galloway, T.S. (2013) 'The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review', *Environmental Pollution*, 178, pp. 483–492. www.grida.no. (n.d.) *Global Distribution of Microplastics | GRID-Arendal*. [online] Available at: www.grida.no/resources/13339.
- Zubris, K.A.V., and Richards, B.K. (2005) 'Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge', *Environmental Pollution*, 138(2), pp. 201–211. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>.

فصل ۷

کارد و چنگال‌های خوراکی، راه حلی پایدار برای آلودگی پلاستیک و تقویت اقتصاد جهانی

۷-۱. مقدمه

صنعت هتلداری به سرعت در حال رشد است و همه ساله افراد زیادی را به خود جذب می‌کند. بسیاری از مردم به سمت مشاغلی که هیجان‌انگیز، چالش برانگیز و مهمتر از همه منجر به حس رضایت واقعی در افراد می‌شود، جذب می‌گردند (Gisslen 2018).

کارد و چنگال یکی از ساده‌ترین اما در عین حال کاربردی‌ترین ابزارهاست که در سراسر جهان برای مصرف مواد غذایی ساخته و استفاده می‌شوند. قاشق یکی از قدیمی‌ترین وسایلی است که انسان‌ها از مواد طبیعی مانند چوب، استخوان حیوانات و صدف ساخته‌اند.

اولین شواهد موجود از قاشق در سال ۱۲۵۹ در انگلستان ثبت شده است. در آن روزها از قاشق نه تنها برای غذا خوردن بلکه به عنوان نمادی از ثروت و قدرت نیز استفاده می‌شد. در آغاز قرن هجدهم، چنگال و چاقو نیز به عنوان وسایلی برای غذاخوردن معرفی شدند. نقره

محبوب‌ترین فلز برای ساخت کارد و چنگال بود، زیرا به ندرت با غذا واکنش می‌داد. فولاد ضدزنگ به دلیل تمیز شدن آسان، مقاومت و دوام بالا برای بیشتر کارد و چنگال‌ها به فلزی محبوب تبدیل شده بود. برای اکثر ظروف آشپزخانه از آلومینیوم استفاده می‌شد. زیرا رسانای خوبی است و وزن سبکی دارد با این حال، آلومینیوم فلزی نسبتاً نرم است و باید با دقت با آن کار کرد تا ضربه به آن وارد نشود؛ علاوه بر این برای مصرف غذاهای اسیدی نمی‌تواند مورد استفاده قرار بگیرد زیرا باعث واکنش شیمیایی می‌شود. همچنین ممکن است باعث تغییر رنگ غذاهایی با رنگ روشن مانند سس‌ها گردد. بهترین رسانای حرارتی مس است که زمانی یک ماده پرکاربرد برای ساخت کارد و چنگال بود. اما گران قیمت است و نیاز به نگهداری زیادی دارد و همچنین بسیار سنگین است. علاوه بر این، مس از نظر شیمیایی با طیف گسترده‌ای از مواد غذایی وارد واکنش می‌شود و مواد شیمیایی خطرناکی ایجاد می‌کند. امروزه فقط تعداد کمی از رستوران‌های مجلل از ظروف مسی استفاده می‌کنند.

پلاستیک اولین بار پس از جنگ جهانی دوم، زمانی که فلزات کمیاب بودند، برای ظروف غذاخوری و آشپزخانه مورد استفاده قرار گرفت. شرکت‌های مختلف در دهه ۱۹۶۰ کارد و چنگال پلاستیکی را به عنوان جایگزینی ارزان تولید کردند. با ظهور پلاستیک قیمت کارد و چنگال تا حد زیادی کاهش یافت و از طرفی دسترسی به آن‌ها نیز بسیار آسان تر شد. امروزه فنجان، بشقاب، قاشق، چنگال و چاقوی پلاستیکی نیز در ابعاد و انواع مختلفی تولید شده است.

این ظروف پلاستیکی یکبار مصرف برای یک بار استفاده و سپس دور ریختن، ساخته شده اند و نیاز به شستشو ندارند و منابع گرانبهایی مانند آب و برق را حفظ می‌کنند. در کافه‌تراها تقاضا برای کارد، چنگال و قاشق پلاستیکی به دلیل در دسترس بودن آن‌ها افزایش یافته است؛ اما از طرفی ظروف پلاستیکی دور ریخته می‌شوند و به محیط‌زیست آسیب جدی وارد می‌کنند. بیسفنول A و PVC اجزای اصلی پلاستیک‌ها هستند که سرطان‌زا می‌باشند و از طریق زنجیره غذایی به عنوان میکروپلاستیک وارد بدن انسان‌ها می‌گردند. بیشتر ظروف پلاستیکی، کارد و چنگال یک ماده شیمیایی به نام استایرن تولید می‌کنند که باعث بیماری‌های مختلفی می‌شود. بنابراین لازم است قبل از اینکه خیلی دیر شود اقدام کرده و به این موضوع رسیدگی گردد.

ایالات متحده، هند و ژاپن از بزرگترین خریداران کارد، چنگال و قاشق پلاستیکی هستند.

بیشتر این وسایل پلاستیکی یکبار مصرف، در واحدهای کوچک و بدون سازماندهی تولید شده که قوانین بهداشتی نیز رعایت نمی‌شوند. کاربران این وسایل پلاستیکی با آلودگی شیمیایی مواجه هستند و گاهی اوقات حتی این وسایل چسبناک می‌شوند؛ یعنی کارد و چنگال پلاستیکی به طور مکرر و بدون دور ریختن به مشتریان ارائه می‌شوند و آن‌ها را در معرض عفونت‌های باکتریایی قرار می‌دهند. به همین دلیل، پژوهشگران به دنبال جایگزین‌هایی برای آن‌ها هستند. در عصر کنونی اغلب، فناوری‌های جدیدی برای ساده سازی امور مختلف معرفی می‌شوند.

۷-۲. اثرات سمی پلاستیک‌ها

پلاستیک‌ها در طول عمر خود حدود ۳/۸٪ از گازهای گلخانه‌ای جهانی را تولید می‌کنند. اثرات تغییرات آب و هوا و گرم شدن کره زمین با انتشار گازهای گلخانه‌ای تشدید می‌شود. فرآیند استخراج و ساخت پلاستیک به تنهایی انرژی، آب، مواد شیمیایی و منابع تجدیدناپذیر زیادی مصرف می‌کند. ظروف پلاستیکی معمولاً حاوی مواد خطرناکی مانند بیسفنول A هستند که این سموم ممکن است به مواد غذایی راه پیدا کرده و اثرات منفی بر سلامت انسان‌ها داشته باشند. زمانی که روش‌های پاک‌سازی تخصصی غیرقابل اعتماد هستند و فرایندهای مینرالیزاسیون طبیعی زمانبر باشد، آلودگی پلاستیکی در محیط زیست تجمع یافته و تحت عنوان «برگشت پذیری دشوار»^۱ دسته‌بندی می‌شود. مولکول‌های پلیمری آبگریز و بزرگ، به آسانی تجزیه نمی‌شوند بنابراین پلاستیک‌ها به سبب این پایداری مفید تلقی می‌شوند، اما وقتی به تجمع محصولات پلاستیکی در محیط نگاه می‌کنید، این ویژگی به یک معضل تبدیل می‌شود. زباله‌های پلاستیکی در همه جا به چشم می‌خورند و تعداد بیشمار پلاستیک و کیسه‌های خرید مستعمل در مناطق دور و نزدیک وجود دارند. این زباله‌های پلاستیکی حاصلخیزی خاک را کاهش می‌دهند، سیستم‌های زهکشی را مسدود می‌کنند و منجر به بوی نامطبوع و گسترش بیماری‌های عفونی می‌شوند.

حتی دام‌ها ممکن است در طول زمان، کیسه‌های پلاستیکی را ببلعند که برای سلامتشان خطرناک است. هنگامی که پسماندهای پلاستیکی شهری، سوزانده می‌شوند آلاینده‌هایی مانند CO، CO₂، NO_x، ذرات جامد و تراکلرودی‌بنزو-p-دی‌اکسین به اتمسفر منتشر می‌شوند. کارگرانی که در کارخانجات تولید پلاستیک کار می‌کنند نیز دچار مسمومیت‌های ناشی از

مونومرها، نرم‌کننده‌ها و سایر افزودنی‌ها می‌شوند. نیروی کار در صنعت PVC از آنژیوکارسینوم^۱، ریزش مو، آسیب‌های کبدی و مشکلات تولید مثلی رنج می‌برند. تغییرات در چرخه‌های کربن و نیتروژن، تغییر خاک، رسوبات و اکوسیستم‌های آبی، اثرات بیولوژیکی همزمان بر گونه‌های در معرض خطر، سمیت زیست محیطی و پیامدهای اجتماعی مرتبط تنها تعدادی از اثرات قریب الوقوع و برگشت ناپذیر مواد پلاستیکی هستند. وقتی مقدار آلودگی پلاستیکی وارد شده به یک منطقه بیشتر از نرخ فرایندهای حذف و پاکسازی طبیعی باشد، پلاستیک‌ها در محیط‌زیست تجمع می‌یابند.

کف اقیانوس محل اصلی تجمع آلودگی پلاستیکی است و حداکثر غلظت ذرات میکروپلاستیک را در خود جای داده است (Tekman et al. 2020). گمان می‌رود که هدایت گرمایی کم مواد پلاستیکی، در برخی موارد مانند عایق‌سازی مفید باشد اما وقتی در اکوسیستم‌های آبی پخش می‌شوند منجر به گرمایش جهانی می‌گردند. پلاستیک‌ها حجم آب یکسانی را منتقل می‌کنند و جریان حرارت را از خورشید به محیط آبی محدود می‌کنند و باعث افزایش سطح آب دریا و آزاد شدن انرژی به طور مستقیم به محیط اطراف می‌شوند؛ همچنین پلاستیک‌ها از طریق پوشش پلاستیکی با PE و جامدات زیستی مشتق شده از لجن که حاوی بقایای پلاستیکی هستند و استفاده از تثبیت‌کننده‌های پلیمری برای مقابله با فرسایش خاک، به زمین‌های کشاورزی وارد می‌شوند (Blasing and Amelung 2018). بر اساس برآوردهای ورودی لجن فاضلاب، میزان پلاستیک موجود در خاک‌های کشاورزی در جهان احتمالاً بیشتر از سطح اقیانوس‌ها باشد. برای درک بهتر و مدیریت آلودگی پلاستیک در محیط‌زیست، باید بر روی فرایندهای محیطی مانند تجمع ذرات کوچک و هوازده، مواد شیمیایی مرتبط و ترکیبات ناهمگن با کربن طبیعی و آلی تمرکز شود. تحقیقاتی با هدف کشف و شناسایی اثرات ناشناخته فرسایش پلاستیک بر چرخه‌های بیوژئوشیمیایی و سلامت حیوانات نیز باید انجام شود (Iroegbu et al. 2020).

رشد سریع جمعیت و رونق اقتصادی منجر به کاهش سوخت‌های فسیلی می‌شود؛ این امر باعث شده نسل امروز مجبور به استفاده از منابع انرژی جایگزین شوند. تولید سوخت مایع یک جایگزین بسیار مناسب است، زیرا ارزش حرارتی پلاستیک با سوخت موتور (۴۰ مگاژول بر کیلوگرم) قابل مقایسه است (Panda et al. 2010). زباله‌های پلاستیکی بسته به منشأ، کیفیت و ویژگی‌هایشان

۱- Angiocarcinoma: یک نوع سرطان نادر است که از سلول‌های پوشاننده عروق خونی و لنفاتیک (اندوتلیال) منشأ می‌گیرد.

با استراتژی‌های کنترلی متفاوتی تصفیه می‌شوند (Buekens and Huang 1998). پلاستیک‌ها را می‌توان با استفاده از تکنیک‌های مختلفی مانند طیف سنجی IR و فلورسانس اشعه ایکس طبقه بندی کرد. با این حال، این روش‌ها ممکن است از نظر تجاری مقرون به صرفه نباشند. چندین کارآفرین، ایده تبدیل زباله‌های پلاستیکی مخلوط را به جایگزینی برای چوب یا بتن در ساخت عرشه قایق‌ها، نیمکت‌ها و ... مطرح کرده اند. سوزاندن زباله‌های پلاستیکی برای تولید انرژی از نظر تئوری امکان‌پذیر است زیرا باعث کاهش بار انتشار دی‌اکسید کربن می‌شود (Scott 2000). علاوه بر این، پسماندهای پلاستیکی می‌توانند همراه با سایر پسماندهای شهری سوزانده شوند. ارزش حرارتی بالای پلاستیک‌ها می‌تواند حرارت پسماندهای جامد را افزایش دهند. با این حال، فناوری تبدیل آب به انرژی، به دلیل عدم اعتماد مردم در کشورهای توسعه یافته با مشکلاتی مواجه است که به دلیل وجود توضیحات واضح در مورد انتشار گازهای گلخانه‌ای و آلاینده‌های سمی مانند دی‌اکسید و فوران‌ها هنگام احتراق پلاستیک است. یک پالایشگاه نفت در استان هونان چین، اولین واحدی است که حدود ۳۰ هزار تن پسماند پلاستیکی را به منظور تولید ۲۰ هزار تن بنزین و دیزل فرآوری می‌کند. در سال ۱۹۹۶، میکروبیولوژیست Paul Baskis به صورت اقتصادی تر شروع به تجزیه پسماندهای پلاستیکی به روغن‌های سبک و تمیزتر کرد. با این حال، در سال ۲۰۰۵، پروفیسور Alka Zadgaonkar اولین فرآیند پیوسته جهان را در هند برای تبدیل پسماندهای پلاستیکی مانند کیسه‌های پلاستیکی، لوله‌های PVC، بطری‌ها و سطوح شکسته به سوخت هیدروکربنی مایع را ایجاد کرد. پیرولیز پلاستیک‌ها بدون تولید سم همچنان نیازمند تلاش بیشتر است. علاوه بر این پیش بینی شده است سیستم‌های کاتالیزوری کارآمد، تبدیل در مقیاس بزرگ‌تر را تسهیل می‌کنند.

جدول ۷-۱. پلاستیک در صنایع مختلف

صنعت	مصرف پلاستیک
بسته بندی	۱۱/۵
ساخت و ساز	۲/۶
برق و الکترونیک	۲/۶
کشاورزی	۱/۸
خودروسازی	۱/۸
خانواده ها	۰/۱

مصرف پلاستیک و تولید زباله در هند طی پنج سال گذشته به شدت افزایش یافته است. همانطور که آمار نشان می‌دهد، مصرف پلاستیک در هند از ۱۳/۷ میلیون تن در سال ۲۰۱۶-۲۰۱۷ به ۱۹/۸ میلیون تن در سال ۲۰۲۰-۲۰۱۹ افزایش یافته است که نشان دهنده نرخ رشد ترکیبی سالانه (CARG)^۱ ۹/۷٪ است در همین حال، تولید پسماندها از ۱/۶ میلیون تن در سال‌های ۲۰۱۶-۲۰۱۷ به ۳/۴ میلیون تن در سال‌های ۲۰۲۰-۲۰۱۹ افزایش یافته است که نشان‌دهنده نرخ رشد سالانه ترکیبی ۲۰/۷٪ (CARG) می‌باشد. این گزارش همچنین خاطر نشان می‌کند که از ۳/۴ میلیون تن زباله تولید شده، تنها ۳۰٪ بازیافت می‌شود و بقیه به محل‌های دفن زباله می‌روند. در میان همه ایالت‌ها، ماهاراشترا^۲، گجرات^۳ و تامیل نادو^۴ بیشترین زباله‌های پلاستیکی را تولید می‌کنند که ۳۸٪ از کل تولیدات را به خود اختصاص می‌دهد. جدول ۷،۱ کاربرد پلاستیک در صنایع مختلف را نشان می‌دهد.

Mariwala، کارآفرین هندی، گفت: «دولت، گام اول را در راستای ممنوعیت استفاده از پلاستیک‌های یک بار مصرف برداشته است، اما باید نقش فعال‌تری مانند وضع مالیات دفن زباله ایفا کند.» وی می‌افزاید که باید پاداشی برای شهروندان در نظر گرفته شود تا زباله‌های خود را دفن یا تفکیک کنند. تفکیک زباله به صورت دستی انجام می‌شود که در نهایت منجر به بازیافت بی‌کیفیت می‌شود. کیسه‌های پلاستیکی در حال حاضر در بسیاری از کشورها در سراسر جهان معدوم شده یا مورد مالیات‌گذاری قرار گرفته‌اند (Horton 2022). در کارخانه‌های کمپوست، زباله‌ها در کیسه‌ها و وسایل پلاستیکی یکبار مصرف جمع‌آوری می‌شوند، بنابراین به نظر می‌رسد مدیریت پلاستیک دشوار باشد. هنگام سوختن پلاستیک‌های کلردار، دی‌اکسین‌ها تولید می‌شوند (Thornton 2001). به دلیل نسبت سطح به وزن زیاد، کیسه‌های پلاستیکی بسیار متحرک هستند؛ علاوه بر این خاصیت آبگریزی نیز داشته و چگالی کمتری نسبت به آب دارند، بنابراین می‌توانند شناور شوند و به سمت منابع آبی حرکت کنند (Thompson et al. 2004). در سطح پلاستیک‌های شناور بیوفیلم تشکیل می‌شود و در برابر تجزیه با نور UV حساسیت کمی دارند (Gregory 2003). پلاستیک‌های تجزیه شده می‌توانند بدون حذف ساختار پلیمری خود ویژگی‌هایی مانند استحکام فیزیکی و یکپارچگی را از دست بدهند (Greene 2014). پلاستیک‌های تجزیه‌پذیر با وارد کردن گروه‌های کربونیل

1. Compound Annual Growth Rate

2. Maharashtra

3. Gujrat

4. Tamil Nadu

فلزی و مونوکسید کربن به پلیمر نسبت به نور حساس می‌شوند؛ علاوه بر این پلاستیک‌های قابل کمپوست برای جذب میکروارگانیسم‌ها نیاز به مقدار معینی رطوبت و اکسیژن دارند (Song et al. 2009). پلاستیک‌های نیمه تجزیه شده به کارخانه‌های کمپوست و تصفیه‌خانه‌های فاضلاب فرستاده می‌شوند و در آنجا توسط میکروارگانیسم‌ها به مصرف می‌رسند با این حال، نمی‌توانند به دی‌اکسید کربن و آب تبدیل شوند؛ سپس در ساختار پلاستیک‌های تجزیه شده، برای بهبود حساسیت به نور UV زنجیره‌های پلیمری به همراه نشاسته استفاده می‌شوند؛ چنین پلاستیک‌هایی خواص مکانیکی و فیزیکی خود را سریعتر از پلاستیک‌های معمولی از دست می‌دهند. پلاستیک‌های معمولی بر فرآورده‌های نفتی متکی هستند (Andrady and Neal 2009). از سوی دیگر، پلاستیک‌های تجزیه‌پذیر از منابع تجدیدپذیر ساخته می‌شوند که نیاز به ذخایر نفت را کاهش می‌دهند (Suriyamongkol et al. 2009). علاوه بر این، پلاستیک‌های تجدیدپذیر به پسماندهای میکروسکوپی با سطح بیشتری تبدیل می‌شوند. این مکان‌های جذب برای آلاینده‌های آلی که توسط ارگانیسم‌هایی که از فیلترهای زمینی و دریایی تغذیه می‌کنند، مورد استفاده قرار می‌گیرند.

۷-۳. تقاضا برای کارد و چنگال خوراکی: یک چشم انداز جهانی

طبق مقالات، کارد و چنگال خوراکی مفهوم جدیدی نیست و در دهه ۱۴۴۰ معرفی شده است (Natarajan et al. 2019). ظروف تهیه‌شده از نان برای اولین بار در سال ۱۴۲۷ به منظور تحت تاثیر قرار دادن یک دوک بریتانیایی به کار گرفته شدند. ژاپن، تایوان، لهستان، بلژیک، فرانسه، آفریقای جنوبی، ایالات متحده و هند تنها بخشی از کشورهایی هستند که ظروف خوراکی تولید می‌کنند. اخیراً تحقیقاتی در خصوص ظروف خوراکی با استفاده از چاپگرهای سه بعدی انجام شده است.

Malafi و همکاران (۱۹۹۴) مطالعه‌ای در مورد کارد و چنگال‌های تهیه شده با رزین‌های قابل تجزیه و تخمین عملکرد آن نسبت به موارد ساخته شده با PS غیرقابل تجزیه منتشر کردند. این نظرسنجی بر روی ۲۴۳ دریانورد در سه کشتی نظامی ایالات متحده انجام شد. از دیدگاه نیروی دریایی، دور انداختن پسماندهای پلاستیکی در اقیانوس یک نگرانی عمده است (Pruter 1987; Zarfl et al. 2001; Moore 2008; O'Brine and Thompson 2010; Law 2017). علاوه بر این، نگهداری کارد و چنگال کهنه در کشتی مشکل است و بر سلامتی

خدمه تأثیر می‌گذارد. به عبارت دیگر، کارد و چنگال زیست تخریب‌پذیر و قابل تجزیه می‌تواند در دریا انداخته و تجزیه شود. رنگ کارد و چنگال زیست تخریب‌پذیر PS آرام‌بخش‌تر است. با این حال، اکثریت گزارش کردند که نوع کارد و چنگال زیست تخریب‌پذیر در طعم غذاها دخالتی ندارد.

در آزمایشگاه تحقیقاتی مواد غذایی دفاعی (Mysore, India) بر روی توسعه فناوری کارد و چنگال زیست تخریب‌پذیر کار شده است. همانطور که روزنامه هندی Deccan Herald سال ۲۰۱۷ گزارش داد، این کارد و چنگال بومی در حال ثبت اختراع است. مواد تشکیل‌دهنده این کارد و چنگال فاش نشده است، اما گزارش شده است که کالری ناچیزی دارد. از آنجایی که این محصول برای پرسنل نظامی است، به گونه‌ای ساخته شده است که تا حد امکان سبک باشد. کافه Orto در ژاپن، سرویس‌های غذاخوری طراحی شده توسط طراح ژاپنی Nobuhiko Arikawa را دارد. این سرویس شامل چاپستیک‌های تهیه شده از هاردتاک^۱، خمیر بیسکویت پخته شده در نانوائی است. این مواد برای ماه‌ها با یکدیگر در شرایط خشک آزمایش می‌شوند. در همین راستا، یک تجارت خانوادگی کوچک به نام Marushige در Hekinan ژاپن، بشقاب‌های خوراکی با میگو و نشاسته سیب‌زمینی درست می‌کند که طعمی شبیه سیب‌زمینی شیرین و پیاز دارد. همچنین شرکتی در یوکوهاما^۲ فنجان‌های کوچکی از جلبک دریایی خوراکی ساخته است. دانشگاه کیو در توکیو به دلیل ساخت اسباب بازی‌های خوراکی برای کودکان در مهدکودک‌ها مشهور شده است. شرکت آفریقای جنوبی که توسط جورجینا دی کوک تأسیس شده است، از سال ۲۰۱۱ پوسته گندم ترد تولید می‌کند. ماندگاری آن ۱۵ ماه است و تردی آن با نگهداری در فر بازیابی می‌شود. ترکیبات آن کاملاً گیاهی است و هیچ رنگ مصنوعی یا مخمری ندارد. Jerzy Wysocki از لهستان، کارد و چنگال‌های ایمن در مقابل میکروویو را از سبوس گندم می‌سازد. یک شرکت آمریکایی به نام Loliware یک لیوان خوراکی یکبار مصرف بدون گلوتن، بدون ژلاتین و غیر اصلاح ژنتیکی ساخته شده از آگار، شیرین‌کننده‌ها و رنگ‌های مشتق شده از میوه‌ها و سبزیجات را راه اندازی کرده است.

۱- Hardtack: هاردتاک نوعی بیسکویت یا کراکر ساده و سفت است که معمولاً به عنوان یک غذای فاسد نشدنی مخصوصاً

در یانوردان، سربازان و پیشگامان استفاده می‌شد

۲- Yokohama: یکی از شهرهای ژاپن

کارآفرینان راه‌حل‌های جدیدی برای مشکلات قدیمی ابداع می‌کنند. در خصوص پژوهش آب‌های زیرزمینی مؤسسه بین‌المللی تحقیقات محصولات کشاورزی برای مناطق نیمه‌خشک Narayana Peesapati، این اتفاق رخ داده است. این ایده بزرگ هنگام حرکت از احمدآباد به حیدرآباد به ذهن این هندی رسید. در هواپیما همسفری را دید که با چیپس jowar^۱ غذا می‌خورد. بنابراین "jowar" برای او الهام بخش بود تا قاشق‌های ارگانیک را جایگزین کارد و چنگال‌های پلاستیکی کند. این پیگیری منجر به تولید محصول شگفت‌انگیزی به نام کارد و چنگال خوراکی شد. طرح او به قدری متمایز بود که استقبال زیادی در بازار بین‌المللی به دست آورد. در طول تحقیقات، متوجه شد که در گذشته کارهای مرتبطی انجام شده، اما موفقیت آمیز نبوده است. کارد و چنگال باید پارامترهای خاصی مانند استحکام، دوام و حفظ ظاهر را داشته باشد. دستیابی به تمام این مشخصات بسیار دشوار بود، اما آینده‌نگری و سخت‌کوشی او به Peesapati اجازه داد تا ترکیب مناسب اجزای سازنده را پیدا کند و یک نسخه کارد و چنگال وگان^۲ خوشمزه تولید کند. در طول فرآیند، ماشین‌آلات و قالب‌ها نیز باید به دقت طراحی شوند.

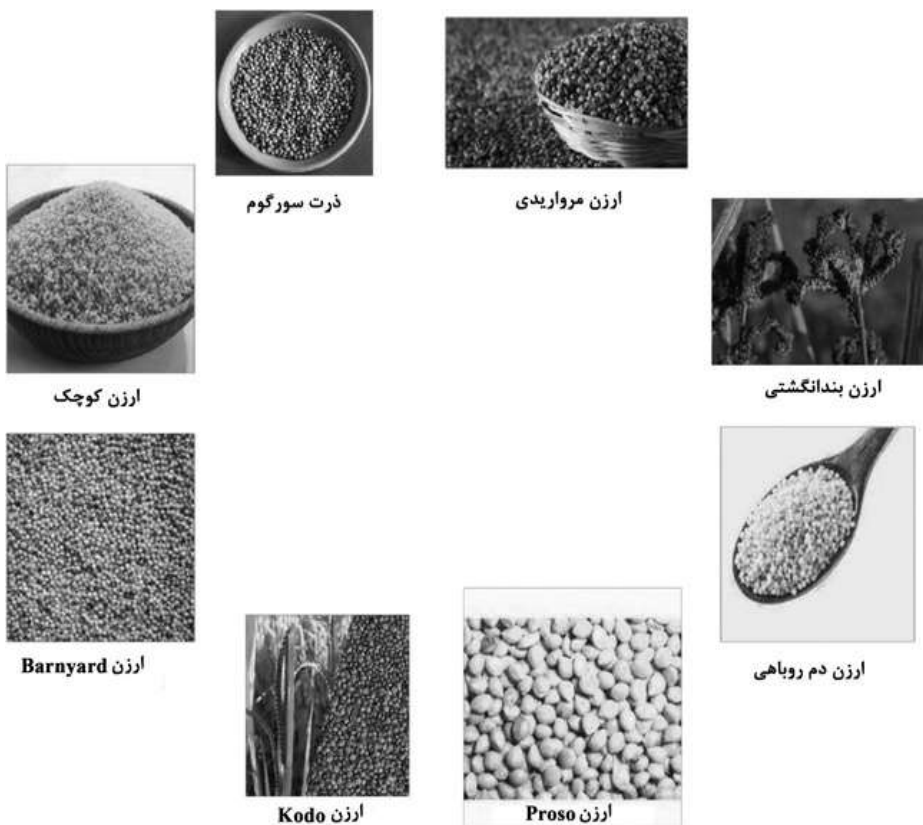
۴-۷. تولید و برند سازی

نیمی از کل کالری‌هایی که مردم مصرف می‌کنند، از ذرت، برنج و گندم تأمین می‌شود. تغییرات آب و هوایی و بارش‌های ناپیوسته و شدید، موجب کاهش موجودی این محصولات می‌شوند؛ بنابراین نیاز به گونه‌های مقاوم‌تر برای تأمین نیازها وجود دارد. ارزن به دلیل مقاومت در برابر تغییرات آب و هوایی، رشد خوب در شرایط خشک، نیاز کم به آب، بهترین جایگزین برای مسئله فعلی است. زمین‌هایی که هیچ محصول دیگری را نمی‌توانند نگهداری کنند، قابلیت پرورش ارزن را در خود دارند. ارزن‌ها دوره رشد کوتاهی دارند و می‌توانند بین فصل‌های برداشت اصلی تولید شوند و همچنین به بهبود باروری خاک کمک می‌کنند. طبق گزارش منتشر شده توسط مؤسسه تحقیقات ارزن در هند، جوها شامل ۱۲-۷٪ پروتئین، ۵-۲٪ چربی، ۶۵-۷۵٪ کربوهیدرات و ۲۰-۱۵٪ فیبر مواد غذایی هستند. بنابراین، ارزن‌ها می‌توانند به عنوان "نیروگاه‌های تغذیه‌ای" تلقی شوند. ارزن‌های کوچک نسبت به غلات ریز، مغذی تر

۱- ذرت خوشه‌ای

۲- Vegan: رژیم گیاهخواری

هستند زیرا حاوی مقدار بیشتری پروتئین، چربی و فیبر هستند. به گفته متخصصان تغذیه، ارزن‌ها نه تنها بدون گلوتن هستند، بلکه در مقایسه با گندم و برنج مقدار بیشتری آهن و کلسیم دارند. این موضوع باعث می‌شود که برای افرادی که سعی در کاهش قند خون دارند، گزینه‌ی مناسبی باشد.



شکل ۱-۷. انواع ارزن‌های موجود.

محصولات غذایی مبتنی بر غلات که با ارزن تقویت شده‌اند، به دلیل مزایای تغذیه‌ای و اقتصادی در بازار رواج پیدا کرده‌اند. ارزن سورگوم به عنوان ماده تشکیل دهنده پایه انتخاب شد، زیرا تمام مشخصات مورد نیاز Peesapati را برآورده می‌کند. اولین کارد و چنگال این شرکت، قاشقی بود که از برنج، سورگوم و آرد گندم تهیه شده بود. از آنجایی که این کارد و

چنگال‌ها در اندازه‌های مختلفی ساخته شده‌اند، از آن‌ها هم برای خوردن و هم برای سرو غذا استفاده می‌شود. علاوه بر این طعم‌های مختلفی مانند دارچین، زنجبیل، زیره، شکری و تند نیز موجود است. این محصول در دمای زیاد خشک شده و می‌تواند حدود ۱۵ تا ۲۰ دقیقه بدون آسیب در برابر نوشیدنی‌های گرم و بستنی‌های سرد مقاومت کنند. این کارد و چنگال‌ها اگر بدون اینکه خورده شوند دور ریخته شوند؛ حیوانات آن‌ها را می‌خورند و اگر مصرف نشوند، ظرف مدت سه روز تجزیه می‌گردند. وقتی کارد و چنگال خوراکی در شرایط خشک و خنک نگهداری شود تا سه سال قابلیت استفاده دارد؛ زیرا ماده اولیه اصلی سورگوم است که در زمین‌های خشک رشد می‌کند و نسبت به سایر محصولات، آب بسیار کمتری مصرف می‌کند. بدین ترتیب Peesapati مشکل کم آبی را با استفاده از ارزن حل کرد.

Peesapati یک محقق بود، بنابراین برای یادگیری هنر نان‌پزی مجبور شد به نانوايي‌های مختلف مراجعه کند. این امر باعث شد تا در سال ۲۰۱۰ نام بخش تولیدی خود را Bakeys Private Limited بگذارد.

به عنوان یک اقدام سازگار با محیط‌زیست، یک شرکت نوپا در Mangaluru (شهری در ایالت کارناتاکا، هند)، یک فنجان خوراکی تولید کرده است که از آن برای نوشیدنی‌های گرم و سرد با نام تجاری "Enchi Crunchi" می‌توان استفاده کرد (شکل ۲-۷).

فنجان‌ها از موادی از جمله آرد برنج، آرد راگی^۱، آرد تصفیه شده، آرد ذرت و روغن‌های گیاهی با افزودن طعم‌دهنده‌ها تهیه می‌شوند. این فنجان یک ساختار سه لایه دارد و تحت چندین فرآیند بخار دهی قرار می‌گیرد.

همچنین قاشق‌های خوراکی، نی و کاسه‌های بستنی نیز در بازار موجود است (شکل ۳-۷).

۱- Ragi flour: آرد راگی به آردی اطلاق می‌شود که از دانه ارزن انگشتی تهیه می‌شود.

*Biscut aur Chai
pe charcha*

Enchi Crunchi
environmental-friendly tea/coffee cups
(edible tea cups)

Available Flavors
Biscuit, Cardamom, Chocolate & Vanilla

Available Sizes
90 ml / 120 ml (Hot Cups & Cold Cups)

DEALERSHIP/FRANCHISE AVAILABLE
Karnataka State

Vijaya Associates
24-2-180/7(3), Vaidyanatha Nagar, Attavar,
South Canara Dist; Mangaluru - 575 001
Mob: +91 70195 29363 - Email: vijayaassociates3d@gmail.com
☎ : +91 63617 37779

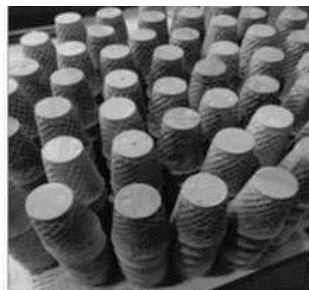
شکل ۲-۷. تبلیغ فنجان‌های خوراکی «Enchi Crunchi».



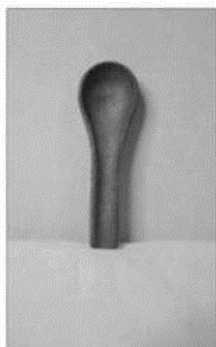
فنجان چای



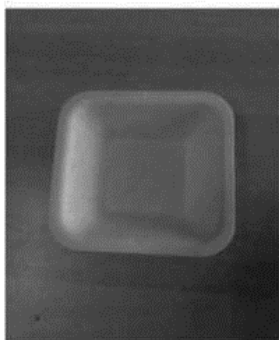
مافین



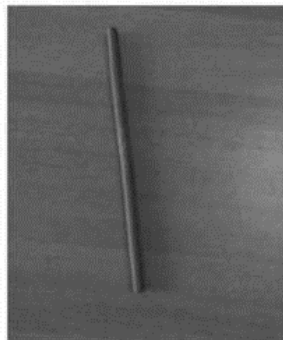
تعدادی فنجان



قاشق



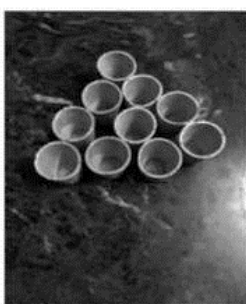
بشقاب



نی



فنجان قهوه



فنجان خالی



ظرف بستنی

شکل ۳-۷. کارد و چنگال خوراکی تولید شده توسط "Enchi Crunchi".

فنجان‌های "Enchi Crunchi" هر کدام با قیمت ۱۰ روپیه عرضه می‌شوند و ظرفیت‌های ۹۰ میلی لیتر و ۱۲۰ میلی لیتر با طعم‌های مختلف - وانیل، شکلات و هل برای نوشیدنی‌های گرم و طعم توت فرنگی برای نوشیدنی‌های سرد موجود است. برای نوشیدنی گرم حدود ۲۰

دقیقه دوام دارد. فنجان‌های خوراکی به دلیل مواد مختلفی که دارد، قوی‌تر از وافل و قیف‌های بستنی هستند.

به منظور بهبود خواص کارد و چنگال‌های خوراکی بخش‌های مختلف گیاهان و درختان را نیز می‌توان در ساختار آن‌ها استفاده کرد. Shabaana و همکاران (۲۰۲۱) گزارش کردند که از *Moringa oleifera* همراه با ارزن انگشتی، ارزن دم روباهی، گندم و برنج برای ساخت کارد و چنگال خوراکی استفاده نموده‌اند (شکل ۴-۷). *Moringa oleifera* منبعی غنی از مواد مغذی است (Lakshmipriya et al. 2016). این ماده غذایی مقوی در تهیه نان، بیسکویت و سوپ نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد (Adewumi and Oyeyinka 2018). آن‌ها ۹ آزمایش در دمای ۶۰ تا ۱۰۰ درجه سانتیگراد با افزایش دمای ۵ درجه سانتیگراد در هر آزمایش انجام دادند. نسبت ترکیبات با توجه به محصول نهایی هر آزمایش متفاوت بود.



شکل ۴-۷. فلودیاگرام تهیه کارد و چنگال خوراکی با استفاده از *Moringa oleifera*

۵-۷. آنالیز کیفیت فرمولاسیون‌های مختلف

کارد و چنگال خوراکی پتانسیل زیادی داشته، طعم‌های مختلفی دارد و می‌توان آن را با انواع خاصی از غذاها ترکیب کرد. به عنوان مثال، طعم بستنی می‌تواند با قاشق بستنی تطبیق داده شود.

آزمایشات نهایی مانند رطوبت (Zambrano et al. 2019)، خاکستر و آنالیز شیمیایی برای تعیین میزان چربی، (Marangoni et al. 2020) پروتئین و فیبر باید بر اساس استانداردهای AOAC^۱ انجام شوند. درصد جذب آب، آزمایش قابلیت تجزیه شدن، ارزیابی حسی و آنالیزهای آماری قبل از عرضه محصول در بازار به دقت نظارت می‌شوند.

۶-۷. نتیجه‌گیری

تولید کارد و چنگال‌های خوراکی باعث تولید پسماند زیادی می‌شود. بنابراین، بسیاری از کارآفرینان به موفقیت لازم نمی‌رسند. در اقتصاد دایره ای، شرکت‌های نوپای زیادی هستند اما بودجه برای این شرکت‌ها بسیار کم است. موفقیت کارد و چنگال خوراکی نه تنها به تجزیه‌پذیری آن‌ها، بلکه به توانایشان در دستیابی به استانداردها و خواسته‌های مصرف‌کننده نیز بستگی دارد. امروزه کارد و چنگال‌های خوراکی دوام بیشتری دارند و به راحتی خراب نمی‌شوند و می‌توانند برای مصرف تمام انواع غذا، از سوپ گرم تا بل پوری^۲، سالاد تا بستنی استفاده شوند. بسیاری از تولیدکنندگان باید تولید انبوه را شروع کنند تا قیمت‌ها کاهش یابند.

ارزن از دیرباز به عنوان غله فقرا در نظر گرفته می‌شود؛ بنابراین، انتقال باید از «قشرهای بالا» رخ دهد. اصلاح‌کنندگان گیاهی باید ارقام بلندمدت با بازدهی بالا تولید کنند که طعم بهتری داشته باشد و برای کشاورزی ارگانیک مناسب باشند. کارد و چنگال‌های خوراکی تقاضای انواع ارزن را افزایش می‌دهند، که منجر به تقاضای بیشتر برای کشت چنین محصولاتی که به طور بالقوه به نفع کشاورزان در سراسر جهان است، می‌شود. نوآوری ناکارآمدی را کاهش، عرضه را افزایش و معضلات قیمت را کاهش می‌دهد علاوه بر این موجب صرفه جویی نیز می‌شود.

۱- Association of Official Analytical Collaboration: یک سازمان بین‌المللی است که به توسعه و استانداردسازی روش‌های

تحلیلی در علوم غذایی، دارویی، و محیط زیست می‌پردازد.

۲- bhel puri: میان وعده محبوبی درهند

مقررات دقیق و هدفمندی برای محدودیت تولید و استفاده از پلاستیک‌های خالص و ایجاد نوآوری برای تولید مواد ایمن تر و رقابتی تر نیاز است. استراتژی‌های اجتماعی جامع باید شامل اجتناب از استفاده غیرضروری از پلاستیک و ترویج اقداماتی برای به حداقل رساندن زباله‌های پلاستیکی باشد.

منابع

- Adewumi, T.O., and Oyeyinka, S.A., 2018. Moringa oleifera as a food fortificant: Recent trends and prospects. *Journal of Saudi Society of Agricultural Sciences*, 17 (2), 127–136.
- Andrady, A.L., and Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364 (1526), 1977–1984.
- Anitha, S., Govindaraj, M., and Kane-Potaka, J., 2020. Balanced amino acid and higher micro-nutrients in millets complements legumes for improved human dietary nutrition. *Cereal Chemistry*, 97 (1), 74–84.
- Ashoka, P., Gangaiah, B., and Sunitha, N., 2020. Millets-foods of twenty first century. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 9 (12), 2404–2410.
- Blasing, M., and Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of Total Environment*, 612, 422–435.
- Breslin, V.T., and Swanson, R.L., 1993. Deterioration of starch-plastic composites in the environment. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 43 (3), 325–335.
- Buekens, A.G., and Huang, H., 1998. Catalytic plastics cracking for recovery of gasoline range hydrocarbons from municipal plastic wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 23 (3), 163–181.
- Das, A.K., and Das, M., 2019. *Environmental Chemistry with Green Chemistry*. New Delhi, India: Books & Allied (P) Ltd.
- Fendall, L.S., and Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (8), 1225–1228.
- Gisslen, W., 2018. *Professional Cooking*. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc.
- Greene, K.L., and Tonjes, D.J., 2014. Degradable plastics and their potential for affecting solid waste systems. *Waste Management and The Environment VII*, 180, 91–102.
- Gregory, M.R., and Andrady, A.L., 2003. Plastics in the marine environment. In: Andrady, A.L., ed. *Plastics and the Environment*. Hoboken, NJ: Wiley Interscience, 379–402.
- Horton, A.A., 2022. Plastic pollution: When do we know enough? *Journal of Hazardous Material*, 422, 1–5.
- Iroegbu, A.O.C., Sadiku, R.E., Ray, S.S., and Hamam, Y., 2020. Plastics in municipal drinking water and wastewater treatment plant effluents: Challenges and opportunities for South Africa-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 12953–12966.
- Kumar, A., Tomer, V., Kaur, A., Kumar, V., and Gupta, K., 2018. Millets: A solution to agrarian and nutritional challenges. *Agriculture & Food Security*, 7 (31), 1–15.

- Lakshmipriya, G., Doriya, K., and Kumar, D.S., 2016. *Moringa oleifera*: A review on nutritive importance and its medicinal application. *Food Science and Human Wellness*, 5 (2), 49–56.
- Law, K.L., 2017. Plastics in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, 9 (1), 205–229.
- Malafi, T.N., Devine, M.A., and Leshner, L.L., 1994. A user evaluation of biodegradable cutlery. *Journal of Environmental Polymer Degradation*, 2(4), 219–223.
- Marangoni, A.G., van Duynhoven, J.P.M., Acevedo, N.C., Nicholson, R.A., and Patel, A.R., 2020. Advances in our understanding of the structure and functionality of edible fats and fat mimetics. *Soft Matter*, 16, 289–306.
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108 (2), 131–139.
- Natarajan, N., Vasudevan, M., Velusamy, V.V., and Selvara, M., 2019. Eco-friendly and edible waste cutlery for sustainable environment. *International Journal of Engineering and Advanced Technology*, 9 (1S4), 615–624.
- O’Brine, T., and Thompson, R.C., 2010. Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (12), 2279–2283.
- Panda, A.K., Singh, R.K., and Mishra, D.K., 2010. Thermolysis of waste plastics to liquid fuel A suitable method for plastic waste management and manufacture of value added products—A world prospective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 233–248.
- Pruter, A.T., 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18 (6), 305–310.
- Ren, X., Yin, R., Hou, D., Xue, Y., Zhang, M., Diao, X., Zhang, Y., Wu, J., Hu, J., Hu, X., and Shen, Q., 2018. The glucose-lowering effect of foxtail millet in subjects with impaired glucose tolerance: A self-controlled clinical trial. *Nutrients*, 10 (10), 1509.
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H.S., and Thompson, R.C., 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494 (7436), 169–171.
- Scott, G., 2000. Green polymers. *Polymer Degradation and Stability*, 68, 1–7.
- Shabaana, M., Firdouse, T.F., and Prabha, P.H., 2021. Development and quality evaluation of eco-Friendly *Moringa Oleifera* leave powder incorporated edible cutlery. *International Journal of Advances in Engineering and Management*, 3 (3), 160–166.
- Song, J.H., Murphy, R.J., Narayan, R., and Davies, G.B.H., 2009. Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364 (1526), 2127–2139.
- Suriyamongkol, P., Weselake, R., Narine, S., Moloney, M., and Shah, S., 2009. Biotechnological approaches for the production of polyhydroxyalkanoates in microorganisms and plants—A review. *Biotechnology Advances*, 25 (2), 148–175.
- Tekman, M.B., Wekerle, C., Lorenz, C., Primpke, S., Hasemann, C., Gerdt, G., and Bergmann, M., 2020. Tying up loose ends of microplastic pollution in the arctic: Distribution from the sea surface through the water column to deep-sea sediments at the HAUSGARTEN observatory. *Environmental Science and Technology*, 54, 4079–4090.

- 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 (5672), 838.
- Thornton, J., 2001. *Pandora's Poison*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Vedamanickam, R., Anandan, P., Bupesh, G., and Vasanth, S., 2020. Study of millet and non-millet diet on diabetics and associated metabolic syndrome. *Biomedicine*, 40, 55–58.
- Zambrano, M.V., Dutta, B., Mercer, D.G., MacLean, H.L., and Touchie, M.F., 2019. Assessment of moisture content measurement methods of dried food products in small-scale operations in developing countries: A review. *Trends in Food Science & Technology*, 88, 484–496.
- Zarfl, C., Fleet, D., Fries, E., Galgani, F., Gerdt, G., Hanke, G., and Matthies, M., 2001. Microplastics in oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (8), 1589–1591.

فصل ۸

راهکارهای مهندسی زیستی برای رفع آلودگی میکروپلاستیک‌ها (با بهره‌گیری از میکروب‌ها)

۸-۱. مقدمه

از دیرباز تاکنون، پلاستیک‌ها به عنوان یک تهدید غیرقابل بازگشت با نرخ تجزیه پذیری پایین در نظر گرفته می‌شوند. بنابراین، اقداماتی برای کاهش هدررفت میکروپلاستیک‌ها در هنگام تولید، استفاده و دورریزی مواد زائد باید انجام داد. به دلیل پیچیدگی ماتریس‌های محیطی مختلف، جداسازی میکروپلاستیک‌ها کار دشواری است (Wagner and Lambert, 2018). با وجود اینکه تجزیه پلاستیک‌ها با استفاده از میکروب‌ها منجر به تولید میکروپلاستیک می‌شود اما در دهه گذشته، به منظور کاهش وابستگی به پلاستیک‌های مصنوعی، پیشرفت قابل توجهی در تولید پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر که عمدتاً از مواد تجدیدپذیر با منشأ طبیعی می‌باشند، صورت گرفته است (Anand et al., 2023). روش‌های جداسازی فیزیکی مانند فیلتراسیون و ته نشینی می‌توانند این آلاینده را حذف کنند، اما قادر به حذف کامل آن نیستند و برخی از مواد زائد باقی مانده در بخش لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب (WWTPs)^۱ باقی می‌مانند.

1. Wastewater treatment plants

از دهه ۱۹۷۰، مطالعات متعددی در خصوص تجزیه پلاستیک‌ها به کمک میکروب‌ها گزارش شده است (Hidalgo-Ruz et al., 2012). در سال‌های اخیر، پلیمرهای آلی مصنوعی (PA و PES) و پلاستیک‌های زیست تخریب پذیر ساخته شده‌اند که می‌توانند به راحتی توسط میکروب‌ها تجزیه شوند. اما بخش بزرگی از پلاستیک‌ها بسیار مقاوم هستند، ساختارهای مولکولی پیچیده‌ای دارند و در ماتریس‌های محیطی، ناهمگن باقی می‌مانند (Wierckx et al., 2019). علاوه بر این میکروارگانیسم‌ها، به صورت بالقوه در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب باقی می‌مانند و اصلاح میکروپلاستیک‌ها را با چالش‌های بیشتری مواجه می‌کنند (Kitamoto et al., 2011). بنابراین، یک رویکرد جامع و میان رشته‌ای برای رسیدگی به مشکل آلودگی میکروپلاستیک مورد نیاز است. این رویکرد شامل جداسازی، انتخاب و مشخصه یابی میکروارگانیسم‌های بالقوه با استفاده از روش‌های پیشرفته مانند ژنومیک^۱ و مطالعات سمیت در محل است. به عنوان مثال، پلی آلفین‌های مقاوم قبل از تجزیه شیمیایی یا گلیکولیز به عنوان منبع تغذیه میکروبی استفاده شده‌اند که منجر به تجزیه و تحول زیستی می‌شوند. قبل از استفاده از میکروارگانیسم‌ها، ارزیابی کامل میکروپلاستیک‌ها مورد نیاز است، که شامل مطالعه ساختار کریستالی و راندمان تخریب توسط فعالیت‌های میکروارگانیسم‌ها است.

جذب زیستی^۲ و تجمع زیستی^۳ میکروپلاستیک‌ها شامل استفاده از اجزای زنده و غیرزنده است. اخیراً یوکاریوت‌های آبی برای غیرفعال سازی و تجزیه میکروپلاستیک‌ها مورد مطالعه قرار گرفته‌اند (Miri et al., 2022)؛ اما با این حال، کاربرد گونه‌های مختلف میکروبی برای پاکسازی زیستی آن‌ها در آینده می‌تواند مورد بررسی قرار گیرد. میکروارگانیسم‌ها با دستیابی به عملگرهای متابولیکی لازم، از جمله پتانسیل تخریب آلاینده‌های مضر، به راحتی با تغییرات محیطی سازگار می‌شوند (Brooks et al., 2011).

به منظور تخریب میکروپلاستیک‌ها با روشی سازگار با محیط‌زیست، از میکروب‌ها می‌توان استفاده کرد بنابراین، محیط طبیعی را بدون هیچ گونه عوارض جانبی پاکسازی می‌کنند (Restrepo-Flórez et al., 2014; Kumar Sen and Raut, 2015; Qi et al., 2017). در حال حاضر، تنها تعداد کمی از میکروب‌های موثر جداسازی شده‌اند و تعاملات و

فعالیت‌های کاربردی کمی برای حذف کارآمد این آلاینده مورد بررسی قرار گرفته است (Shah et al., 2013). این فصل به طور کامل وضعیت فعلی دانش در مورد اصلاح زیستی میکروپلاستیک‌ها و روش‌های مورد استفاده برای بهبود متابولیسم میکروبی را بیان می‌کند؛ علاوه بر این فعالیت‌های عملکردی برای تخریب این آلاینده نیز به تفصیل مورد بحث قرار می‌گیرد.

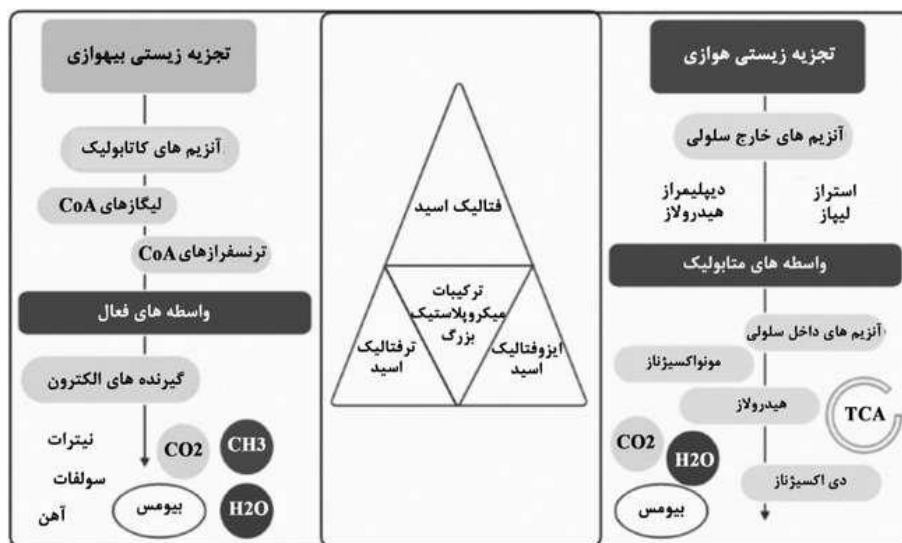
۸-۲. اصل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها

اصلاح زیستی میکروپلاستیک‌ها شامل سه مرحله است؛ تجزیه پلیمرها به ذراتی با اندازه مولکولی کوچک، تجزیه ذرات به اولیگومرها، دایمرها و مونومرها و در نهایت کامل کردن مینرالیزاسیون به محصولات جانبی و زیست‌تبدیلی^۱ مولکول‌های واسطه‌ای، که می‌توانند به عنوان منبع کربن برای افزایش تولید زیست توده استفاده شوند (Espinoza, 2019). آنزیم‌های خارج سلولی مانند منگنز پراکسیداز، لاکاز، لیپاز و استراز به آبدوست‌تر کردن پلیمرهای پلاستیکی کمک می‌کنند. این آنزیم‌ها به جایگزینی گروه‌های عاملی روی سطح میکروپلاستیک‌ها با گروه‌های کربونیل یا الکلی کمک می‌کنند تا اتصال میکروب‌ها را تقویت نمایند (Shahnawaz et al., 2019; Taniguchi et al., 2019). آنزیم‌های هیدرولاز مانند پلی (۳-هیدروکسی بوتیرات) دپلی مرازاها، استراز، کوتیناز و لیپاز قادر به شکستن زنجیره‌های پلیمری بزرگ به ذرات کوچک هستند (Sol et al., 2020). افزودن گروه‌های شیمیایی حساس بر روی زنجیره پلیمری به شکافت سریع زنجیره‌های کوچک کمک می‌کند. به دلیل اندازه بزرگ زنجیره‌های پلیمری (بیش از ۲۵ میلی متر)، آنزیم‌ها قادر به نفوذ به داخل نیستند؛ بنابراین، آن‌ها فقط روی سطح پلیمرها عمل می‌کنند. میکروب‌ها میکروپلاستیک‌ها را با انتقال مونومرها به سیتوپلاسم خود جذب و معدنی کرده و سپس هضم متابولیکی انجام می‌دهند (Zetteler et al., 2013). تحقیقات قبلی در رابطه با درک عملکرد آنزیم‌های خارج سلولی فقط به مرحله اول تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها می‌پردازد و آنزیم‌های داخل سلولی که در هضم متابولیکی نقش دارند، ناشناخته باقی مانده‌اند.

ذرات کوچک نسبت سطح به حجم بالایی دارند بنابراین از نظر زیستی تجزیه‌پذیرتر هستند (Sivan, 2011). تجزیه زیستی در شرایط بهینه مانند pH، دما، رطوبت و شوری با

۱- Biotransformation: تبدیل زیستی اصلاح بیوشیمیایی یک ترکیب شیمیایی یا مخلوطی از ترکیبات شیمیایی است.

میکروارگانیزم‌هایی که دارای ژن‌ها، آنزیم‌ها و مسیرهای متابولیکی مناسبی هستند، صورت می‌گیرد (Gong et al., 2012). ویژگی‌های فیزیکی (ساختار) و شیمیایی (گروه‌های عاملی) میکروپلاستیک‌ها نیز باید امکان چسبندگی آسان میکروارگانیزم‌ها را فراهم کند. یکی دیگر از عوامل موثر بر تجزیه زیستی، درجه انشعاب و پلیمریزاسیون میکروپلاستیک‌های خاص است که شامل نسبتی از مناطق آمورف^۱ و کریستالی، اندازه کریستال و ضخامت لایه می‌باشد. به عنوان مثال، دپلی‌مراز می‌تواند به راحتی زنجیره‌های پلیمری آمورف PHAs موجود در سطح را هیدرولیز کند، درحالی‌که فقط ساختارهای کریستالی فرسایش می‌یابند (Shabbir et al., 2020). فرآیندهای میکروبی و فیزیکوشیمیایی مرتبط با تجزیه میکروپلاستیک‌ها در شکل ۱-۸ نشان داده شده است. روش‌های اصلاح زیستی مانند کمپوست سازی، استخراج گیاهی و تجزیه آنزیمی تکنیک‌های امیدوارکننده‌ای برای کاهش آلودگی هستند. با این حال، برای موفقیت در این زمینه نیاز به درک کامل عملکرد میکروب‌ها می‌باشد (Ru et al., 2020). تحقیقات بیشتری برای شناسایی آنزیم‌هایی با منشاء زیستی باید انجام شود همچنین روش‌های موثر برای افزایش فعالیت دپلیمراز میکروارگانیزم‌ها باید مورد بررسی قرار گیرند.



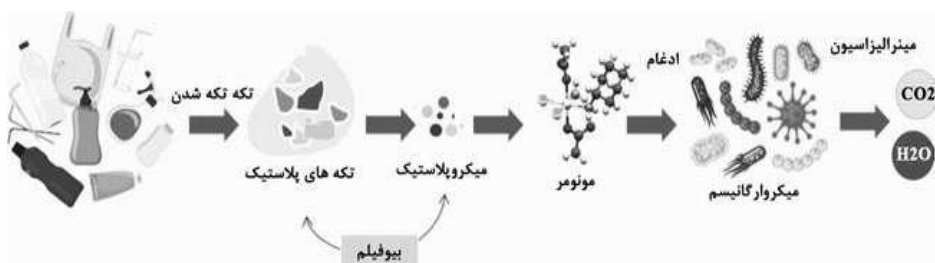
شکل ۱-۸. فرآیندهای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها از طریق عوامل زیستی و غیرزیستی.

۱- Amorphous: جامدی است که در آن اجزای تشکیل‌دهنده (اتم‌ها/مولکول‌ها) برخلاف مواد بلورین نظم بلندبرد نداشته و فقط نظم کوتاه‌برد دارند.

۸-۳. تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها با استفاده از رویکردهای میکروبی

تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها یک رویکرد یکپارچه است که تحت تأثیر شرایط فیزیکوشیمیایی یا عوامل محیطی قرار می‌گیرد (Ammala et al., 2011). از آنجایی که میکروپلاستیک‌ها نسبت به سایر مواد در برابر تجزیه میکروبی مقاوم‌تر هستند، روش‌های تبدیل می‌توانند حملات میکروبی را بهبود بخشند (Rujnić-Sokele and Pilipović, 2017). برای تشکیل کلنی، میکروپلاستیک‌ها با ایجاد یک سطح چسبنده به عنوان منبع کربن و انرژی، زیستگاه منحصر به فردی برای میکروب‌ها می‌باشند.

چندین میکروارگانیسم با قابلیت تجزیه میکروپلاستیک‌ها از زیستگاه‌های مختلف محیطی جداسازی و غربالگری شده‌اند. میکروب‌های دخیل در تجزیه بیولوژیکی این آلاینده به کشت‌های تک باکتریایی، کنسرسیوم‌ها و کشت‌های قارچی و جلبکی دسته بندی می‌شوند. تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر رشد میکروبی، سرعت تجزیه زیستی و عوامل مؤثر بر فرآیند تخریب در بخش‌های زیر خلاصه می‌شود. مسیرهای مختلف هوازی و بی هوازی به همراه آنزیم‌های همراه در شکل ۸-۲ ارائه شده است.



شکل ۸-۲. مسیرهای هوازی و بی هوازی و آنزیم‌های مرتبط در تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها.

۸-۳-۱. باکتری‌ها

باکتری‌ها فراوان‌ترین موجودات زنده روی زمین هستند و بسیاری از آن‌ها توانایی تجزیه آلاینده‌های مختلف را دارند (Bakir et al., 2014). با استفاده از تکنیک‌های غنی سازی، باکتری‌های زیادی با توانایی استفاده از میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب، خاک، لجن و یا رسوبات جدا شده است. مطالعات آزمایشگاهی معمولاً از کشت‌های باکتریایی منفرد استفاده می‌کنند و تحقیقات بر درک مسیرهای درگیر و تأثیر عوامل فیزیولوژیکی مختلف، بر فرآیند تجزیه

متمرکز است. علاوه بر این، فرآیند کامل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها و تغییرات ساختاری بعدی آن‌ها نیز مورد بررسی قرار می‌گیرد (Janssen et al., 2002). در یک مطالعه، باکتری‌هایی با ظرفیت استفاده از PP از رسوبات مانگرو^۱ جدا شدند (Auta et al., 2017). در این مطالعه، کاهش وزن ۶/۴ و ۴ درصدی در میکروپلاستیک‌ها با استفاده از *Rhodococcus* sp. 36 و *Bacillus* sp. 27 به ترتیب در مدت ۴۰ روز گزارش شده است؛ همچنین تشکیل منافذ و بی‌نظمی سطحی پس از تصفیه با باکتری مشاهده شد. در همان مطالعه، *Bacillus gottheilii* و *Bacillus cereus* برای تخریب میکروپلاستیک‌های مختلف مانند PET، PE، PS و PP مورد بررسی قرار گرفتند. *Bacillus cereus* توانست به ترتیب ۱/۶، ۶/۶ و ۷/۴ درصد از PET، PE و PS را کاهش دهد، در حالی که *Bacillus gottheilii* توانست وزن PET، PP، PE و PS را به ترتیب به میزان ۳/۶، ۳/۶ و ۵/۸ درصد کم کند؛ همچنین ناهمواری سطوح با شیارها و ترک‌های متعددی پس از فعالیت باکتری روی میکروپلاستیک‌ها مشاهده شد. آنالیزها نشان داده است که باکتری‌ها قادر به تغییر گروه‌های عاملی، ظاهر، ساختار شیمیایی و خواص فیزیکی این آلاینده هستند. به عنوان مثال، پس از انکوباسیون PE با کشت *B. cereus*، پیوندهای کربونیل موجود در PE در طیف FTIR شناسایی نشدند؛ علاوه بر این، باندهای جذب اضافی در ۳۴۱۹ و ۳۷۳۸ cm^{-1} در طیف PE ظاهر شدند که می‌توان آن‌ها را به پیوندهای O=H و N=H جدید در ساختار PE نسبت داد. مطالعه Jeon و Kim (۲۰۱۳) نقش باکتری‌های جدید، *Stenotrophomonas maltophilia* LB2 را در تجزیه اسید پلی‌لاکتیک را نشان داد؛ فعالیت‌های باکتری، منجر به کاهش خصوصیات کششی و وزن مولکولی پلی‌لاکتیک اسید شدند. Uscátegui و همکاران (۲۰۱۶) تخریب ۱ تا ۲ درصد پلاستیک‌های اصلاح شده مانند PU توسط *E. coli* در ۷۲ ساعت انکوباسیون را گزارش کردند. تجزیه بیولوژیکی فیلم‌های PP و PP جهت دار برای یک دوره ۱۱ ماهه مورد بررسی قرار گرفت. فعالیت میکروبی بر اساس الگوهای فرسایشی و ترک‌های مشاهده شده در سطح PP گزارش شد. سودوموناس آئروژینوزا تا ۱۰ درصد از نانوکامپوزیت‌های PS-PLA را تجزیه می‌کند (Shimpi et al., 2012). Mohan و همکاران (۲۰۱۶) برم زدایی فیلم PS با دوام توسط سوبیه‌های باسیلوس را بررسی کرد که کاهش ۲۳ درصدی وزن پس از ۳۰ روز گزارش شد؛ بنابراین باکتری‌ها در تجزیه پلاستیک‌های اصلاح شده، عملکرد بهتری دارند؛ این موضوع را می‌توان به این واقعیت نسبت داد که پلاستیک‌های اصلاح شده بیشتر در معرض

۱- Mangrove: درختچه یا درختی است که عمدتاً در آب شور ساحلی یا آب شور رشد می‌کند.

تجزیه زیستی هستند. به جز روش‌های جداسازی مستقیم یا غنی سازی، برای به دست آوردن یک کشت باکتریایی خالص از یک محیط آلوده، چندین روش دیگر نیز می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. یک مطالعه گزارش داد که کرم‌های مومی می‌توانند لایه‌های PE را هضم کنند. این توانایی به دو گونه باکتریایی *Enterobacter asburiae* YT1 و *Bacillus sp. YP1* که در روده کرم‌های مومی یافت می‌شود. علاوه بر این، روده حشرات و کنه‌ها نیز برای جداسازی باکتری‌های موثر مورد بررسی قرار گرفته است. یکی از اشکالات این روش این است که مجموعه کوچکی از باکتری‌ها جداسازی می‌شوند، که اکثر آن‌ها متعلق به *Pseudomonas*، *Bacillus*، *Chelatococcus* و *Lysinibacillus fusiformis* هستند. همچنین، فعالیت باکتری‌ها می‌تواند مقدار کمی میکروپلاستیک را تجزیه کند و باعث کاهش وزن تنها تا ۱۰-۱۵ درصد شود؛ علاوه بر این مدت زمان تخریب آن‌ها توسط باکتری‌ها به طور قابل توجهی بیشتر است و تا سه ماه نیز به طول می‌انجامد. مطالعات بیشتری به منظور بهبود انتخاب باکتری‌های کاربردی و بهینه سازی شرایط تجربی برای تجزیه سریع تر میکروپلاستیک‌ها مورد نیاز است. سویه‌های باکتریایی با توانایی تجزیه میکروپلاستیک‌ها در جدول ۸-۱ به تفصیل آمده است.

جدول ۸-۱. تجزیه میکروپلاستیک‌ها توسط سویه‌های باکتریایی

میکروارگانیزم‌ها	انواع میکروپلاستیک	دوره آزمایشی (روز)	درصد کاهش وزن میکروپلاستیک	مراجع
<i>Paenibacillus sp.</i> و <i>Bacillus sp.</i>	PP	۶۰	۱۴/۷	(Park and Kim, ۲۰۱۹)
<i>Engyodontium album</i>	PP	۳۶۵	۰/۵	(Taniguchi et al., 2019)
<i>Bacillus sp.</i> و <i>Bacillus simplex</i>	LDPE	۲۱	—	(Huerta Lwanga et al., 2018)
<i>Bacillus sp.</i>	PP	۶۰	۱۰/۷	(Paço et al., 2017)
<i>Exiguobacterium sp. strain YT2</i>	PS	۲۸	۷/۴ ± ۰/۴	(Yang et al., 2015)
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i> LB 2-3	Polylactic acid (PLA)	۴۰	۶/۴	(Jeon and Kim, 2013)

۲-۳-۸. جلبک‌ها

ریزجلبک‌ها یا آنزیم‌ها و سموم آن‌ها را برای تجزیه پلیمرها می‌توان مورد استفاده قرار داد (Manzi et al., 2022). سیستم‌های مبتنی بر ریزجلبک‌ها از نظر اقتصادی مفید هستند، زیرا به منابع کربن گران قیمت نیاز ندارند و در مقایسه با سیستم‌های باکتریایی به راحتی با شرایط محیطی مختلف سازگار می‌شوند (Yan et al., 2016). ریزجلبک‌ها سطح پلاستیک‌های در تماس با جریان فاضلاب را می‌پوشانند. اگزوپلی ساکاریدها و آنزیم‌های لیگنولیتیک^۱ که مسئول تجزیه هستند، در زمان رشد ریزجلبک‌ها آزاد می‌شوند علاوه بر این، پلیمرها به عنوان منابع کربن برای تجمع کربوهیدرات‌ها و پروتئین‌های سلولی، سرعت رشد ریزجلبک‌ها را افزایش می‌دهند. تجزیه ورق‌های PE با استفاده از جلبک‌ها به وسیله SEM مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته است (Sanniyasi et al., 2021).

فرآیندهای درگیر در تجزیه جلبکی میکروپلاستیک‌ها شامل نفوذ، هیدرولیز، رسوب و خوردگی می‌باشند (Chia et al., 2020). Raut و Kumar Sen (۲۰۱۵) تشکیل کلنی میکروبی و تخریب سطح LDPE را توسط *Oscillatoria subbrevis* و *Phormidium lucidum* بدون هیچ‌گونه پیش تصفیه یا افزودن عوامل پرواکسیداتیو نشان دادند. ترکیبی از جلبک‌ها و باکتری‌ها از جمله *Chlamydomonas mexicana*، *Stephanodiscus hantzschii*، *Chlorella fusca* var. واکوئله شده و کلرولولگاریس برای تجزیه بیسفنول‌ها (یک افزودنی پلیمری با فعالیت استروژنیک) استفاده شده است (Hirooka et al., 2005; Li et al., 2009; Ji et al., 2014). تشکیل بیوفیلم‌های میکروبی روی سطح میکروپلاستیک‌ها برای تجزیه رایج است؛ گونه‌های سیانوباکتری مانند *Microcystis*، *Prochlorothrix*، *Rivularia*، *Scytonema*، *Leptolyngbya*، *Calothrix*، *Pleurocapsa* و *Synechococcus* روی سطح این آلاینده بیوفیلم تشکیل می‌دهند (Bryant et al., 2016; Debroas et al., 17,20,200). (Muthukrishnan et al., 2019). علاوه بر سیانوباکتری‌ها، دیاتوم‌ها نیز در بیوفیلم یافت شده است (Zettler et al., 2013). با ظهور ابزارهای بیوتکنولوژیک، می‌توان تغییرات ژنتیکی در ریزجلبک‌ها ایجاد کرد؛ با این کار ریزجلبک‌ها می‌توانند مقادیر زیادی آنزیم برای استفاده از میکروپلاستیک تولید و دفع کنند. Kim و همکاران (۲۰۲۰) با اصلاح ژنتیکی ریزجلبک *Chlamydomonas reinhardtii* توانستند لایه‌های ترفتالیک اسید و PET را تجزیه کنند.

۱- Lignolytic: گروهی از آنزیم‌ها اطلاق می‌شود که در تخریب و تجزیه لیگنین پلیمری پیچیده نقش دارند.

به همین ترتیب، *P. tricornutum* اصلاح شده ژنتیکی قادر به تولید پلی اتیلن ترفتالات هیدرولاز برای پلیمریزاسیون تخریب پلی اتیلن ترفتالات گلیکول و PET هستند (Moog et al., 2019). زیست شناسی مصنوعی و مهندسی ژنتیک قدرت تجزیه‌ای ریز جلبک‌ها را افزایش داده اند، بنابراین آن‌ها را به یک راه حل کارآمد و پایدار برای تصفیه بیولوژیکی PET تبدیل کرده است؛ بنابراین ریز جلبک‌ها به دلیل سهولت کشت و قابلیت استفاده از میکروپلاستیک‌ها به عنوان منبع کربن، تجزیه‌کننده موثری هستند.

۳-۳-۸. قارچ‌ها

علاوه بر باکتری‌ها، قارچ‌ها نیز به ذرات میکروپلاستیک چسبیده، رشد کرده و آن‌ها را تجزیه می‌کنند (Mitik-Dineva et al., 2009). قارچ‌ها با افزودن گروه‌های عاملی مانند کربونیل، کربوکسیل و استر باعث کاهش خاصیت آبگریزی میکروپلاستیک‌ها می‌شوند. سویه‌های قارچی مختلف نرخ رشد سریعی دارند علاوه بر این، قارچ‌ها می‌توانند به تبدیل زیستی فراهمی زیستی کمک کنند (Chen et al., 2016)، در نتیجه مورفولوژی و همچنین ساختارهای داخلی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهند. مطالعات اخیر نشان داده اند قارچ‌ها می‌توانند از ذرات پلاستیکی به عنوان منبع کربن استفاده کنند. مطالعات آزمایشگاهی، سویه‌های جدیدی از قارچ‌ها را شناسایی کرده اند که توانایی استفاده بیشتری از ذرات پلاستیکی را دارند؛ با این حال سویه‌های قارچی را به سختی می‌توان با غربالگری اکتوپیک جدا کرد، به همین دلیل، تنها چند مطالعه استفاده موفقیت‌آمیز از قارچ‌ها را برای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها گزارش کرده اند. Yamada-Onodera و همکاران (۲۰۰۱) نشان دادند که قارچ *Penicillium simplicissimum* با تابش فرابنفش در مدت ۵۰۰ ساعت ۵٪ PE در محیط جامد را تجزیه می‌کند.

تجزیه و تحلیل‌های بیشتر نشان داد که تنها ذرات PE کوچک پس از سه ماه در محیط رشد مایع قارچ باقی مانده است. این مطالعه پیش تصفیه UV را به عنوان یک روش موثر برای افزایش تجزیه زیستی توسط قارچ‌ها پیشنهاد می‌کند. *Aspergillus niger* و *Penicillium pinophilum* توانایی مینرالیزاسیون کامل LDPE ترمو اکسید شده را دارند. این مطالعه کاهش ۵٪ تا ۳٪ درصدی وزن پلیمر را طی سه ماه پس از انکوباسیون با سویه‌های قارچی نشان داد. به طور خاص، وزن پلیمر با سه واحد لایه‌ای کریستالی (Å ۰/۱-۴/۸) با افزایش ۲/۳ درصدی در محتوای کریستال‌های کوچک کاهش یافت و

میانگین اندازه کریستالی ۱۴-۸/۴ Å گزارش شد. در یک مطالعه مشابه، سرین هیدرولاز در دو سویه *Pestalotiopsis microspora* یافت شد که باعث تخریب PU گردید (Russell et al., 2011). بسیاری از کشت‌های قارچی به دلیل توانایی در تجزیه HDPE موجود در زباله‌های دور ریخته شده در نزدیکی سواحل دریایی، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند.

Devi و همکاران (۲۰۱۵) با استفاده از تکنیک‌های غربالگری آزمایشگاهی، توانستند *Aspergillus tubingensis VRKPT1* و *Aspergillus flavus VRKPT2* که توانایی تجزیه ۵۱٪ و ۶۰/۲٪ HDPE را داشتند، جداسازی کنند. در یک مطالعه مشابه، سویه‌های قارچی - یعنی قارچ‌های پوسیدگی سفید *Trametes versicolor IZU154* و *Phanerochaete chrysosporium* - توانستند نایلون-۶۶ را با یک حمله اکسیداتیو تجزیه کنند. علاوه بر این، تجزیه میکروپلاستیک‌ها به وسیله قارچ‌ها را می‌توان با استفاده از روش‌های ژنومی و پروتئومیکس^۱ افزایش داد. سویه‌های قارچی بالقوه با توانایی تجزیه میکروپلاستیک و مقاوم در برابر خوردگی و اکسیداسیون باید جداسازی و مشخص شوند. این مطالعات پایه و اساس طراحی روش‌های جدید مبتنی بر قارچ‌ها را برای کاهش تأثیر زباله‌های پلاستیکی بر محیط‌زیست را ایجاد می‌کند (Paço et al., 2017). برای حل مسئله برنامه‌های کاربردی مطالعات باید در مقیاس پایلوت انجام شوند بنابراین، در حال حاضر، تجزیه ذرات پلاستیکی توسط قارچ‌ها یک حوزه فعال از تحقیقات است.

۴-۳-۸. تجزیه آنزیمی

عواملی که بر واکنش‌های کاتالیزوری تأثیر می‌گذارند، توپولوژی سطح، جذب آب، تبلور، دمای واکنش و جهت‌گیری پلیمر هستند. تجزیه آنزیمی PET برای استفاده در تولید نانوذرات، الیاف و فیلم‌ها مورد بررسی قرار گرفته است (Welch et al., 2009). علاوه بر این آنزیم‌ها برای تغییرات سطحی، از جمله تغییرات در گروه‌های عاملی متصل به سطح پلیمرها و تخریب مونومرها نیز به کار گرفته شده‌اند (Pellis et al., 2016). اصلاح سطح پلیمرهای پلاستیکی با افزایش خاصیت آبدوستی، رنگ پذیری، عدم ایجاد پرز و استحکام نهایی همراه است (Kawai et al., 2019). مطالعه Barth و همکاران (۲۰۱۵) لیپازها و کوتینازهای جداشده از

۱-Proteomics: دانش بررسی ساختار و عملکرد پروتئین‌ها در مقیاس بزرگ است.

Aspergillus oryzae و *Candida Antarctica* برای استفاده در افزایش خواص آب دوستی پارچه‌های پلاستیکی گزارش شده است.

علاوه بر این نرخ تجزیه به نسبت سطح به حجم نیز بستگی دارد؛ به این معنا که آنزیم‌ها، پلیمرهای کوچک یا پلیمرهای با نسبت سطح به حجم بالا را با سرعت بیشتری تجزیه می‌کنند. تجزیه آنزیمی یک فرآیند ناهمگن است که با عملکرد سلولاز بر سلولز قابل مقایسه است. تجزیه پلاستیک‌های زیستی با استفاده از آنزیم‌ها گزارش شده است؛ به عنوان مثال، چندین مطالعه نشان داده اند که با استفاده از آنزیم PHB depolymerase، تجزیه پلی‌هیدروکسی‌بوتیرات (PHB)^۱ انجام می‌شود (Roohi et al., 2018). در نتیجه، دایمرها و مونومرهای پلاستیک‌های زیستی را می‌توان به آب و دی‌اکسیدکربن تبدیل کرد. اکثر پلاستیک‌های زیستی مانند PLA، پلی‌اتیلن کلرینات‌ها (PEC)^۲، پلی‌گلیکولید (PGA)^۳ و پلی‌کاپرولاکتون (PCL)^۴ به طور کامل به آب، نیتروژن، متان، دی‌اکسید کربن و هیدروژن تجزیه می‌شوند، با این حال برای تجزیه PLA باید شرایط محیطی خاصی را رعایت کرد تا از تشکیل محصولات واسط و فرعی ضد آنزیمی که باعث مهار آنزیم‌ها می‌شوند، جلوگیری شود (Sankhla et al., 2020). میکروب‌هایی مانند *Pseudomonas* sp.، *Klebsiella* sp.، *Escherichia* sp. و *Bacillus* sp. نقش مهمی در تجزیه پلاستیک‌ها دارند و دپلیمراز تولید می‌کنند (Jayasekara et al., 2005). عوامل مهمی که بر تجزیه مونومرها و دایمرهای پلاستیکی تأثیر می‌گذارند، شامل بلورینگی، توپولوژی سطح، آبگریزی و اندازه مولکولی هستند. تجزیه پلاستیک در محلول‌های آبی به دلیل کاهش دمای انتقال (Tg)^۵ پلاستیک‌ها در آب انجام می‌شود. پیوندهای هیدروژنی بین زنجیره‌های پلاستیکی شکسته می‌شوند که باعث تصادفی شدن و افزایش دسترسی آنزیم‌ها به پلاستیک می‌شوند (Kawai et al., 2014). پلاستیک‌ها می‌توانند بر اساس ماهیت و کاربردشان، از نظر بلورینگی متفاوت باشند. به عنوان مثال، PET که در تولید منسوجات به کار می‌رود تا ۴۰٪ بلورینگی دارد، در عین حال، PVC دارای طبیعت آمورف، با ساختار کریستالی کمتر است و در لوله و لاستیک استفاده می‌شود. بلورینگی بیشتر به کاهش انعطاف پذیری زنجیره‌های پلیمری

-
1. Polyhydroxybutyrate
 2. Polyethylenechlorinates
 3. Polyglycolide
 4. Polycaprolactone
 5. Glass Transition Temperature

مربوط می‌شود و در نتیجه دسترسی به آنزیم‌ها را محدود می‌کند. به عنوان مثال، پلی وینیل الکل، PVC و PEC به آسانی توسط پروتئازها، کوتینازها و کربوکسیل استرازها هیدرولیز می‌شوند. با این حال، هیچ هیدرولازی برای تخریب PET موجود در فیلم‌ها و منسوجات گزارش نشده است (Horton et al., 2017). به همین دلیل، لازم است یک محدودیت برای استفاده از توانایی کامل آنزیم‌ها برای تجزیه پلاستیک‌ها کشف شود. آنزیم‌های کارآمد و درگیر در تخریب میکروپلاستیک‌ها در جدول ۸،۲ به تفصیل ذکر شده است.

۵-۳-۸. بیوفیلم برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم‌های آبی در مجاورت مواد آلی، مواد معدنی و جوامع میکروبی قرار دارند (Parrish and Fahrenfeld, 2019) بنابراین، می‌توانند به عنوان بستر برای چسبیدن انواع میکروب‌ها، از جمله جلبک، قارچ، باکتری و ویروس عمل کنند (Oberbeckmann and Labrenz, 2020). کلونیزاسیون میکروبی باعث تشکیل بیوفیلم می‌شود که یک سیستم پیچیده متشکل از ترشحات سلولی، مواد معدنی، آلی و ... است (Fleming et al., 2017). نمای بیرونی میکروپلاستیک‌ها دارای ترکیبات شیمیایی و اشکال فیزیکی متفاوتی مانند چگالی زیاد یا کم و سطوح صاف یا ناهموار است. تشکیل بیوفیلم می‌تواند با ترشح آنزیم‌های تجزیه‌کننده/دهنده، افزودنی‌های تجزیه‌کننده، آزاد کردن محصولات جانبی مضر و پوشاندن ویژگی‌های سطح، تغییراتی در ظاهر فیزیکی و ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها ایجاد کند (Miao et al., 2019). بنابراین، بیوفیلم‌ها می‌توانند خواص شیمیایی و فیزیکی ذرات پلاستیکی را تغییر داده و منجر به تجزیه آن‌ها شوند. Lobelle و Cunliffe (۲۰۱۱) اثر بیوفیلم را بر PE نشان دادند. تقریباً یک هفته زمان لازم بود تا بیوفیلم تشکیل شود و تا سه هفته به رشد خود ادامه دهد. فراوانی باکتری‌های هتروتروف موجود در بیوفیلم از $10^4 \times 1/4$ سلول در سانتی‌متر مربع در یک هفته به $10^5 \times 1/2$ سلول در سانتی‌متر مربع در مدت سه هفته افزایش یافت. پس از سه هفته، بیوفیلم به طور فزاینده‌ای آبدوست می‌شود، که با فرو رفتن میکروپلاستیک‌ها در حد فاصل آب دریا و هوا مشخص می‌شود.

جدول ۲-۸. آنزیم‌های دخیل در تجزیه میکروپلاستیک‌ها

میکروارگانیزم‌ها	انواع میکروپلاستیک	آنزیم	مراجع
<i>Comamonas acidovorans</i>	Polyurethane (PUR)	استراز	(Nakajima-Kambe et al., ۱۹۹۷)
<i>Paenibacillus amylolyticus</i>	PLA	پروتئاز/استراز	(Teeraphatpornchai et al., 2003)
<i>Candida rugosa</i> <i>Pseudomonas chlororaphis</i>	PUR	پلی اورتان‌های احتمالی	(Russell et al., 2011)
<i>Pestalotiopsis microspore</i>	PUR	سرین هیدرولازها	(Russell et al., 2011)
<i>Bacillus subtilis</i>	PUR	استراز	(Shah et al., 2013)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> E7	PE	روبردوکسین، روبردوکسین ردوکتاز و آلکان منواکسیژناز	(Jeon and Kim, 2013)
<i>Ideonella sakaiensis</i>	PE, PET	هیدرولازهای گلیکوزید	(Yoshida et al., 2016)
<i>Bacillus licheniformis</i> , و <i>B. subtilis</i> <i>Thermobifidafusca</i>	الیگومرهای PET	کربوکسی استرازاها	(Wei and Zimmermann, 2017)

وزن PE به دلیل تجزیه در اثر فعالیت‌های بیوفیلیم میکروبی، کاهش می‌یابد. در مطالعه دیگری توسط Hossain و همکاران (۲۰۱۹) تجزیه میکروپلاستیک‌ها در جوامع کوچکی که با کشت باکتری‌هایی از جمله *Escherichia coli*، *Acinetobacter calcoaceticus* و *Burkholderia cepacia* اصلاح شده بود، رخ داد. دیسک‌های PP فرسایش یافته، در مقایسه با سطح فرسایش نیافته، کلونیزاسیون باکتریایی بیشتری داشتند در نتیجه نقش عمده میکروب‌ها را در تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها نشان می‌دهد. اثرات بیوفیلیم بر ذرات پلاستیکی و سایر مواد متفاوت است. Miao و همکاران (۲۰۱۹) فعالیت

بیوفیلیم PP و PE و مواد طبیعی مانند چوب و سنگ‌های رودخانه را با استفاده از داده‌های توالی DNA مورد مطالعه قرار دادند. این تفاوت بر اساس ترکیبات میکروبی همراه با سایر معیارها مانند تنوع گونه ای، مواد آلی و یکنواختی دو بیوفیلیم، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. همانطور که انتظار می‌رفت، بیوفیلیم روی مواد طبیعی، جوامع میکروبی کمتری در ارتباط با تجزیه میکروپلاستیک‌ها دارد. بیوفیلیم روی ذرات پلاستیکی برای رشد *Pirellulaceae*، *Cyclobacteriaceae*، *Roseococcus* و *Phycisphaerales* انتخابی است. مکانیسم‌های تجزیه میکروپلاستیک‌ها توسط جامعه میکروبی به صورت بیوفیلیم، پیچیده تر از باکتری‌ها یا قارچ‌ها به تنهایی هستند. تجزیه آن‌ها در چهار مرحله انجام می‌شود؛ مرحله اول شامل اتصال میکروب‌ها به سطح و به دنبال آن تغییر در خواص سطحی، مانند آب دوستی و شکل ظاهری است. مرحله دوم شامل هیدرولیز آنزیمی میکروپلاستیک‌ها و آزادسازی مونومرها و مواد افزودنی است. در مرحله سوم پایداری مکانیکی ذرات میکروپلاستیک با افزایش حمله آنزیم‌ها و رادیکال‌های اکسایشی کاهش می‌یابد. در مرحله نهایی نیز رشته‌های میکروبی و آب به ساختار ترد میکروپلاستیک نفوذ می‌کند که منجر به استفاده و تجزیه بیشتر آن‌ها توسط جوامع میکروبی می‌شود (Yuan et al., 2020). این مطالعه نشان می‌دهد، میکروپلاستیک‌ها به عنوان محیط متفاوتی عمل می‌کنند که مواد مغذی را جذب کرده و رشد و فعالیت‌های میکروبی را افزایش می‌دهند. همچنین به تثبیت میکروب‌ها بر روی محیط بستر نیز کمک کرده و به عنوان منبع کربن و انرژی برای تکثیر میکروب‌ها عمل می‌کنند (Galloway et al., 2017). به منظور تعیین تعاملات پیچیده بین جوامع میکروبی و سطوح میکروپلاستیک‌ها، یک مطالعه سیستماتیک در مورد تجزیه آن‌ها توسط بیوفیلیم لازم است. تا کنون، تعاملات در مورد تغییرات وزن، ترکیب شیمیایی و ظاهری میکروپلاستیک‌ها انجام شده است. آنالیز آنزیم‌ها و ژن‌های مرتبط با فرایند تجزیه و ترکیبات فرعی از اهمیت بالایی برخوردار است.

۴-۸. عوامل مؤثر بر تجزیه میکروبی میکروپلاستیک‌ها

عوامل متعددی بر تجزیه میکروپلاستیک‌ها به کمک میکروب‌ها تأثیرگذار هستند که به عوامل مرتبط با رشد میکروبی، خواص میکروپلاستیک و عوامل محیطی تقسیم می‌شوند. خواص فیزیکوشیمیایی ذرات پلاستیکی عبارتند از وزن مولکولی، چگالی، کسر ساختار کریستالی^۱،

۱- Fraction of crystalline structure: کسر ساختار کریستالی به نسبت ماده‌ای که از جامدات کریستالی تشکیل شده است اشاره دارد.

گروه‌های عاملی جایگزین و ساختار سه بعدی (Shah et al., 2013). مساحت سطح میکروپلاستیک‌ها نیز بر حساسیت فرآیند تجزیه تأثیر می‌گذارد. به عنوان مثال، میکروپلاستیک‌هایی با مساحت سطح بیشتر نسبت به آن‌هایی که سطح کمتری دارند، تجزیه پذیرتر هستند. افزودنی‌ها و نرم‌کننده‌ها نیز به تجزیه زیستی آن‌ها کمک می‌کنند. عوامل محیطی که بر تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارند نور (UV/Vis)^۱، رطوبت و غلظت مولکول‌های استرس‌زا مانند مواد شوینده، آنتی‌بیوتیک‌ها و فلزات سنگین هستند. این عوامل بر تکثیر میکروبی و فعالیت عملکردی آن‌ها تأثیر می‌گذارند. علاوه بر این، محیط اکسیداتیو منجر به آسیب و فرسودگی ذرات پلاستیکی شده و زیست توده میکروبی را افزایش می‌دهد (Krueger et al., 2015). Sudhakar و همکاران (۲۰۰۸) اثر UV، عوامل استرس‌زا، چگالی و مواد افزودنی را بر تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها مورد مطالعه قرار داده‌اند. افزودن اتانول نرخ تجزیه زیستی TO-LDPE^۲ را ۰/۶۴٪ و ۰/۵٪ در هنگام انکوبه شدن با *A. niger* و *P. pinophilum* افزایش داد (Volke-Sepúlveda et al., 2002). تغییرات در تعامل بین TO-LDPE و کشت قارچ پس از اصلاح با اتانول نشان داد که افزودنی‌ها می‌توانند تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها را تقویت کنند. Satlewal و همکاران (۲۰۰۸) مخلوطی از میکروب‌های بومی با توانایی تجزیه LDPE ۲۱/۷٪ و HDPE ۲۲/۴۱٪ ایجاد کردند. در مطالعه دیگری، Jeon و Kim (۲۰۱۳) کاهش قابل توجهی در استحکام کششی و وزن مولکولی میکروپلاستیک PLA پس از قرارگیری در معرض تابش UV و کشت *S. maltophilia* LB 2-3 در محیط‌های مایع گزارش کردند. نتایج مشابهی برای تجزیه PLA در کمپوست به دست آمد (Lau et al., 2009). پس از قرار گرفتن در معرض UV، جامدات شکننده سفید رنگی تشکیل شد که با تخریب جزئی ساختار PLA با جذب میکروبی همراه بود. تصور می‌شود که گروه‌های کروموفوریک موجود در میکروپلاستیک‌ها اشعه UV را جذب می‌کند که باعث واکنش‌های اکسیداسیون نوری می‌شود. افزودنی‌هایی مانند تثبیت‌کننده‌های نور و حرارت، بازدارنده‌های شعله، آنتی‌اکسیدان‌ها و نرم‌کننده‌ها اثرات قابل توجهی بر تجزیه زیستی ذرات پلاستیکی دارند. پس از افزودن مواد حساس به نور، افزایش ۲ تا ۴ درصدی تجزیه میکروپلاستیک‌ها گزارش شده است (Gu, 2003). علاوه بر این، تجزیه زیستی این آلاینده به طور قابل توجهی تحت تأثیر عوامل محیطی مختلف و ارتباط بین این عوامل قرار می‌گیرد بنابراین، یک ارزیابی جامع برای درک تعاملات بین عوامل مختلف و تعیین شرایط

1. Ultraviolet-visible

2. Treated Organic Low-Density Polyethylene

بهینه برای تجزیه زیستی مورد نیاز است. این کار به ترویج تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها در شرایط متغیر محیطی نیز کمک می‌کند.

۵-۸. روش‌های پیشرفته برای تجزیه بیشتر میکروپلاستیک‌ها

هنوز مشخص نیست کدام یک از روش‌های بیوتکنولوژیکی موجود برای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها مناسب تر است. ترکیب چندین روش یا بهینه سازی روش‌ها برای تجزیه انواع میکروپلاستیک‌ها در زیستگاه‌های محیطی مختلف نیاز است. گزارش شده است که کشت باکتریایی *Ideonella sakaiensis* 201-F6 باعث مینرالیزاسیون PET به ترفتالیک و اتیلن گلیکول با عملکرد PET هیدرولاز می‌شود. در یک مطالعه دیگر، سلول‌های باکتریایی مناسب برای حمل ژن کدکننده PET هیدرولاز از *Ideonella sakaiensis* 201-F6 اصلاح ژنتیکی شدند. در مطالعه اخیر Moog و همکاران (۲۰۱۹)، *Phaeodactylum tricornutum* اصلاح شده ژنتیکی، یک ریز جلبک فتوسنتزی، برای هیدرولاز PET استفاده شد و قادر بود مقادیر قابل توجهی از PET را به مونومرهای غیر خطرناک تجزیه کند. Liu و همکاران (۲۰۲۱) از مهندسی ژنتیک برای جذب PVC در بیوفیلم استفاده کردند. برای این کار، ژن‌های *wsp* از *Pseudomonas aeruginosa* حذف شدند که منجر به افزایش تشکیل مواد آگروپلیمری و در نتیجه تجمع PVC در بیوفیلم شد. علاوه بر این، ژن *yhjH* به عنوان یک پروموتور^۱ قابل انعقاد توسط آرابینوز^۲ اضافه شد. القای *yhjH* منجر به کاهش سطح یک دایمر حلقوی گوانوزین-مونوفسفات می‌شود، در نتیجه ساختار بیوفیلم را برای آزادسازی میکروپلاستیک‌های چسبیده شل می‌کند. با ظهور مهندسی ژنتیک و سهولت دستکاری میکروارگانیسم‌ها، توسعه روش‌های اصلاح زیستی مقرون به صرفه و پایدار سرعت گرفته است. چندین روش شامل تکنولوژی DNA نو ترکیب، اصلاح ژنتیکی و شبیه سازی ژن برای افزایش قابلیت تجزیه زیستی میکروب‌ها است (Kumar et al., 2020). با این حال، تنها مطالعات محدودی کاربرد میکروب‌های اصلاح شده ژنتیکی را برای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها نشان داده اند. شناسایی ژن‌های مسئول تجزیه یا متابولیسم میکروپلاستیک‌ها و مناسب بودن بیان ژن‌های هدف در *E.coli* بسیار مهم است. مهندسی ژنتیک برای تغییر ویژگی و میل ترکیبی آنزیم‌ها یا ایجاد مسیرهای تجزیه‌ای جدید استفاده

۱- Promoter: در ژنتیک به بخشی از DNA گفته می‌شود که RNA پلیمراز جهت شروع رونویسی به آن متصل می‌شود.

۲- Arabinose: یک مونوساکارید حاوی پنج اتم کربن و شامل یک گروه عاملی آلدهیدی.

شده است. فرآیندهای مورد استفاده عبارتند از جهش‌زایی جهت دار، واکنش زنجیره‌ای پلیمرز و فناوری اسید ریبونوکلئیک آنتی‌سنس (RNA^۱). ریبونوکلئیک اسید آنتی‌سنس شامل سنتز RNA آنتی‌سنس است که می‌تواند بیان ژن را در سلول‌های میزبان تنظیم کند. در مقابل، فرآیند جهش‌زایی شامل افزودن یک جهش در توالی ژن هدف برای افزایش فعالیت کاتالیزوری آنزیم کدگذاری شده است. در مطالعه انجام شده توسط Lameh و همکاران (۲۰۲۲)، جهش‌زایی جهت‌دار ژن کربوکسیل استراز در *Archaeoglobus fulgidus* انجام شد که منجر به تولید BTA-هیدرولاز می‌شود که در تخریب PET نقش دارد. در یک مطالعه مشابه، پراکسیداز وابسته به منگنز توسط سویه‌های اصلاح شده *S. cerevisiae* BY 4741 و *E. coli* ترشح شد. به همین ترتیب، لاکاز توسط سویه‌های اصلاح شده *E. coli* BL21 و *P. chrysosporium* تولید شد (Sharma et al., 2018; Paço et al., 2019). سویه‌های اصلاح شده ژنتیکی برای افزایش تجزیه زیستی PET مورد استفاده قرار گرفته است. تجزیه PET نیز توسط کوتینازها نشان داده شده است. این آنزیم مسئول شکستن پیوندهای PES در PET است و در محدوده دمایی ۷۰ تا ۷۵ درجه سانتیگراد به طور بهینه عمل می‌کند. کوتیناز تولید شده توسط سویه‌های مهندسی شده مخمر به تخریب PET کمک می‌کند در حالی که از تشکیل پیوند با مولکول‌های قند در موقعیت‌های استراتژیک جلوگیری می‌کند (Shirke et al., 2018). گزارش شده است که کوتیناز می‌تواند زمان تجزیه زیستی را از ۴۱/۸ ساعت مورد نیاز سویه وحشی به ۶/۲ ساعت توسط سویه اصلاح شده کاهش دهد (Islam et al., 2019). توانایی کنسرسیوم‌های میکروارگانیسم‌های دریایی در تجزیه میکروپلاستیک‌ها نیز افزایش یافته است (Tsiota et al., 2018). علیرغم توانایی سویه‌های مهندسی شده ژنتیکی برای افزایش پتانسیل تجزیه زیستی، نتوانسته‌اند نتایج موفقیت آمیزی را در کاربردهای میدانی نشان دهند.

۱-۵-۸. متاژنومیکس^۲ برای کشف پتانسیل‌های جامعه میکروبی غیر قابل کشت

بیوانفورماتیک به عنوان یک ابزار موثر برای بهبود تجزیه زیستی میکروپلاستیک است. پایگاه‌های اطلاعاتی مختلفی مانند The Environmental Contaminant Biotransformation Pathway Resource، پایگاه داده‌های زیست کاتالیز/تجزیه زیستی دانشگاه مینه سوتا،

1. Ribonucleic acid

۲- Metagenomics: متاژنومیکس مطالعه مواد ژنتیکی مستقیماً به دست آمده از نمونه‌های محیطی است.

پایگاه‌های داده MetaCyc و BioCyc شامل اطلاعات مربوط به آنزیم‌ها، ژن‌ها و مسیرهای متابولیک درگیر در تجزیه زیستی میکروپلاستیک می‌باشند (Karp et al., 2019; Caspi et al., 2020). چندین روش محاسباتی، همراه با پایگاه‌های داده، می‌توانند به شناسایی و مطالعه آنزیم‌ها و مسیرهای مرتبط با تجزیه پلاستیک‌ها کمک کنند؛ این کار به طراحی روش‌های جدید برای تجزیه بیشتر کمک می‌کند (Ali et al., 2021). با این حال، اعتبارسنجی تجربی برای استفاده کامل از رویکردهای بیوانفورماتیک ضروری است. همچنین، تحقیقات گسترده‌ای برای پر کردن شکاف تحقیقاتی در خصوص میکروب‌های تجزیه‌کننده، فرآیندهای متابولیک کلیدی و آنزیم‌ها مورد نیاز است. بنابراین، ترکیبی از بیوانفورماتیک، مهندسی متابولیک، زیست شناسی مولکولی، ژنتیک و زیست شناسی سیستمی ممکن است در یافتن گزینه‌های پایدار برای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها مفید باشد.

۲-۵-۸. ابزارهای ویرایش ژن برای افزایش کیفیت تجزیه میکروپلاستیک‌ها

مهندسی ژنتیک به محققان کمک کرده است تا مسیرهای ژنتیکی میکروب‌های بومی را برای افزایش توانایی تجزیه یا ورود ژن‌های تجزیه‌کننده میکروپلاستیک در میکروب‌های شبیه سازی شده تغییر دهند. ابزار ویرایش ژن برای بیان ژن‌های هدف در میکروب‌ها، گیاهان و حیوانات استفاده می‌شود (Paço et al., 2019; Anand et al., 2023). ابزارهای مختلف ویرایش ژن مانند هسته‌های مؤثر فعال‌کننده رونویسی (TALENs)^۱، تبدیل شیمیایی، الکتروپوراسیون^۲، پروتئین‌های انگستی روی^۳ و تکرارهای پالیندرومیک خوشه‌ای به طور منظم با فاصله (CRISPR-Cas9)^۴ برای بهبود یا اصلاح ساختار ژنتیکی میکروب‌ها استفاده می‌شوند (Gaj et al., 2013).

اولین قدم در اصلاح ژنتیکی، یافتن ژن‌های هدف است. DNA نوترکیب با قرار دادن ژن مورد

1. Transcription activator-like effector nucleases

۲-Electroporation: تکنیکی است که در آن میدان الکتریکی به سلول‌ها اعمال می‌شود تا نفوذپذیری غشای سلولی افزایش یابد.

۳-Zinc finger protein: یک خانواده متنوع از پروتئین‌ها هستند که به خاطر توانایی‌شان در اتصال به DNA، RNA و پروتئین‌ها شناخته می‌شوند و نقش‌های حیاتی در فرآیندهای بیولوژیکی مختلف ایفا می‌کنند.

۴-Clustered, Regularly Interspaced Palindromic Repeats: یک سیستم دفاعی طبیعی در باکتری‌ها است که به عنوان پایه‌ای برای فناوری ویرایش ژن CRISPR-Cas9 استفاده می‌شود. این سیستم به دانشمندان این امکان را می‌دهد که به سرعت و با دقت، ژن‌ها را در سلول‌ها و موجودات زنده ویرایش کنند.

نظر در یک ناقل مناسب و سپس ورود به سلول میزبان ساخته می‌شود. بیان ژن‌های هدف را نیز می‌توان با ویرایش ژن تغییر داد. این عمل می‌تواند شامل از دست دادن یا افزایش فعالیت‌های عملکردی باشد. رویکردهای ویرایش ژن را می‌توان بر روی ژن‌های خاص برای افزایش تجزیه زیستی میکروپلاستیک استفاده کرد. ژن‌های هدف، استراز دپلیمراز را برای PET هیدرولاز، دی هالوژناز و لاکاز که در تجزیه زیستی میکروپلاستیک نقش دارند، کد می‌کنند. Shao و همکاران (۲۰۱۹) سه توالی CRISPR متمایز را در ژنوم *Streptomyces albobogriseolus* LBX-2 شناسایی کردند که می‌تواند به طور موثر برای ژن‌های اکسیژناز مرتبط با تخریب PE مهندسی شود. کسب علم و دانش در خصوص آنزیم‌ها و مسیرهای دخیل در تجزیه پلیمرها به منظور استفاده موثر از ابزارهای مهندسی ژنتیک مهم است (Oesterle et al., 2017). تا به حال، هیچ میکروارگانیسمی برای تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها اصلاح نشده است.

۶-۸. نتیجه‌گیری

میکروپلاستیک‌ها آلاینده‌های نوظهوری هستند که می‌توانند برای مدت طولانی، در محیط زیست باقی بمانند. تجزیه میکروپلاستیک‌ها با استفاده از میکروب‌ها یک رویکرد مقرون به صرفه و سازگار با محیط زیست برای اصلاح زیستی مکان‌های آلوده است. چندین میکروب با قابلیت استفاده از میکروپلاستیک، جداسازی و مشخص شده‌اند. مونومرها، دایمرها و الیگومرها به عنوان محصولات جانبی تجزیه زیستی هستند که می‌توانند مجدداً به عنوان مواد خام مورد استفاده قرار گیرند. تعداد زیادی از میکروب‌های هوازی به دلیل توانایی تجزیه در مقایسه با میکروب‌های بی‌هوازی مورد بررسی قرار گرفته‌اند. علاوه بر این، میکروارگانیسم‌هایی که در برابر پلاستیک‌های با وزن مولکولی بالا و انواع مختلف میکروپلاستیک‌ها موثر هستند، کمتر شناخته شده‌اند. همچنین طبقه بندی مواد و پلیمرهایی که در ساخت پلاستیک استفاده می‌شوند به منظور توسعه استراتژی‌های تجزیه زیستی بهتر، مهم است. رویکردهای متا اومیکس^۱ را می‌توان برای کشف میکروارگانیسم‌های کشت نشده و شناسایی آنزیم‌های عملکردی به کار برد. استفاده از آنزیم‌ها برای تبدیل یا تجزیه کامل پلاستیک‌ها موضوعی چالش برانگیز است؛ برای این کار، روش‌های در محل می‌توانند برای

۱- Meta-omics: به مطالعه جمعی رشته‌های مختلف "اومیکس" مانند ژنومیکس، پروتئومیکس، متابولومیکس و متازنومیکس برای توصیف و درک جامع سیستم‌های بیولوژیکی اشاره دارد.

درک مکانیسم تجزیه آنزیمی استفاده شوند. خلاصه‌ای دقیق از مطالعات مربوط به تجزیه میکروپلاستیک‌ها در شرایط مشابه و سپس بهینه سازی شرایط مختلف تجزیه مانند pH، دما، غلظت بستر و اندازه تلقیح برای افزایش بیشتر سرعت تجزیه مورد نیاز است. تکنیک‌های مختلفی مانند فناوری آنزیمی، متا اومیکس و نانوتکنولوژی را می‌توان برای توسعه راه حل‌های بیوتکنولوژیکی بهتر برای رفع آلودگی میکروپلاستیک به طور ترکیبی به کار برد.

منابع

- Ali, S.S., Elsamahy, T., Koutra, E., Kornaros, M., El-Sheekh, M., Abdelkarim, E.A., Zhu, D., Sun, J., 2021. Degradation of conventional plastic wastes in the environment: A review on current status of knowledge and future perspectives of disposal. *Sci. Total Environ.* 771, 144719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144719>.
- Ammala, A., Bateman, S., Dean, K., Petinakis, E., Sangwan, P., Wong, S., Yuan, Q., Yu, L., Patrick, C., Leong, K.H., 2011. An overview of degradable and biodegradable polyolefins. *Prog. Polym. Sci.* 36, 1015–1049. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2010.12.002>.
- Anand, U., Dey, S., Bontempi, E., Ducoli, S., Vethaak, A.D., Dey, A., Federici, S., 2023. Biotechnological methods to remove microplastics: A review. *Environ. Chem. Lett.* 21, 1787–1810. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01552-4>.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environ. Pollut.* 231, 1552–1559. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.043>.
- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ. Pollut.* 185, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>.
- Barth, M., Oeser, T., Wei, R., Then, J., Schmidt, J., Zimmermann, W., 2015. Effect of hydrolysis products on the enzymatic degradation of polyethylene terephthalate nanoparticles by a polyester hydrolase from *Thermobifida fusca*. *Biochem. Eng. J.* 93, 222–228. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.10.012>.
- Brooks, A.N., Turkarslan, S., Beer, K.D., Yin Lo, F., Baliga, N.S., 2011. Adaptation of cells to new environments. *WIREs Syst. Biol. Med.* 3, 544–561. <https://doi.org/10.1002/wsbm.136>.
- Bryant, J.A., Clemente, T.M., Viviani, D.A., Fong, A.A., Thomas, K.A., Kemp, P., Karl, D.M., White, A.E., DeLong, E.F., 2016. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the North Pacific gyre. *mSystems* 1, e00024–16. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00024-16>.
- Caspi, R., Billington, R., Keseler, I.M., Kothari, A., Krummenacker, M., Midford, P.E., Ong, W.K., Paley, S., Subhraveti, P., Karp, P.D., 2020. The MetaCyc database of metabolic pathways and enzymes—a 2019 update. *Nucleic Acids Res.* 48, D445–D453. <https://doi.org/10.1093/nar/gkz862>.
- Chen, Y., Stemple, B., Kumar, M., Wei, N., 2016. Cell surface display fungal laccase as a renewable biocatalyst for degradation of persistent micropollutants bisphenol A and sulfamethoxazole. *Environ. Sci. Technol.* 50, 8799–8808. <https://doi.org/10.1021/acs>.

est.6b01641.

- Chia, W.Y., Ying Tang, D.Y., Khoo, K.S., Kay Lup, A.N., Chew, K.W., 2020. Nature's fight against plastic pollution: Algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Environ. Sci. Ecotechnol.* 4, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.esec.2020.100065>.
- Debroas, D., Mone, A., Ter Halle, A., 2017. Plastics in the North Atlantic garbage patch: A boat-microbe for hitchhikers and plastic degraders. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1222–1232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.059>.
- Devi, S.R., Rajesh Kannan, V., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S., Robert Antony, A., 2015. Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Mar. Pollut. Bull.* 96, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.050>.
- Dussud, C., Meistertzheim, A.L., Conan, P., Pujo-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J., Higgs, P., Elineau, A., Pedrotti, M.L., Gorsky, G., Ghiglione, J.F., 2018. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environ. Pollut.* 236, 807–816. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.027>.
- Espinoza, R.M.B., 2019. *Microplastics in Wastewater Treatment Systems and Receiving Waters* [Doctoral dissertation University of Glasgow] Enlighten Publications Record. <https://doi.org/10.5525/gla.thesis.76781>.
- Fleming, D., Chahin, L., Rumbaugh, K., 2017. Glycoside hydrolases degrade polymicrobial bacterial biofilms in wounds. *Antimicrob. Agents Chemother.* 61, e01998–16. <https://doi.org/10.1128/AAC.01998-16>.
- Gaj, T., Gersbach, C.A., Barbas, C.F., 2013. ZFN, TALEN, and CRISPR/Cas-based methods for genome engineering. *Trends Biotechnol.* 31, 397–405. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2013.04.004>.
- Galloway, T.S., Cole, M., Lewis, C., 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 0116. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.
- Gong, J., Duan, N., Zhao, X., 2012. Evolutionary engineering of *Phaffia rhodozyma* for astaxanthin-overproducing strain. *Front. Chem. Sci. Eng.* 6, 174–178. <https://doi.org/10.1007/s11705-012-1276-3>.
- Gu, J.-D., 2003. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: Recent research advances. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 52, 69–91. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00177-4](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00177-4).
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Hirooka, T., Nagase, H., Uchida, K., Hiroshige, Y., Ehara, Y., Nishikawa, J., Nishihara, T., Miyamoto, K., Hirata, Z., 2005. Biodegradation of bisphenol A and disappearance of its estrogenic activity by the green alga *Chlorella fusca* var. *Vacuolata*. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 1896. <https://doi.org/10.1897/04-259R.1>.
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>.
- Hossain, M.R., Jiang, M., Wei, Q., Leff, L.G., 2019. Microplastic surface properties affect bacterial colonization in freshwater. *J. Basic Microbiol.* 59, 54–61. <https://doi.org/10.1002/jobm.201800174>.

- Huerta Lwanga, E., Thapa, B., Yang, X., Gertsen, H., Salánki, T., Geissen, V., Garbeva, P., 2018. Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. *Sci. Total Environ.* 624, 753–757. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.144>.
- Islam, S., Apitius, L., Jakob, F., Schwaneberg, U., 2019. Targeting microplastic particles in the void of diluted suspensions. *Environ. Int.* 123, 428–435. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.029>.
- Janssen, P.H., Yates, P.S., Grinton, B.E., Taylor, P.M., Sait, M., 2002. Improved culturability of soil bacteria and isolation in pure culture of novel members of the divisions *Acidobacteria*, *Actinobacteria*, *Proteobacteria*, and *Verrucomicrobia*. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 2391–2396. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.5.2391-2396.2002>.
- Jayasekara, R., Harding, I., Bowater, I., Lonergan, G., 2005. Biodegradability of a selected range of polymers and polymer blends and standard methods for assessment of biodegradation. *J. Polym. Environ.* 13, 231–251. <https://doi.org/10.1007/s10924-005-4758-2>.
- Jeon, H.J., Kim, M.N., 2013. Biodegradation of poly(l-lactide) (PLA) exposed to UV irradiation by a mesophilic bacterium. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 85, 289–293. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.08.013>.
- Ji, M.-K., Kabra, A.N., Choi, J., Hwang, J.-H., Kim, J.R., Abou-Shanab, R.A.I., Oh, Y.-K., Jeon, B.-H., 2014. Biodegradation of bisphenol A by the freshwater microalgae *Chlamydomonas mexicana* and *Chlorella vulgaris*. *Ecol. Eng.* 73, 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.070>.
- Karp, P.D., Billington, R., Caspi, R., Fulcher, C.A., Latendresse, M., Kothari, A., Keseler, I.M., Krummenacker, M., Midford, P.E., Ong, Q., Ong, W.K., Paley, S.M., Subhraveti, P., 2019. The BioCyc collection of microbial genomes and metabolic pathways. *Brief. Bioinform.* 20, 1085–1093. <https://doi.org/10.1093/bib/bbx085>.
- Kawai, F., Kawabata, T., Oda, M., 2019. Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103, 4253–4268. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09717-y>.
- Kawai, F., Oda, M., Tamashiro, T., Waku, T., Tanaka, N., Yamamoto, M., Mizushima, H., Miyakawa, T., Tanokura, M., 2014. A novel Ca^{2+} -activated, thermostabilized polyesterase capable of hydrolyzing polyethylene terephthalate from *Saccharomonospora viridis* AHK190. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 98, 10053–10064. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5860-y>.
- Kim, J.W., Park, S.-B., Tran, Q.-G., Cho, D.-H., Choi, D.-Y., Lee, Y.J., Kim, H.-S., 2020. Functional expression of polyethylene terephthalate-degrading enzyme (PETase) in green microalgae. *Microb. Cell Factories* 19, 97. <https://doi.org/10.1186/s12934-020-01355-8>.
- Kitamoto, H.K., Shinozaki, Y., Cao, X., Morita, T., Konishi, M., Tago, K., Kajiwar, H., Koitabashi, M., Yoshida, S., Watanabe, T., Sameshima-Yamashita, Y., Nakajima-Kambe, T., Tsushima, S., 2011. Phyllosphere yeasts rapidly break down biodegradable plastics. *AMB Express* 1, 44. <https://doi.org/10.1186/2191-0855-1-44>.
- Krueger, M.C., Harms, H., Schlosser, D., 2015. Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99, 8857–8874. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6879-4>.
- Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D.C.W., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok,

- Y.S., Bolan, N.S., 2020. Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environ. Pollut.* 265, 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.
- Kumar Sen, S., Raut, S., 2015. Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *J. Environ. Chem. Eng.* 3, 462–473. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.01.003>.
- Lameh, F., Baseer, A.Q., Ashiru, A.G., 2022. Retracted: Comparative molecular docking and molecular-dynamic simulation of wild-type- and mutant carboxylesterase with BTA-hydrolase for enhanced binding to plastic. *Eng. Life Sci.* 22, 13–29. <https://doi.org/10.1002/elsc.202100083>.
- Lau, A.K., Cheuk, W.W., Lo, K.V., 2009. Degradation of greenhouse twines derived from natural fibers and biodegradable polymer during composting. *J. Environ. Manage.* 90, 668–671. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.03.001>.
- Li, R., Chen, G.-Z., Tam, N.F.Y., Luan, T.-G., Shin, P.K.S., Cheung, S.G., Liu, Y., 2009. Toxicity of bisphenol A and its bioaccumulation and removal by a marine microalga *Stephanodiscus hantzschii*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 72, 321–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.05.012>.
- Liu, S.Y., Leung, M.M.-L., Fang, J.K.-H., Chua, S.L., 2021. Engineering a microbial ‘trap and release’ mechanism for microplastics removal. *Chem. Eng. J.* 404, 127079. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127079>.
- Lobelle, D., Cunliffe, M., 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 197–200. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.013>.
- Manzi, H.P., Abou-Shanab, R.A.I., Jeon, B.-H., Wang, J., Salama, E.-S., 2022. Algae: A front-line photosynthetic organism in the microplastic catastrophe. *Trends Plant Sci.* 27, 1159–1172. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.06.005>.
- Miao, L., Wang, P., Hou, J., Yao, Y., Liu, Z., Liu, S., Li, T., 2019. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Sci. Total Environ.* 650, 2395–2402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.378>.
- Miri, S., Saini, R., Davoodi, S.M., Pulicharla, R., Brar, S.K., Magdoui, S., 2022. Biodegradation of microplastics: Better late than never. *Chemosphere* 286, 131670. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>.
- Mitik-Dineva, N., Wang, J., Truong, V.K., Stoddart, P., Malherbe, F., Crawford, R.J., Ivanova, E.P., 2009. *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, and *Staphylococcus aureus* attachment patterns on glass surfaces with nanoscale roughness. *Curr. Microbiol.* 58, 268–273. <https://doi.org/10.1007/s00284-008-9320-8>.
- Moog, D., Schmitt, J., Senger, J., Zarzycki, J., Rexer, K.-H., Linne, U., Erb, T., Maier, U.G., 2019. Using a marine microalga as a chassis for polyethylene terephthalate (PET) degradation. *Microb. Cell Factories* 18, 171. <https://doi.org/10.1186/s12934-019-1220-z>.
- Muthukrishnan, T., Al Khaburi, M., Abed, R.M.M., 2019. Fouling microbial communities on plastics compared with wood and steel: Are they substrate- or location-specific? *Microb. Ecol.* 78, 361–374. <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1303-0>.
- Nakajima-Kambe, T., Onuma, F., Akutsu, Y., Nakahara, T., 1997. Determination of the polyester polyurethane breakdown products and distribution of the polyurethane degrading enzyme of *Comamonas acidovorans* strain TB-35. *J. Ferment. Bioeng.* 83, 456–460. [https://doi.org/10.1016/S0922-338X\(97\)83000-0](https://doi.org/10.1016/S0922-338X(97)83000-0).
- Oberbeckmann, S., Labrenz, M., 2020. Marine microbial assemblages on microplastics:

- Diversity, adaptation, and role in degradation. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 12, 209–232. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010633>.
- Oesterle, S., Wuethrich, I., Panke, S., 2017. Toward genome-based metabolic engineering in bacteria, in: *Advances in Applied Microbiology*. Elsevier, pp. 49–82. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2017.07.001>.
- Paço, A., Duarte, K., Da Costa, J.P., Santos, P.S.M., Pereira, R., Pereira, M.E., Freitas, A.C., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A.P., 2017. Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Sci. Total Environ.* 586, 10–15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.017>.
- Paço, A., Jacinto, J., Da Costa, J.P., Santos, P.S.M., Vitorino, R., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Biotechnological tools for the effective management of plastics in the environment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 49, 410–441. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1548862>.
- Park, S.Y., 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. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.159>.
- Parrish, K., Fahrenfeld, N.L., 2019. Microplastic biofilm in fresh- and wastewater as a function of microparticle type and size class. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 5, 495–505. <https://doi.org/10.1039/C8EW00712H>.
- Pellis, A., Haernvall, K., Pichler, C.M., Ghazaryan, G., Breinbauer, R., Guebitz, G.M., 2016. Enzymatic hydrolysis of poly(ethylene furanoate). *J. Biotechnol.* 235, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.02.006>.
- Qi, X., Ren, Y., Wang, X., 2017. New advances in the biodegradation of Poly(lactic) acid. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 117, 215–223. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.010>.
- Restrepo-Flórez, J.-M., Bassi, A., Thompson, M.R., 2014. Microbial degradation and deterioration of polyethylene—A review. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 88, 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.12.014>.
- Roohi, B.K., Zaheer, M.R., Kuddus, M., 2018. PHB (poly- β -hydroxybutyrate) and its enzymatic degradation. *Polym. Adv. Technol.* 29, 30–40. <https://doi.org/10.1002/pat.4126>.
- Ru, J., Huo, Y., Yang, Y., 2020. Microbial degradation and valorization of plastic wastes. *Front. Microbiol.* 11, 442. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00442>.
- Rujnić-Sokele, M., Pilipović, A., 2017. Challenges and opportunities of biodegradable plastics: A mini review. *Waste Manag. Res. J. Sustain. Circ. Econ.* 35, 132–140. <https://doi.org/10.1177/0734242X16683272>.
- Russell, J.R., Huang, J., Anand, P., Kucera, K., Sandoval, A.G., Dantzler, K.W., Hickman, D., Jee, J., Kimovec, F.M., Koppstein, D., Marks, D.H., Mittermiller, P.A., Núñez, S.J., Santiago, M., Townes, M.A., Vishnevetsky, M., Williams, N.E., Vargas, M.P.N., Boulanger, L.-A., Bascom-Slack, C., Strobel, S.A., 2011. Biodegradation of Polyester Polyurethane by Endophytic Fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 77, 6076–6084. <https://doi.org/10.1128/AEM.00521-11>.
- Sankhla, I.S., Sharma, G., Tak, A., 2020. Fungal degradation of bioplastics: An overview, in: *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier, pp. 35–47. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821007-9.00004-8>.
- Sanniyasi, E., Gopal, R.K., Gunasekar, D.K., Raj, P.P., 2021. Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) sheet by microalga, *Uronema africanum* Borge. *Sci. Rep.* 11, 17233.

<https://doi.org/10.1038/s41598-021-96315-6>.

- Satlewal, A., Soni, R., Zaidi, M., Shouche, Y., Goel, R., 2008. Comparative biodegradation of HDPE and LDPE using an indigenously developed microbial consortium. *J. Microbiol. Biotechnol.* 18, 477–482.
- Shabbir, S., Faheem, M., Ali, N., Kerr, P.G., Wang, L.-F., Kuppusamy, S., Li, Y., 2020. Periphytic biofilm: An innovative approach for biodegradation of microplastics. *Sci. Total Environ.* 717, 137064. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137064>.
- Shah, Z., Krumholz, L., Aktas, D.F., Hasan, F., Khattak, M., Shah, A.A., 2013. Degradation of polyester polyurethane by a newly isolated soil bacterium, *Bacillus subtilis* strain MZA-75. *Biodegradation* 24, 865–877. <https://doi.org/10.1007/s10532-013-9634-5>.
- Shahnawaz, M., Sangale, M.K., Ade, A.B., 2019. *Bioremediation Technology for Plastic Waste*. Springer Singapore, Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-7492-0>.
- Shao, H., Chen, M., Fei, X., Zhang, R., Zhong, Y., Ni, W., Tao, X., He, X., Zhang, E., Yong, B., Tan, X., 2019. Complete genome sequence and characterization of a polyethylene biodegradation strain, *Streptomyces Albogriseolus* LBX-2. *Microorganisms* 7, 379. <https://doi.org/10.3390/microorganisms7100379>.
- Sharma, B., Dangi, A.K., Shukla, P., 2018. Contemporary enzyme based technologies for bioremediation: A review. *J. Environ. Manage.* 210, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.075>.
- Shimpi, N., Borane, M., Mishra, S., Kadam, M., 2012. Biodegradation of polystyrene (PS)-poly(lactic acid) (PLA) nanocomposites using *Pseudomonas aeruginosa*. *Macro- mol. Res.* 20, 181–187. <https://doi.org/10.1007/s13233-012-0026-1>.
- Shirke, A.N., White, C., Englaender, J.A., Zwarycz, A., Butterfoss, G.L., Linhardt, R.J., Gross, R.A., 2018. Stabilizing leaf and branch compost Cutinase (LCC) with glycosylation: Mechanism and effect on PET hydrolysis. *Biochemistry* 57, 1190–1200. <https://doi.org/10.1021/acs.biochem.7b01189>.
- Sivan, A., 2011. New perspectives in plastic biodegradation. *Curr. Opin. Biotechnol.* 22, 422–426. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.01.013>.
- Sol, D., Laca, A., Laca, A., Díaz, M., 2020. Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. *Sci. Total Environ.* 740, 140016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140016>.
- Sudhakar, M., Doble, M., Murthy, P.S., Venkatesan, R., 2008. Marine microbe-mediated biodegradation of low- and high-density polyethylenes. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 61, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.07.011>.
- Taniguchi, I., Yoshida, S., Hiraga, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K., 2019. Biodegradation of PET: Current status and application aspects. *ACS Catal.* 9, 4089–4105. <https://doi.org/10.1021/acscatal.8b05171>.
- Teeraphatpornchai, T., Nakajima-Kambe, T., Shigeno-Akutsu, Y., Nakayama, M., Nomura, N., Nakahara, T., Uchiyama, H., 2003. Isolation and characterization of a bacterium that degrades various polyester-based biodegradable plastics. *Biotechnol. Lett.* 25, 23–28. <https://doi.org/10.1023/A:1021713711160>.
- Tsiota, P., Karkanorachaki, K., Syranidou, E., Franchini, M., Kalogerakis, N., 2018. Microbial degradation of HDPE secondary microplastics: Preliminary results, in: Cocca, M., Di Pace, E., Errico, M.E., Gentile, G., Montarsolo, A., Mossotti, R. (Eds.), *Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea*, Springer

- Water. Springer International Publishing, Cham, pp. 181–188. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71279-6_24.
- Uscátegui, Y.L., Arévalo, F.R., Díaz, L.E., Cobo, M.I., Valero, M.F., 2016. Microbial degradation, cytotoxicity and antibacterial activity of polyurethanes based on modified castor oil and polycaprolactone. *J. Biomater. Sci. Polym. Ed.* 27, 1860–1879. <https://doi.org/10.1080/09205063.2016.1239948>.
- Volke-Sepúlveda, T., Saucedo-Castañeda, G., Gutiérrez-Rojas, M., Manzur, A., Favela-Torres, E., 2002. Thermally treated low density polyethylene biodegradation by *Penicillium pinophilum* and *Aspergillus niger*: Low Density Polyethylene Biodegradation. *J. Appl. Polym. Sci.* 83, 305–314. <https://doi.org/10.1002/app.2245>.
- Wagner, M., Lambert, S. (Eds.), 2018. Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants? The Handbook of Environmental Chemistry. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>.
- Wei, R., Zimmermann, W., 2017. Microbial enzymes for the recycling of recalcitrant petroleum-based plastics: How far are we? *Microb. Biotechnol.* 10, 1308–1322. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12710>.
- Welch, M.J., Hawker, C.J., Wooley, K.L., 2009. The advantages of nanoparticles for PET. *J. Nucl. Med.* 50, 1743–1746. <https://doi.org/10.2967/jnumed.109.061846>.
- Wierckx, N., Narancic, T., Eberlein, C., Wei, R., Drzyzga, O., Magnin, A., Ballerstedt, H., Kenny, S.T., Pollet, E., Avérous, L., O'Connor, K.E., Zimmermann, W., Heipieper, H.J., Prieto, A., Jiménez, J., Blank, L.M., 2019. Plastic biodegradation: Challenges and opportunities, in: Steffan, R.J. (Ed.), *Consequences of Microbial Interactions with Hydrocarbons, Oils, and Lipids: Biodegradation and Bioremediation*. Springer International Publishing, Cham, pp. 333–361. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50433-9_23.
- Yamada-Onodera, K., Mukumoto, H., Katsuyaya, Y., Saiganji, A., Tani, Y., 2001. Degradation of polyethylene by a fungus, *Penicillium simplicissimum* YK. *Polym. Degrad. Stab.* 72, 323–327. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00027-1](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00027-1).
- Yan, N., Fan, C., Chen, Y., Hu, Z., 2016. The potential for microalgae as bioreactors to produce pharmaceuticals. *Int. J. Mol. Sci.* 17, 962. <https://doi.org/10.3390/ijms17060962>.
- Yang, Y., Yang, J., Wu, W.-M., Zhao, J., Song, Y., Gao, L., Yang, R., Jiang, L., 2015. Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 2. Role of gut microorganisms. *Environ. Sci. Technol.* 49, 12087–12093. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02663>.
- Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K., 2016. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). *Science* 351, 1196–1199. <https://doi.org/10.1126/science.1226359>.
- Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y., Yu, F., 2020. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. *Sci. Total Environ.* 715, 136968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136968>.
- Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>.

فصل ۹

راهبردهای پایش و مدیریت میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم

۹-۱. مقدمه

میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی کوچکی هستند که اندازه آن‌ها کمتر از ۵ میلی متر است و به دلیل تجزیه ناپذیری و ماندگاری طولانی مدت در اکوسیستم، به یک نگرانی رو به رشد در محیط زیست تبدیل شده است. میکروپلاستیک‌ها طی فرآیندهایی از جمله تجزیه اقلام پلاستیکی بزرگتر، تجزیه الیاف مصنوعی در لباس‌ها و حتی محصولات مراقبت شخصی مانند اسکراب صورت و خمیر دندان تولید می‌شوند. تاثیر این آلاینده بر اکوسیستم هنوز به طور کامل شناخته نشده است، اما تحقیقات نشان داده اند که اثرات نامطلوب شدیدی بر محیط زیست می‌گذارند. جانداران دریایی مانند ماهی و صدف‌ها میکروپلاستیک‌ها را بلعیده و در طول زمان در بافت‌های آن‌ها تجمع پیدا می‌کنند، این موضوع می‌تواند مشکلات مختلفی برای سلامتی مانند التهاب، کاهش تولید مثل و حتی مرگ جانداران شود (۱، ۲).

علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها تأثیر منفی بر زنجیره غذایی می‌گذارند؛ به عنوان مثال ذرات ریز پلاستیکی توسط موجودات کوچک بلعیده می‌شوند؛ سپس به موجودات بزرگ تر منتقل شده و در نهایت به مواد غذایی مصرفی انسان‌ها نیز راه پیدا می‌کنند. این موضوع می‌تواند پیامدهای بالقوه‌ای برای سلامتی انسان‌هایی که غذاهای دریایی مصرف می‌کنند داشته باشند. وجود میکروپلاستیک در محیط با انتشار مواد شیمیایی خطرناک نیز مرتبط است؛ ذرات پلاستیکی مواد شیمیایی مانند آفت‌کش‌ها و POPs را جذب و انباشته می‌کنند و پس از بلعیده شدن توسط جانداران دریایی در محیط آزاد می‌شوند. دفع میکروپلاستیک‌ها یک نگرانی رو به رشد است و اقداماتی برای کاهش انتشار آن‌ها در محیط باید انجام شود (۳).

کاهش استفاده از پلاستیک‌های یک بار مصرف، بهبود مدیریت زباله و شیوه‌های بازیافت و جایگزینی پلاستیک باید به عنوان راه حل‌های بالقوه مورد بررسی قرار گیرند. یکی از مشکلات مهم زیست محیطی، حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط است. با وجود اینکه تحقیقات بیشتری برای درک کامل پیامدهای میکروپلاستیک‌ها بر محیط زیست نیاز است، اما روشن است که این آلاینده تأثیر منفی بر اکوسیستم و سلامتی انسان می‌گذارد (۴، ۵).

۹-۱-۱. اثرات زیست محیطی

میکروپلاستیک‌ها اثرات زیست محیطی قابل توجهی از جمله آسیب به زندگی موجودات دریایی و آلودگی زنجیره غذایی دارند. آن‌ها می‌توانند سمومی که برای سلامتی حیوانات و انسان خطرناک است را در خود جمع کنند (۶).

۹-۱-۲. سلامت انسان

نگرانی رو به رشدی در خصوص تأثیرات میکروپلاستیک‌ها بر سلامت موجودات زنده وجود دارد. طبق تحقیقات انجام شده، میکروپلاستیک‌ها از طریق بلع، استنشاق یا از طریق پوست می‌توانند وارد بدن انسان‌ها شوند. اثرات طولانی مدت آن‌ها در سلامتی انسان‌ها به طور کامل شناخته نشده است، اما شواهد نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌ها باعث التهاب، استرس اکسیداتیو و حتی اختلال در سیستم‌های هورمونی در بدن نیز می‌شوند (۷).

۹-۱-۳. کاهش اثرات مخرب

به منظور کاهش اثرات میکروپلاستیک‌ها تلاش‌هایی از جمله کاهش زباله‌های پلاستیکی،

بهبود سیستم‌های مدیریت پسماند و اجرای مقررات برای ممنوعیت یا محدودیت استفاده از ذرات پلاستیکی در محصولات مختلف صورت گرفته است. علاوه بر این مصرف‌کنندگان می‌توانند با انتخاب پایدار، مانند استفاده از محصولات قابل استفاده مجدد و اجتناب از کاربرد محصولات حاوی ریزدانه‌ها، در کاهش میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست نقش به سزایی داشته باشند (۸).

۹-۱-۴. سناریوی ملی و بین‌المللی

هند یکی از بزرگترین مصرف‌کنندگان پلاستیک در جهان است و در نتیجه آلودگی میکروپلاستیک به یک نگرانی زیست محیطی مهم در این کشور تبدیل شده است.

۹-۱-۵. مقررات و سیاست‌ها

به منظور به حداقل رساندن استفاده از پلاستیک، کشورهای مختلف تلاش‌های زیادی کرده اند؛ از جمله این ابتکارات، ممنوعیت استفاده از پلاستیک‌های یکبار مصرف مانند کیسه، نی، کارد و چنگال و ... است. این سیاست در نظر دارد برای کاهش ۳۰ درصدی زباله‌های دریایی در دهه آینده، از جایگزین‌های تجزیه پذیر استفاده کند. با این حال، موانع متعددی برای اجرای موفقیت آمیز این طرح وجود دارد (۹).

۹-۱-۶. تحقیق و نظارت

در کشور هند، پروژه‌های تحقیقاتی متعددی برای سنجش میزان آلودگی میکروپلاستیک انجام شده است. در مطالعات اخیر، آلودگی نمک‌های تجاری به میکروپلاستیک‌ها به عنوان یک نگرانی مهم مطرح شده است که چالش‌هایی را هم برای نمونه برداری و هم برای کمی سازی ایجاد می‌کند. علاوه بر این، یک مطالعه انجام شده توسط IIT Mumbai در مورد آلودگی نمک‌های دریایی هند به میکروپلاستیک‌ها، همراه با یک استراتژی بالقوه پیشگیری، باعث افزایش علاقه مندی به این موضوع در جوامع علمی شده است. علاوه بر این، CPCB توسط دادگاه ملی سبز (NGT)^۱، یک نهاد قضایی زیست محیطی، دستور داده است که تحقیقات کاملی در مورد توزیع میکروپلاستیک‌ها در رودخانه‌ها و دریاچه‌ها در سراسر هند آغاز شود (۳، ۱۰).

۲-۹. آگاهی عمومی و آموزش

در میان مردم هند، آگاهی در خصوص تأثیر آلودگی پلاستیک بر محیط زیست از جمله موضوع میکروپلاستیک‌ها، رو به افزایش است. ابتکارات و کمپین‌های متعددی توسط دولت، سازمان‌های غیردولتی و سازمان‌های خصوصی به منظور افزایش آگاهی در مورد این موضوع و ترویج جایگزین‌های پایدار برای پلاستیک‌های یکبار مصرف راه‌اندازی شده است (۱۱). بسیاری از کشورها نیاز به رسیدگی به موضوع میکروپلاستیک‌ها در قلمرو مربوط به خود را احساس کرده‌اند. برخی از کشورها اقداماتی به منظور ممنوعیت استفاده از ریزدانه‌ها در محصولات مراقبت شخصی که منبع اصلی میکروپلاستیک‌ها در آبراه‌ها هستند، انجام داده‌اند. در بریتانیا، ممنوعیت استفاده از ریزدانه‌ها در محصولات مراقبت شخصی شستشو دهنده در سال ۲۰۱۸ اجرایی شد. با این حال، هنوز در بسیاری از کشورها قوانین جامعی برای تنظیم استفاده و دفع میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد. در برخی موارد، هنوز میکروپلاستیک‌ها را حتی به عنوان زباله‌های خطرناک طبقه‌بندی نکرده‌اند (۱۲، ۱۳).

سال‌های ۲۰۲۱-۲۰۳۰، دهه علوم اقیانوسی برای توسعه پایدار با هدف ارتقای تحقیقات، نوآوری و ظرفیت‌سازی مرتبط با علم اقیانوس است. علاوه بر این، اتحادیه اروپا (EU)^۱ قوانینی را با هدف کاهش میزان میکروپلاستیک‌ها در اقلام خاص و بهبود روش‌های مدیریت پسماند اعمال کرده است (۱۴). دستورالعمل پلاستیک‌های یک بار مصرف اتحادیه اروپا، که در سال ۲۰۲۱ اجرایی شد، استفاده از برخی از محصولات پلاستیکی یک بار مصرف را ممنوع کرده است و کشورهای عضو اتحادیه اروپا را ملزم می‌کند استفاده از سایر مواد پلاستیکی را نیز کاهش دهند. حتی اگر پیشرفت‌هایی در مبارزه با میکروپلاستیک‌ها صورت گرفته باشد، باید عملیات بیشتری در سطح ملی و جهانی انجام شود. دولت‌ها، شرکت‌ها و مصرف‌کنندگان باید برای کاهش تولید و استفاده از کالاهای پلاستیکی و مدیریت و دفع زباله‌های پلاستیکی به شیوه‌ای کارآمد با یکدیگر همکاری داشته باشند (۱۵).

۳-۹. میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف

شیر: میکروپلاستیک‌ها در شیر گونه‌های مختلف جانوری از جمله گاو، بز و انسان یافت شده است، منابع میکروپلاستیک در شیر می‌تواند بسته‌بندی‌های پلاستیکی، تجهیزات فرآوری و

1. European Union

خوراکی باشد. مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها در مراحل مختلف تولید شیر از جمله شیردوشی، حمل و نقل و فرآوری وارد شیر می‌شوند اما به طور کلی مقدار میکروپلاستیک‌ها در شیر کم است. اثرات درازمدت مصرف میکروپلاستیک‌ها بر سلامتی به طور کامل درک نشده است اما مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها ممکن است در بدن انسان انباشته شوند و به طور بالقوه باعث التهاب و سایر مشکلات شوند. برای کاهش حضور میکروپلاستیک در شیر تلاش‌هایی از جمله بهبود سیستم‌های مدیریت پسماند و اجرای مقررات برای محدودیت استفاده از مواد پلاستیکی در خوراک دام و تجهیزات فرآوری لبنی در حال انجام است (۱۶).

خاک: میکروپلاستیک‌ها در خاک نقاط مختلف جهان نیز یافت شده‌اند؛ منابع آن‌ها شامل منسوجات مصنوعی، لاستیک خودرو و زباله‌های پلاستیکی هستند. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از مسیرهای مختلف از جمله رسوب اتمسفری، لجن فاضلاب و استفاده از مالچ پلاستیکی در کشاورزی وارد خاک شوند. مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها اثرات منفی بر موجودات و سلامت خاک می‌گذارند، آن‌ها از نظر فیزیکی به موجودات زنده خاک آسیب رسانده و فعالیت میکروبی خاک را کاهش داده و چرخه مواد مغذی را تغییر می‌دهند. مقدار میکروپلاستیک‌ها در خاک بسته به موقعیت‌های مکانی، متفاوت می‌باشد. به طور کلی مقدار میکروپلاستیک‌ها در مناطق شهری با توجه به تراکم بیشتر فعالیت‌های انسانی و وجود ضایعات پلاستیکی بیشتر است. برای کاهش حضور میکروپلاستیک‌ها در خاک، نیاز به بهبود شیوه‌های مدیریت پسماند، کاهش مصرف پلاستیک و توسعه روش‌های کشاورزی پایدار است که استفاده از پلاستیک را به حداقل می‌رساند (۱۷).

خون: تحقیقات اخیر نشان می‌دهند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق بلع یا استنشاق وارد بدن انسان‌ها شده و در خون نیز قابل تشخیص هستند، منابع میکروپلاستیک در بدن انسان غذا، آب و هوا می‌باشند. مطالعه‌ای که در Environment International منتشر شد، آلودگی ذرات پلاستیکی را در خون انسان را کشف و اندازه‌گیری کرد و شواهدی نیز ارائه داد که نشان می‌دهد قرارگیری در معرض ذرات پلاستیکی باعث جذب این ذرات به جریان خون افراد می‌شود. این موضوع نشان می‌دهد برخی از ذرات پلاستیکی که انسان‌ها با آن‌ها در تماس هستند می‌توانند وارد بدن شوند. اندام‌هایی که مسئول حذف این ذرات هستند، مانند کبد، کلیه یا مجاری صفراوی، کندتر از سرعت حرکت ذرات هستند؛ بنابراین این آلاینده جذب

خون می‌شود. علاوه بر این، برخی از ذرات پلاستیکی نیز به اندام‌ها منتقل شده و تجمع پیدا می‌کنند. هنوز مشخص نیست که آیا ذرات پلاستیک توسط انواع خاصی از سلول‌ها حمل می‌شوند و یا در پلاسما وجود دارند (و چقدر این سلول‌ها ممکن است مسئول انتقال ذرات پلاستیک از مخاط به جریان خون باشند) (۱۸).

برای کشف میکروپلاستیک‌ها در بافت جفت، می‌بایست مکانیسم‌های ایمونولوژیکی که تنظیم‌کننده دستگاه ایمنی است را مجدداً ارزیابی کرد. میکروپلاستیک‌ها از طریق آندوسیتوز به واسطه سلول‌های M یا انتقال پاراسلولی از سیستم تنفسی یا دستگاه گوارش (GIT)^۱ وارد جریان خون شده و به جفت برسند. محتمل‌ترین مکانیسم انتقال این ذرات، جذب و جابه‌جایی درون سلولی است و سپس با توجه به عواملی مانند آگریزی، بار سطحی، عامل دار کردن سطح، تاج پروتئینی و اندازه ذرات به سایر اندام‌ها منتقل می‌شوند. هنگامی که میکروپلاستیک‌ها به سطح مادری جفت رسیدند، از طریق مکانیسم‌های انتقال فعال و غیرفعال به عمق بافت نفوذ می‌کنند (۱۹).

آب: میکروپلاستیک‌ها در پهنه‌های آبی از جمله اقیانوس‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و حتی آب‌های زیرزمینی یک آلاینده مهم به شمار می‌روند. ضایعات پلاستیکی ناشی از فعالیت‌های مختلف انسانی، مانند بسته بندی، منسوجات، محصولات مراقبت شخصی و همچنین الیاف میکروپلاستیکی که از لباس‌ها در هنگام شستشو فرو می‌ریزند، منابع مهم میکروپلاستیک‌ها در آب می‌باشند. میکروپلاستیک‌ها در منابع آب آشامیدنی، از جمله آب لوله کشی ($17/49 \pm 49/67$ مورد در لیتر) و آب بطری ($44/64 \pm 72/32$ مورد در لیتر) یافت شده اند، اما به طور کلی تعداد آن‌ها کم است (۲۰). مطالعات نشان داده اند که میکروپلاستیک‌ها اثرات منفی قابل توجهی بر موجودات آبی از جمله ماهی‌ها، لاک‌پشت‌ها و پرندگان و همچنین بر سلامت کلی اکوسیستم‌های دریایی دارند، آن‌ها از نظر فیزیکی به موجودات آبی آسیب می‌رسانند و باعث التهاب و اختلال در تغذیه و تولید مثل نیز می‌شوند (۲۱).

علاوه بر این، انسان‌ها می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را از طریق مصرف غذاهای دریایی و آب آشامیدنی ببینند. مطالعه‌ای که اخیراً در مجله Food Control منتشر شده است، ۱۶۰ گونه مختلف ماهی در آب‌های ساحلی نیجریه را برای تعیین وجود میکروپلاستیک‌ها در دستگاه

گوارش بررسی کرده است؛ همچنین این مطالعه میزان میکروپلاستیک‌هایی را که بزرگسالان در منطقه به طور سالیانه مصرف می‌کنند را نیز تخمین زده است. محققان در مجموع ۵۷۴۴ میکروپلاستیک در تمام گونه‌های ماهی یافتند که میانگین آن $5/67 \pm 39/65$ مورد در هر ماهی بود. رایج ترین نوع میکروپلاستیک یافت شده در ماهی، ریزدانه‌ها بودند که در روده تمام نمونه‌های مورد بررسی وجود داشت و پس از آن قطعات، فیلم سوخته، نخ، الیاف و گلوله‌ها بودند. بیشتر میکروپلاستیک‌های یافت شده کوچکتر از ۱۰۰۰ میکرومتر و کوچکترین آن‌ها ۸۵ میکرومتر بودند. به طور کلی، این مطالعه شیوع نگران کننده میکروپلاستیک‌ها در ماهی و امکان مصرف این ذرات مضر توسط انسان‌ها را برجسته می‌کند. اقداماتی برای کاهش میکروپلاستیک‌ها در آب، از جمله بهبود شیوه‌های مدیریت پسماند، کاهش مصرف پلاستیک و اجرای مقررات برای محدودیت استفاده از میکروپلاستیک‌ها در محصولات مختلف در حال انجام است (۲۲).

۴-۹. روش‌های پایش و مدیریت میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌ها ذرات کوچک پلاستیکی هستند که به دلیل حضور گسترده در محیط زیست و تأثیر بالقوه بر سلامت انسان و اکوسیستم، به نگرانی رو به رشدی تبدیل شده اند. در این قسمت چند روش پایش و مدیریت برای میکروپلاستیک‌ها آورده شده است:

پایش: درک توزیع، مقدار و اثرات زیست محیطی میکروپلاستیک‌ها مستلزم پایش مداوم آن‌ها است. غذاهای حیوانی و گیاهی، افزودنی‌های غذایی، نوشیدنی‌ها و بسته‌بندی‌های پلاستیکی مواد غذایی جزو منابعی هستند که افراد را در معرض میکروپلاستیک‌ها قرار می‌دهند. این ذرات ممکن است در سلول‌ها و بافت‌های موجودات زنده تجمع یابند و پیامدهای بیولوژیکی بلندمدت و مشکلاتی برای سلامتی انسان‌ها ایجاد کنند. پایش و مقررات سختگیرانه برای محافظت از ایمنی مواد غذایی و کنترل استفاده از پلاستیک‌ها مورد نیاز است؛ پیشنهاد می‌شود که مطالعه از غذاهای دریایی فراتر باشد، تا شیوع میکروپلاستیک‌ها در انواع خوراکی‌ها در نظر گرفته شود. هنگام بررسی مکانیسم‌ها و مسیرهای سمیت در بدن انسان، اشکال و اندازه‌های متنوع ذرات پلاستیک نیز باید در نظر گرفته شوند (۲۳).

روش‌های مختلفی از جمله نمونه برداری از آب‌های سطحی و رسوبات، نمونه برداری از هوا و نمونه برداری بیولوژیکی برای پایش میکروپلاستیک‌ها وجود دارد. محققان از تکنیک‌هایی

مانند میکروسکوپ و طیف‌سنجی برای شناسایی و تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها در بخش‌های مختلف محیطی استفاده می‌کنند (۲۴).

کاهش منبع: تمرکز بر منابع میکروپلاستیک‌ها و کاهش آن‌ها برای رسیدگی به مشکلات زیست محیطی ناشی از آلودگی پلاستیک‌ها ضرورت دارد. اقدامات بالقوه‌ای نظیر کاهش تولید زباله‌های پلاستیکی، تقویت سیستم‌های مدیریت پسماند، اجرای مقررات در خصوص استفاده از میکروپلاستیک در کالاهای مصرفی، ایجاد کمپین‌های آگاهی عمومی و سرمایه‌گذاری در فناوری‌های نوآورانه برای اصلاح منابع میکروپلاستیک وجود دارد.

هدف از انجام این اقدامات، جلوگیری از تجزیه زباله‌های پلاستیکی به میکروپلاستیک‌ها و کاهش ورود این ذرات کوچک به محیط است؛ علاوه بر این، مقبولیت پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر، توسعه سیستم‌های فیلتراسیون کارآمد برای تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و بررسی راه‌حل‌های نوآورانه می‌تواند به کاهش انتشار میکروپلاستیک‌ها کمک کند. آموزش مردم در خصوص خطرات مرتبط با میکروپلاستیک‌ها و ارائه راهنمایی در مورد شیوه‌های مناسب دفع زباله‌های پلاستیکی نیز جوامع را تشویق می‌کند تا مسئولیت‌پذیر باشند و تأثیر منفی زباله‌های پلاستیکی را کاهش دهند. مدیریت میکروپلاستیک‌ها شامل به حداقل رساندن انتشار این آلاینده در محیط است که از طریق استراتژی‌هایی مانند کاهش مصرف پلاستیک، ترویج بازیافت و شیوه‌های اقتصاد دایره ای، و مبارزه با دورریزی زباله‌های پلاستیکی به دست می‌آید (۲۴، ۲۵).

تصفیه فاضلاب: در تصفیه فاضلاب برخی از تکنیک‌های فیزیکوشیمیایی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط استفاده می‌شود.

این تکنیک‌ها از روش‌های شیمیایی و فیزیکی برای کاهش میزان میکروپلاستیک در فاضلابی که وارد تصفیه‌خانه می‌شود استفاده می‌کنند. به عنوان مثال از روش‌هایی مانند فیلترکردن و راکتورهای زیستی غشایی برای کاهش میزان میکروپلاستیک استفاده می‌شود. تکنیک‌های دیگر برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها، انعقاد الکتریکی و رسوبگذاری است، با این حال، این روش‌ها اغلب نیازمند فیلتراسیون اضافی هستند. تکنیک‌هایی مانند FTIR و SEM اغلب برای مطالعه تجزیه میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند، زیرا این روش‌ها تغییرات ساختاری بالقوه را آشکار می‌کنند (۲۶).



شکل ۹-۱. مدیریت میکروپلاستیک‌ها

پلاستیک‌های زیست تخریب پذیر (BDPs)^۱: استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب پذیر به عنوان جایگزینی برای پلاستیک‌های معمولی که در محیط باقی می‌مانند در حال توسعه است. این پلاستیک‌ها به گونه‌ای طراحی شده اند که در محیط به مواد طبیعی تجزیه می‌شوند و تجمع میکروپلاستیک‌ها را کاهش می‌دهند. اما برخی از آن‌ها مشکلات احتمالی نیز دارند، به عنوان مثال BDPs به شرایط خاصی برای تجزیه زیستی نیاز دارند که دستیابی به آن در محیط‌های طبیعی دشوار است و بدون این شرایط، BDPs مانند پلاستیک‌های معمولی عمر طولانی خواهند داشت (۲۷). علاوه بر این BDPs ممکن است میکروپلاستیک‌های

زیست تخریب پذیر (BMPs)^۱ ایجاد کنند که به محیط زیست آسیب می‌رسانند. اثرات BDPS بر محیط زیست و اکولوژی، شامل جذب و انتشار ترکیبات مضر، به عنوان ناقل برای میکروب‌ها، اپی فیت‌ها^۲ و گیاهان و سم شناسی زیست محیطی است. علیرغم مطالعات قابل توجه در خصوص تجزیه و تحلیل کاربرد BDPS، اما باید به طور کامل تری مورد بررسی قرار گیرند.

پاکسازی: استفاده و دفع ناپایدار محصولات پلاستیکی به دلیل ایجاد آلودگی پلاستیکی، خطر قابل توجهی برای اقتصاد، اکوسیستم‌ها و رفاه انسان‌ها ایجاد می‌کند. علی‌رغم تلاش‌هایی که برای بهبود راهبردهای پاک‌سازی انجام شده است، اما حجم بزرگی از زباله‌های پلاستیکی وارد محیط زیست می‌شوند. از این رو، اولویت بندی کاهش ورود زباله‌های پلاستیکی به محیط زیست از طریق یک رویکرد جهانی جامع چند رشته‌ای بسیار اهمیت دارد. مدیریت نادرست پسماندها یکی از عوامل اصلی آلودگی پلاستیکی در خشکی است و این موضوع می‌تواند با بهبود طول عمر پلاستیک‌ها، به ویژه در تولید، مصرف و دفع، از طریق اجرای یک سیستم مدیریت یکپارچه زباله، کاهش یابد. ۱۰ توصیه برای ذینفعان به منظور کاهش آلودگی پلاستیکی شامل تنظیم تولید و مصرف پلاستیک، ترویج طراحی سازگار با محیط‌زیست، افزایش تقاضا برای پلاستیک‌های بازیافتی، به حداقل رساندن استفاده از پلاستیک، استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر برای فرایندهای بازیافت، مسئولیت مدیریت پسماند، تقویت سیستم‌های جمع‌آوری زباله، اولویت دادن به بازیافت، استفاده از پلاستیک‌های زیستی و زیست تخریب پذیر و بهبود قابلیت بازیافت زباله‌های الکترونیکی توسعه یافته است (۲۸).

به طور کلی، مدیریت میکروپلاستیک‌ها نیازمند یک رویکرد چند وجهی است که شامل کاهش انتشار آن‌ها در محیط‌زیست، حذف آن‌ها از فاضلاب، ترویج استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب پذیر و پاکسازی آلودگی‌های موجود است.

۵-۹. مراحل پایش و مدیریت ضایعات پلاستیکی

چندین مرحله برای بهبود سیستم‌های جمع‌آوری زباله وجود دارد تا از ورود ضایعات پلاستیکی به اکوسیستم‌های طبیعی جلوگیری شود. این مراحل می‌توانند شامل آموزش به عموم مردم در

1. Biodegradable microplastics

۲- Epiphytes: گیاهی است که روی گیاه دیگری (مثل درخت) بدون صدمه رساندن به آن زندگی کرده و رطوبت و مواد غذایی را از هوا، باران و گاهی اوقات از آشغال‌هایی که در اطرافش جمع شده‌است می‌گیرد

مورد اهمیت مدیریت مناسب پسماند و سرمایه‌گذاری زیرساختی باشد.

۱. نظارت بر منابع میکروپلاستیک: شناسایی منابع میکروپلاستیک می‌تواند به کاهش تولید و ورود آن‌ها به محیط کمک کند. منابع آن‌ها شامل الیاف مصنوعی منسوجات، ریزدانه‌های محصولات مراقبت شخصی و پلاستیک‌های تکه تکه شده از اقلام پلاستیکی بزرگتر است.

۲. توسعه فناوری‌هایی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط زیست: دانشمندان و مهندسان در حال توسعه فناوری‌های مختلفی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط هستند. این فناوری‌ها شامل فیلترها و اسکیمرها برای اجسام موجود در آب و تکنیک‌های مبتنی بر خلاء یا مغناطیس برای حذف میکروپلاستیک‌ها از خاک است.

۳. آموزش مردم: استفاده از میکروپلاستیک‌ها را می‌توان کاهش داد و با آموزش به عموم مردم در مورد اثرات مضر این آلاینده بر محیط اطراف و سلامتی انسان، راه‌حل‌های جایگزینی را توسعه داد.

۴. کاهش استفاده از پلاستیک: کاهش استفاده از پلاستیک می‌تواند به کاهش میزان زباله‌های پلاستیکی وارد شده به محیط کمک کند. این رویکرد را با ترویج استفاده از کیسه‌ها، بطری‌ها و ظروف قابل استفاده مجدد و با اجتناب از مصرف پلاستیک‌های یکبار مصرف می‌توان توسعه داد.

۵. تشویق به بازیافت: بازیافت پلاستیک‌ها به کاهش میزان زباله‌های پلاستیکی وارد شده به محیط زیست کمک می‌کند. لازم به ذکر است بازیافت به تنهایی کافی نخواهد بود و باید مقدار پلاستیک تولید شده در مرحله اولیه نیز کاهش یابد.

۶. حمایت از سیاست‌ها برای کاهش ضایعات پلاستیکی: دولت‌ها می‌توانند با اجرای سیاست‌هایی برای ممنوعیت ریزدانه‌ها در محصولات مراقبت شخصی، ترویج استفاده از پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر و اعمال مالیات بر پلاستیک‌های یکبار مصرف، نقش مهمی در کاهش ضایعات پلاستیکی داشته باشند.

۷. تحقیقات ترویجی: برای درک کامل علل و اثرات میکروپلاستیک‌ها در محیط، تحقیقات بیشتری مورد نیاز است. این راهکار به توسعه استراتژی‌های مؤثرتر برای پایش و مدیریت زباله‌های پلاستیکی کمک می‌کند.



شکل ۲-۹. منابع، مسیرها و پذیرنده‌ها

۶-۹. چالش‌های مربوط به پایش میکروپلاستیک‌ها

اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها برای درک پراکندگی و تأثیرات آن‌ها بر محیط زیست و رفاه انسان‌ها امری ضروری است؛ اما مشکلاتی نیز در این خصوص وجود دارد. در اینجا برخی از چالش‌های مهمی که در پایش میکروپلاستیک‌ها وجود دارد ذکر شده است:

نمونه برداری: جمع‌آوری نمونه‌های مربوطه چالش برانگیز است، زیرا میکروپلاستیک‌ها به طور ناهمگن در محیط توزیع می‌شوند و به راحتی می‌توانند در طی جمع‌آوری، جابجایی و پردازش از بین بروند یا تخریب شوند. روش‌ها و تجهیزات نمونه برداری باید با دقت انتخاب شوند تا داده‌ها دقیق و قابل اعتماد باشند.

تشخیص: میکروپلاستیک‌ها کوچک و شفاف هستند و تشخیص آن‌ها با استفاده از روش‌های آزمایشگاهی معمولی دشوار است. تکنیک‌های تخصصی مانند میکروسکوپ، طیف سنجی و آنالیز شیمیایی برای شناسایی و کمی‌سازی آن‌ها مورد نیاز است.

استانداردسازی: نبود تکنیک‌های استاندارد پایش میکروپلاستیک باعث شده که مقایسه داده‌ها در مطالعات و مناطق مختلف دشوار باشد. ایجاد روش‌های استاندارد برای نمونه‌گیری، پردازش و تجزیه و تحلیل برای تولید داده‌های قابل اعتماد و قابل مقایسه ضروری است.

شناسایی: میکروپلاستیک‌های مختلف خواص شیمیایی و فیزیکی متفاوتی دارند که می‌تواند بر سمیت و رفتار محیطی آن‌ها تأثیر بگذارد. شناسایی و توصیف انواع میکروپلاستیک‌های موجود برای درک تأثیرات آن‌ها مهم است.

هزینه: تجهیزات تخصصی گران قیمتی برای پایش میکروپلاستیک‌ها نیاز است؛ هزینه پایش می‌تواند مانعی برای سازمان‌های کوچکتر و کشورهای با منابع محدود باشد.

به طور کلی پایش میکروپلاستیک‌ها ضروری است و پرداختن به چالش‌های مرتبط با نمونه برداری، تشخیص، استاندارد سازی، شناسایی و هزینه‌ها برای اطمینان از داده‌های دقیق و قابل اعتماد نیز بسیار مهم است.

۷-۹. شیوه‌های مدیریتی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها

اصلاح میکروپلاستیک‌ها موضوع پیچیده‌ای است که نیازمند اتخاذ شیوه‌های مدیریتی موثر می‌باشد. در این قسمت چند روش مدیریتی که می‌توان برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها استفاده کرد ذکر شده است:

کاهش منبع: جلوگیری از ورود اولیه میکروپلاستیک‌ها به محیط زیست، بهترین استراتژی برای محدودیت حضور آن‌ها در محیط است که از طریق کاهش در منبع، مانند کاهش استفاده از اقلام پلاستیکی یکبار مصرف، ترویج بازیافت و تشویق به استفاده از مواد سازگار با محیط زیست به دست آید.

پاکسازی و حذف: یکی دیگر از اقدامات مدیریتی، پاکسازی و حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط است. این کار را می‌توان با روش‌های مختلفی مانند پاکسازی ساحل، لایروبی رسوبات و استفاده از تجهیزات تخصصی حذف میکروپلاستیک انجام داد.

پایش و ارزیابی: پایش و ارزیابی منظم آلودگی میکروپلاستیک در محیط‌های مختلف به شناسایی مناطقی که نیاز به اصلاح دارند، کمک می‌کند. این موضوع را می‌توان از طریق نمونه برداری از آب و رسوبات و همچنین تکنیک‌های بصری انجام داد.

آموزش و آگاهی: تعداد میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر را با افزایش آگاهی می‌توان کاهش داد. این کار از طریق کمپین‌ها، برنامه‌ها و کارگاه‌های آموزشی قابل انجام است.

سیاست و مقررات: سیاست و مقررات نیز نقش مهمی در مدیریت آلودگی میکروپلاستیک ایفا می‌کنند. دولت‌ها می‌توانند استفاده از پلاستیک‌های یکبار مصرف را ممنوع، استفاده از محصولات حاوی میکروپلاستیک را مدیریت و جریمه‌هایی را ورود آلاینده‌ها به محیط اعمال کنند.

۸-۹. تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها

تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها به معنای تجمع تدریجی ذرات ریز پلاستیکی در بافت موجودات زنده در طول زمان است. این فرآیند در اکوسیستم‌های مختلف از جمله آب‌های شیرین، آب اقیانوس‌ها و مناطق زمینی رخ می‌دهد و اثرات مضر بر سلامت موجودات زنده و عملکرد اکوسیستم دارد. از هم پاشیدگی اشیاء پلاستیکی بزرگتر، ریزدانه‌ها در محصولات مراقبت شخصی و تخریب منسوجات از جمله دلایل ایجاد میکروپلاستیک‌ها در محیط می‌باشند. موجودات زنده، میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر را مصرف کرده و در بافت‌های آن‌ها تجمع می‌یابند و این تجمع زیستی منجر به اثرات منفی بر سلامت موجودات، مانند اختلال در سیستم غدد درون‌ریز، التهاب و کاهش باروری می‌شوند. علاوه بر این، انتقال میکروپلاستیک‌ها به زنجیره غذایی بر سلامت سایر موجودات و در نهایت بر عملکرد اکوسیستم نیز تأثیر می‌گذارد. کاهش تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها شامل کاهش انتشار آن‌ها در محیط از طریق اقدامات کاهش در منبع، به حداقل رساندن استفاده از پلاستیک‌های یکبار مصرف و گسترش استفاده از مواد سازگار با محیط زیست است. علاوه بر این، شیوه‌های مدیریت مؤثر، از جمله پایش و ارزیابی منظم آلودگی میکروپلاستیک و همچنین پاکسازی و حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط می‌تواند به کاهش اثرات نامطلوب میکروپلاستیک‌ها بر موجودات زنده و اکوسیستم‌ها کمک کند (۲۹، ۳۰).

اندازه و شکل میکروپلاستیک‌ها: موجودات زنده میکروپلاستیک‌های کوچکتر (کمتر از ۱۰۰ میکرومتر) را با احتمال بیشتری بلعیده و به راحتی در بافت‌های آن‌ها تجمع می‌یابند. علاوه بر این، شکل میکروپلاستیک‌ها نیز می‌تواند بر پتانسیل تجمع پذیری زیستی آن‌ها تأثیر بگذارد.

زیستگاه و رژیم غذایی موجودات زنده: زیستگاه و رژیم غذایی یک موجود زنده بر قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها تأثیرگذار است. به عنوان مثال، موجوداتی که در

مناطق با سطوح بالای آلودگی میکروپلاستیک زندگی می‌کنند، مانند مناطق ساحلی، به احتمال زیاد میکروپلاستیک‌های بیشتری می‌بلعند (۳۱).

آبگریزی: میکروپلاستیک‌ها اغلب آبگریز هستند، به این معنی که در آب حل نمی‌شوند و بیشتر به مواد آلی موجود در محیط مانند رسوبات، جلبک‌ها یا پلانکتون‌ها متصل می‌شوند. این ویژگی باعث افزایش جذب میکروپلاستیک‌ها توسط موجودات زنده می‌شود.

ترکیب شیمیایی: میکروپلاستیک‌ها مواد شیمیایی سمی مانند POPs را که در آب‌های اطراف وجود دارند، جذب و انباشت می‌کنند. این موضوع می‌تواند سمیت میکروپلاستیک‌ها را برای موجودات زنده افزایش دهد و باعث افزایش پتانسیل تجمع زیستی آن‌ها شود.

سطوح تغذیه‌ای: موجودات رده بالا در زنجیره غذایی، مانند شکارچیان برتر، به دلیل تجمع پذیری زیستی، به احتمال زیاد مقدار بیشتری میکروپلاستیک در خود جمع می‌کنند.

۹-۹. پیامدهای نامطلوب میکروپلاستیک‌ها برای تولید مثل

یکی از مسائل مهم در خصوص اثرات میکروپلاستیک‌ها، تاثیر منفی بر سیستم تولید مثل است. با وجود اینکه مطالعات انجام شده در این زمینه در مراحل ابتدایی خود می‌باشد اما تحقیقات نشان داده اند که میکروپلاستیک‌ها ممکن است برای سلامت باروری خطرناک باشند. یکی از دلایل بالقوه این آسیب مربوط به تغییرات در سیستم غدد درون ریز به دلیل وجود میکروپلاستیک‌ها است. مواد شیمیایی مانند فتالات‌ها و بیسفنول A (BPA^۱) که به عنوان مختل کننده سیستم غدد درون ریز شناخته می‌شوند، در میکروپلاستیک‌ها یافت شده و یا توسط آن‌ها جذب می‌شوند؛ این مواد بر رشد و عملکرد اندام‌های تناسلی، تعادل هورمونی و تولید هورمون‌های تولید مثلی تأثیر منفی می‌گذارند. علاوه بر این فرآیندهای تولید مثلی طبیعی را نیز مختل کرده و در سیگنال دهی هورمونی اختلال ایجاد می‌کنند؛ در نتیجه مشکلات باروری، اختلالات تولید مثلی و رشد غیرطبیعی کودکان رخ می‌دهد.

میکروپلاستیک‌ها در اندام‌های تناسلی مانند تخمدان‌ها، بیضه‌ها و جفت نیز یافت شده است که می‌تواند باعث آسیب فیزیکی، التهاب و استرس سلولی در این بافت‌های ظریف شوند و

۱- Bisphenol A: یک ماده شیمیایی است که به طور گسترده‌ای در تولید پلاستیک‌ها و رزین‌های خاص استفاده می‌شود.

عملکرد تولید مثل را نیز مختل کنند. این ذرات ریز پلاستیکی همچنین باعث استرس اکسیداتیو و شروع فرآیندهای التهابی در بدن می‌شوند؛ ناباروری، سقط جنین و پیامدهای نامطلوب در بارداری، به این فرآیندها مربوط هستند. تحقیقات بیشتری برای درک کامل اثرات میکروپلاستیک‌ها بر سلامت باروری باید انجام شود. اندازه، شکل، ترکیب و غلظت و همچنین زمان و نحوه قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها نیز، به طور بالقوه تاثیرگذار هستند. با بهبود روش‌های دفع زباله و ترویج جایگزین‌های پایدار برای پلاستیک‌های یکبار مصرف، کاهش انتشار میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست برای جلوگیری از خطرات احتمالی ضروری است. برای درک بیشتر اثرات طولانی مدت میکروپلاستیک‌ها بر سلامت باروری، تحقیقات بیشتری مورد نیاز است؛ این امر امکان وضع قوانین و اقدامات ایمنی را فراهم می‌کند (۳۲).

۱۰-۹. تأثیر بالقوه آلودگی شیمیایی میکروپلاستیک‌ها بر سلامتی کودکان

میکروپلاستیک‌ها ترکیبات مضرى مانند فلزات سنگین، POPs و مواد شیمیایی مختل کننده غدد درون‌ریز (EDC)^۱ را در خود جمع می‌کنند؛ بی‌فیل‌های پلی کلره (PCBs)^۲، فتالات‌ها، BPA و آفت‌کش‌ها چند نمونه از این آلاینده‌ها هستند. این مواد منجر به اثرات منفی مانند ناهنجاری‌های رشدی، تولید مثلی و عصبی و اختلال در سیستم‌های هورمونی می‌شوند.

کودکان به دلیل رشد، نسبت به پیامدهای احتمالی آلاینده‌های شیمیایی ناشی از میکروپلاستیک‌ها حساس‌تر می‌باشند. میکروپلاستیک‌ها ممکن است از طریق بلع، استنشاق و تماس پوستی طی فرآیندهایی مانند دهان کردن اشیاء، به کودکان آسیب وارد کنند. اقدامات پیشگیرانه شامل کنترل تولید پلاستیک، ایجاد جایگزین‌های دوستدار محیط زیست و به حداقل رساندن ورود میکروپلاستیک‌ها به محیط می‌باشند. علاوه بر این برای ارزیابی کامل قرارگیری در معرض آلاینده، سمیت بالقوه و اثرات درازمدت میکروپلاستیک‌ها بر سلامتی، به‌ویژه در میان جمعیت‌های آسیب‌پذیر مانند کودکان، تحقیقات بیشتری لازم است.

تحقیقات بیشتری برای درک کامل اثرات میکروپلاستیک‌ها بر سلامت کودکان مورد نیاز است، اما محدودیت تماس کودکان با این آلاینده‌ها بسیار حائز اهمیت می‌باشد. با کاهش

1. Endocrine-disrupting chemicals

۲- Polychlorinated biphenyls: گروهی از ترکیبات هیدروکربنی می‌باشند که دارای دو حلقه بی فیل و تعدادی گروه‌های جانبی کلردار هستند. این گروه از مواد جزء مواد اضافه کننده به روغن‌های پایه نفتی هستند.

استفاده از محصولات حاوی میکروپلاستیک، بهبود تکنیک‌های مدیریت پسماند و کاهش تخلیه آلاینده‌های شیمیایی در محیط زیست، می‌توان این امر را محقق کرد. با عدم استفاده از ظروف پلاستیکی غذا و نوشیدنی، انتخاب اقلام طبیعی مراقبت شخصی و حفظ یک رژیم غذایی سالم و متعادل، افراد در معرض این سموم قرار نمی‌گیرند (۷).

۹-۱۱. تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها

تجزیه زیستی فرآیندی است که در آن میکروارگانیسم‌ها ترکیبات آلی از جمله پلاستیک‌ها را به ترکیبات ساده‌تر تجزیه و متابولیزه می‌کنند. پلاستیک‌ها به طور کلی غیرقابل تجزیه زیستی در نظر گرفته می‌شوند، مطالعات اخیر نشان داده است که برخی از انواع میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تحت شرایط خاصی به طور زیستی تجزیه شوند (۳۳).

میکروپلاستیک‌ها ذرات مصنوعی هستند، که تهدیدی جدی برای اقیانوس‌ها، اکوسیستم‌های آبی و خشکی می‌باشند؛ آن‌ها از نظر قابلیت زیست تخریب پذیری به سه گروه کم، نسبتاً کم و نسبتاً زیاد تقسیم می‌شوند. مکانیسم‌های پلیمریزاسیون و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌هایی با قابلیت تجزیه زیستی کم مانند PP، PE، PS و PVC به خوبی شناخته نشده اند، اما معمولاً از حرارت برای تجزیه آن‌ها استفاده می‌شود. پیرولیز یک روش متداول برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها است که برای حفظ آنزیم‌ها و تخریب تمام سلول توصیه می‌شود. در مورد میکروپلاستیک‌های بسیار تجزیه‌پذیر مانند PET، استفاده از آنزیم‌های اصلاح‌کننده سطوح و استرازاها موفقیت‌آمیز بوده است. میکروپلاستیک‌های زیست تخریب پذیر می‌توانند تحت شرایط خاصی تجزیه شوند و ذرات پلاستیکی بسیار کریستالی از طریق هیدرولیز حرارتی پایدار در کارخانه‌های کمپوست صنعتی ایجاد کنند. اولین قدم برای کاهش آلودگی میکروپلاستیک استفاده از جایگزین‌های طبیعی و جداسازی آن‌ها در ماتریس‌های محیطی مختلف است. کارایی تکنیک‌های بیوتکنولوژیکی می‌بایست تأیید شود و آزمایش‌های میدانی برای درک میزان و مکانیسم‌های اساسی تجزیه انواع مختلف پلیمرهایی با استفاده از میکروب‌های تازه باید تأیید شود (۳۴).

تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها از طریق مکانیسم‌های مختلفی از جمله تجزیه آنزیمی، تجزیه نوری و تکه تکه شدن زیستی انجام می‌شود. تجزیه آنزیمی به معنای تجزیه پلاستیک‌ها به وسیله آنزیم‌های ترشح شده توسط میکروارگانیسم‌ها است، اما تجزیه نوری به معنای تجزیه

پلاستیک‌ها در اثر قرار گرفتن در معرض نور خورشید است (۳۵). زیستگاه‌های متعددی از جمله خاک، آب شیرین و محیط‌های اقیانوسی برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها مورد بررسی قرار گرفته‌اند. در برخی موارد، تجزیه زیستی می‌تواند نسبتاً سریع اتفاق بیفتد، برخی موارد تجزیه ۹۰ درصدی میکروپلاستیک‌ها در عرض چند ماه در شرایط خاصی گزارش شده است (۳۶).

با وجود اینکه تجزیه زیستی برای کاهش آلودگی پلاستیکی نویدبخش است، اما باید دانست برخی از پلیمرها غیر قابل تجزیه زیستی هستند. علاوه بر این، پیش نیازهای تجزیه زیستی ممکن است در بسیاری از زیستگاه‌ها وجود نداشته باشد، به ویژه در زیستگاه‌های دریایی که تجزیه آهسته پلاستیک، ناشی از عواملی مانند سطوح پایین اکسیژن و دمای سردتر می‌باشد. نانوپلاستیک‌ها که اثرات ناشناخته‌ای بر محیط اطراف و رفاه انسان‌ها دارند، ممکن است از طریق تجزیه بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها تولید شوند. مصرف پلاستیک‌های یکبار مصرف و روش‌های مدیریت پسماند باید بهبود یابند، زیرا اولین گام‌های ضروری در کاهش اثرات زیست محیطی زباله‌های پلاستیکی هستند (۳۷).

۹-۱۲. میکروپلاستیک در محصولات مراقبت شخصی

میکروپلاستیک‌ها قطعات کوچک پلاستیکی کوچک تر از ۵ میلی متر هستند که معمولاً به دلیل زبری، تغلیظ و امولسیون‌کنندگی به محصولات مراقبت شخصی اضافه می‌شوند. با این حال، حضور آن‌ها در این محصولات نگرانی‌هایی در خصوص اثرات زیست محیطی، به ویژه از نظر آلودگی آب و اکوسیستم‌های دریایی ایجاد کرده است. این محصولات در اثر زهکشی شسته شده و وارد آب‌ها می‌شوند؛ سپس توسط موجودات آبزی بلعیده شده و باعث آسیب فیزیکی و اختلال در عملکرد بیولوژیکی آن‌ها می‌شوند. علاوه بر این، ذرات پلاستیکی می‌توانند حامل مواد شیمیایی سمی باشند که در نهایت ممکن است از طریق زنجیره غذایی به انسان‌ها آسیب برسانند. برای مقابله با این موضوع، چندین کشور از جمله ایالات متحده، کانادا و برخی از کشورهای اروپایی، ممنوعیت یا محدودیت‌هایی را برای میکروپلاستیک‌ها در محصولات مراقبت شخصی اعمال کرده‌اند. علاوه بر این، برخی از شرکت‌ها به‌طور داوطلبانه استفاده از میکروپلاستیک‌ها را متوقف کرده‌اند و از جایگزین‌های طبیعی مانند بلغور جو دوسر و دانه‌های زردآلو به عنوان لایه بردار استفاده می‌کنند. مصرف‌کنندگان با انتخاب محصولات بدون میکروپلاستیک یا انتخاب جایگزین‌های سازگار با محیط زیست که آلودگی را به حداقل

می‌رساند، نقش مهمی ایفا می‌کنند. پرداختن به پیامدهای زیست محیطی مرتبط با میکروپلاستیک‌ها با اجرای مقررات و ترویج شیوه‌های پایدار بسیار مهم است. به عنوان مصرف‌کننده با انتخاب‌های مناسب می‌توان در حفاظت از محیط زیست و سلامت انسان‌ها نقش مهمی ایفا کرد (۱۳).

۹-۱۳. روش‌های مدرن برای تشخیص میکروپلاستیک‌ها

از چندین روش مدرن برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف از جمله آب، رسوبات و موجودات زنده استفاده می‌شود. برخی از روش‌های رایج مورد استفاده عبارتند از:

شناسایی بصری: میکروپلاستیک‌ها به ویژه ذرات کوچکتر، نیاز به بررسی دقیق تری در زیر میکروسکوپ دارند اما ذرات بزرگتر را از نظر بصری نیز می‌توان شناسایی کرد.

شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها بر اساس رنگ ثابت، روشنایی و بدون عملکردهای سلولی انجام می‌شود. محققان از روش‌هایی مانند تست سوزن داغ برای تایید وجود مواد پلاستیکی و تمایز آن از ذرات آلی یا معدنی استفاده می‌کنند. معیارهای تعریف شده توسط Goswami و همکاران برای شناسایی بصری و شمارش میکروپلاستیک‌ها عبارتند از فقدان ویژگی‌های سلولی یا بیولوژیکی، وجود الیاف تکه تکه نشده که شبیه روبان‌های پیچ خورده هستند، ذرات با رنگ‌های همگن و ذراتی که در اثر حرارت ناشی از سوزن داغ ذوب می‌شوند. ذرات پلاستیکی بر اساس شناسایی بصری با توجه به اندازه، رنگ، شکل و منشأ آن‌ها دسته بندی می‌شوند. مرتب سازی بصری یک راه ساده برای شمارش میکروپلاستیک‌ها است، اما خطر طبقه بندی اشتباه ذرات غیرپلاستیکی به عنوان پلاستیک نیز وجود دارد. انتخاب اندازه‌های مختلف برای طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها می‌تواند منجر به بزرگنمایی یا کوچک نمایی قابل توجهی در مقدار واقعی میکروپلاستیک‌ها شود (۳۸).

طیف سنجی FTIR و Raman: انواع میکروپلاستیک‌ها معمولاً با استفاده از رویکرد FTIR و Raman شناسایی می‌شوند؛ این روش‌ها رایج ترین شیوه‌های تجزیه و تحلیل ذرات پلاستیکی در نمونه‌های مختلف هستند. طیف سنجی رامان در طیف‌های بین ۲۰۰ تا ۳۵۰۰ سانتی متر مربع برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در شن و ماسه در سراسر سواحل شرقی هند استفاده شده است. این تکنیک امکان شناسایی ذرات پلاستیکی به کوچکی ۱ نانومتر را نیز

فراهم می‌کند و در عین حال داده‌هایی را در مورد تعداد ذرات، توزیع اندازه و ویژگی‌های مورفولوژیکی نیز ارائه می‌دهد. از مزایای طیف سنجی رامان نسبت به FTIR می‌توان به وضوح بهتر (۱ متر در مقابل ۲۰ متر)، محدوده وسیع تری از طیف‌های منحصر به فرد و تداخل کمتر با آب اشاره کرد. طیف‌سنجی رامان تقویت‌شده سطحی (SERS)^۱ نیز یکی از پرکاربردترین تکنیک‌ها برای شناسایی میکرو و نانوپلاستیک‌ها است. با این حال، طیف سنجی رامان اشکالاتی نیز دارد زیرا سیگنال‌های ضعیف رامان برای دستیابی به مقدار قابل قبول به زمان بیشتری نیاز دارند. سیگنال‌های ضعیف نیز ممکن است بر طیف سنجی رامان تاثیر بگذارند. با افزایش زمان اندازه‌گیری و در نظر گرفتن مواردی مانند تداخل فلورسانس، رنگ، رسوب زیستی و تجزیه می‌توان این مشکل را حل کرد. باید به خاطر داشت که طیف رامان میکروپلاستیک‌های فرسوده ممکن است تغییر کند و در حال حاضر منابع ذخیره شده طیف‌های رامان برای میکروپلاستیک‌های تغییر یافته در دسترس نیستند. ایجاد یک پایگاه داده طیف‌های خاص برای پلاستیک‌های فرسوده و استفاده از آن برای یافتن نمونه‌های ناشناس محیطی بسیار مهم است (۳۹).

(Py-GC-MS) Pyrolysis-Gas Chromatography-Mass Spectrometry

Py-GC-MS تکنیکی است که برای تجزیه و تحلیل ترکیب شیمیایی یک نمونه با حرارت دادن به آن تا رسیدن به دماهای بالا استفاده می‌شود. در این تکنیک نمونه به ترکیبات ساده تری تجزیه می‌شود که می‌تواند با استفاده از کروماتوگرافی گازی و طیف سنجی جرمی آنالیز شود. نمونه استخراج شده در دماهای بسیار بالا در دستگاه پیرولیز GS/MS به منظور حذف ترکیبات مزاحمی که به طور همزمان استخراج می‌شوند، پیرولیز می‌گردند. این تکنیک برای شناسایی و تعیین کمیت میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های غنی از مواد آلی پیچیده بسیار مفید است. Py-GC-MS یک تکنیک بسیار موثر است که به دلیل اندازه‌گیری سریع و تکرارپذیری خوب شناخته می‌شود و به طور گسترده‌ای برای شناسایی پلیمرهای مختلف با ترکیبات خاص مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تکنیک‌های کروماتوگرافی مایع (UHPLC) و طیف‌سنجی جرمی (LC-Tandem):

کروماتوگرافی مایع (LC)^۲ به طور گسترده‌ای برای تجزیه و تحلیل نمونه‌های مختلف و

1. Surface-Enhanced Raman Spectroscopy

2. Liquid Chromatography

همچنین برای تشخیص میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرد. تکنیک‌های LC، سریع با سطح تشخیص پایین و تکرارپذیری بالا هستند. پلیمریزاسیون ترکیباتی مانند پلی کربنات (PC)، PET و پلی لاکتیک اسید زیست تخریب‌پذیر، به وسیله آنالیز طیف سنجی جرمی LC-Tandem نیز گزارش شده است (۴۰).

تکنیک‌های میکروسکوپی: تکنیک‌های میکروسکوپی مانند SEM و میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM)، برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها بر اساس ویژگی‌های فیزیکی مانند اندازه، شکل و رنگ استفاده می‌شوند. مورفولوژی، فرسودگی و تولید میکروپلاستیک‌ها با استفاده از SEM و EDS بررسی می‌شود. این روش در خصوص ترکیب شیمیایی، داده‌های با کیفیت بالا ارائه می‌دهد. در هند برای مشخص کردن میکروپلاستیک‌هایی که از نمونه‌های رسوب، آب، بیوتا و نمک استخراج شده اند، از تکنیک SEM/EDS استفاده شده است. SEM/EDS یک روس متداول برای تعیین خصوصیات مورفولوژیکی و عنصری است، اما به زمان و هزینه زیادی نیاز دارد، سوگیری انتخاب نیز ممکن است بر خصوصیات شیمیایی آن‌ها تأثیر بگذارد زیرا توانایی ناظر تعیین می‌کند که میکروپلاستیک‌ها چگونه جدا شوند.

میکروسکوپ فلورسانس با رنگ آمیزی Nile Red: رویکرد رنگ آمیزی Nile Red (NR) برای مکان‌یابی میکروپلاستیک‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. با این روش رنگ NR بر روی سطوح پلاستیکی جذب می‌شود و باعث درخشش آن‌ها در هنگام قرار گرفتن در معرض نور آبی می‌شود. عکاسی ساده با فیلتر نارنجی را می‌توان برای ثبت انتشار فلورسانس استفاده کرد و تجزیه و تحلیل تصویر امکان تشخیص و تعیین کمیت ذرات فلورسنت را فراهم می‌کند. در هند، ذرات پلاستیکی در نمونه‌های خاک و دوکفه‌ای ها، با استفاده از تکنیک میکروسکوپ فلورسانس رنگ آمیزی NR شناسایی و اندازه گیری شده است. پس از رنگ آمیزی کاغذ صافی با رنگ NR در غلظت ۱۰ میلی گرم بر میلی لیتر (در استون)، نتایج با یک دوربین فیلمبرداری درجه تحقیقاتی که روی یک میکروسکوپ فلورسانس نصب شده است، ثبت می‌شود و میکروپلاستیک‌ها با استفاده از طول موج در محدوده ۴۲۰-۴۹۵ نانومتر، شناسایی می‌شوند. با توجه به اینکه NR یک حلال رنگی است، قطبیت حلال بر انتشار فلورسانس تأثیر می‌گذارد، که ممکن است به میکروپلاستیک‌ها اجازه دهد با توجه به تغییرات فلورسنت به تا به چندین گروه شیمیایی تقسیم شوند.

میکروسکوپ نیروی اتمی (AFM): میکروسکوپ نیروی اتمی با استفاده از کاوشگرهای تخصصی که می‌توانند با اجسام در حالت تماس یا غیر تماسی تعامل داشته باشند، تصویربرداری در مقیاس نانو را امکان پذیر می‌کند. AFM الگوهای ساییدگی و هوازدهی بر روی میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمک‌های دریایی تجاری موجود را بررسی می‌کند. توانایی میکروپلاستیک‌ها برای جذب مواد و میزان پیوند بین هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای و میکروپلاستیک‌ها با استفاده از AFM مورد بررسی قرار گرفته اند. با این وجود، AFM محدودیت‌هایی نیز دارد. اولاً، معمولاً برای دستیابی به تصاویر با کیفیت بالا به سرعت اسکن آهسته‌ای نیاز دارد. ثانیاً در مراحل پردازش تصویر، به دلیل فعل و انفعالات بین نوک پراب AFM و نمونه، امکان ورود مصنوعات وجود دارد.

ترموگراویمتری^۲ (TGA): یک تکنیک حرارتی است که به عنوان گرما سنجی نیز شناخته می‌شود، در این تکنیک وزن یک نمونه را به عنوان تابعی از زمان یا دما در اتمسفر (بی اثر یا هوا) که از قبل تعریف شده است، بررسی می‌کنند. برای بررسی مشخصات دمایی میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از مصب نارمادا^۳، Sharma و همکاران از تکنیک TGA استفاده کردند. تغییرات در ترموگرام میکروپلاستیک به دست آمده از رسوبات مصب رودخانه، وجود ترکیبات پلیمری متعددی از جمله PA، PVC و سایر پلیمرها را نشان می‌دهد. با از دست رفتن جرم انبوهی از ذرات پلاستیکی در طول یک برنامه گرمایش، TGA تجزیه و تحلیل عددی ارائه می‌دهد. با این حال، به دلیل پیچیدگی ماتریس نمونه، این روش نیاز به تمیز کردن و فرآیندهای پیش تغلیظ قبل از تجزیه و تحلیل دارد.

۹-۱۴. نتیجه‌گیری

حضور میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم، چالش مهمی است که نیازمند توجه فوری و استراتژی‌های مؤثر برای پایش و مدیریت دارد. علاوه بر این ذرات پلاستیکی با حضور گسترده و اثرات مضرشان بر حیات وحش و سلامت انسان، به اقدامات جامعی از سوی افراد، صنایع و دولت‌ها نیاز دارند. برای مقابله با این موضوع، سیستم‌های نظارتی که بتواند میزان آلودگی میکروپلاستیک را در اکوسیستم‌های مختلف به طور دقیق ارزیابی کند، ضروری است؛

1. Atomic Force Microscope
2. Thermogravimetry

۳- Narmada: پنجمین رودخانه طولانی هند

همچنین توسعه و اتخاذ شیوه‌های نوآورانه مدیریت پسماند، از جمله کاهش مصرف پلاستیک، بهبود زیرساخت‌های بازیافت و گسترش استفاده از مواد جایگزین گام‌های مهمی در جهت کاهش بحران میکروپلاستیک هستند. افزایش آگاهی و آموزش مردم در مورد پیامدهای خطرناک آلودگی میکروپلاستیک نیز می‌تواند تغییرات رفتاری مناسبی را به همراه داشته باشد. با ترکیب این استراتژی‌ها، می‌توان به سمت یک اکوسیستم سالم‌تر، تضمین حفظ تنوع زیستی و حفظ رفاه نسل‌های کنونی و آینده تلاش کرد. با تلاش‌های جمعی و تعهد به شیوه‌های پایدار می‌توان با موفقیت به چالش‌های ناشی از زباله‌های میکروپلاستیک رسیدگی کرد و محیطی پاک و انعطاف پذیر برای همه افراد ایجاد کرد.

منابع

1. Yaseen, A., Assad, I., Sofi, M. S., Hashmi, M. Z., & Bhat, S. U. (2022). A global review of microplastics in wastewater treatment plants: Understanding their occurrence, fate and impact. *Environmental Research*, 113258. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113258>.
2. Gao, Z., Chen, L., Cizdziel, J., & Huang, Y. (2023). Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. *Journal of Environmental Management*, 325, 116411. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116411>.
3. Vaid, M., Mehra, K., & Gupta, A. (2021). Microplastics as contaminants in Indian environment: A review. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16827-6>.
4. Mamun, A. A., Prasetya, T. A. E., Dewi, I. R., & Ahmad, M. (2023). Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *The Science of the Total Environment*, 858(Pt 1), 159834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159834>.
5. Shruti, V. C., Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., & Elizalde-Martínez, I. (2023). First evidence of microplastic contamination in ready-to-use packaged food ice cubes. *Environmental Pollution*, 318, 120905. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120905>.
6. Bhuyan, Md. S. (2022). Effects of microplastics on fish and in human health. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.827289>.
7. Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A Detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>.
8. Pandey, P., Dhiman, M., Kansal, A., & Subudhi, S. P. (2023). Plastic waste management for sustainable environment: Techniques and approaches. *Waste Disposal & Sustainable Energy*. <https://doi.org/10.1007/s42768-023-00134-6>.
9. Alpizar, F., Carlsson, F., Lanza, G., Carney, B., Daniels, R. C., Jaime, M., Ho, T., Nie, Z., Salazar, C., Tibesigwa, B., & Wahdera, S. (2020). A framework for selecting and designing policies to reduce marine plastic pollution in developing countries. *Environmental Science & Policy*, 109, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.007>.

10. National Green Tribunal Resolved to Address Environmental Disputes in 2021. (2022, January 2). The Economic Times. <https://economictimes.indiatimes.com/news/india/national-green-tribunal-resolved-to-address-environmental-disputes-in-2021/article-show/88646205.cms?from=mdr>.
11. Union Government is Generating Public Awareness and Undertaking Campaigns on Plastic Waste Management and Elimination of Single-Use Plastics in the Country. (n.d.). Pib.gov.in. Retrieved April 26, 2023, from <https://pib.gov.in/PressReleaseIframePage.aspx?PRID=1897852>.
12. Microbead. (2023, April 21). <https://en.wikipedia.org/wiki/Microbead#:~:text=In%20the%20US%2C%20the%20Microbead>.
13. Habib, R. Z., Aldhanhani, J. A. K., Ali, A. H., Ghebremedhin, F., Elakashlan, M., Mesfun, M., Kittaneh, W., Al Kindi, R., & Thiemann, T. (2022). Trends of microplastic abundance in personal care products in the united Arab emirates over the period of 3 years (2018–2020). *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21773-y>.
14. UNESCO. (2019, June 20). United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021–2030). UNESCO. <https://en.unesco.org/ocean-decade>.
15. EU Restrictions on Certain Single-Use Plastics. (n.d.). Environment.ec.europa.eu. https://environment.ec.europa.eu/topics/plastics/single-use-plastics/eu-restrictions-certain-single-use-plastics_en.
16. Da Costa Filho, P. A., Andrey, D., Eriksen, B., Peixoto, R. P., Carreres, B. M., Ambühl, M. E., Descarrega, J. B., Dubascoux, S., Zbinden, P., Panchaud, A., & Poitevin, E. (2021). Detection and characterization of small-sized microplastics ($\geq 5 \mu\text{m}$) in milk products. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03458-7>.
17. He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., & Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>. Leslie, H. A., J. M. van Velzen, M., Brandsma, S. H., Vethaak, D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163(107199), 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.
18. Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146(106274), 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.
19. Li, H., Zhu, L., Ma, M., Wu, H., An, L., & Yang, Z. (2023). Occurrence of microplastics in commercially sold bottled water. *Science of the Total Environment*, 867, 161553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161553>.
20. Alfaro-Núñez, A., Astorga, D., Cáceres-Farías, L., Bastidas, L., Soto Villegas, C., Macay, K., & Christensen, J. H. (2021). Microplastic pollution in seawater and marine organisms across the tropical eastern pacific and Galápagos. *Scientific Reports*, 11(1), 6424. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85939-3>.
21. Li, Q., Ma, C., Zhang, Q., & Shi, H. (2021). Microplastics in shellfish and implications for food safety. *Current Opinion in Food Science*, 40, 192–197. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.04.017>.

22. Mamun, A. A., Prasetya, T. A. E., Dewi, I. R., & Ahmad, M. (2023). Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *The Science of the Total Environment*, 858(Pt 1), 159834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159834>.
23. Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2022). Analytical methods for microplastics in the environment: A review. *Environmental Chemistry Letters*. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01525-7>.
24. Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>.
25. Mohammad R, A., & Qusay, A.-A. (2023). Eco-friendly microplastic removal through physical and chemical techniques: A review. *Annals of Advances in Chemistry*, 7(1). <https://doi.org/10.29328/journal.aac.1001038>.
26. Wang, C., Yu, J., Lu, Y., Hua, D., Wang, X., & Zou, X. (2021). Biodegradable microplastics (BMPs): A new cause for concern? *Environmental Science and Pollution Research*, 28(47), 66511–66518. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16435-4>.
27. Prata, J. C., Silva, A. L. P., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(13), 2411. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132411>.
28. Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS One*, 15(10), e0240792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>.
29. Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H.-J., & 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(1). <https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4>.
30. Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245(245), 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>.
31. Dubey, I., Khan, S., & Kushwaha, S. (2022). Developmental and reproductive toxic effects of exposure to microplastics: A review of associated signaling pathways. *Frontiers in Toxicology*, 4, 901798. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.901798>.
32. Dubey, I., Khan, S., & Kushwaha, S. (2022). Developmental and reproductive toxic effects of exposure to microplastics: A review of associated signaling pathways. *Frontiers in Toxicology*, 4, 901798. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.901798>.
33. Zeenat, Elahi, A., Bukhari, D. A., Shamim, S., & Rehman, A. (2021). Plastics degradation by microbes: A sustainable approach. *Journal of King Saud University—Science*, 33(6), 101538. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101538>.
34. Miri, S., Saini, R., Davoodi, S. M., Pulicharla, R., Brar, S. K., & Magdouli, S. (2022). Biodegradation of microplastics: Better late than never. *Chemosphere*, 286(Pt 1), 131670. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131670>.
35. Kotova, I. B., Taktarova, Yu. V., Tsavkelova, E. A., Egorova, M. A., Bubnov, I. A., Malak-

- hova, D. V., Shirinkina, L. I., Sokolova, T. G., & Bonch-Osmolovskaya, E. A. (2021). Microbial degradation of plastics and approaches to make it more efficient. *Microbiology*, 90(6), 671–701. <https://doi.org/10.1134/s0026261721060084>.
36. Folino, A., Karageorgiou, A., Calabrò, P. S., & Komilis, D. (2020). Biodegradation of wasted bioplastics in natural and industrial environments: A review. *Sustainability*, 12(15), 6030. <https://doi.org/10.3390/su12156030>.
 37. Evode, N., Qamar, S. A., Bilal, M., Barceló, D., & Iqbal, H. M. N. (2021). Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4(4), 100142. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100142>.
 38. Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Verzhenskaia, L., Gunganathan, L., & Vethamony, P. (2020). Microplastics in different environmental compartments in India: Analytical methods, distribution, associated contaminants and research needs. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 133, 116071. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116071>.
 39. Zhang, J., Peng, M., Lian, E., Xia, L., Asimakopoulos, A. G., Luo, S., & Wang, L. (2023). Identification of Poly(ethylene terephthalate) Nanoplastics in commercially bottled drinking water using surface-enhanced Raman spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 57(22), 8365–8372.
 40. Wang, L., Peng, Y., Xu, Y., Zhang, J., Zhang, T., Yan, M., & Sun, H. (2022). An in situ depolymerization and liquid chromatography–tandem mass spectrometry method for quantifying polylactic acid microplastics in environmental samples. *Environmental Science & Technology*, 56(18), 13029–13035.

فصل ۱۰

خطرات و اصلاح آلودگی میکروپلاستیک در حیات موجودات دریایی

۱۰-۱. مقدمه

پلاستیک یک پلیمر مصنوعی متشکل از مواد زیادی است که با هزینه کم باعث بهبود تولید و عملکرد می‌شود. با توجه به مقاومت شیمیایی و در دسترس بودن، استفاده از آن‌ها در صنایع مختلف به طور منظم در حال افزایش است (da Costa et al. 2016). در طول جنگ جهانی دوم، ساخت پلاستیک محبوبیت بیشتری نسبت به سایر مواد طبیعی مانند چوب، فلز، سنگ و ... به دست آورد. سالانه حدود ۴٪ نفت، برای ساخت مواد پلاستیکی استفاده می‌شود و ۴٪ نفت نیز برای تامین انرژی مصرف می‌شود؛ بعد از استفاده، زباله‌های پلاستیکی در محیط زیست جمع شده و در طول یک دوره زمانی طولانی انباشته می‌شوند (Shahul- Hamid et al. 2018). کشورهای مختلفی پلاستیک تولید می‌کنند، اما چین در تولید پلاستیک جایگاه اول را به خود اختصاص داده است. میکروپلاستیک‌ها از مناطق مختلف چین، از جمله خلیج اوجیانگ، حدود $284/6 \pm 680$ بر مترمکعب، خلیج جیانجیانگ، حدود

۹۵۵/۶ بر مترمکعب؛ خلیج مینجیانگ، حدود ۱۲۴۵/۸ بر مترمکعب؛ دریای بوه‌ای، حدود ۰/۳۳ بر مترمکعب؛ خلیج یانگ تسه، حدود ۴۱۳۷/۳ بر مترمکعب و دریای چین جنوبی، حدود ۱۳۱/۵ بر مترمکعب (Zhao et al. 2014, 2015) گزارش شد. فراوانی میکروپلاستیک در محیط آبی که در ساحل Waimushan، تایوان ثبت شده است، حدود ۵۰۸/۰،۰۱۲۵ متر مکعب است (Kunz et al. 2016). اقلام میکروپلاستیک از رسوبات مختلف ساحلی ایران از: بستانو^۱، حدود ۱۲۵۸ بر کیلوگرم، گورسوزان ۱۲۲ بر کیلوگرم، سورو^۲ ۱۴ بر کیلوگرم و خور آذینی حدود ۲ بر کیلوگرم گزارش شده است (Naji et al. 2017).

میکروپلاستیک‌های گزارش شده از هند شامل خلیج بنگال (حدود ۲۰۰۰۰ بر کیلومتر مربع از آب‌های سطحی) و دریاچه Vembanad (حدود ۲۵۲/۸۰ بر مترمربع از رسوبات) است (Eriksen et al. 2018; Sruthy and Ramasamy 2017) می‌باشند. میکروپلاستیک‌های گزارش شده از رسوبات ساحلی ایالات متحده عبارتند از: ساحل ملی کیپ هاتراس، حدود ۱۲۳ بر کیلوگرم. بنای یادبود ملی فورت پولاسکی حدود ۳۰۶ بر کیلوگرم؛ ساحل ملی جزایر خلیج حدود ۲۵۳ بر کیلوگرم (Yu et al. 2018). در Ross Sea، قطب جنوب غلظت میکروپلاستیک‌ها در حدود ۰/۰۰۳۲ تا ۱/۱۸ مورد در متر مکعب، که عمدتاً PE و PP است، گزارش شده است (Cincinelli et al. 2017). میکروپلاستیک‌ها از یک هسته یخی در اقیانوس منجمد شمالی حدود ۳۸-۲۳۴ مورد در متر مکعب گزارش شده است که از PP، PS، PE و ... تشکیل شده است و بیشتر برای اهداف خانگی و صنعتی استفاده می‌شوند (Obbard et al. 2014). اندازه میکروپلاستیک‌ها از ۱ نانو متر تا ۲۰ سانتی متر متغیر است.

تجمع ذرات پلاستیکی در رسوبات ساحلی باعث بزرگ شدن ذرات شن و ماسه شده که منجر به افزایش نفوذپذیری آب و کاهش هدایت حرارتی می‌گردد. چندین میکروارگانیزم بیماری زا، توانایی تشکیل کلنی بر روی ذرات پلاستیکی موجود در رسوبات ساحلی را دارند. علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها به عنوان پایه تخم‌گذاری برای بسیاری از حشرات یا حلزون‌های دریایی عمل می‌کند، به عنوان مثال، *Homalopoma micans*، در هر گلوله پلاستیکی ۵ تا ۴۸ تخم می‌گذارد. این گلوله‌های پلاستیکی شناور مسئول قدرت تهاجم گونه‌ها در اکوسیستم دریایی هستند. موجودات دریایی با بلع ذرات میکروپلاستیک به سوهاضمه مبتلا شده و سپس با

۱- Bostanu: روستایی در دهستان گچین بخش مرکزی شهرستان بندرعباس در استان هرمزگان ایران است.

۲- Suru: محله تاریخی سورو واقع در غرب شهر بندرعباس مرکز استان هرمزگان در جنوب ایران است.

انتقال از سطوح پایین تر مناطق گرمسیری به سطوح گرمسیری بالاتر باعث بی نظمی عملکرد طبیعی بدن از جمله سیری کاذب، عوارض تولید مثلی، استرس پاتولوژیک، التهاب کبد، استرس اکسیداتیو و کاهش سرعت رشد می‌شود. میکروپلاستیک‌ها سیستم ایمنی را نیز مختل کرده و با تشکیل گرانولوسیتوم^۱ در جانداران دریایی و خشکی، باعث تجمع مونومرهای میکروپلاستیک در سلول‌های کبد، حمله ویروسی (ویروس هپاتیت C و سایرین) که مسئول التهاب کبد و ایجاد سرطان کبد در افراد دچار نقص ایمنی است، می‌شوند (Shaw et al. 2023). بنابراین، مونومرهای پلاستیکی برای موجودات زنده مانند سم عمل می‌کنند.

۲-۱۰. مشتقات میکروپلاستیک در اکوسیستم آبی

به دلیل استفاده گسترده از پلاستیک‌ها، حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست دریایی و خطرات زیست محیطی آن‌ها توجه بسیاری از محققان را به خود جلب می‌کند (Barboza and Gimenez 2015). این ذرات پلاستیکی کوچک از مسیرهای مختلفی مانند ورود مستقیم به اقیانوس یا قطعات مزوپلاستیک یا میکروپلاستیک که به قطعات کوچک تجزیه می‌شوند، به محیط دریایی وارد می‌شوند. منابع زمینی و منابع دریایی مسئول تجمع زباله‌های پلاستیکی در اقیانوس‌ها هستند؛ در سیستم‌های زمینی، زهکشی شهری و فاضلاب مستقیماً با آب رودخانه مخلوط می‌شوند و به دلیل مدیریت نامناسب، ذرات پلاستیک مستقیماً به آب اقیانوس وارد می‌شوند. حدود ۸۰٪ از میکروپلاستیک‌ها مستقیماً از مناطق خشکی وارد آب دریا می‌شوند (Yang et al. 2021). طبق اعلام اتحادیه بین المللی حفاظت از تحقیقات (IUCN)^۲، منسوجات منبع اصلی آلودگی میکروپلاستیک در اقیانوس‌ها هستند. زباله‌های پلاستیکی شامل ذراتی با قطعات بزرگ و کوچک هستند که برای مصارف صنعتی و دیگر مصارف ساخته شده‌اند (Shaw and Day 1994). لایه بردارها در محصولات زیبایی از ذرات پلاستیکی در ابعاد میکرون تشکیل شده‌اند؛ پاک‌کننده دست و صورت نیز حاوی PE هستند (Andrady 2011; Cesa et al. 2017). حدود ۹۳٪ از PE در لوازم آرایشی و بهداشتی به همراه نایلون، پلی متیل متاکریلات و PP استفاده می‌شود (Pereao et al. 2020).

۱- Granulocytoma: گرانولوسیتوم‌ها زمانی تشکیل می‌شوند که سلول‌های ایمنی به هم چسبیده و گره‌های ریزی را در محل عفونت یا التهاب ایجاد می‌کنند.

بنابراین، هنگامی که از این محصولات استفاده می‌شود، ذرات پلاستیک شسته شده و به اقیانوس می‌ریزند (Fendall and Sewell 2009). منابع دیگر میکروپلاستیک‌ها به فعالیت‌های ماهیگیری، کشتیرانی و ... مربوط می‌شود که به دلیل نشت در کشتی، مقدار زیادی مواد پلاستیکی با آب مخلوط می‌شود. تجهیزات ماهیگیری، اگر به دریا بیفتند و یا آسیب ببینند، مقدار بسیار زیادی قطعات پلاستیکی تولید می‌کنند (Yang et al. 2021). ذرات ریز پلاستیکی در صنایع دارویی و پزشکی نیز مورد استفاده قرار می‌گیرند و در نتیجه در فاضلاب داروسازی نیز وجود دارند. فرسایش ذرات پلاستیکی بزرگ در محیط‌های ساحلی باعث تجمع این آلاینده در محیط ساحلی، سطح آب اقیانوس و در اعماق اقیانوس می‌شوند؛ به عنوان مثال ذرات پلاستیک در خاک‌های شنی با جذب تابش مادون قرمز خورشیدی، تیره تر می‌شوند (~ ۴۰ درجه سانتیگراد).

در صنایع فرش و پوشاک، ذرات کوچک پلاستیک نیز در نهایت وارد محیط آبی می‌شوند (Pereao et al. 2020). مناطق قطبی از نظر جغرافیایی از کشورهای دیگر جدا شده اند به همین خاطر، تصور می‌شود که در این مناطق این آلاینده وجود ندارد؛ اما یک پروژه علمی شهروندی، حضور ذرات پلاستیکی در رسوبات اقیانوس و آب‌های سطحی را ثبت کرده است. منبع میکروپلاستیک‌ها در آب قطب جنوب فاضلاب آزاد شده از یک ایستگاه تحقیقاتی، چندین کشتی توریستی، ماهیگیری و ... است.

ذرات میکروپلاستیک اولیه یا ثانویه به اقیانوس می‌ریزند و در رسوبات آن تجمع می‌یابند. فیبرهای پلاستیکی کوچک به اشتباه توسط موجودات دریایی بلعیده شده و در بدن آن‌ها جمع می‌شوند، سپس موجودات دریایی بزرگتر، از این موجودات کوچک تغذیه می‌کنند؛ بنابراین، ذرات میکروپلاستیک وارد زنجیره غذایی می‌شوند که باعث تخریب سیستم ایمنی، فرآیندهای متابولیک، رشد و تولید مثل می‌شوند همچنین اثرات مخربی بر محیط زیست دریایی نیز می‌گذارند.

در قطب جنوب ۷۱ ایستگاه تحقیقاتی وجود دارد. بیشتر ایستگاه‌های تحقیقاتی فاقد سیستم تصفیه فاضلاب هستند، تعداد معدودی از ایستگاه‌های تحقیقاتی دارای سیستم‌های تصفیه فاضلاب هستند اما قادر به حذف همه میکروپلاستیک‌ها نیستند (Waller et al. 2017). میکروپلاستیک‌ها در اطراف هر زیستگاهی از طریق جریان سطحی و باد توزیع می‌شوند. جریان عمودی زباله‌های پلاستیکی با سرعت زیاد باد، ذرات پلاستیک را به دام می‌اندازد و

آن‌ها را در طول ستون آب توزیع می‌کنند. امروزه، بیشتر تحقیقات بر تجمع ذرات پلاستیکی کوچک در جریان‌های اقیانوسی متمرکز شده‌اند. طبق پیش‌بینی‌های انجام شده تعداد کل میکروپلاستیک‌های موجود در آب دریا حدود $10^9 \times 3/3$ قطعه است (Ikenoue et al. 2023). غلظت میکروپلاستیک‌ها به پارامترهای مختلفی از جمله آب دریا بستگی دارد. در دریای چوکچی^۱، غلظت $0/009$ قطعه در مترمکعب، دریای بوفورت^۲ $0/04$ قطعه در مترمکعب، مجمع‌الجزایر قطب شمال کانادا $0/02$ قطعه در مترمکعب، در دریای گرینلند $0/11$ قطعه در مترمکعب، در دریای بارنتز^۳ $0/46$ قطعه در مترمکعب و در دریای کارا^۴ $0/15$ قطعه در متر مکعب گزارش شده است (Mu et al. 2019). زباله‌های پلاستیکی جمع‌آوری شده در شمال شرقی اقیانوس اطلس $2/46$ واحد در مترمکعب تخمین زده شده‌اند (Lusher et al. 2014). حدود $10^{10} \times 1/8$ قطعه میکروپلاستیک در سال از اقیانوس آرام به اقیانوس منجمد شمالی جریان دارد. میکروپلاستیک‌ها بر اساس منشأ به میکروپلاستیک‌های اولیه و ثانویه طبقه بندی می‌شوند.

میکروپلاستیک‌های اولیه بر پایه ریزدانه‌های پلاستیکی و پودری با اندازه کمتر از ۵ میلی متر هستند. اصطلاح "ریزدانه" در صنایع برای تعریف قطعات میکروپلاستیک موجود در لوازم آرایشی و سایر محصولات مراقبت شخصی استفاده می‌شود. میکروپلاستیک‌های ثانویه ذرات بزرگ و شکننده‌ای هستند که از طریق تجزیه زیستی توسط میکروب‌ها، تجزیه نوری توسط اشعه UV و ساییدگی مکانیکی به قطعات کوچک شکسته می‌شوند. ماهیت فیزیکی - یعنی اندازه، بافت، رنگ، شکل و ... - و ترکیب شیمیایی پلاستیک‌های ثانویه در زمان ساخت و پس از استفاده تغییر می‌کنند (Hale et al. 2020). در فرآیند تولید مواد پلاستیکی، تثبیت‌کننده‌های متعددی که محتوی برخی فلزات سمی مانند سرب، قلع، کادمیوم و ... است نیز اضافه می‌شوند (Amelia et al. 2021). تغییر بار سطحی میکروپلاستیک‌ها منجر به جذب فلزات سنگین، انتقال و تجمع آن‌ها در اقیانوس می‌شود. اگر جانوران دریایی به اشتباه میکروپلاستیک‌های محتوی آلاینده‌های فلزی را بلعند، فرآیندهای متابولیک، رشد، تولید مثل

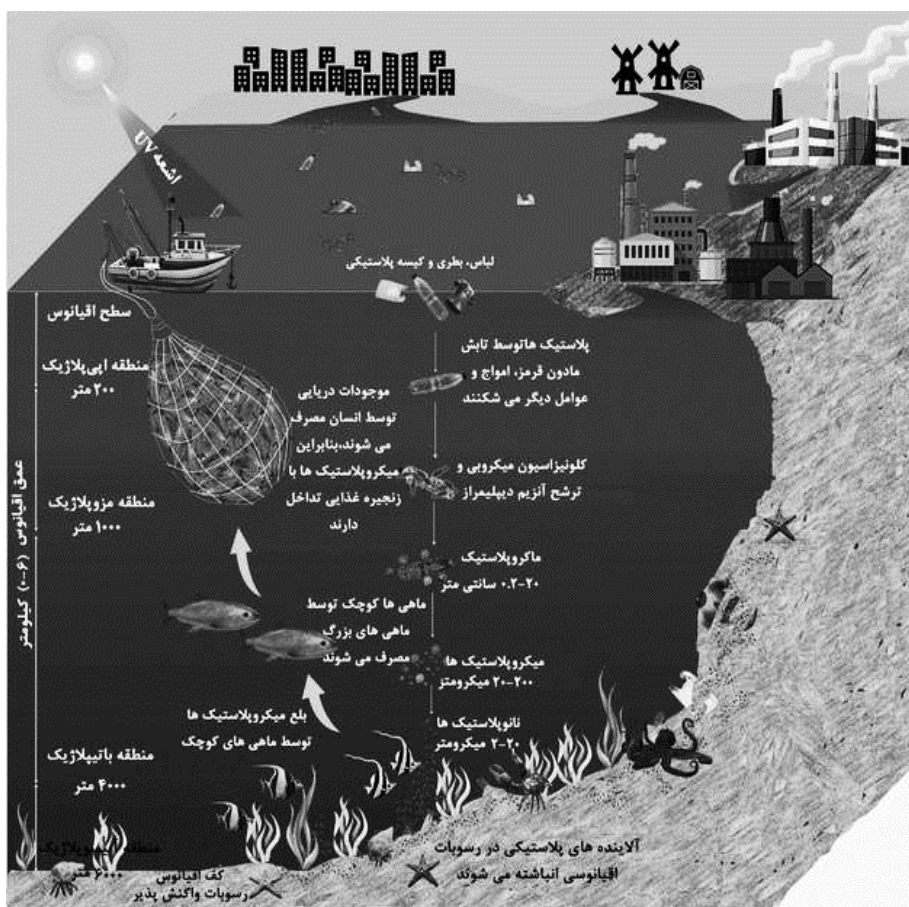
۱- Chukchi: بخشی از آب‌های اقیانوس منجمد شمالی است که در بین دو قاره آسیا و آمریکای شمالی در میان شمال شرقی سبیری و شمال غربی آلاسکا واقع شده است.

۲- Beaufort: دریای بوفورت در شمال غربی کشور کانادا واقع است. این دریا به اقیانوس منجمد شمالی راه دارد.

۳- Barents: انشعابی است از اقیانوس منجمد شمالی

۴- Kara: دریایی در حاشیه اقیانوس منجمد شمالی است.

و سیستم ایمنی آن‌ها می‌توانند مختل شوند (Zhang et al. 2020). آلودگی میکروپلاستیک در اکوسیستم دریایی در شکل ۱-۱۰ نشان داده شده است. ذرات میکروپلاستیکی که بسیار شکننده هستند، نانوپلاستیک‌ها را تولید می‌کنند؛ قطعات نانوپلاستیک به راحتی توسط موجودات دریایی مصرف می‌شوند و تجمع آن‌ها در آینده اثرات مضر بر محیط دریایی و همچنین سلامت عمومی ایجاد می‌کند (Yang et al. 2021).



شکل ۱-۱۰. میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم دریایی.

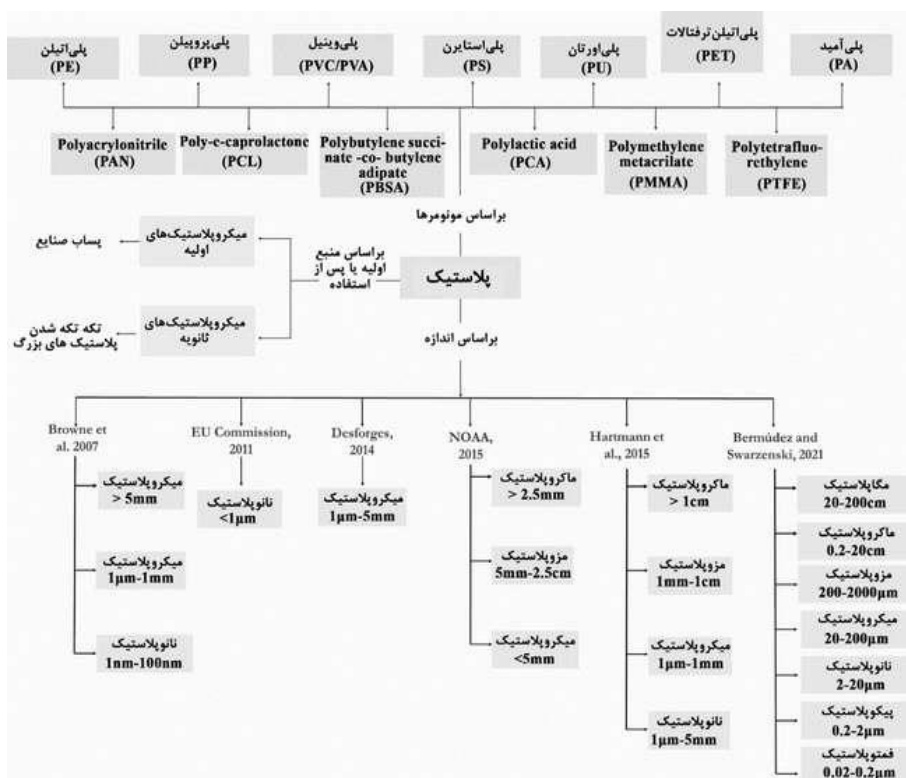
۳-۱۰. توزیع میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌ها در سطح جهانی در محیط‌های آبی حضور دارند؛ فراوان ترین ذرات پلاستیکی در محیط‌های دریایی از ۱۰ میکرومتر تا ۵ میلی‌متر هستند. بر اساس اندازه، زباله‌های پلاستیکی به گروه‌هایی با ابعاد بزرگ (اندازه ۲۰۰-۲۰ سانتی متر)، ماکرو (اندازه ۲-۲۰/۲۰۰ سانتی متر)، متوسط (اندازه ۲۰۰-۲۰ میکرومتر)، میکرو (اندازه ۲۰۰-۲۰ میکرومتر) ، نانو (اندازه ۲-۲۰ میکرومتر)، پیکو (اندازه ۰/۲-۲ میکرومتر)، فمتو (اندازه ۰/۲-۰/۰۲ میکرومتر) طبقه بندی می‌شوند (Bermúdez and Swarzenski 2021). Browne و همکاران (۲۰۰۷) قطعات پلاستیکی را بر اساس اندازه در سه دسته طبقه بندی کردند - یعنی محدوده اندازه ماکروپلاستیک < ۵ میلی متر، محدوده اندازه میکروپلاستیک بین ۱ میکرومتر و ۱ میلی متر و محدوده اندازه نانوپلاستیک بین ۱ نانومتر تا ۱۰۰ نانومتر می‌باشد. Díaz-Mendoza و همکاران (۲۰۲۰) مجدداً ذرات پلاستیک را به سه دسته طبقه بندی کرده‌اند - یعنی مگاپلاستیک در محدوده اندازه بیشتر از ۲/۵ میلی متر، اندازه مزوپلاستیک بین ۵ تا ۲/۵ میلی متر و محدوده میکروپلاستیک کمتر از ۵ میلی متر است. Hartmann و همکاران (۲۰۱۵) مجدداً پلاستیک‌ها را به چهار دسته طبقه بندی کردند؛ محدوده اندازه ماکروپلاستیک بیش از ۱ سانتی متر، محدوده اندازه مزوپلاستیک بین ۱ میلی متر تا ۱ سانتی متر، محدوده اندازه میکروپلاستیک بین ۱ میکرومتر تا ۱ میلی متر، و محدوده اندازه نانوپلاستیک بین ۱ نانومتر تا ۱ میکرومتر می‌باشد.

همان طور که در شکل ۲-۱۰ نشان داده شده است، پلاستیک‌ها بر اساس ترکیب مونومر، کاربردها و سازماندهی نیز طبقه بندی می‌شوند. بر اساس منشأ، میکروپلاستیک‌ها دو دسته هستند - یعنی میکروپلاستیک‌های اولیه و ثانویه. با توجه به ترکیب مونومر، پلاستیک‌ها در چندین گروه طبقه بندی می‌شوند - به عنوان مثال، PE، PS، PP، PVC، PU و

۴-۱۰. ترکیبات شیمیایی و موارد استفاده از میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌های مختلفی مانند PVC، PE، PP، PS و PU به دلیل استفاده تجاری و صنعتی در مقادیر بسیار زیادی تولید می‌شوند. به احتمال زیاد تمام ذرات پلاستیکی در نهایت به اقیانوس‌ها ختم می‌شوند (Andrady 2011). ساختار مولکولی میکروپلاستیک‌های مختلف در شکل ۳-۱۰ نشان داده شده است.



شکل ۲-۱. طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها بر اساس ترکیب مونومر، کاربرد، منشأ و اندازه (نویسندگان مختلف میکروپلاستیک‌ها را به شیوه‌های متنوعی بر اساس اندازه طبقه بندی کرده‌اند).

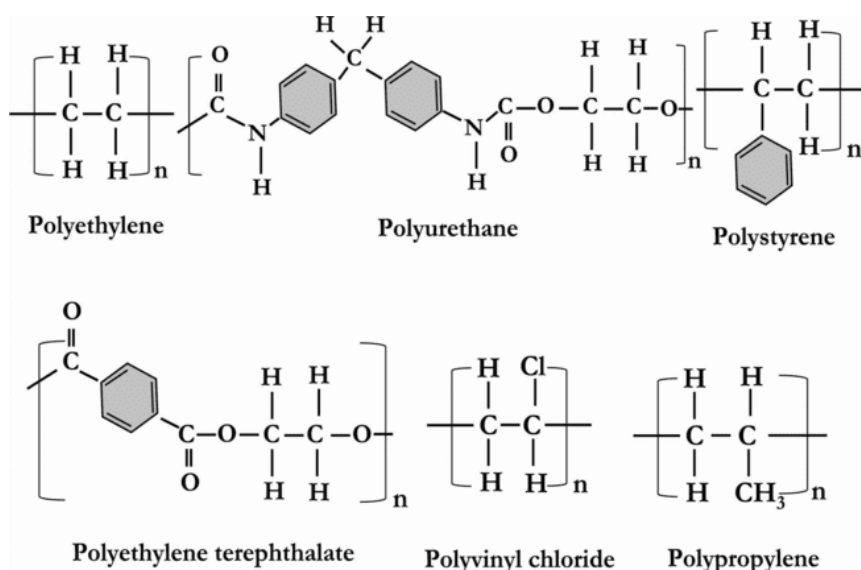
اتم C و H در PE، گروه الکل (OH-) و ایزوسیانات (NCO)^۱ در PU، مولکول بنزن در PS، اتم Cl در PVC و هر مولکول کربن جایگزین در PP، با یک گروه متیل ارتباط دارد.

۱-۴-۱۰. پلی اتیلن (PE)

PE ماهیتی آبگریز دارد و از زنجیره بلندی از مونومرهای اتیلن شاخه‌دار یا بدون شاخه تشکیل شده است و با پلیمریزاسیون مواد اولیه پتروشیمی، تولید می‌شود. PE به دلیل خاصیت ارتجاعی، شفافیت، مقاومت شیمیایی و دوام، یک محصول پلیمری مفید در صنایع غذایی، دارویی و نوشیدنی است. علاوه بر این در برابر بخار آب و رطوبت نفوذ ناپذیر است و تا دمای

1. Isocyanate

۱۲۳ درجه سانتیگراد پایدار است. PE مانع کارآمدی برای نفت، چربی و گازها می‌باشد (Huerta Lwanga et al. 2018; Scalenghe 2018; Oliveira et al. 2020). بر اساس انعطاف پذیری، شفافیت و چگالی، PE به HDPE و LDPE تقسیم می‌شود. HDPE یک زنجیره خطی با نسبت چگالی به استحکام زیاد است. LDPE بسیار منشعب است و تحت تأثیر الکل، باز و اسید قرار نمی‌گیرد اما در حضور هیدروکربن‌های آروماتیک و آلیفاتیک ناپایدار است. ساختار زنجیره‌ای بادوام $[HO-(CH_2-CH_2-O)_n-H]$ PEG غیر قطبی، غیر سمی، غیر یونی، زیست سازگار و محلول در آب است. بنابراین در محصولات پزشکی، آرایشی و بهداشتی و داروسازی استفاده می‌شود (Parray et al. 2020).



شکل ۱۰-۳. ترکیب مولکولی مونومرهای میکروپلاستیک‌های رایج.

۲-۴-۱۰. پلی استایرن (PS)

PS یک پلیمر خطی و آمورف است. مونومر استایرن برای تولید PS پلیمریزه می‌شود. اتیل الکل با کلرید هیدروژن ترکیب شده و اتیل کلرید را تشکیل می‌دهد. اتیل کلرید با مولکول بنزن مخلوط شده و اتیل بنزن تولید می‌کند که در یک لوله نیکل، فوق گرم شده تا استایرن تولید شود. طبق روشی دیگر در حضور کلرید آلومینیوم، گاز اتیلن با بنزن ترکیب می‌شود و اتیل بنزن تولید می‌کند. اتیلن بنزن با کلر ترکیب می‌شود تا کلرواتیل بنزن را تشکیل دهد،

سپس به لوله نیکل می‌رسد و مونومر استایرن را تشکیل می‌دهد. در حضور اسید سولفوریک، مونومر استایرن با اسید استیک مخلوط شده و دی استایرن تولید می‌کند. دی استایرن برای تولید مائاستایرن^۱ پلیمریزه می‌شود. پس از گرم شدن زیاد، گروه متیل از مائاستایرن جدا شده و تحت فرآیندهای پلیمریزاسیون قرار می‌گیرد که در نهایت PS را تشکیل می‌دهد (Arfin et al. 2015). PS در برابر حرارت و تجزیه زیستی مقاوم است و می‌تواند از بخار آب و گازها عبور کند و به دلیل خواص جامد، سخت و وزن سبک برای بسته بندی استفاده می‌شود. PS بادوام، به سه شکل کریستالی زیاد^۲، گسترده شده^۳، و ضربه پذیر^۴ وجود دارد. در حال حاضر، پلاستیک مات از طریق ترکیب PS و لاستیک به دست می‌آید (McKeen 2014; Oliveira et al. 2020; Abhijith et al. 2018).

۳-۴-۱۰. پلی اتیلن ترفتالات (PET)

پلیمریزاسیون تراکمی ترفتالات و اتیلن گلیکول باعث تولید PET می‌شود. PET یک پلیمر شفاف، قوی، مقاوم به حرارت (تا ۲۶۰ درجه سانتیگراد)، کریستال مانند و بدون تغییرات شیمیایی است که معمولاً در نوشیدنی‌ها، پخت و پز در مایکروویو، استریل کردن با بخار و ظروف غذا استفاده می‌شود. PET از طریق فرآیند ترانس استریفیکاسیون با استفاده از دی متیل ترفتالات و اتیلن گلیکول تولید می‌شود (Hiraga et al. 2019; Oliveira et al. 2020).

۴-۴-۱۰. پلی پروپیلن (PP)

با پلیمریزاسیون پروپن یا پروپیلن که یک محصول رده پایین در پتروشیمی است، PP تولید می‌شود. در سال ۱۹۵۴، PP برای اولین بار ساخته شد و به دلیل کمترین چگالی، توجه بیشتری نسبت به مونومرهای پلاستیکی دیگر به خود جلب کرد. PP یک پلیمر وینیل است که در آن هر کربن جایگزین با یک گروه متیل جفت می‌شود (Maddah 2016). PP بر خلاف PE بادوام، سبک وزن، بسیار شفاف، کم هزینه و آسان ساخت است. در شرایط طبیعی، PP به سه شکل کریستالی، نیمه کریستالی و آمورف وجود دارد. این پلیمر نسبت دماهای زیاد، مقاوم است و در برابر روغن، چربی و گازها غیر قابل اختلاط است. از این رو در بسته بندی

۱- Matastyrene: مائاستایرن به ایزومر خاصی از مونومر استایرن اشاره دارد که بلوک ساختمانی پلی استایرن است.

2. High Crystalline

3. Expanded

4. High Impact

تنقلات، کلوچه‌ها و ... استفاده می‌شود. همچنین برای استفاده در ساخت سینی، قیف، بطری و ... مناسب است (Spoerk et al. 2020; Oliveira et al. 2020).

۵-۴-۱۰. پلی وینیل کلراید (PVC)

از تراکم چندین وینیل کلراید، PVC تولید می‌شود. PVC که بیشتر در ساخت و ساز استفاده می‌شود، در برابر حرارت مقاوم است (دمای ذوب آن ۴۴۵ درجه سانتیگراد است) و در انواع فیلم‌ها و ساختارهای سخت وجود دارد. PVC نسبت به چربی، روغن و مولکول‌های معدنی نفوذناپذیر است، در حالی که در برابر گاز و بخار آب و ... نفوذپذیر می‌باشد. نفوذپذیری PVC به فرآیند پلیمریزاسیون تراکمی بستگی دارد (Crawford and Quinn 2017; Oliveira et al. 2020).

۶-۴-۱۰. پلی یورتان (PU)

PU خواص مکانیکی و زیست سازگاری بالایی دارد. گروه کلیدی در PU، یورتان می‌باشد. PU دارای دو بخش است: یک بخش کریستالی یا سخت (A) و بخش دیگر لاستیکی یا نرم (B). بخش‌های تکراری A و B برای تولید PU متراکم می‌شوند. برای سنتز PU به دو مرحله و سه پیش ساز دی ایزوسیانات‌ها، دیول‌ها^۱ و گسترش دهنده‌های زنجیره، نیاز است (Oliveira et al. 2020). گسترش دهنده زنجیره و دی ایزوسیانات‌ها یک بخش جامد و دیول‌ها یک بخش نرم یا لاستیکی ایجاد می‌کنند. گروه ایزوسیانات برای تشکیل زنجیره گروه‌های ایزوسیانات $[R-(N=C=O)]_{n \geq 2}$ ضروری است و گروه پلی ال برای تشکیل زنجیره خوشه‌های هیدروکسیل $[R'-(OH)]_{n \geq 2}$ لازم است. واکنش بین الکل $(OH-)$ و ایزوسیانات (NCO) تولید می‌کند. PU همچنین شامل استر، اتر، اوره و برخی کامپوزیت‌های معطر است (Akindoyo et al. 2016). سنتز PU بر اساس کاربرد آن مانند قابلیت انعطاف، اتصادل دهنده، پوشش دهنده و الاستومرها^۲ انجام می‌شود. علاوه بر این در تجهیزات پزشکی و خودرو نیز استفاده می‌شود (Akindoyo et al. 2016; Oliveira et al. 2020).

۱- Diols: به گونه‌ای از الکل‌ها گفته می‌شود که شامل دو گروه هیدروکسیل است.

۲- Elastomers: به دسته خاصی از پلیمرهای خطی گفته می‌شود که هنگام اعمال نیرو، از خود مقدار فوق العاده زیادی تغییر شکل الاستیک نشان می‌دهند.

۵-۱۰. سمیت میکروپلاستیک‌ها برای موجودات آبی و زنجیره غذایی

از آنجایی که مونومرهای سمی PS، PP و PVC در اکوسیستم‌های دریایی و اعماق دریا نیز وجود دارند، در نتیجه به عنوان میکروپلاستیک عمل می‌کنند و تهدیدی جدی برای جانوران آبی محسوب می‌شوند. موجودات آبی انواع و اندازه‌های مختلف میکروپلاستیک را به دام می‌اندازند و یا به وسیله روده وارد سیستم گردش خون می‌شوند و در قسمت‌های خاصی از بافت‌ها تجمع می‌یابند. اثرات سمی میکروپلاستیک‌ها در سیستم ایمنی، سیستم عصبی، سیستم تولید مثل و سیستم غدد درون ریز ماهی یافت شده است. به دلیل انتقال این آلاینده‌ها از آب به سطوح تغذیه‌ای بالاتر تجمع زیستی آن‌ها یک تهدید جدی محسوب می‌شود. جلبک‌ها با مصرف میکروپلاستیک، مواد فیکوتوکسین تولید می‌کنند که به طور غیر مستقیم بر سلامت انسان و اقتصاد نیز تأثیر منفی می‌گذارد. سموم جلبکی با قرارگیری در معرض ذرات پلاستیکی تولید می‌شوند، به طور موثر در صدف‌ها تجمع می‌یابند و می‌توانند از طریق زنجیره غذایی پخش شوند و به طور غیرمستقیم علائم خطرناکی (باعث مسمومیت‌های اسهالی و مسمومیت با صدف) در افراد ایجاد کنند.

میکروپلاستیک‌ها پس از نفوذ به دیواره‌های سلولی و غشاهای غلظت کلروفیل را در جلبک‌ها کاهش می‌دهند. به جز فیتوپلانکتون، تنوع زئوپلانکتون (شامل هولوپلانکتون و مروپلانکتون) نیز عامل اصلی ایجاد زنجیره غذایی دریایی است. در چندین مطالعه، مشخص شد که زئوپلانکتون‌ها به طور بالقوه دانه‌های لاتکس پلاستیکی یا میکروپلاستیک‌ها (> 5 نانومتر) را با حالت پالیده خواری^۱ جذب می‌کنند. زئوپلانکتون‌ها (به عنوان مثال، پاروپایان، میگوها، کرم‌ها و کرم چند تار)، دوکفه‌ای‌ها، بی مهرگان اعماق دریا، ماهی‌ها و پستانداران بزرگ دریایی، اشکال مختلف میکروپلاستیک را به عنوان غذا مصرف می‌کنند (Botterrell et al. 2020).

۱۳ گونه زئوپلانکتون قادر به مصرف دانه‌های PS $1/7$ تا $30/6$ میکرومتری هستند که میزان مصرف آن بر اساس گونه، مرحله زندگی و اندازه متفاوت است (Cole et al. 2013). بلع میکروپلاستیک‌ها بر سیستم گوارشی نیز تأثیر می‌گذارد و باعث انسداد مجاری گوارشی و

۱- Filter feeder: به جاندارانی که غذای خود را از طریق پالایش آب دریا تأمین می‌کند پالیده‌خوار می‌گویند.

سیری کاذب می‌شود. در بین زئوپلانکتون‌ها، دافنی‌ها^۱ و پاروپایان در برابر این ذرات پلاستیکی حساسیت بیشتری دارند و در نتیجه میزان تغذیه و باروری آن‌ها به طور قابل توجهی کاهش می‌یابد (Yu et al. 2020). ویژگی‌ها و نرخ فرورفتگی گلوله‌های مدفوع زئوپلانکتون را می‌توان به وسیله میکروپلاستیک‌ها تغییر داد، که این امر می‌تواند باعث دسترسی موجودات زنده مدفوع خوار به پلاستیک‌ها شود (Cole et al. 2016).

میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از روده به سایر اندام‌ها حرکت کنند و برای مدت طولانی در آن جا باقی بمانند. گزارش‌هایی مبنی بر مصرف میکروپلاستیک‌ها توسط بی‌مهرگان اعماق دریا، از جمله صدف، خرچنگ، صدف آبی و شاه میگو وجود دارد. هر یک از این موجودات سهم مهمی در زنجیره غذایی دریایی دارند. به عنوان مثال، محتوای چربی بالای کرم کفزی، *Arenicola marina* آن را به یک جزء ضروری از زنجیره‌های غذایی دریایی تبدیل می‌کند. متأسفانه درصد زیادی از میکروپلاستیک‌ها به طور غیر مستقیم توسط این کرم در هنگام تغذیه بلعیده می‌شوند. قرارگیری در معرض این ذرات پلاستیکی کوچک، منجر به کاهش میزان تغذیه و وزن می‌شود (Besseling et al. 2013; Sharma and Chatterjee 2017). طبق یک مطالعه، میکروپلاستیک‌ها در حدود ۳۰٪ از گونه‌های مختلف ماهی وجود دارد. این ذرات پلاستیکی زمان بیشتری در روده ماهی می‌گذرانند، مهره‌های میکروپلاستیک با اندازه ۵ میلی متر برای ماهی‌های دریایی خطرناک تر هستند. تجمع این آلاینده در معده باعث گرسنگی، سوءتغذیه و در نهایت مرگ ماهی‌ها می‌شود (Benson et al. 2022). همچنین گزارش‌هایی مبنی بر وجود قطعات پلاستیکی کوچک در پرندگان دریایی نیز گزارش شده است. پرندگان جوان در زمان تغذیه در معرض میکروپلاستیک‌های زیادی قرار می‌گیرند که در نهایت در روده آن‌ها تجمع می‌یابند و از گرسنگی و لاغری شدید رنج می‌برند (Charlton-Howard et al. 2023).

میکروپلاستیک‌ها بر پستانداران دریایی بزرگ مانند نهنگ‌ها، لاک‌پشت‌ها، خرس‌های قطبی و ... نیز تاثیر می‌گذارند؛ نهنگ‌ها برای جذب و ذخیره میکروپلاستیک‌ها، در معده و روده خود به دلیل محتوای چربی بالا، ظرفیت زیادی دارند. بررسی‌ها نشان داد که مرگ نهنگ‌های به گل نشسته به دلیل وجود میکروپلاستیک در روده شان بوده است. علاوه بر این، قطعات

۱- Daphne: از شاخه بندپایان و راسته سرونیان است که با نام‌های شپش‌آبی آب‌های شیرین و کک‌آبی هم شناخته می‌شود.

پلاستیکی کوچک می‌توانند با مواد مغذی تداخل داشته باشند و در نتیجه استرس فیزیولوژیکی ایجاد کرده و بر ثبات و ترکیب اکوسیستم تأثیر منفی بگذارند. تأثیر بلندمدت میکروپلاستیک‌ها بر سلامت انسان‌ها کمتر شناخته شده است، اما به طور قطع بر سلامت انسان تأثیر جدی می‌گذارند. ذرات پلاستیکی در بسیاری از محصولات مورد استفاده عموم (از جمله لوازم آرایشی، خمیر دندان، اسکراب شستشوی دست) وجود دارد، اما این ذرات در غذاهای دریایی نیز اثرات منفی بر سلامت مصرف‌کنندگان می‌گذارند. موجودات دریایی تجاری مانند صدف، میگو، خرچنگ، خیار دریایی و ... توانایی جذب و انتقال میکروپلاستیک در سراسر زنجیره غذایی را دارند. تأثیر منفی میکروپلاستیک‌ها بر موجودات دریایی در شکل ۴-۱۰ نشان داده شده است. تجمع زیستی این آلاینده در سخت پوستان جدی تر از ماهی‌ها می‌باشد، زیرا در سخت پوستان، دستگاه گوارش مصرف می‌شود. گونه‌های شاخص مانند صدف‌ها و نرم تنان میزان آلودگی غذاهای دریایی را مشخص می‌کنند، زیرا به طور کامل مصرف می‌شوند و منبع قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها هستند.

مطالعه‌ای وجود میکروپلاستیک‌هایی با اندازه کمتر از ۲۰۰ میکرومتر را در نمک‌های دریایی گزارش کرد. میکروب‌های بیماری‌زای مختلف می‌توانند به سطح ذرات پلاستیکی چسبیده و مصرف غذاهای دریایی آلوده به میکروپلاستیک‌ها باعث افزایش احتمال قرارگیری انسان در معرض این باکتری‌ها می‌شود. میکرو و نانوپلاستیک‌های بزرگتر وارد مدفوع می‌شوند، اما میکروپلاستیک‌های کوچکتر از ۱۵۰ میکرومتر توسط اپیتلیوم روده جذب می‌شوند که باعث مواجهه سیستمیک می‌شوند، در حالی که میکروپلاستیک‌های بزرگتر تنها در صورت مواجهه می‌توانند اثرات موضعی در سیستم ایمنی ایجاد کنند. نانوپلاستیک‌ها می‌توانند از جفت و سد خونی مغزی عبور کنند و میکروپلاستیک‌های کوچکتر از ۱/۵ میکرومتر می‌توانند به عمق اندام‌ها برسند. با ایجاد ROS در طی یک پاسخ التهابی، ذرات پلاستیکی کوچک باعث استرس اکسیداتیو می‌شود که اثرات کشنده‌ای دارد. مصرف این ذرات پلاستیکی می‌تواند کروموزوم‌ها را تغییر داده و منجر به ایجاد سرطان، چاقی و ناباروری شود. علاوه بر این، حضور میکروپلاستیک‌ها در غذاهای دریایی تهدیدی جدی برای ایمنی مواد غذایی به شمار می‌رود (Van Cauwenberghe and Janssen 2014).



شکل ۴-۱۰. اثرات منفی میکروپلاستیک ها بر موجودات آبرزی.

۶-۱۰. میکروپلاستیک‌ها، فلزات و سایر ترکیبات همراه

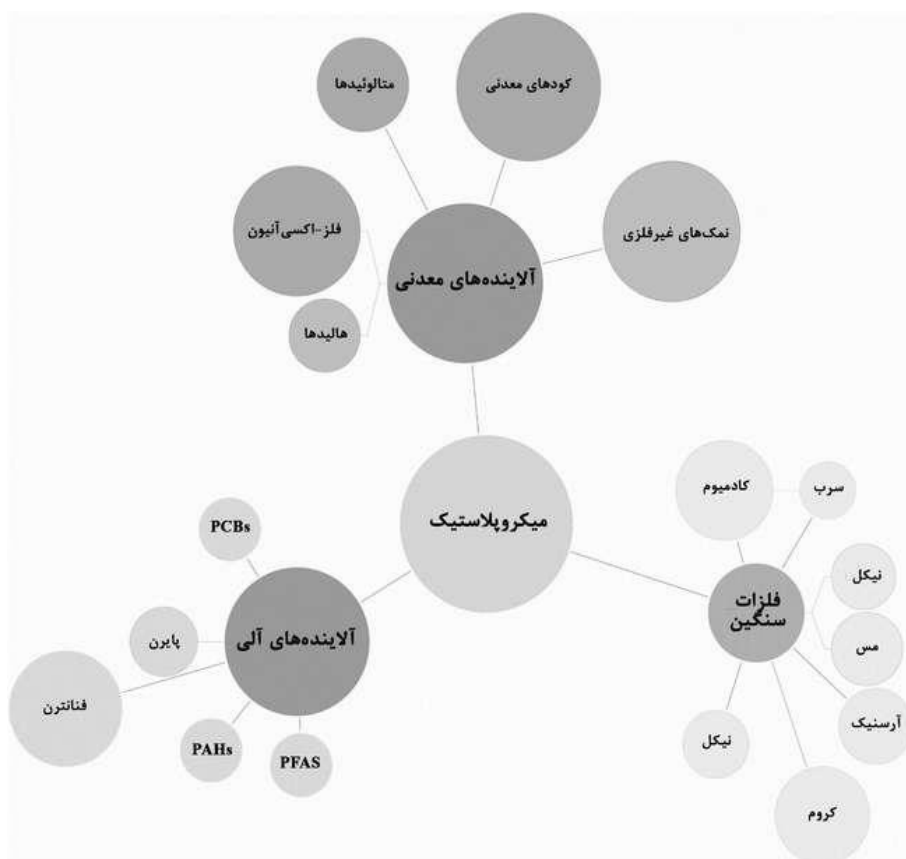
ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها به اندازه منافذ، مساحت سطح و چربی دوستی بستگی دارد. تعامل میکروپلاستیک‌ها با ترکیبات سمی از طریق تجزیه محیطی و چرخه آب رخ می‌دهد. میکروپلاستیک‌ها، پس از تجزیه، پلاستیک‌های کوچکتری ایجاد می‌کنند که به دلیل افزایش سطح و واکنش شیمیایی، جذب آلاینده‌ها را افزایش می‌دهند. سینتیک جذب آلاینده به این ذرات کوچک پلاستیکی ممکن است به طور قابل توجهی تحت تأثیر پارامترهای محیطی مانند هوازدهی، آفتاب، pH و آب گریزی POPS قرار گیرد. مولکول‌های میکروپلاستیک با جفت شدن با سایر مواد آبریز پیوندهای پایداری (پیوندهای هیدروژنی و کووالانسی) ایجاد می‌کنند.

هنگامی که مولکول‌های آلی اضافی به وسیله میکروپلاستیک‌ها به موجودات زنده وارد می‌شوند، تجمع می‌یابند و تأثیر منفی طولانی مدتی از خود به جای می‌گذارند. آلاینده‌های آلی متعددی از جمله بیسفنول A، دی فنیل اترهای پلی برومینه، فنانترن، پیرن، PCBs، PAHs، مواد پر/پلی فلوروآلکیل (^۱PFAS)، هیدروکربن هیدروکربنیک، هیدروکربن‌های هیدرولیکی، پلی فلوروماتیک، هیدروکربن‌ها و سایر مواد می‌توانند با میکروپلاستیک‌ها ترکیب شوند. ویژگی‌های این ذرات پلاستیکی کوچک (مانند ترکیب، ساختار، انرژی اتصال و ویژگی سطح)، پارامترهای محیطی (مانند pH، دما، شوری، و قدرت یونی)، و عوامل آلودگی (مانند حلالیت، حالت ردوکس، بارها، و پایداری) همگی در جذب آلاینده‌ها توسط میکروپلاستیک‌ها نقش دارند.

به گفته Du و همکاران (۲۰۲۱)، سطح pH آب و مدت زمانی که میکروپلاستیک‌ها در محیط هستند و قابلیت جذب یون‌های فلزی قبل از جذب، عوامل تعیین‌کننده‌ای هستند. با کاهش pH، آلاینده‌های بیشتری توسط ذرات پلاستیکی جذب می‌شود علاوه بر این زبری سطح نیز ممکن است جذب PFAS را افزایش دهد (Joo et al. 2021). فلزات سنگین از طریق فعل و انفعالات الکترواستاتیکی به این ذرات کوچک متصل می‌شوند؛ فلزات سنگین رایج مانند کادمیوم، سرب، آرسنیک، روی، کروم، نیکل و مس به میکروپلاستیک‌ها جذب می‌شوند علاوه بر این فلزات با بار مثبت نیز می‌توانند به میکروپلاستیک‌هایی با بار منفی متصل شوند تا آن‌ها را خنثی کنند با چسبیدن به سطح این ذرات، کانی‌های معدنی مختلف ویژگی‌های سطحی

۱- Per-/Polyfluoroalkyl Substances: یک گروه بزرگ از مواد شیمیایی ساخته شده توسط انسان هستند که به خاطر ویژگی‌های مقاومتی در برابر آب، چربی و لکه‌ها در محصولات مختلف استفاده می‌شوند.

میکروپلاستیک‌ها را تغییر می‌دهند و محل‌های اتصال لیگاند را برای یون‌های فلزی ایجاد می‌کنند (Rochman et al. 2013). مطالعات، جذب فلزات بر روی گلوله‌های PE تا چند صد میکروگرم در گرم را تایید کرده است. عوامل محیطی مختلف، از جمله میکروب‌ها، بر تعاملات میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین در محیط‌های آبی تأثیر می‌گذارند (Liu et al. 2021). انواع ترکیبات میکروپلاستیک در شکل ۵-۱۰ نشان داده شده است. POPs با ذرات پلاستیکی ترکیب می‌شوند و پس از بلع توسط موجودات دریایی، به زنجیره غذایی منتقل می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها پس از تداخل با آنتی‌بیوتیک‌ها، اثرات ترکیبی ایجاد می‌کند. یک مطالعه نشان داد زمانی که بنزوپیرن بر روی PVC جذب می‌شود، بیشترین سمیت در مقایسه با میکروپلاستیک یا بنزوپیرن به تنهایی مشاهده می‌شود. این موضوع نشان دهنده نقش قابل توجه ذرات پلاستیک، به عنوان یک ناقل برای آلاینده‌های آلی، است.



شکل ۵-۱۰. میکروبیلاستیک‌های ترکیب شده با سایر آلکاندها

۷-۱۰. روش‌های شناسایی میکروپلاستیک‌ها

با وجود اینکه تکنیک‌های تحلیل میکروپلاستیک‌ها موضوع جدیدی است، اما از تخصص‌هایی مانند علم نانو، مطالعه ذرات و علم مواد بر روی ذرات ترکیبی یا طبیعی استفاده می‌کند. مشکلی که در تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها وجود دارد این است که ساختار مولکولی منحصر به فردی ندارند بلکه طیف وسیعی از اجزای پلیمری با اشکال، اندازه‌ها و مواد افزودنی مختلف تشکیل شده‌اند (Zarfl 2019). میکروپلاستیک‌ها با دو روش فیزیکی و شیمیایی شناسایی می‌شوند. در روش فیزیکی از میکروسکوپ استفاده می‌شود. شناسایی بصری گام مهمی برای تشخیص میکروپلاستیک‌هایی است که از ماتریس حذف شده‌اند. ذرات پلاستیکی بر اساس نوع (قطعات، الیاف و فوم)، اندازه و رنگشان گروه بندی می‌شوند. علاوه بر طیف سنجی، یک SEM نیز برای بررسی مورفولوژی ذرات استفاده می‌شود. به دلیل تصاویر با وضوح بالا، SEM می‌تواند ناخالصی‌های درون میکروپلاستیک‌ها را نیز شناسایی کند. علاوه بر این، SEM می‌تواند تغییرات بالقوه در سطح میکروپلاستیک‌ها را پس از فرآیند هضم شیمیایی تشخیص دهد.

تکنیک‌های تحلیلی مورد استفاده برای تشخیص انواع مختلف میکروپلاستیک شامل FTIR، پیرولیز، کروماتوگرافی گازی، طیف‌سنجی رامان و ... است. این روش‌ها آنالیز شیمیایی دقیق نمونه را فراهم می‌کنند و اجازه می‌دهند بین ذرات پلاستیکی و غیرپلاستیکی بر اساس پلیمر و مواد افزودنی موجود جدا شوند (BretasAlvim et al. 2020). چندین روش نیز برای تعیین و شناسایی ساختار شیمیایی میکروپلاستیک، از جمله طیف‌سنجی NMR، NIR، SEM-EDS، FTIR و طیف سنجی رامان وجود دارند.

۷-۱۰-۱. SEM-EDS

SEM، یک پرتو الکترونی با شدت بالا برای تصویربرداری نمونه استفاده می‌شود. تعامل بین نمونه و الکترون باعث تولید فوتون‌های پرتو ایکس منحصر به فرد می‌شود که ویژگی‌های عنصری را نشان می‌دهد. این اشعه ایکس با استفاده از EDS متمایز می‌شود. SEM-EDS به تمایز سریع بین ذرات پلاستیکی و غیرپلاستیکی کمک می‌کند و توانایی یافتن ذرات میکروسکوپی را که با میکروسکوپ نوری نادیده گرفته می‌شوند را دارند (Tirkey and Upadhyay 2021). ویژگی‌های سطحی و آرایش عنصری در آنالیز SEM/EDS برای ارزیابی انعطاف پذیری بالقوه هر ذره استفاده می‌شود. در قطعات آلومینیومی

SEM، نمونه‌ها با استفاده از چسب دو طرفه روی زبانه‌های کربنی قرار می‌گیرند. یک سیستم FEI XL 30 Environmental و یک Thermo Fisher Scientific Norn System 7 EDS و SEM برای انجام مطالعات SEM/EDS استفاده شد. بخار آب با فشار ۶۰ mbar برای کاهش شارژ نمونه تحت تاثیر پرتو الکترونی برای عکاسی حالت مرطوب به داخل محفظه وارد می‌شود. برخلاف گزینه‌های دیگر، مانند پوشش نمونه با فلز یا کربن، که ممکن است مصنوعات شیمیایی اضافه کند، این رویکرد حالت مرطوب آلودگی را به حداقل می‌رساند. با استفاده از آشکارساز (BSE^1) در SEM، بین ۵۰ تا ۱۰۰۰۰ برابر وضوح اسکن بهتر می‌شود تا ویژگی‌های سطح و ترکیب عنصری را اثبات کنند. با استفاده از این داده‌ها، ذرات غیرپلاستیکی حذف شدند، در حالی که میکروپلاستیک‌های احتمالی برای استفاده بیشتر غربالگری شدند (Wang et al. 2017).

۲-۷-۱۰. FTIR

پس از شناسایی بصری اولیه، FTIR برای ارزیابی تمام گرانول‌های پلاستیکی و الیاف بزرگ تر استفاده می‌شود. ATR روش اصلی است که در طیف سنجی FTIR استفاده می‌شود. نمونه پس از آنالیز آنژیومی یا شیمیایی به منظور ارزیابی قسمت کوچکتر میکروپلاستیک، فیلتر می‌شود. تابش مادون قرمز بسته به ترکیب شیمیایی نمونه ممکن است متفاوت باشد. به طور عمده، بسته به ساختار مولکولی میکروپلاستیک‌ها، محدوده طول موج $4000-400\text{ cm}^{-1}$ به وسیله فرآیند انتقال یا فرآیند بازتاب اندازه‌گیری و جذب می‌شود. سه حالت مختلف تصویربرداری FTIR وجود دارد: ATR، انتقال و انعکاس منظم. ممکن است در طول آزمایش، ذرات میکروپلاستیک به کریستال ATR بچسبند، بنابراین تصویربرداری ATR-FTIR غیرعملی به نظر می‌رسد. علاوه بر این، زمان زیادی صرف می‌شود زیرا هر ذره به صورت جداگانه مورد آزمایش قرار می‌گیرد. (Käppler et al. 2016). برخی دیگر از فناوری‌های FTIR عبارتند از: آرایه سطح کانونی (FPA)، $\mu\text{-FTIR}$ ، ATR و از آن جایی که FTIR، میکروپلاستیک‌های تا اندازه ۲۰ میکرومتر را شناسایی می‌کند برای رفع این محدودیت، از μFTIR که قابلیت شناسایی نمونه‌های کوچکتر (۱۰ میکرومتر) را نیز دارد استفاده می‌شود. (Tirkey et al. 2021).

1. Backscattered Electron
2. Focal Plane Array

۳-۷-۱۰. طیف‌سنجی مادون قرمز نزدیک (NIR)

مقدار نور بازتاب شده از سطح در محدوده طول موج ۲۵۰۰-۳۵۰۰ نانومتر با استفاده از طیف سنج vis-NIR اندازه‌گیری می‌شود که نسبت بازتاب را در رابطه با طول موج ارائه می‌دهد. این داده‌ها برای پیش‌بینی ترکیب شیمیایی نمونه تازه استفاده می‌شود زیرا با ترکیب شیمیایی نمونه مانند بررسی مستقیم ترکیب عنصری با استفاده از روش‌های vis-NIR مرتبط می‌شود. این تکنیک برای تعیین کمیت تعداد میکروپلاستیک‌ها مفید است. بنابراین، با استفاده از روش‌های طیف‌سنجی vis-NIR، پلیمرهای پلاستیکی را به‌طور بالقوه می‌توان شناسایی کرد (Corradini et al. 2019).

۴-۷-۱۰. طیف‌سنجی رامان

طیف‌سنجی رامان یک نوع از طیف‌سنجی ارتعاشی است که از پراش غیرالاستیک نور برای تولید یک طیف ارتعاشی که شامل داده‌هایی درباره ارتعاش مولکولی سیستم است، استفاده می‌کند. در مقایسه با طیف‌سنجی FTIR، تکنیک رامان وضوح فضایی بهبود یافته (تا ۱ میکرومتر در مقایسه با ۲۰-۱۰ میکرومتر در FTIR، پوشش طیفی بزرگ‌تر، و حساسیت قوی‌تر به گروه‌های عاملی غیرقطبی را از خود نشان می‌دهند. طیف‌سنجی رامان محدودیت‌هایی نیز دارد، از جمله پتانسیل تداخل فلورسانس و یا ممکن است نمونه‌ها را به دلیل استفاده از منبع نوری لیزری گرم کند. این معایب ممکن است گاهی منجر به انتشار پس‌زمینه و تضعیف پلیمر شود (Araujo et al. 2018).

۵-۷-۱۰. رزونانس مغناطیسی هسته‌ای (NMR)

معمولاً، برای شناسایی کمی، نظارت طولانی مدت بر ذرات میکروپلاستیک در نمونه گزارش می‌شود. یک تکنیک جدید برای توصیف کمی و کیفی میکروپلاستیک‌ها در محلول، استفاده از طیف‌سنجی کمی ^1H NMR است. گرانول‌های PS و PE با توزیع اندازه در محدوده ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر با استفاده از الیاف PET، روش منحنی‌کالیبراسیون، به صورت کمی و کیفی با استفاده از ^1H NMR مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته‌اند (Peez et al. 2019).

۸-۱۰. تجمع زیستی میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی

آب‌های شور و شیرین هر دو دچار مشکل زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک هستند که

اثرات منفی برای پرندگان، ماهی ها، بی مهرگان اعماق دریا، پستانداران و لاک پشت ها ایجاد می کنند. این موجودات در سیم های پلاستیکی گیر می کنند و یا آن ها را می بلعند. به طور کلی میکروپلاستیک ها ممکن است به عنوان یک ناقل برای انتقال مواد شیمیایی مرتبط با مونومرها یا الیگومرهای پلاستیکی نقش داشته باشند (Koelmans 2015). نکته اصلی در پتانسیل میکروپلاستیک ها برای تأثیرگذاری بر تجمع زیستی آلاینده های آلی، جذب و واجذب می باشد. با این وجود نیاز به مطالعات بیشتری در خصوص قابلیت حرکت میکروپلاستیک ها در بافت ها، اندام ها و حتی سلول ها وجود دارد. آلاینده های تجمع یافته باید برای شناخت شکل ترکیب جذب شده و واجذب شده از میکروپلاستیک های بلعیده شده، که «اثر آزادکننده» نیز نامیده می شود، ارزیابی شوند. سورفکتانت های موجود در روده، انتشار آلاینده های آلی آبگریز را توسط میکروپلاستیک ها تسریع می کنند. از سوی دیگر، وجود این ذرات پلاستیکی ممکن است منجر به کاهش میزان آلاینده های آلی محلول در طبیعت، به ویژه در زیستگاه های آبی شود. میکروپلاستیک هایی که بلعیده می شوند ممکن است مملو از آلاینده های آلی شوند، اگر آلاینده های آلی توسط موجودات زنده موجود در محیط در فاز محلول باشند، حضور میکروپلاستیک ها ممکن است روند تجمع زیستی آن ها را کنترل کند، این فرآیند "اثر رقیق کننده" نامیده می شود و به دلیل غلظت آلاینده های آلی آزاد پس از جذب مقدار قابل توجهی از آن ها بر روی میکروپلاستیک ها ایجاد می شوند. علاوه بر این، "اثر رقیق کننده" به میزان میکروپلاستیک های موجود در سیستم نیز بستگی دارد (Wang et al. 2020).

تعدادی از نویسندگان با این مفهوم که میکروپلاستیک ها در تجمع زیستی مواد آلی مضر مانند POPs به وسیله ارگانایسم های دریایی نقش مهمی ایفا کنند، اختلاف نظر دارند. این مطالعات ادعا می کنند که مقدار زباله های پلاستیکی موجود در دریاها به حدی نیست که از جاشدن POPs به مواد آلی محلول (DOM¹) و آب جلوگیری کند. برای تعیین پتانسیل واقعی میکروپلاستیک ها به عنوان ناقل مواد خطرناک و مشخص کردن تأثیر بر تجمع زیستی این ترکیبات از طریق مصرف میکروپلاستیک ها، سه نتیجه متفاوت مورد بحث قرار خواهد گرفت.

• نتیجه ۱

در این حالت، گلوله های تمیز پلاستیکی که حاوی آلاینده های محیطی جذب شده نیستند، توسط موجودات دریایی آلوده مصرف می شوند. دانه های بکر میکروپلاستیک باعث کاهش

آلودگی شیمیایی در بدن جاندار می‌شود. به طور خلاصه، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان مخزنی برای کاهش تجمع زیستی عمل کنند.

• نتیجه ۲

برخلاف نتیجه قبلی که در آن موجودات دریایی آلوده، ذرات پلاستیکی بکر را مصرف می‌کنند، این سناریو دقیقاً عکس آن است. به گفته Granby و همکاران، ماهی باس دریایی^۱ در صورت وجود آلاینده روی میکروپلاستیک راندمان حذف کمتری دارد.

• نتیجه ۳

این سناریو تعامل بین میکروپلاستیک‌ها و موجودات زنده را توصیف می‌کند. آلاینده‌های آلی مانند POPs از طریق تنفس یا تغذیه در موجودات زنده تجمع پیدا می‌کند. قبل از مصرف توسط پستانداران، موجودات زنده دریایی و میکروپلاستیک‌ها به جذب بهینه دست می‌یابند (Menéndez-Pedriz 2020).

۹-۱۰. میکروارگانیزم‌های دریایی تجزیه‌کننده پلاستیک و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها

پس از ورود میکروپلاستیک‌ها به آب دریا، برای مدت طولانی می‌توانند در آن جا باقی بمانند، زیرا بیشتر آن‌ها غیرقابل تجزیه هستند (Duis and Coors 2016; Galloway 2015; Li 2018). روش‌های متنوع بیولوژیکی و شیمیایی برای کاهش اثرات خطرناک ذرات پلاستیکی انجام می‌شود (Du et al. 2021). فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته مانند اکسیداسیون فتوشیمیایی، فوتوکاتالیستی و الکتروشیمیایی، همراه با دخالت میکروارگانیزم‌ها، تجزیه میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهند. تجزیه نوری - یعنی قرار گرفتن طولانی مدت در معرض نور فرابنفش، ROS تولید می‌کند که PS را تجزیه می‌نماید. تجزیه فوتوکاتالیستی پلاستیک‌ها معمولاً به مواد نیمه هادی مانند TiO_2 و ZnO بستگی دارد. TiO_2 دارای یک نوار ظرفیت و یک نوار رسانش است. هنگامی که شدت نور خورشید بیشتر از انرژی شکاف انرژی باشد، الکترون از نوار ظرفیت به نوار رسانش منتقل می‌شود. بنابراین، یک حفره (h^+) در نوار ظرفیت تشکیل می‌شود. O_2 الکترون را در نوار رسانش دریافت می‌کند که منجر به تشکیل هیدروکسیل

۱- Seabass: یکی از ماهیان بومی آب‌های جنوب ایران است.

$\text{OH}^\bullet$ می‌شود که مسئول تشکیل ROS و تجزیه تدریجی ذرات پلاستیکی است. از آنجایی که کاتالیزور در آب شناور است و تا حدی میکروپلاستیک‌ها را تجزیه می‌کند، نمی‌توان آن را بازیافت کرد (Du et al. 2021). میکروارگانیسیم‌هایی مانند جلبک‌ها، قارچ‌ها و باکتری‌ها با فعالیت‌های متابولیتی خود، برای اصلاح زیستی مواد پلاستیکی که در جدول ۱-۱۰ نشان داده شده است، مناسب‌تر هستند (Webb et al. 2012). برای تولید بیوفیلم‌ها، میکروارگانیسیم‌ها از ذرات پلاستیکی به عنوان بستر استفاده می‌کنند. با رشد بیوفیلم ساختار میکروپلاستیک نرم‌تر و حفره‌دار می‌شود؛ علاوه بر این دچار تغییرات شیمیایی نیز می‌شود. آنزیم‌های خارج سلولی لیپاز، کراتیناز، کوتیناز و استراز تولید شده توسط میکروارگانیسیم‌ها می‌توانند سطح پلیمری پلاستیک‌ها را هیدرولیز کرده و مونومرها و مولکول‌های کوچک (CH_4 , N_2 , CO_2), را آزاد کنند و برای تولید انرژی استفاده شوند و در نهایت نیز به اتمسفر باز می‌گردند (Othman et al. 2021; Du et al. 2021). محصولات آلی بی‌خطری که در حین تجزیه میکروپلاستیک‌ها تولید می‌شوند، ممکن است توسط میکروب‌ها مصرف شوند و به محصولات ارزشمند دیگری مانند پروتئین، سوخت زیستی و شکر تبدیل گردند که می‌توانند به صورت پایدار و با رویکرد اکولوژیکی برای افراد قابل استفاده باشند (Du et al. 2021). تاثیر میکروپلاستیک‌ها بر محیط دریایی به وسیله ماهیت شیمیایی، شکل، اندازه و ویژگی فیزیکی آن‌ها تعیین می‌شود. قابلیت رسوبدهی و الگوی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها به وسیله پارامترهای مختلفی نظیر شکل، اندازه، ضخامت و خواص شیمیایی را تعیین می‌کنند (Haque and Fan 2022). میکروپلاستیک‌هایی که چگالی کمتری نسبت به آب دریا دارند، روی سطح آب شناور می‌مانند، اما میکروپلاستیک‌هایی با چگالی بیشتر به زیر آب فرو می‌روند (Li 2018).

بسته به انرژی باد و تعادل زمین‌شناسی، میکروپلاستیک‌ها روی سطح اقیانوس، شناور هستند. میکروپلاستیک‌های خنثی روی لایه زیرسطحی اقیانوس شناور می‌مانند. تجمع میکروپلاستیک‌ها در ناحیه سطحی زیاد است و به تدریج با افزایش عمق آب، کاهش می‌یابد (Song et al. 2018). تجمع ذرات پلاستیکی در برف دریایی، آن‌ها را مستعد غرق شدن و رسوب در اعماق دریا می‌کند. *Mytilus edulis*، به عنوان ارگانیسیم اعماق دریا، میکروپلاستیک‌های چسبیده به برف‌های دریایی را نسبت به میکروپلاستیک‌های آزاد به مقدار بیشتری دریافت می‌کند (Porter et al. 2018).

جدول ۱-۱۰. میکروپلاستیک‌های خطرناک برای انواع باکتری‌ها در محیط آبی

میکروارگانیزم	منبع	انواع میکروپلاستیک	میزان تجزیه	مراجع
<i>Exiguobacterium</i> sp., <i>Halomonas</i> sp., <i>Ochrobactrum</i> sp.	مکان‌های با جزر و مد زیاد در خلیج Huiquan	PET PE	٪۲/۷ ٪۱۹/۶	Gao and Sun 2021
<i>Glaciecolalipolytica</i> , <i>Aestuariaibacter</i> <i>halophilus</i>	آب دریا	Poly(3- hydroxybutyrate-co- 3-hydro- xyhexanoate)	-	Morohoshi et al. 2018
<i>Zalerion maritimum</i>	-	PE	-	Paço et al. 2017
<i>Pseudomonas</i> <i>pachastrellae</i>	پارک اوکینوشیما، چیبا، ژاپن	Polyester poly (ε-caprolactone)	-	Suzuki et al. 2018
Proteobacteria, Betaproteobacteria, Deltaproteobacteria, Gammaproteobacteria	محیط دریایی	PET	-	Danso et al. 2018
<i>Alcanivorax</i> sp., <i>Hyphomonas</i> sp., <i>Cycloclasticus</i> sp.	محیط دریایی	PET	-	Denaro et al. 2020
<i>Alcanivorax</i> sp., <i>Marinobacter</i> sp., <i>Arenibacter</i> sp.	شمال ایتالیا (خلیج کالوی، دریای مدیترانه)	LDPE PET	-	Delacuvellerie et al. 2019
<i>Vibrio</i> <i>parahaemolyticus</i> , <i>Bacilluslicheniformis</i> , <i>Paenibacillus</i> <i>woosongensis</i> , <i>Vibrio</i> <i>fluvialis</i>	ساحل جزیره آندامان	LDPE	± ٪۶/۶۷ ۴۷/۰۷	Joshi et al. 2022
<i>Synedropsis</i> sp., <i>Chaetoceros</i> sp., <i>Melosira</i> sp., <i>Thalassiosira</i> cf. <i>antarctica</i> Comber, <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Navicula</i> sp.	شبه جزیره قطب جنوب	PU PA PE PP PS	-	Lacerda et al. 2019

میکروارگانیسم	منبع	انواع میکروپلاستیک	میزان تجزیه	مراجع
<i>Shewanella</i> sp., <i>Moritella</i> sp., <i>Psychrobacter</i> sp., <i>Pseudomonas</i> sp.	دره‌های کوریل و ژاپن	PCL	-	Sekiguchi et al. 2011a
<i>Pseudomonas</i> sp., <i>Arthrobacter</i> sp.	خلیج منار، هند	PE	۱۲٪ ۱۵٪	Balasubramanian et al. 2010
<i>Cobetia</i> sp., <i>Halomonas</i> sp., <i>Exigobacterium</i> sp., <i>Alcanivorax</i> sp.	محیط دریایی	PP	۱/۴۰٪ ۱/۷۲٪ ۱/۲۶٪ ۰/۹۷٪	Khandare et al. 2021
<i>Pseudomonas</i> sp., <i>Rhodococcus</i> sp.	خاک و یکتوریا (قطب جنوب).	PP	۷/۳۰٪ ۱۷/۳۰٪	Habib et al. 2020
<i>Kocuria palustris</i> , <i>Bacillus pumilus</i> , <i>Bacillus subtilis</i> .	دریای عمان، هند	LDPE	۱٪ ۱/۵٪ ۱/۷۵٪	Harshvardhan and Jha 2013
<i>Bacillus</i> spp., <i>Pseudomonas</i> spp.	مناطق ساحلی تامیل نادو، هند	PE	-	Devi et al. 2019
<i>Pseudomonas</i> sp., <i>Alcanivorax</i> sp., <i>Tenacibaculum</i> sp.	آب دریای عمیق رائوسو، کومه و توایاما	Polyesters poly (ε-caprolactone)	-	Sekiguchi et al. 2011b
<i>Bacillus</i> sp.	منطقه ساحلی آرمبادا، گجرات	LDPE HDPE PVC	۰/۲۶ ± ۰/۰۲٪ ۰/۹۶ ± ۰/۰۲٪ ۱/۰ ± ۰/۰۱٪	Kumari et al. 2019
<i>Alcaligenes faecalis</i> LND-1	خلیج بنگال در نزدیکی پوری، هند	PE	۱۵/۲۵ ± ۱٪ ۲۱/۷۲ ± ۲/۱٪	Nag et al. 2021
<i>Amycolatopsis</i> , <i>Collimonas</i> , <i>Kribbella</i> , <i>Psychrobacter</i> , <i>Streptomyces</i> sp., <i>Lachnellula</i> sp., <i>Neodevriesia</i> sp., <i>Thelebolus</i> sp.	آپ و قطب شمال	PU	-	Rüthi et al. 2023

میکروارگانیسم	منبع	انواع میکروپلاستیک	میزان تجزیه	مراجع
<i>Pseudogymnoascus pannorum</i> , <i>Lachnellula</i> sp.	آپ و قطب شمال	Polybutylene adipate-co-terephthalate (PBAT), PLA	٪۳۴/۹ ٪۲۵/۸	Rüthi et al. 2023
<i>Lachnellula</i> sp., <i>Neodevriesia</i> sp.	آپ و قطب شمال	Biodegradable plastics (BI-OPL)	٪۱۸ ٪۱۰	Rüthi et al. 2023
<i>Sclerotinia</i> sp., <i>Fusarium</i> sp.	جزیره کینگ جورج، جزایر شتلند جنوبی، قطب جنوب	Poly-e-caprolactone (PCL)	٪۳۳/۷ ٪۴۹/۶۵	Urbanek et al. 2021
<i>Sclerotinia</i> sp. B11IV and <i>Fusarium</i> sp. B30 M	ایستگاه قطب جنوب لهستانی Arctowski	Polybutylene succinate-co-butylene adipate (PBSA)	٪۴۹/۶۸ ٪۴۵/۹۹	Urbanek et al. 2021
<i>Bacillus cereus</i> , <i>Bacillus sphaericus</i> , <i>Vibrio furnisii</i> , <i>Brevundimonas vesicularis</i> .	اقیانوس هند	Polyamide (PA)	٪۴۲ ٪۳۱ ٪۷ ٪۲	Sudhakar et al. 2007
<i>Aestuuriibacter halophilus</i>	کوزاکا، یوکوهاما، اوکیناوا-۱ (Naha Po RT)، اوکیناوا-۲ (Kume S.D)	Polyamide (PA)	٪۳۰	Yamano et al. 2019

در زمان تشکیل یخ، ذرات پلاستیکی در داخل آن‌ها به دام می‌افتند این ذرات در حین ذوب یخ، برای جوامع عمیق اقیانوسی قابل دسترس می‌شوند (Caruso et al. 2022). انتقال عمودی و همچنین افقی میکروپلاستیک‌ها، از طریق توالی زمانی میکروارگانیسم‌های مختلف (باکتری‌ها، قارچ‌ها، جلبک‌ها، ویروس‌ها، تک یاخته‌ها) روی سطح میکروپلاستیک صورت می‌گیرد. میکروارگانیسم‌های اولیه بسته به عوامل محیطی شروع به تجمع در اطراف سطح میکروپلاستیک‌ها می‌کنند و به تدریج، بیوفیلمی به نام "پلاستیسفر"^۱ را تشکیل می‌دهند و

۱- Plastisphere: زیست بوم دریایی حاصل از زباله‌های انسان.

سایر میکروارگانیسم‌ها از طریق پروتئین‌ها و پپلی‌های چسبنده تجمع می‌یابند. به این ترتیب، میکروارگانیسم‌های هترواگرگاسیون^۱، چگالی ذرات پلاستیکی را با کمک یک ماده پلیمری خارج سلولی افزایش می‌دهند و سپس به آرامی درون آب فرو می‌روند (Zhai et al. 2023). با این حال، پدیده‌های عکس این حالت نیز می‌تواند رخ دهد. چگالی پلاستیک رسوب دهنده زیستی ممکن است با تخلیه، حذف و جذب موجودات زنده در اعماق دریا کاهش یابد که منجر به حرکت رسوب به سطح و شناوری می‌شود (Rummel et al. 2017). میکروب‌های خطرناک متصل به میکروپلاستیک‌ها به یک منطقه منتقل می‌شوند و بر گونه‌های مختلفی در اکوسیستم دریایی تأثیر منفی می‌گذارند (Zhai et al. 2023). برخی از موجودات زنده میکروپلاستیک‌ها را می‌بلعند و از طریق بافت خود آن‌ها را هضم، جذب و یا از طریق مدفوع به آب دریا رها می‌کنند. سایر موجودات دریایی این ارگانیسم‌ها را به همراه میکروپلاستیک‌های هضم شده موجود در آن‌ها می‌خورند و به این ترتیب میکروپلاستیک‌ها وارد زنجیره غذایی شده و در نهایت در جانوران رده بالاتر تجمع می‌یابند.

۱۰-۱۰. نتیجه‌گیری

میکروپلاستیک به عنوان یک نوع زباله دریایی و خطرناک در نظر گرفته می‌شود که به مسئله بزرگی برای محیط زیست اقیانوسی تبدیل شده است. زباله‌های پلاستیکی به دلیل دفع نامناسب، در اکوسیستم دریایی انباشته شده‌اند. محققان در سراسر جهان علاقه زیادی به روش‌های شناسایی، تشخیص و کمی سازی ذرات میکروپلاستیک از نمونه‌های بیولوژیکی پیدا کرده‌اند. این تکنیک‌ها به تعیین ترکیب و اندازه ذرات برای طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کنند. ورود بقایای ذرات پلاستیکی به وسیله گونه‌های آبی، یک تهدید جدی برای زنجیره غذایی دریایی و همچنین برای گیاهان و جانوران خشکی محسوب می‌شود. بیشتر جوامع میکروبی قادر به تجزیه انواع مونومرهای پلاستیکی PE، PP، PS و PA هستند. در حال حاضر فرآیندهای پیشرفته با کمک میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه، مدیریت جزئی و برای کاهش اثرات خطرناک میکروپلاستیک‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند.

۱- Heteroaggregation: هترواگرگاسیون یک فرآیند تجمع بین ذرات از انواع مختلف (شیمی، اندازه، شکل، خواص سطح) است.

منابع

- Abhijith, R., Ashok, A., and Rejeesh, C.R., 2018. Sustainable packaging applications from mycelium to substitute polystyrene: A review. *Materials Today: Proceedings*, 5 (1), 2139–2145.
- Akindoyo, J.O., Beg, M.D.H., Ghazali, S., Islam, M.R., Jeyaratnam, N., and Yuvaraj, A.R., 2016. Polyurethane types, synthesis and applications-a review. *RSC Advances*, 6 (115), 114453–114482.
- Amelia, S.T.M., Mohd, W., Wan, A., Khalik, M., Ong, M.C., and Shao, Y.T., 2021. Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Science*, 4.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (8), 1596–1605.
- Araujo, C.F., Nolasco, M.M., Ribeiro, A.M.P., and Ribeiro-Claro, P.J.A., 2018. Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426–440.
- Arfin, T., Mohammad, F., and Yusof, N.A., 2015. Applications of polystyrene and its role as a base in industrial chemistry. In *Polystyrene: Synthesis, Characteristics and Applications*. Nova Science Publishers, 269–280.
- Balasubramanian, V., Natarajan, K., Hemambika, B., Ramesh, N., Sumathi, C.S., Kottaimuthu, R., and Rajesh Kannan, V., 2010. High-density polyethylene (HDPE)-degrading potential bacteria from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Letters in Applied Microbiology*, 51 (2), 205–211.
- Barboza, L.G.A., and Gimenez, B.C.G., 2015. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, 97 (1–2), 5–12.
- Benson, N.U., Agboola, O.D., Fred-Ahmadu, O.H., De-la-Torre, G.E., Oluwalana, A., and Williams, A.B., 2022. Micro(nano)plastics prevalence, food web interactions, and toxicity assessment in aquatic organisms: A review. *Frontiers in Marine Science*, 9.
- Bermúdez, J.R., and Swarzenski, P.W., 2021. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX*, 8, 10–15.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., van den Heuvel-Greve, M.J., and Koelmans, A.A., 2013. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*, 47 (1), 593–600.
- Botterell, Z.L.R., Beaumont, N., Cole, M., Hopkins, F.E., Steinke, M., Thompson, R.C., and Lindeque, P.K., 2020. Bioavailability of microplastics to marine zooplankton: Effect of shape and infochemicals. *Environmental Science & Technology*, 54 (19), 12024–12033.
- BretasAlvim, C., Mendoza-Roca, J.A., and Bes-Piá, A., 2020. Wastewater treatment plant as microplastics release source—Quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management*, 255, 109739.
- Browne, M.A., Galloway, T., and Thompson, R., 2007. Microplastic-an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559–561.
- Caruso, G., Bergami, E., Singh, N., and Corsi, I., 2022. Plastic occurrence, sources, and impacts in Antarctic environment and biota. *Water Biology and Security*, 100034.

- 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.
- Charlton-Howard, H.S., Bond, A.L., Rivers-Auty, J., and Lavers, J.L., 2023. ‘Plasticosis’: Characterising macro- and microplastic-associated fibrosis in seabird tissues’. *Journal of Hazardous Materials*, 450, 131090.
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoyiannis, A., Fossi, M.C., and Corsolini, S., 2017. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, 175, 391–400.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., and Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655.
- Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., and Galloway, T.S., 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environmental Science & Technology*, 50 (6), 3239–3246.
- Corradini, F., Bartholomeus, H., Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., and Geissen, V., 2019. Predicting soil microplastic concentration using vis-NIR spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 650, 922–932.
- Crawford, C.B., and Quinn, B., 2017. *Physiochemical Properties and Degradation*. Microplastic Pollutants.
- da Costa, J.P., Santos, P.S.M., Duarte, A.C., and Rocha-Santos, T., 2016. (Nano)plastics in the environment—Sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, 566–567, 15–26.
- Danso, D., Schmeisser, C., Chow, J., Zimmermann, W., Wei, R., Leggewie, C., Li, X., Hazen, T., and Streit, W.R., 2018. New insights into the function and global distribution of polyethylene terephthalate (PET)-degrading bacteria and enzymes in marine and terrestrial metagenomes. *Applied and Environmental Microbiology*, 84 (8), e02773.
- Delacuvellerie, A., Cyriaque, V., Gobert, S., Benali, S., and Wattiez, R., 2019. The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including *Alcanivorax borkumensis* as a key player for the low-density polyethylene degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 380, 120899.
- Denaro, R., Aulenta, F., Crisafi, F., Di Pippo, F., Viggi, C.C., Maturro, B., Tomei, P., Smedile, F., Martinelli, A., Di Lisio, V., and Venezia, C., 2020. Marine hydrocarbon-degrading bacteria breakdown poly (ethylene terephthalate) (PET). *Science of the Total Environment*, 749, 141608.
- Devi, R.S., Ramya, R., Kannan, K., Antony, A.R., and Kannan, V.R., 2019. Investigation of biodegradation potentials of high density polyethylene degrading marine bacteria isolated from the coastal regions of Tamil Nadu, India. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 549–560.
- Díaz-Mendoza, C., Mouthon-Bello, J., Pérez-Herrera, N.L., and Escobar-Díaz, S.M., 2020. Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (32), 39913–39922.
- Du, H., Xie, Y., and Wang, J., 2021. Microplastic degradation methods and corresponding degradation mechanism: Research status and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126377.

- Duis, K., and Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28 (1), 2.
- Eriksen, M., Liboiron, M., Kiessling, T., Charron, L., Alling, A., Lebreton, L., Richards, H., Roth, B., Ory, N.C., Hidalgo-Ruz, V., Meerhoff, E., Box, C., Cummins, A., and Thiel, M., 2018. Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, 232, 430–439.
- Fendall, L.S., and Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (8), 1225–1228.
- Galloway, T.S., 2015. Micro-and nano-plastics and human health. *Marine Anthropogenic Literature*, 343–366.
- Gao, R., and Sun, C., 2021. A marine bacterial community capable of degrading poly (ethylene terephthalate) and polyethylene. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125928.
- Habib, S., Iruthayam, A., Abd Shukor, M.Y., Alias, S.A., Smykla, J., and Yasid, N.A., 2020. Biodeterioration of untreated polypropylene microplastic particles by Antarctic bacteria. *Polymers*, 12 (11), 2616.
- Hale, R.C., Seeley, M.E., La Guardia, M.J., Mai, L., and Zeng, E.Y., 2020. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125 (1), 1–40.
- Haque, F., and Fan, C., 2022. *Microplastics in the Marine Environment: A Review of Their Sources, Formation, Fate, and Ecotoxicological Impact*. intechopen.
- Harshvardhan, K., and Jha, B., 2013. Biodegradation of low-density polyethylene by marine bacteria from pelagic waters, Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, 77 (1–2), 100–106.
- Hartmann, N.B., Nolte, T., Sørensen, M.A., Jensen, P.R., and Baun, A., 2015. Aquatic ecotoxicity testing of nanoplastics: Lessons learned from nanoecotoxicology. In *ASLO Aquatic Sciences Meeting*, Vol. 2015.
- Hiraga, K., Taniguchi, I., Yoshida, S., Kimura, Y., and Oda, K., 2019. Biodegradation of waste PET. *EMBO Reports*, 20 (11), 1–5.
- Huerta Lwanga, E., Thapa, B., Yang, X., Gertsen, H., Salánki, T., Geissen, V., and Garbeva, P., 2018. Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. *Science of the Total Environment*, 624, 753–757.
- Ikenoue, T., Nakajima, R., Fujiwara, A., Onodera, J., Itoh, M., Toyoshima, J., Watanabe, E., Murata, A., Nishino, S., and Kikuchi, T., 2023. Horizontal distribution of surface microplastic concentrations and water-column microplastic inventories in the Chukchi Sea, western Arctic Ocean. *Science of the Total Environment*, 855 (November 2022), 159564.
- Joo, S.H., Liang, Y., Kim, M., Byun, J., and Choi, H., 2021. Microplastics with adsorbed contaminants: Mechanisms and treatment. *Environmental Challenges*, 3 (December 2020), 100042.
- Joshi, G., Goswami, P., Verma, P., Prakash, G., Simon, P., Vinithkumar, N.V., and Dharani, G., 2022. Unraveling the plastic degradation potentials of the plastisphere-associated marine bacterial consortium as a key player for the low-density polyethylene degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 425, 128005.
- Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K.-J., and Voit, B., 2016. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspec-

- troscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408 (29), 8377–8391.
- Khandare, S.D., Chaudhary, D.R., and Jha, B., 2021. Marine bacterial biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) plastic. *Biodegradation*, 32 (2), 127–143.
- Koelmans, A.A., 2015. Modeling the role of microplastics in bioaccumulation of organic chemicals to marine aquatic organisms. A critical review. *Marine Anthropogenic Litter*, 309–324.
- Kumari, A., Chaudhary, D.R., and Jha, B., 2019. Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 1507–1516.
- Kunz, A., Walther, B.A., Löwemark, L., and Lee, Y.C., 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 111 (1–2), 126–135.
- Lacerda, A.L.D.F., Rodrigues, L.D.S., Van Sebille, E., Rodrigues, F.L., Ribeiro, L., Secchi, E.R., Kessler, F., and Proietti, M.C., 2019. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, 9 (1), 3977.
- Li, W.C., 2018. The occurrence, fate, and effects of microplastics in the marine environment. In *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier, 133–173.
- Liu, G., Dave, P.H., Kwong, R.W.M., Wu, M., and Zhong, H., 2021. Influence of microplastics on the mobility, bioavailability, and toxicity of heavy metals: A review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107 (4), 710–721.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., and Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 88 (1–2), 325–333.
- Maddah, H.A., 2016. Polypropylene as a promising plastic: A review. *American Journal of Polymer Science*, 6 (1), 1–11.
- McKeen, L.W., 2014. *Plastics Used in Medical Devices. Handbook of Polymer Applications in Medicine and Medical Devices*. Elsevier Inc.
- Menéndez-Pedriz, A., and Jaumot, J., 2020. Interaction of environmental pollutants with microplastics: A critical review of sorption factors, bioaccumulation and ecotoxicological effects. *Toxics*, 8 (2), 40.
- Morohoshi, T., Ogata, K., Okura, T., and Sato, S., 2018. Molecular characterization of the bacterial community in biofilms for degradation of poly (3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyhexanoate) films in seawater. *Microbes and Environments*, 33 (1), 19–25.
- Mu, J., Zhang, S., Qu, L., Jin, F., Fang, C., Ma, X., Zhang, W., and Wang, J., 2019. Microplastics abundance and characteristics in surface waters from the Northwest Pacific, the Beibu Gulf, and the Chukchi Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 143, 58–65.
- Nag, M., Lahiri, D., Dutta, B., Jadav, G., and Ray, R.R., 2021. Biodegradation of used polyethylene bags by a new marine strain of *Alcaligenes faecalis* LND-1. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 41365–41379.
- Naji, A., Esmaili, Z., and Khan, F.R., 2017. Plastic debris and microplastics along the beaches of the strait of Hormuz, Persian gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 114 (2), 1057–1062.

- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I., and Richard, C., 2014. Who Where Why—wordpress blog—Community mapping examples. *Earth's Future*, 2, 315–320.
- Oliveira, J., Belchior, A., da Silva, V.D., Rotter, A., Petrovski, Ž., Almeida, P.L., Lourenço, N.D., and Gaudêncio, S.P., 2020. Marine environmental plastic pollution: Mitigation by microorganism degradation and recycling valorization. *Frontiers in Marine Science*, 7 (December).
- Othman, A.R., Hasan, H.A., Muhamad, M.H., Ismail, N.I., and Abdullah, S.R.S., 2021. Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 3057–3073.
- Paço, A., Duarte, K., da Costa, J.P., Santos, P.S., Pereira, R., Pereira, M.E., Freitas, A.C., Duarte, A.C., and Rocha-Santos, T.A., 2017. Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of the Total Environment*, 586, 10–15.
- Parray, Z.A., Hassan, M.I., Ahmad, F., and Islam, A., 2020. *Amphiphilic Nature of Polyethylene Glycols and Their Role in Medical Research*. Polymer Testing. Elsevier Ltd.
- Peez, N., Janiska, M.-C., and Imhof, W., 2019. The first application of quantitative ¹H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET, and PS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411 (4), 823–833.
- Pereao, O., Opeolu, B., and Fatoki, O., 2020. Microplastics in aquatic environment: Characterization, ecotoxicological effect, implications for ecosystems and developments in South Africa. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (18), 22271–22291.
- Porter, A., Lyons, B.P., Galloway, T.S., and Lewis, C., 2018. Role of marine snows in microplastic fate and bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 52 (12), 7111–7119.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., and Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3 (1), 3263.
- Rummel, C.D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., and Schmitt-Jansen, M., 2017. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4 (7), 258–267.
- Rüthi, J., Cerri, M., Brunner, I., Stierli, B., Sander, M., and Frey, B., 2023. Discovery of plastic-degrading microbial strains isolated from the alpine and Arctic terrestrial plasti-sphere. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1306.
- Scalenghe, R., 2018. Resource or waste? A perspective of plastics degradation in soil with a focus on end-of-life options. *Heliyon*, 4 (12), e00941.
- Sekiguchi, T., Saika, A., Nomura, K., Watanabe, T., Watanabe, T., Fujimoto, Y., Enoki, M., Sato, T., Kato, C., and Kanehiro, H., 2011b. Biodegradation of aliphatic polyesters soaked in deep seawaters and isolation of poly (ϵ -caprolactone)-degrading bacteria. *Polymer Degradation and Stability*, 96 (7), 1397–1403.
- Sekiguchi, T., Sato, T., Enoki, M., Kanehiro, H., Uematsu, K., and Kato, C., 2011a. Isolation and characterization of biodegradable plastic degrading bacteria from deep-sea environments. *JAMSTEC Report of Research and Development*, 11, 33–41.
- Shahul Hamid, F., Bhatti, M.S., Anuar, N., Anuar, N., Mohan, P., and Periathamby, A., 2018. Worldwide distribution and abundance of microplastic: How dire is the situation? *Waste Management and Research*, 36 (10), 873–897.

- Sharma, S., and Chatterjee, S., 2017. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: A short review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (27), 21530–21547.
- Shaw, D.G., and Day, R.H., 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North pacific ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28 (1), 39–43.
- Shaw, R., Dutta, B., Ghosh, D., and Bandopadhyay, R., 2023. Hepatitis C—route of asymptomatic to symptomatic switch in raising hepatocarcinogenesis: Revisiting nobel prize 2020 in physiology and medicine. *National Academy Science Letters*, 46 (1), 51–54.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Eo, S., Jang, M., Han, G.M., Isobe, A., and Shim, W.J., 2018. Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters. *Environmental Science & Technology*, 52 (21), 12188–12197.
- Spoerk, M., Holzer, C., and Gonzalez-Gutierrez, J., 2020. Material extrusion-based additive manufacturing of polypropylene: A review on how to improve dimensional inaccuracy and warpage. *Journal of Applied Polymer Science*, 137 (12), 1–16.
- Sruthy, S., and Ramasamy, E.V., 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environmental Pollution*, 222, 315–322.
- Sudhakar, M., Priyadarshini, C., Doble, M., Murthy, P.S., and Venkatesan, R., 2007. Marine bacteria mediated degradation of nylon 66 and 6. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 60(3), 144–151.
- Suzuki, M., Tachibana, Y., Oba, K., Takizawa, R., and Kasuya, K.I., 2018. Microbial degradation of poly (ϵ -caprolactone) in a coastal environment. *Polymer Degradation and Stability*, 149, 1–8.
- Tirkey, A., and Upadhyay, L.S.B., 2021. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604.
- Urbanek, A.K., Strzelecki, M.C., and Mirończuk, A.M., 2021. The potential of cold-adapted microorganisms for biodegradation of bioplastics. *Waste Management*, 119, 72–81.
- Van Cauwenberghe, L., and Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70.
- Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C.M., Thorpe, S.E., Loaiza, I., Moreno, B., Pachterres, C.O., and Hughes, K.A., 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of the Total Environment*, 598, 220–227.
- Wang, T., Wang, L., Chen, Q., Kalogerakis, N., Ji, R., and Ma, Y., 2020. Interactions between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation, degradation, and transport. *Science of the Total Environment*, 748, 142427.
- Wang, Z.-M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., and Wall, S., 2017. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603–604, 616–626.
- Webb, H.K., Arnott, J., Crawford, R.J., and Ivanova, E.P., 2012. Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly (ethylene terephthalate). *Polymers*, 5 (1), 1–18.
- Yamano, N., Kawasaki, N., Ida, S., and Nakayama, A., 2019. Biodegradation of polyamide 4 in seawater. *Polymer Degradation and Stability*, 166, 230–236.

- Yang, H., Chen, G., and Wang, J., 2021. Microplastics in the marine environment: Sources, fates, impacts and microbial degradation. *Toxics*, 9 (2), 1–19.
- Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., and Ling, W., 2020. Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. *Chemosphere*, 249, 126059.
- Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline, C.A., Whitmire, S., and Chow, A.T., 2018. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment*, 613–614, 298–305.
- Zarfl, C., 2019. Promising techniques and open challenges for microplastic identification and quantification in environmental matrices. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411 (17), 3743–3756.
- Zhai, X., Zhang, X.H., and Yu, M., 2023. Microbial colonization and degradation of marine microplastics in the plastisphere: A review. *Frontiers in Microbiology*, 14.
- Zhang, B., Chen, L., Chao, J., Yang, X., and Wang, Q., 2020. Research progress of microplastics in freshwater sediments in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (25), 31046–31060.
- Zhao, S., Zhu, L., and Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*, 206, 597–604.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., and Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze estuary system, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86 (1–2), 562–568.

فصل ۱۱

تجزیه شیمیایی، نوری و زیستی پلاستیک

۱۱-۱. مقدمه

پلاستیک به دلیل وزن کم، قیمت پایین، شفافیت، مقاومت نسبت به آب و هوا، طراحی کاربرپسند، عایق الکتریکی و مقاومت شیمیایی، به طور گسترده در صنایع مختلف و فعالیت‌های کشاورزی در سراسر جهان مورد استفاده قرار می‌گیرد (Jenkins et al., 2019; Amobonye et al., 2021). بیشتر پلاستیک‌ها غیرقابل تجزیه هستند و حتی قرن‌ها طول می‌کشد تا به طور کامل تجزیه شوند. در نتیجه، پلاستیک‌ها علی‌رغم تکه تکه شدن، اغلب در محل‌های دفن یا محیط زیست تجمع می‌یابند (Matjašič et al., 2021). با این حال، برای سنتز پلیمرهای پلاستیکی (به عنوان مثال، پروپیلن و اتیلن)، متداول ترین مونومرهای مورد استفاده هیدروکربن‌های مشتق شده از سوخت‌های فسیلی هستند که به دلیل ساختار پلیمری خود، در برابر تجزیه میکروبی مقاوم می‌باشند. تجمع پلاستیک‌ها در دراز مدت منجر به مشکلات جدی زیست محیطی می‌شود. تجزیه پلاستیک‌ها به روش‌های مختلف زیستی و غیرزیستی قابل انجام است؛ برخی از پلیمرهای مصنوعی را می‌توان با واکنش‌های

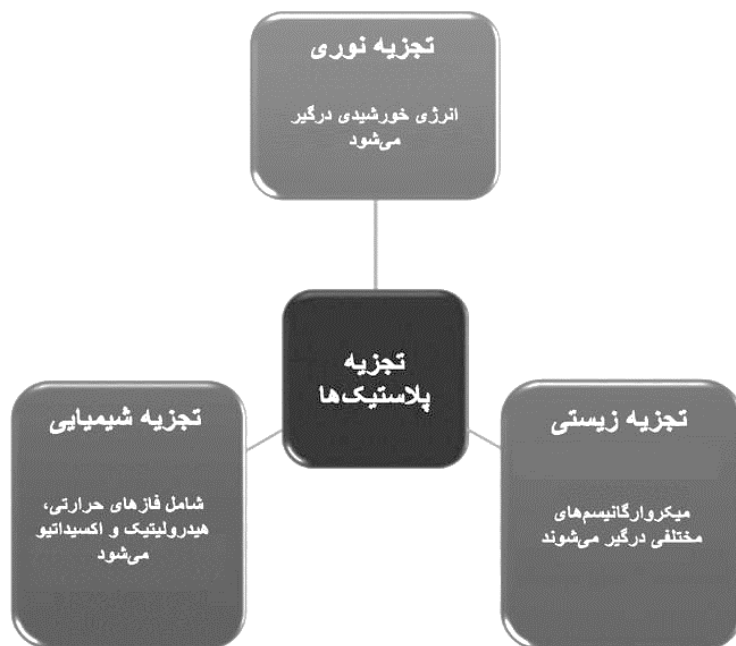
ترمواکسیداتیو و فوتوآکسیداتیو با جذب اشعه UV تجزیه کرد. یکی دیگر از راه‌حل‌های موثر برای تجزیه پلاستیک، تجزیه زیستی با استفاده از میکروارگانیسم‌ها است که بسته به فراوانی اکسیژن تبدیل بیوشیمیایی پلیمرها انجام می‌شود.

در حال حاضر پرمصرف‌ترین پلیمرها PE، PET، PS، PP و PVC هستند که به پلیمرهای هتروآتمی^۱ و پلیمرهای C-C طبقه بندی می‌شوند. پلیمرهای هتروآتمی (PET و PU) با تجزیه بیولوژیکی، اکسیداسیون نوری و هیدرولیز تجزیه می‌شوند؛ در حالی که پلیمرهای C-C (PP، PS، PVC، PE) در برابر تجزیه زیستی و هیدرولیز مقاومت می‌کنند اما نسب به اکسیداسیون حرارتی حساس هستند (Gewert et al., 2015).

استفاده از وسایل یک بار مصرف در طی سال‌ها منجر به افزایش جهانی آلودگی پلاستیک شده است؛ به همین دلیل، پیش بینی می‌شود که بازار جهانی تا سال ۲۰۲۷ به ۷۲۲/۶ میلیارد دلار برسد (Dar et al., 2022). مواد شیمیایی گازی متعددی از جمله CO، CO₂، HCN و اکسیدهای نیتروژن که برای محیط زیست بسیار خطرناک هستند، در طول فرآیند تولید پلاستیک در اتمسفر منتشر می‌شوند. تقاضای مواد پلیمری مانند دستکش، محافظ صورت و ماسک‌های صورت یکبار مصرف، ظروف غذا و کیسه‌های پلاستیکی با شیوع کووید ۱۹ افزایش یافت. در سال ۲۰۲۰ با شیوع همه‌گیری کووید ۱۹ حدود ۵۲ میلیارد ماسک یکبار مصرف ساخته شد و از میان آن‌ها، حدود ۱/۶ میلیارد ماسک به اقیانوس‌ها راه یافتند که متأسفانه ۴۰ تا ۵۰ قرن طول می‌کشد تا به طور کامل تجزیه شوند (Lee and Li, 2021). به دلیل فرآیندهای دفع و مدیریت نادرست، زباله‌های پلاستیکی زیادی به دنیای زنده وارد می‌شوند و از طریق فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی به قطعات کوچک تجزیه شده و میکروپلاستیک‌ها را ایجاد می‌کنند که برای آبزیان و حیوانات خشکی سمی‌تر هستند. در طی تجزیه طبیعی این ماسک‌ها، میکروپلاستیک‌ها به آب‌ها وارد شده و در نهایت به زنجیره غذایی راه می‌یابند. تنها ۱۰٪ از زباله‌های پلاستیکی، بازیافت شده و بیشتر آن‌ها در طبیعت انباشته می‌شوند (Liang et al., 2021).

۱- Heteroatomic: پلیمرهای هتروآتمی به پلیمرهایی اشاره می‌کنند که در ساختار مولکولشان اتم‌های غیر کربنی، به‌ویژه هتروآتم‌ها، وجود دارند. هتروآتم‌ها اتم‌هایی هستند که در ساختار مولکول آلی حضور دارند و از اتم‌های غیر کربنی مانند اکسیژن، گوگرد، نیتروژن و غیره تشکیل شده‌اند.

در این فصل به بررسی منابع مختلف پلاستیک، اثرات خطرناک بالقوه آنها بر دنیای زنده، و مکانیسم‌های مختلف تجزیه انواع پلیمرها (تجزیه اکسیداتیو نوری، تجزیه حرارتی، تجزیه شیمیایی و تجزیه زیستی) پرداخته می‌شود. (به شکل ۱۱-۱ مراجعه کنید).



شکل ۱۱-۱. روش‌های مختلف تجزیه پلاستیک.

۱۱-۲. منابع پلاستیک

پلاستیک‌ها نوعی پلیمر آلی هستند که ماهیتی مصنوعی و نیمه مصنوعی دارند و خواص متعددی مانند دوام زیاد، هزینه کم، مقاومت کششی بالا، مقاومت در برابر خوردگی و وزن سبک دارند (Thompson et al., 2009). برخی از پلیمرهای رایجی که ۹۰٪ پلاستیک‌های تولید شده در سراسر جهان را تشکیل می‌دهند عبارتند از: PVC، LDPE، HDPE، PET، PS و PP (Andrady and Neal, 2009). این میزان تولید پلاستیک، منجر به آلودگی تمام قسمت‌های طبیعت به ویژه محیط آبی و آبریزان شده است چرا که زباله‌های پلاستیکی از منابع مختلف، به اکوسیستم‌های آبی وارد می‌شوند (Engler, 2012). در اکوسیستم خشکی، منابع پلاستیک شامل زباله‌های خانگی، صنایع مختلف، بازارها و ... می‌شود، بخش‌هایی از وسایل ماهیگیری، کشتی‌ها، تأسیسات پرورش ماهی، نشت نفت و قایق‌ها مسئول آلودگی

محیط‌های دریایی هستند (Andrady, 2011). با توجه به اندازه‌های مختلف، پلاستیک‌ها را می‌توان به صورت مزوپلاستیک (اندازه کمتر از ۲/۵ سانتی‌متر)، ماکروپلاستیک (اندازه کمتر از ۱ سانتی‌متر)، میکروپلاستیک (اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر)، و مگاپلاستیک (اندازه > ۱ میلی‌متر) طبقه بندی کرد (Wang et al., 2020). نتایج مطالعات نشان داده است که پلاستیک‌ها در طبیعت تخریب می‌شوند و ذرات پلاستیکی در ابعاد نانو و به اندازه‌ی کمتر از ۱۰۰ نانومتر نیز تشکیل می‌دهند (Mattsson et al., 2018). به گفته Teuten و همکاران (۲۰۰۹)، اثرات میکرو و نانو پلاستیک‌ها موضوع نگران‌کننده‌ای برای جانداران دریایی است. میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه کوچک می‌توانند به راحتی به سلول‌های موجودات زنده نفوذ کنند که اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان و سایر موجودات زنده می‌گذارند (Sharma et al., 2022). میکروپلاستیک‌های اولیه، پلاستیک‌هایی با ابعاد میکروسکوپی هستند؛ منابع آن‌ها عبارتند از رسانه‌های ^۱air-blast، پاک‌کننده‌های صورت و لوازم آرایشی، ریزدانه‌های تولید پلاستیک‌های بکر و حامل‌های دارو و ... (Patel et al., 2009; Cole et al., 2017; Auta et al., 2011). این ذرات به سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب شهری سرازیر می‌شوند و در نهایت به منابع آبی می‌رسند. به دلیل هوازگی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی، ذرات پلاستیک بزرگ به ذرات ریزتر تبدیل شده و میکروپلاستیک‌های ثانویه را تشکیل می‌دهند (Auta et al., 2017; Sundt et al., 2014). این قطعات شامل الیاف پلیمری ناشی از شستشوی پارچه، اقلام خانگی، محصولات مصرفی و فرسودگی اقلام پلاستیکی می‌باشند (Mason et al., 2016). تکه تکه شدن، تعداد ذرات در واحد جرم پلاستیک را افزایش می‌دهد. در اقیانوس، دلایل اصلی تکه تکه شدن، اثر امواج و قرارگیری در معرض نور خورشید است. در خشکی، تکه تکه شدن پلاستیک‌ها در سطح خاک رخ می‌دهد، زیرا ذرات در تماس مستقیم با اشعه UV قرار دارند. نوسانات دما نیز نقش بسزایی در این فرآیند دارد (Andrady, 2011). انتقال میکروپلاستیک‌ها از خشکی به اقیانوس‌ها جزو مشکلات مردم شناختی زباله‌ها و شیوه‌های مدیریت ناکافی پسماند می‌باشد (Pruter, 1987).

۳-۱۱. سمیت ناشی از پلاستیک

خطرناک‌ترین اثر زیست محیطی پلاستیک‌ها گرم شدن کره زمین می‌باشد؛ زیرا هنگام سوختن، CO_2 آزاد می‌کنند و به دلیل سیستم‌های ضعیف دفع زباله، مشکلاتی در لندفیل‌ها

۱- به سیستم‌های تمیزکاری با استفاده از جریان هوای فشرده اشاره دارند.

ایجاد می‌شود (Ali et al., 2009). هنگام سوزاندن پلاستیک‌ها گازهای گلخانه‌ای نظیر گازهای سمی منتشر می‌شوند که منجر به اختلالات تنفسی از جمله سرطان می‌گردد. دفع نادرست، اغلب منجر به آزاد شدن سموم نیز می‌شود و در نتیجه خاک و آب‌های زیرزمینی را آلوده می‌کند. شیرابه‌ها اغلب منابع آب آشامیدنی را به طور مستقیم یا از طریق آلودگی رواناب‌ها آلوده کرده و در نتیجه وارد زنجیره غذایی در اکوسیستم‌های مختلف می‌شوند (Kale et al., 2015). میکروپلاستیک‌ها با ورود به زنجیره غذایی در زیست توده تجمع می‌یابند و وارد سطوح مختلف تغذیه‌ای می‌شوند و از طریق پدیده تجمع زیستی، سمیت از زئوپلانکتون‌ها به بزرگترین موجودات در محیط دریایی انتقال می‌یابد (Matsuguma et al., 2017; Hipfner et al., 2018). مصرف موجوداتی مانند ماهی، صدف و ... که میکروپلاستیک در بافت هایشان ذخیره شده است، باعث ورود این آلاینده‌ها به بدن انسان می‌شود که بر سلول‌های مغز، سیستم قلبی عروقی و دستگاه گوارش تاثیرگذار است (Schirinzi et al., 2017).

سمیت ناشی از میکروپلاستیک‌ها ماهیت سرطان زا دارد. Osman و همکاران (۲۰۲۳)، وجود میکروپلاستیک در مایعات مختلف بدن انسان را مشاهده کرده اند. مطالعات مشابه بر روی موجودات مختلف سطح پایین، اثرات مشابهی را نشان داده است. برای کاهش این مسائل، مدیریت صحیح پسماند، همراه با سیاست‌های سازگار با محیط زیست و فناوری‌های مناسب و مقرون به صرفه مانند تجزیه نوری، شیمیایی و زیستی باید اجرا شود. (به شکل ۲-۱۱ مراجعه کنید).



شکل ۲-۱۱. اثرات سمی ناشی از حضور پلاستیک در طبیعت.

۴-۱۱. تجزیه نوری

تجزیه نوری یکی از مهم‌ترین فرآیندهایی تجزیه غیرزیستی است و شامل واکنش‌های رادیکال‌های آزاد به واسطه جذب فوتون‌ها است. فرآیند تجزیه نوری ساختار فیزیکی و شیمیایی پلاستیک را تغییر می‌دهد. طیف وسیعی از تابش‌های خورشیدی از طیف فرابنفش تا طیف مادون قرمز وجود دارد و انرژی خورشید را با کاهش انرژی ساطع می‌کند. در میان تابش اشعه ماوراء بنفش، UV-C (۲۸۰-۱۰۰ نانومتر) توسط ازن در استراتوسفر جذب می‌شود (Lyon, 2014). درحضور اکسیژن، UV-B (۳۲۰-۲۸۰ نانومتر) و UV-A (۴۰۰-۳۲۰ نانومتر) عمدتاً مسئول تجزیه هستند که شامل بریدگی زنجیره کربن، زوال خواص پلیمری و تغییر وزن مولکولی می‌شوند (Liu et al., 2019). عوامل متعددی از جمله ناخالصی‌های داخلی (هیدروپراکسید، کربونیل، پیوندهای غیراشباع، کمپلکس‌های انتقال بار با O_2 ، باقی مانده کاتالیزور) و ناخالصی‌های خارجی (ترکیبی از آلاینده‌ها، حلال‌های کمیاب، اکسیدهای فلزی و غیرفلزی، مواد افزودنی، رنگدانه‌ها و رنگ‌ها) مسئول فرآیند تجزیه نوری هستند (Yousif and Haddad, 2013). مکانیسم تجزیه پلاستیک سه مرحله دارد و شامل Photoinitiation، Propagation و Termination است.

۱-۴-۱۱. Photoinitiation

گروه کروموفوریک برای شروع واکنش‌های فتوشیمیایی اهمیت زیادی دارد. در این مرحله گروه کروموفور پلاستیک، نور را جذب کرده و پیوندهای شیمیایی زنجیره‌های پلیمری را می‌شکند که منجر به تولید رادیکال‌های پلیمری و هیدروژنی می‌شود. برخی از پلاستیک‌ها، مانند PP و PE، به عنوان پلیمرهای غیرجاذب در نظر گرفته می‌شوند، زیرا فقط پیوندهای C-H و C-C دارند که آن‌ها را در طول موج ۲۹۰ نانومتر پایدار نگه می‌دارد (Fairbrother et al., 2019).

۲-۴-۱۱. Propagation

در واکنش propagation، تمام پلیمرهایی که دارای ستون کربنی هستند، چرخه‌ی خود اکسیداسیون یکسانی را از خود نشان می‌دهند. در نتیجه‌ی این فرآیند، هیدروپراکسید ایجاد می‌شود که واسطه‌ی کلیدی در واکنش‌های بعدی است اما بلافاصله منجر به شکاف ستون کربنی نمی‌گردد. هیدروپراکسید، تولید شده در طی مرحله انتشار، با شکستن پیوند

هیدروپراکسید O-O و آغاز بریدگی β ، باعث تخریب ستون کربنی می‌شود (Tyler, 2004). برش ستون کربنی پلیمر توسط واکنش‌های نوریش^۱ نوع I و نوع II کروموفورها کنترل می‌شوند که یک مکانیسم متداول برای تخریب فتواکسیدی است (Mark et al., 1986). این بریدگی در قسمت‌های آمورف پلیمرهای نیمه کریستالی صورت می‌گیرد. با پیشرفت تجزیه اکسیداتیو، فرآیند بریدگی دو انتهای زنجیره‌ای که به طور مکرر قادر به بازسازی و افزایش بلورینگی هستند، تولید می‌شود. در نهایت، بریدگی زنجیره در اثر انتشار ایجاد می‌شود تا یک گروه عاملی حاوی اکسیژن مانند کتون‌ها و الفین^۲ ایجاد شود (Yousif and Haddad, 2013).

۳-۴-۱۱. Termination

رادیکال‌های آزاد تولید شده در مرحله قبل، آزادانه با یکدیگر وارد واکنش شده و تحت واکنش پیوند عرضی قرار می‌گیرند و منجر به تولید مواد شیمیایی بی اثر می‌شوند. رادیکال‌های پلیمر پراکسیل در شرایط فشار اکسیژن بالا با یکدیگر واکنش می‌دهند و اکسیژن و محصولات بی اثر تولید می‌کنند اما در غیاب اکسیژن کافی، واکنشی بین رادیکال‌های پراکسیل پلیمر و رادیکال‌های ماکرو رخ می‌دهد. انتظار می‌رود کتون‌ها و الفین‌ها نیز در این واکنش‌ها شرکت داشته باشند (Ali et al., 2021).

PE فاقد کروموفور است که این امر باعث مقاومت در برابر تجزیه نوری می‌شود، اما نقص ساختاری یا ناخالصی‌ها در طول فرآیند تولید، می‌تواند منجر به تجزیه شود؛ حضور گروه کربونیل در ستون کربنی PE می‌تواند به عنوان کروموفور عمل کند (Fairbrother et al., 2019). در نتیجه تعدادی واکنش، گروه‌های وینیل انتهایی رادیکال‌ها و کتون‌ها تشکیل می‌شوند که منجر به بریدگی زنجیره اصلی می‌شود (Karlsson and Albertsson, 2002). رادیکال‌های پراکسی از رادیکال‌های آزاد و واکنش‌های اکسیژن تولید می‌شوند. با جدا کردن هیدروژن، گروه پراکسید با تبدیل رادیکال‌های پروکسی شکل می‌گیرد. این نیمه پراکسیدها به رادیکال‌های هیدروکسیل و ماکروآلکوکسی تجزیه می‌شوند. آلدهیدها، کتون‌ها، استرها، کربوکسیلیک اسید و الکل‌ها ممکن است در طول واکنش تولید شوند و اتصال عرضی و بریدگی زنجیره رخ می‌دهد (Torikai et al., 1986).

۱- Norrish: اصطلاح نوریش در زمینه تخریب پلیمر به نوع خاصی از واکنش فتوشیمیایی اشاره دارد که نقش مهمی در تخریب پلیمرها در معرض نور UV ایفا می‌کند.

۲- Olefin: الفین نوعی هیدروکربن غیراشباع است که حاوی پیوند دوگانه کربن-کربن است.

در مورد تجزیه نوری، PP مکانیسمی مشابه PE دارد. ناخالصی‌های موجود در PP تشکیل رادیکال در حضور اشعه ماوراء بنفش می‌دهند. این امر منجر به بریدگی زنجیره و اتصال عرضی و در نهایت وزن مولکولی پایین تر محصول تجزیه شده می‌شود (Su et al., 2019; He et al., 2019).

در خصوص PVC با تابش UV، پلیمرهای ناپیوسته با توالی کوتاهی تشکیل می‌شوند که به وسیله مکانیسم‌های دهیدروکلریناسیون سریع تشکیل می‌شوند. در مرحله بعد، پیوندهای دوگانه غیر اشباع کربن نیز تخریب می‌شوند. وجود ناخالصی در PVC باعث جذب اشعه UV شده و در نتیجه رادیکال‌های آزاد تولید شده و منجر به تشکیل هیدروپراکسیدها می‌شود. این هیدروپراکسیدها می‌توانند پیوندهای دوگانه بیشتری را بشکنند و در نهایت محصول تجزیه شده PVC را تولید کنند (Yang et al., 2018).

حلقه‌های فیل در PS تحت تابش UV تحریک می‌شوند و یک حالت سه گانه‌ای را شکل می‌دهند. دو نتیجه ممکن از انرژی سه گانه بنزن تحریک شده شامل تجزیه گروه فیل یا انتقال آن به نزدیک ترین پیوندهای C-H یا C-C است. رادیکال پلی استایریل در غیاب اکسیژن تولید می‌شود. تبدیل رادیکال پلی استایریل به رادیکال پراکسی در حضور اکسیژن آغاز می‌شود و سپس با مولکول PS نزدیک واکنش می‌دهد. مونومر الفین استایرن و ترکیبات کربنیل می‌توانند به عنوان محصول نهایی فرآیند بریدگی زنجیره و اتصال عرضی تشکیل شوند (Dris et al., 2017; Kumar et al., 2020).

۵-۱۱. تجزیه شیمیایی

یکی از برجسته ترین روش‌های تجزیه ضایعات پلاستیکی، فرآیندهای شیمیایی است که در فرآیند پلیمریزاسیون کامل یا جزئی مورد استفاده قرار می‌گیرند؛ مونومرها (به دلیل پلیمریزاسیون کامل)، الیگومرها (به دلیل پلیمریزاسیون جزئی) و سایر محصولات جانبی در طی فرآیندهای شیمیایی تشکیل می‌شوند. در این قسمت پلیمریزاسیون ناشی از واکنش‌های شیمیایی در مکانیسم‌های مختلف، به تفصیل شرح داده شده است و شامل یک مکانیسم انحلال حرارتی، یک مکانیسم آبکافتی و یک مکانیسم اکسیداتیو است که به صورت حرارتی تحریک می‌شود. به منظور ارائه تصویری بهتر و واضح تر از تجزیه حرارتی پلیمرها، سینتیک واکنش‌ها نیز مورد بحث قرار گرفته است.

۱-۵-۱۱. مکانیسم انحلال حرارتی

مکانیسم انحلال حرارتی به عنوان یکی از نوظهورترین و جدیدترین تکنیک‌های شیمیایی برای تجزیه پلاستیک‌ها در نظر گرفته می‌شود. مواد اولیه پلاستیک با حلال زیر بحرانی (یعنی حالت‌های ترمودینامیکی مانند فشار و دما زیر نقطه بحرانی هستند) و حلال فوق بحرانی واکنش نشان می‌دهند (Saha et al., 2022). کل فرآیند شامل چهار مرحله اصلی مانند تفکیک، انحلال، رسوب مجدد (حذف مواد فرار) و جداسازی پلیمر است (Zhao et al., 2018). در ابتدا، ناخالصی‌های پلاستیکی به منظور کاهش ناهمگنی، حذف یا به صورت مکانیکی جداسازی می‌شوند. پس از آن، انحلال با استفاده از حلال‌ها، در شرایط مختلف زیر بحرانی و فوق بحرانی انجام می‌شود. برای این منظور، حلال‌های آلی مانند تولوئن ترجیح داده می‌شوند (Saha et al., 2022). همچنین از حلال‌هایی مانند متانول، پروپانول و زایلن نیز استفاده می‌گردد. معیارهای اصلی برای انتخاب حلال‌ها اختلاف انرژی نسبی (RED)^۱ و نقطه جوش می‌باشند (Zhao et al., 2017).

$$RED = \frac{R_a}{R_0}$$

$$(R_a)^2 = 4 (\delta_{Db} - \delta_{Da})^2 + (\delta_{Pb} - \delta_{Pa})^2 + (\delta_{Hb} - \delta_{Ha})^2$$

که در آن:

R₀: شعاع حلالیت پلیمری (به صورت تجربی اندازه گیری می‌شود).

δ_D: پارامتر حلالیت پراکندگی.

δ_P: پارامتر حلالیت قطبی.

δ_H: پارامتر حلالیت پیوند هیدروژنی. (a) حلال انتخاب شده برای مکانیسم انحلال حرارتی

(b) محلول حاوی پلاستیک

حلال‌ها بر اساس سمیت کمتر، عملکرد آسان و تأثیر کمتر بر محیط زیست انتخاب می‌شوند (Hansen, 2007). پلیمرهای بازیافت شده با کاهش حلالیت پلاستیک‌ها، با افزودن غیرحلال‌ها یا با افزایش دما یا کاهش فشار و با افزودن حلال‌های فوق بحرانی جمع آوری می‌شوند.

۲-۵-۱۱. مکانیسم تجزیه آبکافتی

یکی از شناخته شده ترین فرآیندهای شیمیایی برای تصفیه و تجزیه زباله‌های پلاستیکی، روش تجزیه آبکافتی است. پلاستیک حاوی پیوندهای پلیمری ناپایدار و ضعیفی است که با مولکول‌های آب واکنش می‌دهند و تجزیه می‌شوند و زنجیره‌های کوتاه تری (مانند مونومرها، الیگومرها) برای تولید زنجیره‌های پلیمری انتهایی جدید شکل می‌دهند. محل فعال در برابر مولکول‌های آب حاوی اکسیژن، نیتروژن، گوگرد، فسفر و سایر اتم‌های غیر کربنی آسیب پذیر است (Lyu and Untereker, 2009).

پلی اتیلن گلیکول (PEG)^۱ و PET پلیمرهای حاوی O هستند که کاربرد صنعتی زیادی دارند اما از طرفی اثرات نامطلوبی بر محیط زیست می‌گذارند. پلیمرهای حاوی N مانند PA، PU، پلی‌اوره‌ها و نایلون (۶ ۶) نیز اهمیت زیادی در زندگی روزمره دارند اما برای محیط زیست مضر هستند. پلیمرهای حاوی S نیز با مولکول‌های N ترکیب می‌شوند؛ ساختار اصلی آن‌ها شبیه (-S-N-S-N-) است که به عنوان پلی‌تiazیل^۲ شناخته می‌شوند. به طور مشابه، P نیز پلیمرهایی که ساختار مشابهی مانند پلی‌تiazیل‌ها (-P-N-P-N-P-) را دارند، تشکیل می‌دهد که به پلی‌فسفاژن‌ها معروف هستند. پلیمرها به دلیل حمله مولکول‌های آب به اتم‌های کربن دچار کمبود الکترون در مجاورت اتم‌های اکسیژن، گوگرد، نیتروژن و فسفر هستند که محصول شکافته شده را تشکیل می‌دهند (Lyu and Untereker, 2009). چندین واکنش، این فرآیند را نشان می‌دهد.

یک مدل محبوب چند مرحله‌ای انتشار و انحلال مولکول‌های آب در ساختار پلیمری، ایجاد منافذ در داخل ساختار دیواره پلیمری، آزاد سازی الیگومرهای تخریب شده از پلیمر و در نهایت، باقی مانده اسکلت متخلخل پلیمری تخریب شده را به تصویر می‌کشد (Batycky, R.P. et al., 1997). تجزیه خود کاتالیزوری اسیدهای پلی لاکتیک مانند PLGA از مدل ناهمگن پیروی می‌کند که مراحل انتشار نفوذی آب در هسته پلیمری را انجام می‌دهد. زنجیره‌های کربوکسیلیک آزاد شده منجر به فرآیند تخریب می‌شود که آن را بیشتر به یک واکنش خود کاتالیزوری تبدیل می‌کند (Grizzi I. et al., 1995). فرآیند تجزیه آبکافتی را می‌توان در فرسایش توده‌ای و فرسایش سطحی نیز متمایز کرد. برای فرآیند فرسایش توده

1. Polyethylene Glycol

۲- Polythiazyl: به دسته‌ای از پلیمرها اطلاق می‌شود که از اتم‌های گوگرد و نیتروژن تشکیل شده‌اند.

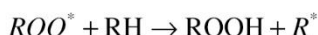
ای، اندازه ذرات نسبت به زمان تغییر می‌کند، در حالی که پلاستیک تخریب شده در ساختار پلیمری اصلی باقی می‌ماند و هیچ تاثیری در شعاع و اندازه ذرات برای فرآیند فرسایش سطحی نشان نمی‌دهد (Siepmann, 2001).

۳-۵-۱۱. مکانیسم اکسیداسیون حرارتی

تغییرات دائمی در پلیمرها در دماهای بالا با استفاده از روش‌های شیمیایی و در حضور اکسیژن یکی دیگر از فرآیندهای متداولی است که به عنوان مکانیسم اکسیداسیون حرارتی شناخته می‌شود. اکسیژن، دمای لازم برای تجزیه پلاستیک را کاهش می‌دهد. این فرآیند مرحله‌ای مانند مکانیسم ابتدایی، مکانیسم انتشار زنجیره و تجزیه تک مولکولی (مرحله محدود) دارد (Peterson, J.D. et al., 2001).



مکانیسم تجزیه حرارتی با تولید رادیکال‌های آزاد آغاز می‌شود. افزودن آغازگرهای شیمیایی مانند پراکسیدها و هیدروپراکسیدها، فرآیند ابتدایی این مکانیسم را افزایش می‌دهد.



در این مرحله، رادیکال آزاد آلکیل رها شده از مرحله قبل با اکسیژن موجود در محیط واکنش داده و رادیکال پراکسی میانی را تشکیل می‌دهد. رادیکال پراکسی میانی بسیار واکنش پذیر است و به کربن پلیمری حمله می‌کند تا هیدروژن را از بین ببرد و اسید کربوکسیلیک را به وسیله رادیکال آزاد پلیمری تشکیل می‌دهد.



این مرحله یک مکانیسم بسیار انرژی خواه است که به وسیله مرحله گرماده قبلی (یعنی تولید اسید کربوکسیلیک) فراهم می‌شود.



با این حال، گاهی اوقات واکنش کربوکسیلیک اسید یک فرآیند دو مولکولی در نظر گرفته می‌شود که به انرژی کمتری نسبت به فرآیند تک مولکولی نیاز دارد.

پلیمرهای غیرقابل تجزیه زیستی مانند PE، PP و PS را می‌توان با استفاده از مکانیسم ذکر شده در شرایط مختلف ترمودینامیکی به طور موثری تجزیه کرد. حتی پلاستیک‌های مبتنی بر گوگرد مانند پلی فنیلین سولفید (PPS)^۱، پلی سولفون (PSU)^۲ و پلی اتر سولفون (PES) نیز می‌توانند به طور موثر با استفاده از روش اکسیداسیون حرارتی تجزیه شوند (Kumagai S. et al., 2022).

سینتیک فرآیند حرارتی و اکسیداسیون حرارتی را می‌توان با استفاده از روش‌های هم تبدیلی به بهترین شکل توصیف کرد (Das and Tiwari, 2017). تبدیل ناشی از تخریب (α) به صورت زیر نشان داده می‌شود:

$$\alpha = \frac{W_o - W}{(W_o - W_\infty)}$$

که در آن:

W_o : وزن نمونه پلیمر اولیه اندازه گیری شده

W : وزن نمونه پلیمر در دمای خاص.

W_∞ : وزن نمونه پلیمر پس از تجزیه کامل.

معادله جنبشی نشان می‌دهد که سرعت واکنش به طور مستقیم با یک تابع متناسب قابل تبدیل است.

$$\frac{d\alpha}{dT} = k(T) f(\infty)$$

با در نظر گرفتن مدت زمان وابسته به دما (یعنی $T = T_0 + bt$) که در آن ($b = dT/dt$) معادله را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$\beta \frac{d\alpha}{dT} = A \exp\left(\frac{-E}{RT}\right) f(\alpha)$$

فرآیند انحلال حرارتی برای تجزیه نیاز به یک حلال اضافی و مناسب دارد، در حالی که سایر فرآیندها چنین الزاماتی ندارند. بنابراین ممکن است یک فرآیند کارآمد و جدید باشد، اما در حقیقت اجرای آن پیچیده و دشوار است. آزمایش تجزیه آبکافتی فقط به حضور مولکول‌های آب نیاز دارد و فرآیند اکسیداسیون حرارتی برای تکمیل آن نیاز به یک محیط هوازی دارد. آنالیز پلیمرهای تجزیه شده برای هر فرآیندی نشان می‌دهد که فرآیند اکسیداسیون حرارتی می‌تواند طیف گسترده‌ای از پلیمرها مانند LDPE و همچنین یک ماده پلیمری حاوی اتم‌های الکترون‌گاتیو مانند گوگرد را در ساختار خود تجزیه کند. مکانیسم تجزیه آبکافتی به حضور مولکول‌های اکسیژن، گوگرد و فسفر نیاز دارد، مواد پلیمری مانند PE که یکی از رایج‌ترین پلاستیک‌های موجود در طبیعت است، با استفاده از این روش قابل تجزیه نیستند. فرآیند اکسیداسیون حرارتی به مقدار زیادی انرژی نیاز دارد، در حالی که دو فرآیند دیگر از نظر مصرف انرژی بسیار کارآمد هستند.

۶-۱۱. تجزیه زیستی

تجزیه زیستی پلاستیک‌ها، وابسته به بیوفیلیم‌هایی که لایه سطحی پلاستیک‌ها را به عنوان سوبسترا در نظر می‌گیرند است. میکروارگانیسم‌ها ابتدا پلاستیک‌ها را با کمک آنزیم‌های خارج سلولی خود به مولکول‌هایی با وزن مولکولی کمتر تجزیه کرده و سپس این مواد را می‌بلعند.

پلاستیک‌ها مخلوطی از ترکیبات پلیمری مختلف و افزودنی‌های مربوطه هستند. سیستم‌های آنزیمی میکروبی نقش مهمی در تجزیه پلاستیک‌ها دارند (Krueger et al., 2015). برای پلیمرهای اکسید کننده مانند PP، PS و PE، چندین آنزیم مانند مونو و دی‌اکسی‌ژنازها، پراکسیدازها، لاکازها و کوتینازها استفاده می‌شود (Jacquin et al., 2019). این آنزیم‌ها پلیمرهای پلاستیکی را به ترکیبات کوچکتر با وزن مولکولی کم و آب دوستی زیاد می‌شکنند. سپس این الیگومرهای پلاستیکی به وسیله آنزیم‌های مختلف مورد تجزیه میکروبی قرار می‌گیرند که منجر به تشکیل محصولات نهایی متابولیت مانند سوکسینیل^۱ و coA می‌شود (Jacquin et al., 2019)؛ سپس این مولکول‌ها وارد سلول‌های میکروارگانیسم‌ها شده و در نهایت به چرخه TCA^۲ متابولیزه شده و به CO₂ و H₂O تبدیل می‌شوند.

۱- Succinyl: یکی از ترکیبات واسطه‌ای چرخه اسیدسیتریک است.

جدول ۱-۱۱. روش‌ها و شرایط تجزیه زیستی

روش	شرایط
روش کشت خالص	در شرایط آزمایشگاهی، فیلم‌های پلاستیکی ابتدا ضدعفونی می‌شوند، سپس به محیط رشد ویژه اضافه شده و با میکروارگانیسم‌هایی که قبلاً جدا شده اند تلقیح می‌شوند. پس از انکوبه شدن به مدت ۳ تا ۴ هفته، فیلم‌های پلاستیکی شسته و خشک شده و وزن نهایی با وزن اولیه مقایسه می‌شود (Lee et al., 1991).
روش دفن در خاک	زباله‌های پلاستیکی برای یک بازه زمانی مشخص در زیر خاک دفن می‌شوند، پس از آن جمع آوری، شستشو و خشک می‌شوند و وزن نهایی اندازه گیری می‌گردد؛ سپس با وزن اولیه مقایسه می‌شود (Lopez- Llorca and Valiente, 1993).
روش کمپوست سازی	ضایعات پلاستیکی خشک با کود مخلوط می‌شوند و در دمای ۵۸ درجه سانتی گراد و رطوبت ۶۵٪ انکوبه می‌شوند. مقدار مولکول‌های کربن تبدیل شده به گاز CO ₂ نشان دهنده میزان تجزیه زیستی است (Corti et al., 1992).
روش لجن فاضلاب	در حضور لجن فاضلاب غنی شده با مواد معدنی مختلف، تجزیه هوازی پلاستیک‌ها توسط میکروب‌های مختلف اتفاق می‌افتد (Ishigaki et al., 1999).

فرآیند تجزیه زیستی پلاستیک‌ها نشان دهنده تخریب انواع پلیمرهای پلاستیکی به وسیله میکروب‌های مختلف است که می‌توانند از پلاستیک به عنوان منبع اصلی کربن استفاده کرده و در نتیجه ترکیبات آلی را به زیست توده و بیوگاز تبدیل کنند (Ali et al., 2019). از آنجایی که ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی پلیمرهای پلاستیکی مختلف به‌عنوان بستر ضعیفی برای رشد میکروبی عمل می‌کنند، پلاستیک‌های مصنوعی و پر کاربرد موجود در بازار مانند PA، PVC، PES و ...، در طبیعت به کندی تجزیه می‌شوند (Biffinger et al., 2014).

روش دقیق تجزیه زیستی پلاستیک‌ها را می‌توان در پنج مرحله زیر توضیح داد. (به شکل ۳-۱۱ مراجعه کنید).

کلونیزاسیون: ابتدا میکروارگانیسم‌ها روی سطح پلاستیک‌ها کلونی تشکیل می‌دهند که منجر به تشکیل کنسرسیوم‌ها و بیوفیلم می‌شود و در نتیجه ویژگی‌های مختلف فیزیکوشیمیایی پلیمر از جمله اندازه منافذ، تغییر می‌کند (Cappitelli et al., 2006).



شکل ۳-۱۱. نمودار شماتیک فرآیند تجزیه زیستی.

تخریب زیستی: در این مرحله انواع قارچ‌ها و باکتری‌های رشته‌ای به مواد پلاستیکی حمله می‌کنند و منجر به ایجاد ترک‌ها و منافذ بیشتری می‌شوند. باکتری‌های کمولیتوتروف^۱ با انجام واکنش‌های اکسیداسیون و احیا برای جذب مواد معدنی مانند آهن و منگنز، پلیمرها را از نظر شیمیایی تجزیه می‌کنند (Pelmont, 2005). پراکسیدازها گروهی از آنزیم‌های خارج سلولی هستند که در تجزیه زیستی موثر هستند. اما برای پلیمرهای مقاوم مانند PU و PVC، آنزیم‌های دیگری مانند اوره‌آزها، لیپازها و پروتئازها ترشح می‌کنند تا ساختار کریستالی تا حد امکان تجزیه شوند (Ameen et al., 2015; Shah et al., 2008).

تکه تکه شدن زیستی: فرآیندی است که در آن طی فعالیت‌های میکروبی، پلیمرها به مونومرها، دایمرها و الیگومرها تجزیه می‌شوند. از آنزیم‌هایی مانند اکسیدوردوکتازها و هیدرولازها برای جدا کردن پلیمرهای پلاستیکی استفاده می‌شود. میکروب‌هایی که پتانسیل تجزیه ترکیبات لیگنوسلولزی را دارند نیز می‌توانند مسئول قطع پیوند بین مونومرهای پلاستیکی باشند (Chen et al., 2020).

با این حال، تجزیه زیستی پلیمرهای پلاستیکی به مدت زمان طولانی تری نیاز دارد، زیرا فعالیت آنزیم‌ها با گذشت زمان افزایش می‌یابد. *Streptomyces* sp. جدا شده از خاک، پلاستیک‌های PE را در مدت ۱۸۰ روز به میزان ۴۶٪ تجزیه می‌کند (Deepika and Jaya, 2015). *Pantoea* sp. جدا شده از خاک، وزن اولیه نوارهای LDPE را تا ۸۱٪ کاهش می‌دهد (Skariyachan et al., 2016). آنزیم‌هایی مانند مونو و دی‌اکسیژناز نقش مهمی دارند، زیرا قطبیت ساختار پلیمرهای پلاستیکی را با تشکیل گروه‌های OH^- و پراکسیل تغییر می‌دهند؛ سپس پراکسیداز واکنش بین مولکول‌های پراکسیل را کاتالیز می‌کند. بعضی از میکروب‌ها پراکسید هیدروژن تولید می‌کنند که در سلول‌های میکروبی اکسیداسیون و در نهایت حمله میکروبی را افزایش می‌دهد.

۱- Chemolithotrophic: باکتری‌های کمولیتوتروف بر اساس نوع ماده معدنی تامین‌کننده الکترون به انواع باکتری‌های اکسیدکننده هیدروژن، اکسیدکننده مونوکسید کربن، اکسیدکننده آمونیاک، اکسیدکننده نیتريت، باکتری‌های گوگردی

جذب: پس از تولید این گونه مونومرها، میکروب‌ها تمایل دارند آن‌ها را جذب کرده و با انرژی حاصل از آن به رشد خود ادامه دهند. مونومرها به دلیل نفوذپذیری غشای سلولی میکروبی می‌توانند مستقیماً و یا به وسیله یک حامل وارد سلول شوند؛ سپس برای آماده سازی مرحله نهایی مینرالیزاسیون، متابولیت‌های مختلفی تولید می‌شوند.

مینرالیزاسیون: مونومرها پس از ورود به سلول‌ها در سه فرآیند تنفسی-هوازی، بی هوازی و تخمیر اکسید می‌شوند و در نهایت پس از تکمیل چرخه TCA، H_2O و CO_2 تولید می‌کنند (Ali et al., 2020; Hong and Gu, 2009).

۱-۶-۱. تجزیه زیستی پلاستیک‌ها به وسیله قارچ‌ها

در طبیعت، برخی از قارچ‌ها پتانسیل تجزیه زباله‌های پلاستیکی را دارند. آسپرژیلوس، پنی سیلیوم و فوزاریوم تا به امروز به عنوان قارچ‌های بالقوه، تجزیه‌کننده‌های پلاستیک معرفی شده‌اند (Raghavendra et al., 2016). Ameen و همکاران (۲۰۱۵) تجزیه LDPE به وسیله *Alternaria alternata* جدا شده از جنگل حرا در مدت ۲۸ روز را با مشاهده انتشار CO_2 ، افزایش زیست توده در کشت با LDPE مشاهده کردند. طبق گفته Deepika و Jaya (۲۰۱۵)، آسپرژیلوس فلاووس، جدا شده از نمونه خاک جمع آوری شده از محل دفن زباله، پتانسیل تجزیه PE را به میزان ۱۶/۲٪ در ۱۸۰ روز نشان داد. Sangeetha Devi و همکاران (۲۰۱۵) نقش *Aspergillus flavus* VRKPT2 جدا شده از منطقه ساحلی خلیج مانار را در کاهش وزن HDPE به میزان ۸/۵٪ در مدت ۳۰ روز به تصویر کشیدند. چندین گونه پنی سیلیوم توانایی بالقوه تجزیه PE را از خود نشان داده‌اند. Brunner و همکاران (۲۰۱۸) طی فرآیند Halo پتانسیل *Leptosphaeria* sp. را برای تجزیه PE و PU مورد آزمایش قرار دادند. با این حال، به دلیل ساختار کریستالی محدود PET، ۹۷٪ از وزن خود را در ۶ روز از دست‌داده و توسط *Thermomyces insolens* به TPA تجزیه می‌شود (Ronkvist et al., 2009).

قارچ‌ها به همراه چندین آنزیم قادر به تجزیه پلاستیک‌ها هستند. لیگنین و پراکسیدازهای منگنز که توسط چندین سویه مانند *Trichoderma harzianum*، *Alternaria alternata*، *Aspergillus terreus* و ... ترشح می‌شوند، معمولاً در تجزیه PE و نایلون دخیل هستند (Xu et al., 2013; Ameen et al., 2015). فعالیت آنزیم لاکاز برای تجزیه پلیمرهای PE و PP مشاهده شده است. در اکوسیستم دریایی، این آنزیم‌ها به عنوان تجزیه‌کننده‌های موثر

پلاستیک‌های مختلف کارآمد هستند. آنزیم‌های پلی استراز و کوتیناز عمدتاً با فرآورده‌های تجزیه زیستی پلیمرهای PET مرتبط هستند.

۲-۶-۱۱. تجزیه باکتریایی پلاستیک‌ها

Fuhs در سال ۱۹۶۱ ثابت کرده است، طیف گسترده‌ای از باکتری‌ها پتانسیل استفاده از پلاستیک‌های مختلف به عنوان منبع کربن و در نهایت تجزیه آن‌ها را دارند. Nanda و همکاران (۲۰۱۰) ظرفیت تجزیه زیستی *Pseudomonas* sp. را مورد مطالعه قرار دادند. کیسه‌های PE مصنوعی به میزان ۲۹/۱٪ از لجن فاضلاب جدا شدند، در حالی که Thakur (۲۰۱۲) کاهش وزن ۳۰ درصدی کیسه‌های PE را در مدت ۳۰ روز توسط *Bacillus amylolyticus* مشاهده کردند. Rajandas و همکاران (۲۰۱۲) توانایی تجزیه PE توسط *Pseudomonas aeruginosa* و *Microbacterium paraoxydans* را به ترتیب تا ۶۱٪ و ۵۰٪ گزارش کردند. نقش سیستم‌های آنزیمی مختلف قبلاً مورد بحث قرار گرفته است. از این رو، سویه‌های مختلف *Bacillus*، *Pseudomonas* و *Lysinibacillus* به طور بالقوه مواد را در طبیعت تجزیه می‌کنند.

Lee و همکاران (۱۹۹۱) کارایی سویه‌های مختلف *Streptomyces* را در تجزیه PE در مدت ۲۰ روز نشان دادند. *Vibrio* sp. با کاهش وزن ۳۵ درصدی در مدت ۴۲ روز، به طور کارآمدی پلیمر PET را تجزیه می‌کند (Sarkhel et al., 2020).

۷-۱۱. نتیجه‌گیری

اخیراً، مواد پلاستیکی به بخش مهمی از نیازهای روزمره انسان‌ها تبدیل شده است. ویژگی‌هایی مانند دوام، مقاومت کششی بالا و قیمت ارزان منجر به افزایش میزان مصرف آن‌ها شده است. تولید و استفاده کنترل نشده از پلاستیک‌ها برای موجودات زنده و محیط زیست تهدیدی جدی محسوب می‌شود، زیرا بسیاری از پلیمرهای مصنوعی از مواد شیمیایی سمی تشکیل شده‌اند و از نظر طبیعی تجزیه ناپذیر هستند. در این فصل، منابع و اثرات مضر پلاستیک‌های سمی و میکروپلاستیک‌ها به همراه مکانیسم‌های مختلف تجزیه پلیمرهای مصنوعی بررسی شده است. تکنیک‌های تجزیه شیمیایی و نوری، به همراه تجزیه زیستی، ابزاری کارآمد برای حل مشکلات آلودگی پلاستیک‌ها هستند. در این فرآیند، میکروب‌ها نقش مهمی ایفا می‌کنند، زیرا فرآیند تجزیه زیستی یک روش سازگار با محیط زیست است.

ترکیبات سمی تولید شده پس از تجزیه نسبی پلاستیک‌ها و وجود میکروپلاستیک‌ها در همه نقاط طبیعت یک تهدید نوظهور است. از این رو، تیم‌های تحقیقاتی می‌بایست فن‌آوری و تکنیک‌های پیشرفته تجزیه زیستی را مورد مطالعه قرار دهند.

منابع

- Ali, M.I., Perveen, Q., Ahmad, B., Javed, I., Razi-Ul-Hussnain, R., Andleeb, S., Atique, N., Ghumro, P.B., Ahmed, S., and Hameed, A., 2009. Studies on biodegradation of cellulose blended polyvinyl chloride films. *International Journal of Agriculture and Biology*, 11(5), pp. 577–580.
- Ali, S.S., Al-Tohamy, R., Manni, A., Luz, F.C., Elsamahy, T., and Sun, J., 2019. Enhanced digestion of bio-pretreated sawdust using a novel bacterial consortium: Microbial community structure and methane-producing pathways. *Fuel*, 254, p. 115604.
- Ali, S.S., Elsamahy, T., Koutra, E., Kornaros, M., El-Sheekh, M., Abdelkarim, E.A., Zhu, D., and Sun, J., 2021. Degradation of conventional plastic wastes in the environment: A review on current status of knowledge and future perspectives of disposal. *Science of the Total Environment*, 771, p. 144719.
- Ali, S.S., Kornaros, M., Manni, A., Sun, J., El-Shanshoury, A.E.R.R., Kenawy, E.R., and Khalil, M.A., 2020. Enhanced anaerobic digestion performance by two artificially constructed microbial consortia capable of woody biomass degradation and chlorophenols detoxification. *Journal of Hazardous Materials*, 389, p. 122076.
- Ameen, F., Moslem, M., Hadi, S., and Al-Sabri, A.E., 2015. Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by Mangrove fungi from the red sea coast. *Progress in Rubber Plastics and Recycling Technology*, 31(2), pp. 125–143.
- Amin, M.U., Scott, G., and Tillekeratne, L.M.K., 1975. Mechanism of the photo-initiation process in polyethylene. *European Polymer Journal*, 11(1), pp. 85–89.
- Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., and Pillai, S., 2021. Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Science of the Total Environment*, 759, p. 143536.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), pp. 1596–1605.
- Andrady, A.L., and Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp. 1977–1984.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., and Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, pp. 165–176.
- Batycky, R.P. et al., 1997. A theoretical model of erosion and macromolecular drug release from biodegrading microspheres. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 86(12), pp. 1464–1477. Available at: <https://doi.org/10.1021/js9604117>.
- Biffinger, J.C., Barlow, D.E., Piro, R.K., Babson, D.M., Fitzgerald, L.A., Zingarelli, S., Nadeau, L.J., Crookes-Goodson, W.J., and Russell Jr, J.N., 2014. A direct quantitative agar-plate based assay for analysis of *Pseudomonas protegens* Pf-5 degradation of poly-urethane films. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95, pp. 311–319.

- Brunner, I., Fischer, M., Rüthi, J., Stierli, B., and Frey, B., 2018. Ability of fungi isolated from plastic debris floating in the shoreline of a lake to degrade plastics. *PLoS One*, 13(8), p. e0202047.
- Cappitelli, F., Principi, P., and Sorlini, C., 2006. Biodeterioration of modern materials in contemporary collections: Can biotechnology help? *Trends in Biotechnology*, 24(8), pp. 350–354.
- Chen, C.C., Dai, L., Ma, L., and Guo, R.T., 2020. Enzymatic degradation of plant biomass and synthetic polymers. *Nature Reviews Chemistry*, 4(3), pp. 114–126.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., and Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), pp. 2588–2597.
- Corti, A., Vallini, G., Pera, A., Cioni, F., Solaro, R., and Chiellini, E., 1992. Composting micro-bial ecosystem for testing the biodegradability of starch-filled polyethylene films. *Special Publication-Royal Society of Chemistry*, 109, pp. 245–245.
- Dar, M.A., Dhole, N.P., Pawar, K.D., Xie, R., Shah Nawaz, M., Pandit, R.S., and Sun, J., 2022. Ecotoxic Effects of the plastic waste on marine fauna: An overview. *Impact of Plastic Waste on the Marine Biota*, pp. 287–300.
- Das, P., and Tiwari, P., 2017. Thermal degradation kinetics of plastics and model selection. *Thermochimica Acta*, 654, pp. 191–202. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.tca.2017.06.001>.
- Deepika, S., and Jaya, M.R., 2015. Biodegradation of low density polyethylene by microorganisms from garbage soil. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences*, 3, pp. 1–5.
- Devi, R.S., Kannan, V.R., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S., and Antony, A.R., 2015. Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), pp. 32–40.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., and Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, pp. 453–458.
- Engler, R.E., 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science & Technology*, 46(22), pp. 12302–12315.
- Fairbrother, A., Hsueh, H.C., Kim, J.H., Jacobs, D., Perry, L., Goodwin, D., White, C., Watson, S., and Sung, L.P., 2019. Temperature and light intensity effects on photodegradation of high-density polyethylene. *Polymer Degradation and Stability*, 165, pp. 153–160.
- Fuhs, G.W., 1961. Der mikrobielle Abbau von Kohlenwasserstoffen. *Archiv für Mikrobiologie*, 39, pp. 374–422.
- Gewert, B., Plassmann, M.M., and MacLeod, M., 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), pp. 1513–1521.
- Grizzi, I. et al., 1995. Hydrolytic degradation of devices based on poly(DL-lactic acid) size-dependence. *Biomaterials*, 16(4), pp. 305–311. Available at: [https://doi.org/10.1016/0142-9612\(95\)93258-F](https://doi.org/10.1016/0142-9612(95)93258-F).
- Hansen, C.M., 2007. *Hansen Solubility Parameters: A User's Handbook*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press.

- He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H., and Lü, F., 2019. Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics?-Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research*, 159, pp. 38–45.
- Hipfner, J.M., Galbraith, M., Tucker, S., Studholme, K.R., Domalik, A.D., Pearson, S.F., Good, T.P., Ross, P.S., and Hodum, P., 2018. Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibrils in Northeastern Pacific Ocean food webs. *Environmental Pollution*, 239, pp. 215–222.
- Hong, Y., and Gu, J.D., 2009. Bacterial anaerobic respiration and electron transfer relevant to the biotransformation of pollutants. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(8), pp. 973–980.
- Ishigaki, T., Kawagoshi, Y., Ike, M., and Fujita, M., 1999. Biodegradation of a polyvinyl alcohol-starch blend plastic film. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 15, pp. 321–327.
- Jacquín, J., Cheng, J., Odobel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Barbe, V., Meistertzheim, A.L., and Ghiglione, J.F., 2019. Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: A review on colonization and biodegradation by the “Plastisphere”. *Frontiers in Microbiology*, 10, p. 865.
- Jenkins, S., Quer, A.M.I., Fonseca, C., and Varrone, C., 2019. Microbial degradation of plastics: New plastic degraders, mixed cultures and engineering strategies. *Soil Microenvironment for Bioremediation and Polymer Production*, pp. 213–238.
- Kale, S.K., Deshmukh, A.G., Dudhare, M.S., and Patil, V.B., 2015. Microbial degradation of plastic: A review. *Journal of Biochemical Technology*, 6(2), pp. 952–961.
- Karlsson, S., and Albertsson, A.C., 2002. Techniques and mechanisms of polymer degradation. *Degradable Polymers: Principles and Applications*, pp. 51–69.
- Kathiresan, K., 2003. Polythene and plastics-degrading microbes from the mangrove soil. *Revista de Biologia Tropical*, 51(3–4), pp. 629–633.
- Krueger, M.C., Harms, H., and Schlosser, D., 2015. Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, pp. 8857–8874.
- Kumagai, S. et al., 2022. A comprehensive study into the thermo-oxidative degradation of sulfur-based engineering plastics. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 168, p. 105754. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105754>.
- Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D.C., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok, Y.S., and Bolan, N.S., 2020. Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 265, p. 114980.
- Lee, B., Pometto III, A.L., Fratzke, A., and Bailey Jr, T.B., 1991. Biodegradation of degradable plastic polyethylene by *Phanerochaete* and *Streptomyces* species. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(3), pp. 678–685.
- Lee, Q.Y., and Li, H., 2021. Photocatalytic degradation of plastic waste: A mini review. *Micromachines*, 12(8), p. 907.
- Liang, Y., Tan, Q., Song, Q., and Li, J., 2021. An analysis of the plastic waste trade and management in Asia. *Waste Management*, 119, pp. 242–253.

- Liu, K., Wang, X., Wei, N., Song, Z., and Li, D., 2019. Accurate quantification and trans- port estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environment International*, 132, p. 105127.
- Lopez-Llorca, L.V., and Valiente, M.F.C., 1993. Study of biodegradation of starch-plastic films in soil using scanning electron microscopy. *Micron*, 24(5), pp. 457–463.
- Lyon, F., 2014. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. *World Health Organization, International Agency for Research on Cancer*. Available at: publication@iarc.fr.
- Lyu, S., and Untereker, D., 2009. Degradability of polymers for implantable biomedical devices. *International Journal of Molecular Sciences*, 10(9), pp. 4033–4065. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijms10094033>.
- Mark, H.F., Bikales, N.M., Overberger, C.G., and Menges, G., 1986. *Encyclopedia of Polymer Science and Engineering*. Vol. 4. New York: Wiley-Interscience, 605 Third Avenue, 10158.
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., and Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, 218, pp. 1045–1054.
- Matjašič, T., Simčič, T., Medvešček, N., Bajt, O., Dreo, T., and Mori, N., 2021. Critical evaluation of biodegradation studies on synthetic plastics through a systematic literature review. *Science of the Total Environment*, 752, p. 141959.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., and Weerts, S., 2017. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73, pp. 230–239.
- Mattsson, K., Jovic, S., Doverbratt, I., and Hansson, L.A., 2018. Nanoplastics in the aquatic environment. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, pp. 379–399.
- Nanda, S., Sahu, S., and Abraham, J., 2010. Studies on the biodegradation of natural and synthetic polyethylene by *Pseudomonas* spp. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 14(2).
- Osman, A.I., Hosny, M., Eltaweil, A.S., Omar, S., Elgarahy, A.M., Farghali, M., Yap, P.S., Wu, Y.S., Nagandran, S., Batumalaie, K., and Gopinath, S.C., 2023. Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*, pp. 1–41.
- Patel, M.M., Goyal, B.R., Bhadada, S.V., Bhatt, J.S., and Amin, A.F., 2009. Getting into the brain: Approaches to enhance brain drug delivery. *CNS Drugs*, 23, pp. 35–58.
- Pelmont, J., 2005. *Biodégradations et métabolismes: les bactéries pour les technologies de l'environnement*. Les Ulis, France: EDP Sciences.
- Peterson, J.D., Vyazovkin, S., and Wight, C.A., 2001. Kinetics of the thermal and thermo-oxidative degradation of polystyrene, polyethylene and poly(Propylene). *Macromolecular Chemistry and Physics*, 202(6), pp. 775–784. Available at: [https://doi.org/10.1002/1521-3935\(20010301\)202:6<775::AID-MACP775>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/1521-3935(20010301)202:6<775::AID-MACP775>3.0.CO;2-G).
- Pruter, A.T., 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), pp. 305–310.
- Raghavendra, V.B., Uzma, M., Govindappa, M., Vasantha, R.A., and Lokesh, S., 2016. Screening and identification of polyurethane (PU) and low density polyethylene (LDPE)

- degrading soil fungi isolated from municipal solid waste. *International Journal of Current Research*, 8(7), pp. 34753–34761.
- Rajandas, H., Parimannan, S., Sathasivam, K., Ravichandran, M., and Yin, L.S., 2012. A novel FTIR-ATR spectroscopy based technique for the estimation of low-density polyethylene biodegradation. *Polymer Testing*, 31(8), pp. 1094–1099.
- Ronkvist, Å.M., Xie, W., Lu, W., and Gross, R.A., 2009. Cutinase-catalyzed hydrolysis of poly (ethylene terephthalate). *Macromolecules*, 42(14), pp. 5128–5138.
- Saha, N., Banivaheb, S., and Toufiq Reza, M., 2022. Towards solvothermal upcycling of mixed plastic wastes: Depolymerization pathways of waste plastics in sub- and supercritical toluene. *Energy Conversion and Management: X*, 13, p. 100158. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2021.100158>.
- Sarkhel, R., Sengupta, S., Das, P., and Bhowal, A., 2020. Comparative biodegradation study of polymer from plastic bottle waste using novel isolated bacteria and fungi from marine source. *Journal of Polymer Research*, 27, pp. 1–8.
- Schirinzi, G.F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., and Barceló, D., 2017. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environmental Research*, 159, pp. 579–587.
- Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., and Ahmed, S., 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), pp. 246–265.
- Sharma, V.K., Ma, X., Lichtfouse, E., and Robert, D., 2022. Nanoplastics are potentially more dangerous than microplastics. *Environmental Chemistry Letters*, pp. 1–4.
- Siepmann, J., 2001. Mathematical modeling of bioerodible, polymeric drug delivery systems. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 48(2–3), pp. 229–247. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0169-409X\(01\)00116-8](https://doi.org/10.1016/S0169-409X(01)00116-8).
- Skariyachan, S., Manjunatha, V., Sultana, S., Jois, C., Bai, V., and Vasist, K.S., 2016. Novel bacterial consortia isolated from plastic garbage processing areas demonstrated enhanced degradation for low density polyethylene. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, pp. 18307–18319.
- Su, Y., Zhang, Z., Wu, D., Zhan, L., Shi, H., and Xie, B., 2019. Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age. *Water Research*, 164, p. 114968.
- Sundt, P., Schulze, P.E., and Syversen, F., 2014. Sources of microplastic-pollution to the marine environment. *Mepex for the Norwegian Environment Agency*, 86, p. 20.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., and Ochi, D., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp. 2027–2045.
- Thakur, P., 2012. *Screening of Plastic Degrading Bacteria from Dumped Soil Area* (Doctoral dissertation).
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., and Vom Saal, F.S., 2009. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp. 1973–1976.
- Torikai, A., Takeuchi, A., Nagaya, S., and Fueki, K., 1986. Photodegradation of polyethylene: Effect of crosslinking on the oxygenated products and mechanical properties. *Polymer Photochemistry*, 7(3), pp. 199–211.

- Tyler, D.R., 2004. Mechanistic aspects of the effects of stress on the rates of photochemical degradation reactions in polymers. *Journal of Macromolecular Science, Part C: Polymer Reviews*, 44(4), pp. 351–388.
- Wang, C., Zhao, L., Lim, M.K., Chen, W.Q., and Sutherland, J.W., 2020. Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import Ban. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, p. 104591.
- Xu, J.Z., Zhang, J.L., Hu, K.H., and Zhang, W.G., 2013. The relationship between lignin peroxidase and manganese peroxidase production capacities and cultivation periods of mushrooms. *Microbial Biotechnology*, 6(3), pp. 241–247.
- Yang, H., Ma, M., Thompson, J.R., and Flower, R.J., 2018. Waste management, informal recycling, environmental pollution and public health. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 72(3), pp. 237–243.
- Yousif, E., and Haddad, R., 2013. Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene. *SpringerPlus*, 2(1), pp. 1–32.
- Zhao, Y.-B., Lv, X.-D., and Ni, H.-G., 2018. Solvent-based separation and recycling of waste plastics: A review. *Chemosphere*, 209, pp. 707–720. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.095>.
- Zhao, Y.-B. *et al.*, 2017. Laboratory simulations of the mixed solvent extraction recovery of dominate polymers in electronic waste. *Waste Management*, 69, pp. 393–399. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.018>.

فصل ۱۲

سرنوشت میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در اکوسیستم دریایی

۱-۱۲. مقدمه

در قرن گذشته، تولید و مصرف پلاستیک رشد سریعی داشته و چالش‌های زیست محیطی قابل توجهی ایجاد کرده است. مواد پلاستیکی فواید زیادی برای جامعه به ارمغان آورده است، اما دفع نادرست و مدیریت ناکافی زباله‌های پلاستیکی تبدیل به یک موضوع نگران‌کننده جهانی شده است. یکی از پیامدهای نگران‌کننده، تکثیر ذرات پلاستیکی در ابعاد میکرو و نانو است که به آلاینده‌های فراگیر در اکوسیستم‌های دریایی تبدیل شده اند. درک سرنوشت میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در اکوسیستم دریایی، موضوعی علمی و حیاتی است و نیاز به بررسی دقیق دارد. این ذرات یا به عبارتی ریزذرات با قطر ۱۰۰ نانومتر تا ۵ نانومتر - و نانوپلاستیک‌هایی با اندازه بیش از ۱۰۰ نانومتر به دلیل اندازه کوچک و توزیع گسترده، چالش‌های منحصر به فردی را ایجاد می‌کنند. حضور آن‌ها در اکوسیستم‌های دریایی منجر به اثرات مضر بر موجودات دریایی و همچنین خطرات بالقوه از طریق زنجیره غذایی برای سلامت انسان‌ها می‌شود (Souza et al., 2022).

اثرات اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها بر موجودات دریایی نگران‌کننده است. این ذرات توسط طیف گسترده‌ای از موجودات دریایی، از میکروارگانیسم‌ها گرفته تا شکارچیان بزرگ، بلعیده می‌شوند. بلع ذرات پلاستیکی می‌تواند باعث آسیب‌های فیزیکی، آسیب‌های داخلی و سمیت بالقوه به دلیل جذب و انتشار مواد افزودنی شیمیایی یا آلاینده‌های مرتبط با پلاستیک شود. رایج‌ترین پیامدهای بلع پلاستیک، انسداد گوارشی و کاهش راندمان تغذیه است. علاوه بر این، تجمع پلاستیک در بافت‌های موجودات زنده دریایی عملکردهای فیزیولوژیکی و تولید مثل را نیز مختل می‌کند.

میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها نه تنها بر موجودات زنده تأثیر می‌گذارند، بلکه اثرات غیرمستقیمی بر روی زیستگاه‌های دریایی دارند. این ذرات می‌توانند ساختار زیستگاه و فرآیندهای فیزیکی را با تجمع در مناطق حساس مانند صخره‌های مرجانی، علف‌های دریایی و مصب رودخانه تغییر دهند. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند زیستگاه‌های اعماق دریا را خفه کرده و پایداری رسوبات را مختل نمایند و بر موجودات زنده ساکن در کف اقیانوس نیز تأثیر گذاشته و ترکیب جوامع کفزی را تغییر دهند. علاوه بر این، ذرات پلاستیکی می‌توانند به عنوان ناقلی برای انتقال سایر آلاینده‌ها عمل کنند و انتقال مواد مضر را در سراسر شبکه غذایی دریایی تسهیل نمایند.

حضور میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در محیط دریایی، چرخه‌های بیوژئوشیمیایی را نیز مختل می‌کند. پلاستیک‌ها به عنوان سطوحی برای استعمار میکروبی و تشکیل بیوفیلم عمل می‌کنند و به طور بالقوه بر چرخه مواد مغذی و پویایی جامعه میکروبی تأثیر می‌گذارند. با تجزیه مواد پلاستیکی مواد شیمیایی آزاد شده و در اکوسیستم‌های دریایی دسترسی به مواد مغذی را تغییر می‌دهند و بر بازدهی اولیه و عملکرد اکوسیستم نیز تأثیر منفی می‌گذارند.

۲-۱۲. میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها

پلاستیک‌ها قیمت مقرون به صرفه و کاربرد گسترده‌ای دارند که این موارد منجر به افزایش تقاضای مواد پلاستیکی می‌شود. صنعت جهانی پلاستیک سالانه شاهد افزایش ۴ درصدی مصرف پلاستیک است (Li et al., 2021). پلاستیک‌ها به دلیل تجزیه ناپذیری اثرات منفی زیادی بر کره زمین می‌گذارند. پلاستیک‌ها از چرخه محیط زیست خارج نمی‌شوند و یک تهدید بزرگ زیست محیطی محسوب می‌شوند؛ تحقیقات نشان می‌دهند ۸۵٪ از پلاستیک‌ها

در زیستگاه‌های دریایی رها می‌شوند؛ ماهیت پیچیده این ماده به یک مشکل جدی برای موجودات آبی و انسان‌ها تبدیل شده است (Sarma et al., 2022). محققان، پلاستیک و میکروپلاستیک‌هایی مانند PP، PS، PVC، PET و PE را در اکوسیستم‌های آبی کشف کرده‌اند. علاوه بر این، فرآیند تولید و ساخت پلاستیک یک فرآیند پیچیده است و از مواد شیمیایی زیادی استفاده می‌شود که در صورت مصرف تهدید جدی برای حیات موجودات زنده محسوب می‌شود (Bhuyan et al., 2022).

پلاستیک‌ها منافذی دارند که مواد شیمیایی در آن جا انباشته شده و ویژگی‌های سمی از خود نشان می‌دهند (Sarma et al., 2022). این مواد آلاینده‌های زیست محیطی مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای و فلزات سنگین را نیز در خود جای می‌دهند، زیرا نسبت سطح به حجم آن‌ها بسیار زیاد است (Bhuyan et al., 2022). پلاستیک‌ها به طور کامل تجزیه نمی‌شوند، بلکه به ذرات کوچکتر مانند میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها تجزیه می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها زباله‌های پلاستیکی هستند که در نتیجه دفع و تجزیه محصولات پلاستیکی تولید می‌شوند. علاوه بر این، تجزیه پلاستیک‌ها که منجر به تولید میکرو/نانوپلاستیک می‌شود می‌تواند با تولید انواع وسایل پزشکی، پوشش‌ها، تحویل دارو، وسایل تشخیصی پزشکی، دستگاه‌های الکترونیکی، دستگاه‌های مغناطیسی و اپتوالکترونیک^۱ ایجاد شود. کاهش اندازه با خواص جذب آلاینده‌های قوی رابطه معکوس دارد و ذرات کوچک تر واکنش‌پذیرتر هستند. این پدیده منجر به تغییراتی در خواص فیزیکی و شیمیایی می‌شود که در نهایت زندگی موجودات دریایی را تغییر می‌دهد (Ferreira et al., 2019).

این اشکال پایدار پلاستیک عاملی برای جذب آلاینده‌های آلی مانند دیوکسین‌ها و ۱،۱-دی‌کلرو-۲،۲-بی‌اتیلن هستند (Bhuyan et al., 2022). اندازه کوچک میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها این قابلیت را فراهم می‌کند که از دیواره سلولی عبور کرده و در سلول جمع شوند (Ferreira et al., 2019). اندازه بسیار کوچک ذرات پلاستیکی آن‌ها را به یک تهدید بالقوه تبدیل کرده است زیرا پس از مصرف توسط گونه‌های کوچک آبی وارد زنجیره غذایی می‌شوند. علاوه بر این تحقیقات نشان می‌دهد که ورود میکروپلاستیک به چرخه حیات موجودات آبی عوارض جدی مانند مهار رشد، کاهش پاسخ‌های سیستم ایمنی و استرس‌های اکسیداتیو ایجاد می‌کند (Bai et al., 2021). میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم دریایی

به دو نوع تقسیم می‌شوند: میکروپلاستیک‌های اولیه و میکروپلاستیک‌های ثانویه (Bhuyan et al., 2022). میکروپلاستیک‌های اولیه، ذرات ریز پلاستیکی هستند که همراه با پساب‌های صنعتی، فاضلاب و نشتاب‌ها به اکوسیستم آبی وارد می‌شوند. برای مثال چند نمونه از میکروپلاستیک‌های اولیه، قطعات، الیاف، فیلم‌ها، توربین‌های بادی، گلوله‌های رزین و کاتالیزورها هستند (Bhuyan et al., 2022). علاوه بر این، لایه بردارهای مکانیکی مانند لباس‌های محتوی میکروفیبرها، ورقه‌های اسکراب و محصولات مراقبت از پوست و لوازم آرایشی مانند ژل شستشوی صورت و دست‌ها، عطرها، خط‌چشم، محصولات مراقبت از مو، ضدآفتاب، لاک ناخن و خمیر دندان نیز به عنوان میکروپلاستیک‌های اولیه در نظر گرفته می‌شوند.

علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها کاربرد بالینی نیز دارند، به عنوان مثال به عنوان حامل داروهای مختلف عمل می‌کنند و همچنین در محصولاتی که دندانپزشکان برای جرم‌گیری دندان استفاده می‌کنند نیز وجود دارند. مطالعات نشان می‌دهند که میکروپلاستیک‌های اولیه بدون رعایت موارد احتیاطی مورد استفاده قرار می‌گیرند و به راحتی دور ریخته می‌شوند و در نهایت نیز به اکوسیستم‌های دریایی ختم می‌گردند (Sarma et al., 2022). تکه تکه شدن ذرات پلاستیکی که مدت زیادی در اکوسیستم باقی مانده اند با کمک فرآیندهای طبیعی مانند رسوبدهی معدنی، پوسیدگی ساختاری، تجزیه میکروبی یا تجزیه نوری منجر به تشکیل میکروپلاستیک‌های ثانویه می‌شود. میکروپلاستیک‌های ثانویه از طریق پلاستیک‌های سخت، الیاف مصنوعی، ورق‌های پلاستیکی، لباس‌ها، توری‌ها و بطری‌ها به سیستم‌های آبی وارد می‌شوند.

پلیمرهای مصنوعی مانند PE، PP، PS، PVC، PES، PA، پلی اتر، PU، PET، آکریلیک و سلفون در اکوسیستم‌های دریایی منابع میکروپلاستیک‌های ثانویه هستند. با افزایش رسوب میکروپلاستیک‌های ثانویه به دلیل فرآیندهایی مانند ساییدگی مکانیکی، اکسیداسیون و تخریب حرارتی، میکروپلاستیک‌های فیبر مانند در اکوسیستم‌های دریایی قابل مشاهده است. اشعه UV و فرسایش به وسیله جزر و مد منجر به کاهش اندازه پلاستیک‌ها در مناطق ساحلی می‌شود (Sarma et al., 2022).

۱-۲-۱۲. مکانیسم تولید

به دلیل افزایش جمعیت و فعالیت انسان‌ها، استفاده از مواد پلاستیکی روند رو به رشدی داشته است. برآوردها حاکی از آن است که در سال ۲۰۱۵ بین ۶۰ تا ۹۰ میلیون تن زباله پلاستیکی تولید شده است و تخمین زده می‌شود که تا سال ۲۰۶۰ این میزان به ۱۵۵ تا ۲۶۰ میلیون تن افزایش یابد (Soares et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها از طریق مسیرهای زیر وارد محیط زیست می‌شوند:

۱. سیستم‌های زهکشی
۲. پسماندهای مربوط به کشتیرانی‌ها و رویدادهای تفریحی
۳. شستن لباس
۴. انحلال مواد PE مورد استفاده در کشاورزی
۵. ساییدگی لاستیک خودرو
۶. رواناب کود
۷. تصفیه‌خانه‌های فاضلاب

در هر سطحی از چرخه زیست محیطی، تجزیه پلاستیک و تولید میکروپلاستیک اتفاق می‌افتد. همانطور که قبلاً ذکر شد، یکی از زمینه‌های اصلی تولید میکروپلاستیک سایش لاستیک خودروها است. میکروپلاستیک‌های تولید شده در اثر فرسودگی لاستیک‌های خودرو در هر بخشی از اکوسیستم قابل مشاهده است و اثرات منفی از خود به جای می‌گذارد. یکی دیگر از منابع قابل توجه میکروپلاستیک، الیاف لباس و منسوجات است. در طی فرآیند شستشوی لباس، الیاف پارچه شسته شده و وارد محیط می‌شوند. عامل اصلی تشکیل این میکروپلاستیک‌ها، مواد شیمیایی مورد استفاده در ساخت منسوجات هستند. علاوه بر این، پلاستیک‌های با عیار پایین در حین استفاده، به مقدار قابل توجهی دچار ساییدگی می‌شوند و در محیط میکروپلاستیک تولید می‌کنند (Syberg et al., 2022). بدیهی است که بخش قابل توجهی از گیاهان و جانوران دریایی با زباله‌های پلاستیکی در تماس هستند. پلاستیک‌ها یا بلعیده می‌شوند و یا موجودات زنده را در خود به دام می‌اندازند. قطعات بزرگتر پلاستیک با فرآیندهای طبیعی مانند اشعه UV، امواج و ساییدگی‌های فیزیکی تکه تکه می‌شوند و در نهایت میکروپلاستیک تولید می‌کنند. این ذرات پلاستیکی در لوازم آرایشی و بهداشتی به شکل ریزدانه وجود دارند. برخی از میکروپلاستیک‌ها در حین تصفیه، در لجن فاضلاب به دام

می‌افتند و به عنوان کود در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شوند. یکی دیگر از منابع اصلی این آلاینده، گلوله‌های پلاستیکی است که Nurdle نیز نامیده می‌شوند. گلوله‌های پلاستیکی جانشین پلاستیک‌های بزرگ‌تر هستند که اغلب در هنگام حمل و نقل به اشتباه دور ریخته می‌شوند. ^۱ Abrasive air blasting و پوشش قایق‌ها به وسیله ریزدانه‌ها انجام می‌شود که مجدداً منجر به تشکیل میکروپلاستیک‌ها می‌شوند.

میکروپلاستیک‌های موجود در اکوسیستم‌های خشکی با فرسایش به کمک باد و آب، وارد اکوسیستم‌های آبی می‌شوند. بارش به عنوان یک عامل فعال در شستن میکروپلاستیک‌های حاصل از ساییدگی لاستیک خودرو و رساندن آن‌ها به سیستم‌های زهکشی عمل می‌کند. مناطق ساحلی با مجموعه‌های صنعتی اطراف خود، درصد بالایی از میکروپلاستیک‌ها را در خود جای داده‌اند. با توجه به تغییر شرایط آب و هوایی زمین، میکروپلاستیک‌های به دام افتاده در یخچال‌ها و یخ‌های قطبی نیز آزاد می‌شوند و در نهایت به اقیانوس‌ها راه می‌یابند. علاوه بر این تغییرات آب و هوایی منجر به تغییر جریان‌های اقیانوسی شده که به نوبه خود توزیع و تجمع میکروپلاستیک‌ها را در یک مکان خاص تغییر می‌دهند (Botterell et al., 2019).

۲-۲-۱۲. پراکندگی در محیط زیست

از مجموع زباله‌های پلاستیکی تولید شده در سطح جهان، ۱۰٪ زباله‌ها در نهایت از مسیرهای مختلف در اکوسیستم‌های دریایی رسوب می‌کنند. پلاستیک‌ها ۶۰٪ زباله‌های دریایی را تشکیل می‌دهند و در برخی مناطق به ۹۰٪ تا ۹۵٪ نیز می‌رسند. تحقیقات نشان داده است که سالانه ۸ میلیون تن پلاستیک به اقیانوس‌ها ختم می‌شود. میکروپلاستیک‌ها در نزدیکی سواحل، سطح آب و در بستر پهنه‌های آبی پراکنده می‌شوند (Li et al., 2021). علاوه بر این در نزدیکی آب‌ها و در اطراف سواحل به دلیل فعالیت‌های شدید انسانی به وضوح قابل مشاهده هستند. تحقیقات نشان می‌دهد که میزان میکروپلاستیک‌های موجود در مناطق ساحلی در مقایسه با رسوبات اعماق دریا، بسیار بیشتر است. ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌ها مانند شکل، اندازه و سطح بی‌نظمی‌هایی دارند، زیرا در مجاورت نیروهای محیطی مختلفی قرار می‌گیرند.

۱- فرآیندی است که در آن جریانی از مواد ساینده با سرعت بالا به سمت سطحی حرکت می‌کند تا آن را تمیز، صاف یا زبر کند.

میکروپلاستیک‌ها ترک‌هایی دارند که اغلب با نفت خام، آلاینده‌های آلی، اکسیدهای آهن، باکتری‌ها و ویروس‌ها پر می‌شوند. این ذرات پلاستیکی به دلیل عوامل محیطی مانند جریان‌های اقیانوسی و تغییر در فصول، در قسمت‌های مختلف دریا تجمع می‌یابند. ویژگی‌های پلاستیک مانند اندازه و نوع، چگالی مواد را تعیین می‌کند که در نهایت بر شناوری پلاستیک نیز تأثیرگذار است؛ علاوه بر این پراکندگی و توزیع پلاستیک به خاصیت شناوری آن نسبت داده می‌شود. مطالعات نشان می‌دهند که پلیمرهای پلاستیکی با چگالی کم در سطح دریاها یافت می‌شوند، در حالی که پلیمرهای پلاستیکی با چگالی بیشتر در اعماق آب‌ها هستند. همچنین در میان پلاستیک‌های شناور، پلاستیک‌هایی با نیروی شناوری منفی اثرات اینرسی از خود نشان می‌دهند و در اثر امواج دریا در فاصله افقی تا چند طول موج، رانش می‌شوند. برخلاف این، پلاستیک‌هایی با نیروی شناوری مثبت تحت تأثیر پدیده‌های رانش استوکس^۱ قرار می‌گیرند و در یک لایه سطحی که در آن امواج یا رانش‌های شدید دریا مشاهده می‌شود، باقی می‌مانند. فرآیندهایی مانند رسوبدهی زیستی نیز در تغییر چگالی و همچنین سرعت ته‌نشینی حائز اهمیت است (Soares et al., 2020).

۳-۱۲. اکوسیستم دریایی و آلاینده‌ها

اکوسیستم دریایی محیط پیچیده و متنوعی است که نقش مهمی در سلامت سیاره زمین دارد. طیف وسیعی از زیستگاه‌ها از جمله صخره‌های مرجانی، علف‌های دریایی، جنگل‌های حرا و آب‌های آزاد، اقیانوس را در برمی‌گیرد. متأسفانه، این اکوسیستم حساس در معرض تهدید دائمی آلاینده‌های مختلف است که می‌توانند اثرات مخربی بر زندگی موجودات دریایی و تعادل کلی اکوسیستم داشته باشند (Smith et al., 2021). فعالیت‌های انسانی یکی از مهم‌ترین منابع آلاینده در محیط‌های دریایی است. تخلیه صنعتی، نشت نفت، فاضلاب، رواناب کشاورزی و زباله‌های پلاستیکی از عوامل اصلی آلودگی محیط دریا هستند (Jones & Johnson, 2020). این آلاینده‌ها مواد خطرناکی مانند فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، کودها، فرآورده‌های جانبی نفتی و پلاستیک‌ها را وارد اکوسیستم دریایی می‌کنند. اثرات این آلاینده‌ها بر زندگی موجودات دریایی بسیار گسترده است؛ آن‌ها توانایی آلوده کردن آب، رسوبات و موجودات زنده را داشته و به گونه‌های دریایی و زیستگاه‌ها نیز آسیب زیادی وارد

۱- Stokes drift: رانش استوکس یکی از مظاهر مهم امواج دریاهاست.

می‌کنند. به عنوان مثال، انباشته شدن زباله‌های پلاستیکی در اقیانوس، تهدیدی جدی برای جانوران دریایی است، زیرا ممکن است در آن‌ها به دام افتاده و یا آن‌ها را با غذا اشتباه بگیرند، که منجر به آسیب، خفگی یا گرسنگی می‌شود. علاوه بر این، انتشار آلاینده‌های شیمیایی در آب می‌تواند سیستم تولید مثل، ایمنی و غدد درون ریز موجودات دریایی را مختل کند و بر بقا و موفقیت تولید مثل آن‌ها تأثیر منفی بگذارد (Li et al., 2018). علاوه بر این، آلاینده‌ها می‌توانند اثرات زنجیره‌ای بر روی کل شبکه غذایی دریایی داشته باشند. مواد سمی در بافت‌های موجودات زنده تجمع یافته و منجر به تجمع زیستی می‌شوند زیرا شکارچیان نیز طعمه‌های آلوده را مصرف می‌کنند. این امر منجر به افزایش غلظت آلاینده‌ها در شکارچیان برتر مانند کوسه‌ها، نهنگ‌ها و پرندگان دریایی شده و در نهایت جمعیت آن‌ها را نیز تهدید می‌کند و تعادل اکولوژیکی نیز مختل می‌گردد (Chen et al., 2022). برای کاهش اثر آلاینده‌ها بر اکوسیستم دریایی، اجرای اقدامات پیشگیرانه بسیار اهمیت دارد. این اقدامات شامل بهبود شیوه‌های مدیریت پسماند، محدودیت در استفاده از مواد شیمیایی مضر، اجرای مقررات سخت‌گیرانه تر در مورد تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و گسترش شیوه‌های ماهیگیری و پرورش ماهی پایدار می‌باشد (Laffoley et al., 2020). علاوه بر این، آگاهی عمومی و آموزش نیز نقش مهمی در ایجاد حس مسئولیت‌پذیری و ترویج اقدامات فردی برای کاهش آلودگی و حفاظت از محیط زیست دریایی ایفا می‌کند.

۱-۳-۱۲. مسیر آلاینده‌ها به اکوسیستم دریایی

اکوسیستم‌های دریایی اجزای ضروری بیوسفر هستند و زیستگاهی برای موجودات مختلف فراهم می‌کنند همچنین از فرآیندهای اکولوژیکی مختلف نیز پشتیبانی می‌کنند. پلاستیک‌ها به وسیله عوامل طبیعی مختلفی مانند نور خورشید، فرسودگی حرارتی، اکسیداسیون، تجزیه شیمیایی یا بیولوژیکی و ... انباشته می‌شوند. مکانیسم جریان‌های اقیانوسی نقش مهمی در پراکندگی ذرات پلاستیکی دارند و این ذرات را در فواصل طولانی حمل می‌کنند. امواج سطحی و بادهای نیز باعث انتقال میکروپلاستیک‌ها، تعلیق در ستون آب و انتقال به مناطق ساحلی می‌شوند. علاوه بر این، شناوری و چگالی میکروپلاستیک‌ها بر حرکت عمودی آن‌ها در ستون آب تأثیر می‌گذارد، به طوری که برخی از ذرات در سطح آب شناور هستند در حالی که برخی دیگر به عمق آب فرو می‌روند یا در رسوبات ته نشین می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها علاوه بر مکانیسم‌های انتقال، خواص فیزیکی و شیمیایی متنوعی از خود نشان می‌دهند که به

ماندگاری آن‌ها در محیط‌های دریایی کمک می‌کند. دوام پلیمرهای پلاستیکی باعث می‌شود در برابر فرآیندهای تجزیه‌ای مقاومت کنند و منجر به حضور طولانی مدت آن‌ها در زیستگاه‌های دریایی می‌شود.

میکروپلاستیک‌ها از انواع مختلف پلیمرها مانند PE، PP و PS تشکیل شده‌اند و هر کدام ویژگی‌های خاص خود را دارند که بر سرنوشت و برهم کنش یکدیگر در محیط تأثیر می‌گذارد. رواناب‌های سطحی، شکست مستقیم و رسوب از طریق حمل و نقل بارها و ... که توسط باد، حیوانات، دفع صنعتی و ... حمل می‌شوند، مسیرهای متداول برای تجمع میکروپلاستیک در بیوم دریایی هستند. ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها، از جمله زبری و آبگریزی، بر تعامل آن‌ها با سایر مواد در محیط دریایی تأثیر می‌گذارد. این ویژگی‌ها جذب آلاینده‌های آلی و سایر مواد سمی را بر سطح میکروپلاستیک‌ها افزایش می‌دهند و به طور بالقوه در هنگام بلع، آلاینده‌ها را به موجودات دریایی منتقل می‌کنند.

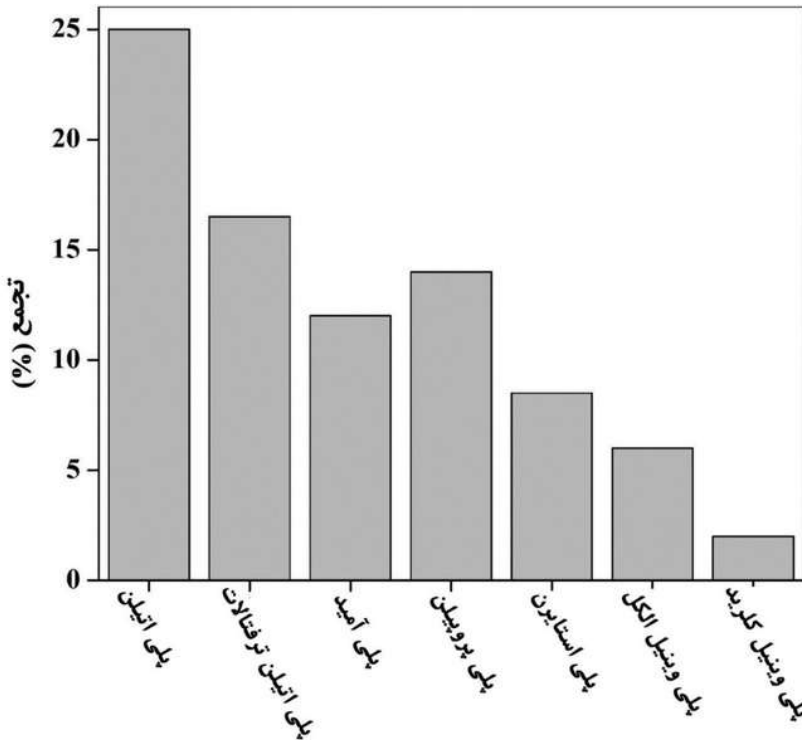
همانطور که در شکل ۱-۱۲ نشان داده شده است پلاستیک‌های مختلفی بر اکوسیستم دریایی تأثیر می‌گذارند (Ashrafy et al., 2023). برای مدیریت موثر، شناخت انواع مختلف آلاینده‌ها و مسیر ورود آن‌ها به سیستم‌های دریایی ضرورت دارد. در این فصل، آلاینده‌های مختلف و مسیر آن‌ها در اکوسیستم‌های دریایی بررسی خواهد شد.

۱-۱-۳-۱۲. نفت خام و فرآورده‌های نفتی

نشت نفت در اثر حوادث کشتیرانی یا فعالیت‌های حفاری دریایی، منابع مهم آلودگی نفتی در اکوسیستم‌های دریایی هستند (Smith et al., 2018)؛ که اثرات مخربی بر زندگی موجودات دریایی دارند و منجر به تخریب زیستگاه، کاهش تنوع زیستی و اثرات طولانی مدت اکولوژیکی می‌شوند.

۱-۲-۳-۱۲. فلزات سنگین

فعالیت‌های صنعتی، از جمله معدن و ذوب آهن، فلزات سنگینی مانند جیوه، سرب و کادمیوم را در محیط آزاد می‌کنند (Santos et al., 2019). این فلزات از مسیرهای مختلفی از جمله رسوب اتمسفر و تخلیه مستقیم در اکوسیستم‌های دریایی انباشته می‌شوند و خطراتی را برای موجودات دریایی و سلامتی انسان ایجاد می‌کنند.



شکل ۱-۱۲. انواع پلاستیک‌ها و درصد تجمع آن‌ها در محیط دریایی
(based on the data in Ashrafy et al., 2023).

۱۲-۳-۱-۳. مواد مغذی ناشی از رواناب‌ها

رواناب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و مناطق شهری مقادیر قابل توجهی مواد مغذی دارند که از طریق رودخانه‌ها و نهرها وارد سیستم‌های دریایی می‌شوند (Diaz & Rosenberg, 2008). افزایش ورودی مواد مغذی، به‌ویژه نیتروژن و فسفر، منجر به اوتروفیکاسیون، شکوفایی جلبک‌های مضر و کاهش اکسیژن شده و بر اکوسیستم و موجودات زنده دریایی تأثیر منفی می‌گذارد.

۱۲-۳-۱-۴. پلاستیک و میکروپلاستیک

پلاستیک‌ها، از جمله اقلام یکبار مصرف هستند علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها، آلاینده‌های گسترده‌ای در اکوسیستم‌های دریایی هستند (Rochman et al., 2013). این آلاینده‌ها از طریق مدیریت نادرست پسماند و رواناب‌های ناشی از بارندگی وارد اقیانوس‌ها می‌شوند.

موجودات دریایی مواد پلاستیکی را بلعیده و یا در آن‌ها به دام می‌افتند که منجر به آسیب، خفگی و از هم گسیختگی زنجیره‌های غذایی دریایی می‌شوند.

۵-۱-۳-۱۲. آفت‌کش‌ها و مواد شیمیایی

آفت‌کش‌ها و مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی و فعالیت‌های صنعتی اکوسیستم‌های دریایی را از طریق رواناب و تخلیه مستقیم فاضلاب صنایع آلوده می‌کنند (Vighi et al., 2018). این آلاینده‌ها اثرات نامطلوبی مانند ناهنجاری‌های رشدی، اختلالات تولید مثلی و کاهش جمعیت بر موجودات دریایی دارند. برای کاهش اثرات این آلاینده‌ها بر اکوسیستم‌های دریایی، شیوه‌های پایدار، اجرای مقررات سختگیرانه و ارتقای آگاهی و آموزش ضروری است.

۲-۳-۱۲. فعل و انفعالات میکروبی

میکروپلاستیک‌ها، ذرات کوچک پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی متر هستند که به آلاینده مهمی در محیط‌های دریایی تبدیل شده‌اند. این ذرات با میکروارگانیسم‌های مختلف فعل و انفعالاتی دارند و منجر به اثرات مستقیم و غیرمستقیم بر روی جوامع میکروبی و پویایی اکوسیستم می‌شوند. در این قسمت، فعل و انفعالات میکروبی مرتبط با میکروپلاستیک‌ها بررسی خواهد شد.

۱-۲-۳-۱۲. چسبندگی و تشکیل بیوفیلم

میکروپلاستیک‌ها سطحی را برای چسبیدن میکروب‌ها و تشکیل بیوفیلم فراهم می‌کنند. میکروب‌ها، از جمله باکتری‌ها و قارچ‌ها، به سطح میکروپلاستیک‌ها می‌چسبند و بیوفیلم‌هایی که جوامع پیچیده‌ای از میکروارگانیسم‌ها هستند و در ماتریکسی از مواد پلیمری خارج سلولی (EPS) محصور شده‌اند، شکل می‌دهند (Keswani et al., 2016). بیوفیلم روی میکروپلاستیک‌ها قابلیت تغییر ترکیب و عملکرد جامعه میکروبی را دارند.

۲-۲-۳-۱۲. تجزیه میکروبی

برخی میکروارگانیسم‌ها توانایی تجزیه پلاستیک‌ها را دارند. مطالعات انجام شده سویه‌های باکتریایی که قادر به تجزیه انواع خاصی از پلاستیک‌ها مانند PET و PU هستند را شناسایی کرده‌اند (Karan et al., 2018). تجزیه میکروبی پلاستیک‌ها یک رویکرد بالقوه برای مدیریت زباله‌های پلاستیکی است.

۳-۲-۳-۱۲. انتقال پاتوژن‌ها و میکروارگانیسم‌های خطرناک

میکروپلاستیک‌ها قابلیت انتقال پاتوژن‌ها و میکروارگانیسم‌های خطرناک را در محیط‌های دریایی دارند. باکتری‌ها و سایر میکروارگانیسم‌ها به سطح میکروپلاستیک‌ها می‌چسبند و در فواصل طولانی منتقل می‌شوند (Zetteler et al., 2013). این مکانیسم ممکن است باعث گسترش پاتوژن‌های میکروبی در اکوسیستم‌های دریایی شود.

۴-۲-۳-۱۲. اختلال در جوامع میکروبی

میکروپلاستیک‌ها ساختار و عملکرد جوامع میکروبی را در محیط‌های دریایی مختل می‌کنند. مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها تغییراتی را در تنوع میکروبی، ترکیب جامعه و فعالیت‌های متابولیکی ایجاد می‌کنند (Kesy et al., 2019). این اختلالات می‌توانند پیامدهای زنجیره‌ای بر فرایندها و عملکرد اکوسیستم داشته باشند.

۵-۲-۳-۱۲. تأثیر بر چرخه مواد مغذی

میکروپلاستیک‌ها بر چرخه مواد مغذی در اکوسیستم‌های دریایی تأثیرگذار هستند. میکروب‌هایی که با این ذرات پلاستیکی در ارتباط هستند ممکن است بر تجزیه و آزاد شدن ترکیبات آلی از این آلاینده تأثیر بگذارند. این امر به طور بالقوه بر دسترسی سایر موجودات زنده به مواد مغذی تأثیر می‌گذارد (Guzzetti et al., 2018). به منظور درک پیامدهای اکولوژیکی این آلودگی، ابتدا باید فعل و انفعالات میکروبی با میکروپلاستیک‌ها بررسی شوند. به همین منظور تحقیقات بیشتری برای آشنایی با روابط پیچیده بین میکروپلاستیک‌ها و جوامع میکروبی و پیامدهای آن‌ها بر اکوسیستم‌های دریایی مورد نیاز است.

محصولات حاصل از تجزیه میکروپلاستیک‌ها، می‌توانند در واکنش‌های زیستی در محیط آبی شرکت کنند و بر فرایندهای بیوژئوشیمیایی مانند چرخه مواد مغذی و تبدیل عناصر تأثیرگذار باشند. به منظور درک تأثیرات اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها و پیشرفت روش‌های مؤثر برای کاهش اثرات آن‌ها، مطالعه دینامیک میکروارگانیسم‌ها و میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی، برهم‌کنش‌ها و نقش آن‌ها در چرخه‌های بیوژئوشیمیایی بسیار حائز اهمیت است. (Rogers et al., 2020). میکروارگانیسم‌هایی که با تجزیه میکروپلاستیک‌ها مرتبط هستند، عمدتاً در لایه‌های زمینی یافت می‌شوند. این میکروارگانیسم‌ها شامل *Aspergillus*، *Arthrobacter*، *Acinetobacter*، *Achromobacter* (قارچ)،

Paenibacillus, *Nesiotobacter*, *Micrococcus*, *Delftia*, *Comamonas*, *Bacillus*, *Stenotrophomonas* و *Staphylococcus*, *Rahnella*, *Pseudomonas* جوامع میکروبی خاص درگیر در تجزیه ذرات ریز پلاستیکی بسته به محیط و نوع میکروپلاستیک موجود متفاوت هستند (Zhai et al., 2023).

۳-۳-۱۲. اثرات بر محیط و سلامت دریایی (اثرات مزمن و حاد)

آلودگی اکوسیستم‌های دریایی اثرات قابل توجهی بر محیط زیست و سلامت انسان دارد. درک اثرات مزمن و حاد برای پرداختن به مسائل آلودگی اکوسیستم و اجرای راهبردهای موثر برای کاهش آن، ضروری می‌باشد. در این قسمت به بررسی اثرات آلودگی بر محیط زیست و سلامت دریا پرداخته خواهد شد.

۱-۳-۳-۱۲. اثرات مزمن بر محیط دریایی

آلودگی مزمن، به دلیل قرار گرفتن مداوم یا طولانی مدت در معرض آلاینده‌ها رخ می‌دهد و اثرات مخرب متعددی بر اکوسیستم‌های دریایی دارد. برخی از اثرات کلیدی عبارتند از:

تخریب زیستگاه: آلودگی باعث تخریب زیستگاه‌هایی مانند صخره‌های مرجانی، بستر علف‌های دریایی و جنگل‌های حرا می‌شود. این تخریب تعادل اکوسیستم را مختل می‌کند و ارگانیسم‌های مختلفی که برای غذا، سرپناه و تولید مثل به این زیستگاه‌ها متکی هستند را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Jackson et al., 2001).

از بین رفتن تنوع زیستی: آلودگی می‌تواند منجر به کاهش تنوع و فراوانی گونه‌ها شود، زیرا در برابر آلاینده‌ها، ارگانیسم‌های خاصی در مقایسه با سایر ارگانیسم‌ها حساس تر هستند. از دست دادن گونه‌های کلیدی تعاملات اکولوژیکی را مختل می‌کند و بر پایداری و عملکرد اکوسیستم‌های دریایی تأثیر منفی می‌گذارد (Lotze et al., 2006).

تجمع زیستی و بزرگنمایی زیستی^۱: برخی از آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین و آلاینده‌های آلی پایدار، در زنجیره غذایی تجمع می‌یابند. این بدان معنی است که آن‌ها در بافت‌های موجودات زنده جمع می‌شوند و با بالا رفتن در زنجیره غذایی غلظت آن‌ها افزایش

می‌باید و خطراتی را برای سطوح تغذیه‌ای بالاتر از جمله پستانداران دریایی و انسان‌ها ایجاد می‌کنند (Oehlmann et al., 2009).

۲-۳-۱۲. اثرات حاد بر موجودات دریایی و سلامت

آلودگی حاد، مانند نشت نفت یا نشت مواد شیمیایی، اثرات فوری و شدیدی بر موجودات دریایی و سلامت انسان دارد. برخی از اثرات قابل توجه عبارتند از:

سمیت و مرگ و میر: آلاینده‌ها می‌توانند مستقیماً موجودات دریایی را مسموم کنند و منجر به سمیت حاد و مرگ و میر شوند. به عنوان مثال، نشت نفت می‌تواند پر یا خز پرندگان دریایی و پستانداران را بپوشاند و توانایی تنظیم دمای بدنشان را مختل کرده و در نهایت باعث خفگی آن‌ها شود (Peterson et al., 2003).

اختلالات تولید مثل: برخی آلاینده‌ها، از جمله مواد شیمیایی مختل‌کننده غدد درون ریز، می‌توانند با سیستم تولید مثل موجودات دریایی تداخل داشته باشند. این امر منجر به کاهش باروری، ناهنجاری‌های رشدی و کاهش جمعیت می‌شود (Hinck et al., 2009).

خطرات مربوط به سلامتی انسان‌ها: آلودگی دریا از طریق مصرف غذاهای دریایی آلوده یا قرارگیری در مناطق ساحلی آلوده، خطراتی را برای سلامت انسان‌ها ایجاد می‌کند. آلاینده‌هایی مانند جیوه و PCBs در ماهی و صدف انباشته می‌شوند و منجر به مشکلات بالقوه در سلامتی انسان‌ها، از جمله اختلالات عصبی و بیماری‌های قلبی-عروقی می‌شود (Mahaffey et al., 2009). برای حفاظت از محیط زیست دریایی و سلامت انسان‌ها، کاهش آلودگی به وسیله وضع قوانین و مقررات سختگیرانه، شیوه‌های پایدار و ارتقای آگاهی‌های زیست محیطی بسیار اهمیت دارد.

منابع

- Ashrafy, A., Liza, A. A., Islam, M. N., Billah, M. M., Arafat, S. T., Rahman, M. M., & Rahman, S. M. (2023). Microplastics pollution: A brief review of its source and abundance in different aquatic ecosystems. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9, 100215. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100215>.
- Bai, Z., Wang, N., & Wang, M. (2021). Effects of microplastics on marine copepods. In *Ecotoxicology and Environmental Safety* (Vol. 217). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112243>.

- Bhuyan, M. S., Rashed-Un-Nabi, M., Alam, M. W., Islam, M. N., Cáceres-Farias, L., Bat, L., Saiyad Musthafa, M., Senapathi, V., Chung, S. Y., & Alfaro Núñez, A. (2022). *Environmental and Morphological Detrimental Effects of Microplastics on Marine Organisms to Human Health*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1290795/v1>.
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Linde- que, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. In *Environmental Pollution* (Vol. 245, pp. 98–110). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>.
- Chen, L., Huang, Q., Yu, Y., Li, Y., Zhang, X., & Gao, A. (2022). Impacts of polycyclic aromatic hydrocarbons on marine organisms and ecosystems: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113091.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926–929.
- Ferreira, I., Venâncio, C., Lopes, I., & Oliveira, M. (2019). Nanoplastics and marine organisms: What has been studied? In *Environmental Toxicology and Pharmacology* (Vol. 67, pp. 1–7). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.01.006>.
- Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 164–171.
- Hinck, J. E., Schmitt, C. J., Blazer, V. S., Denslow, N. D., Bartish, T. M., Anderson, P. J., . . . Coyle, J. J. (2009). Environmental contaminants in fish and wildlife from the Chesapeake Bay Watershed: Complex mixtures, complex responses, and the need for an integrated perspective. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157(1–4), 17–24.
- Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., . . . Hughes, T. P. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530), 629–637.
- Jones, H. P., & Johnson, M. (2020). Anthropogenic marine debris: Trends and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 259, 109565.
- Karan, R., Capriles-González, E., Liew, K. J., Naidu, G., & Megharaj, M. (2018). Microbial degradation of polyethylene: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(5), 383–414.
- Keswani, A., Oliver, D. M., Gutierrez, T., & Quilliam, R. S. (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, 118, 10–19.
- Kesy, K., Oberbeckmann, S., Müller, F. D., Labrenz, M., & Grossart, H. P. (2019). Differential effects of microplastics on microbial community composition and functioning along the water column of a tropical estuary. *Limnology and Oceanography*, 64(3), 1079–1092.
- Laffoley, D., Baxter, J. M., Blaxter, J., Clarke, J., Crevatin, L., Cucknell, A.-C., . . . Wright, K. (2020). Towards a representative network of marine protected areas in the seas of the British Isles. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(2), 214–238.
- Li, Y., Sun, Y., Li, J., Tang, R., Miu, Y., & Ma, X. (2021). Research on the influence of microplastics on marine life. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 631(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/631/1/012006>.

- Li, Z., Zheng, W., Wang, Z., Qiu, L., Wang, Q., & Chen, C. (2018). Effects of microplastics on the toxicity of pesticides to aquatic organisms. *Environmental Pollution*, 242, 1478–1485.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., . . . Petrie, B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806–1809.
- Mahaffey, K. R., Clickner, R. P., & Jeffries, R. A. (2009). Methylmercury and omega-3 fatty acids: Co-occurrence of dietary sources with emphasis on fish and shellfish. *Environmental Research*, 107(1), 20–29.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B., & Oetken, M. (2009). Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part I: Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(3), 691–696.
- Peterson, C. H., Rice, S. D., Short, J. W., Esler, D., Bodkin, J. L., Ballachey, B. E., & Irons, D. B. (2003). Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*, 302(5653), 2082–2086.
- Rochman, C. M., Browne, M. A., Halpern, B. S., Hentschel, B. T., Hoh, E., Karapanagioti, H. K., . . . Thompson, R. C. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494(7436), 169–171.
- Rogers, K. L., Carreres-Calabuig, J. A., Gorokhova, E., & Posth, N. R. (2020). Micro-by- micro interactions: How microorganisms influence the fate of marine microplastics. In *Limnology and Oceanography Letters* (Vol. 5, Issue 1, pp. 18–36). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/lol2.10136>.
- Santos, E. C., Di Benedetto, A. P. M., Romão, S., & Santos, D. O. (2019). Heavy metal contamination in marine mammals: A review. *Environmental Pollution*, 252, 1348–1359.
- Sarma, H., Hazarika, R. P., Kumar, V., Roy, A., Pandit, S., & Prasad, R. (2022). Microplastics in marine and aquatic habitats: Sources, impact, and sustainable remediation approaches. *Environmental Sustainability*, 5(1), 39–49. <https://doi.org/10.1007/s42398-022-00219-8>.
- Smith, B. D., Donaldson, S. G., & Bonnell, M. (2018). Impacts of offshore oil and gas development activities on marine mammals and sea turtles. *Environmental Reviews*, 26(2), 199–214.
- Smith, S. D., Fulton, E. A., Hobday, A. J., Smith, A. D., & Shoulder, P. (2021). Predicting environmental conditions and their ecological consequences in a coastal marine ecosystem. *Ecological Modelling*, 447, 109423.
- Soares, J., Miguel, I., Venâncio, C., Lopes, I., & Oliveira, M. (2020). Perspectives on micro(Nano)plastics in the marine environment: Biological and societal considerations. In *Water (Switzerland)* (Vol. 12, Issue 11, pp. 1–16). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/w12113208>.
- Souza, A. M. de, Santos, A. L., Araújo, D. S., Magalhães, R. R. de B., & Rocha, T. L. (2022). Micro(nano)plastics as a vector of pharmaceuticals in aquatic ecosystem: Historical review and future trends. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6, 100068. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100068>.
- Syberg, K., Nielsen, M. B., Oturai, N. B., Clausen, L. P. W., Ramos, T. M., & Hansen, S.

- F. (2022). Circular economy and reduction of micro(nano)plastics contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100044. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100044>.
- Vighi, M., Manenti, D., & Finizio, A. (2018). Pesticides in Italian rivers: Occurrence and environmental risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 33663–33672.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137–7146.
- Zhai, X., Zhang, X. H., & Yu, M. (2023). Microbial colonization and degradation of marine microplastics in the plastisphere: A review. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 14). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1127308>.

فصل ۱۳

سرنوشت میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در محیط زیست

۱-۱۳. مقدمه

پلاستیک‌ها مواد غیرقابل تجزیه‌ای هستند که از پلیمرهای آلی مصنوعی و نیمه مصنوعی ساخته شده‌اند و قابلیت تولید محصولات مختلفی را دارند. پلاستیک‌ها به دلیل قیمت ارزان، پایداری و سازگاری، برای تولید اجسام متنوعی مورد استفاده قرار می‌گیرند؛ در نتیجه، تولید پلاستیک روز به روز در حال افزایش است و در سال ۲۰۱۸ به رکورد ۳۵۹ میلیون تن رسید (PlasticsEurope, 2019). علیرغم پیشرفت‌هایی که در خصوص بازیافت و مدیریت ضایعات پلاستیکی به دست آمده است، دفع نامناسب پلاستیک‌ها به یک مسئله جهانی تبدیل شده است زیرا خاصیت آب‌گریزی و مقاومت در برابر تجزیه فیزیکی و شیمیایی مواد پلاستیکی به انتشار بی‌رویه آن‌ها در محیط زیست کمک می‌کند (PlasticsEurope, 2019). پلاستیک‌ها در سطوح مختلفی از جمله هوا، آب یا خاک حضور گسترده‌ای دارند؛ علاوه بر این در رسوبات کف دریا و همچنین آب‌های شیرین و آب‌های زیرزمینی نیز شناسایی شده‌اند. (Eerkes- Medrano et al., 2015; Carr et al., 2016; Alimi et al., 2018; Ng et al., 2018;

(Hurley & Nizzetto, 2018; Prata, 2018). در طول دهه گذشته حدود ۰/۳ میلیون تن زباله پلاستیکی در اقیانوس‌ها دور ریخته شده است (Eriksen et al., 2014) منبع اصلی میکروپلاستیک‌ها در زیستگاه‌های مختلف دریایی (جنگل‌های حرا و سواحل) به دلیل تکه تکه شدن زباله‌های پلاستیکی بزرگتر است (Ho et al., 2013; Fok & Cheung, 2015; Heo et al., 2013; Not et al., 2020; Martin et al., 2020; Luo et al., 2021; Deng et al., 2021). ضایعات پلاستیکی پس از تکه تکه شدن، در اندازه‌های مختلفی در دسترس هستند و تجزیه اولیه آن‌ها با روش‌های مختلفی - یعنی تجزیه مکانیکی (موج و باد)، فتواکسیداسیون (تابش UV) و تجزیه زیستی انجام می‌شود. تجزیه میکروپلاستیک به نانوپلاستیک (۱-۱۰۰ نانومتر)، پس از آزاد شدن میکروپلاستیک‌ها در محیط، با سرعت‌های متفاوتی بسته به شرایط محیطی ذکر شده، رخ می‌دهد (Koelmans et al., 2015). بلعیدن پلاستیک‌ها توسط موجودات آبزی و زمینی اثرات نامطلوب متعددی ایجاد می‌کند (Guzzetti et al., 2018; de Souza Machado et al., 2018). به عنوان مثال این ذرات، به دلیل کاهش ظرفیت تولید مثلی و برهم زدن تعادل انرژی، بقای موجودات زنده را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد. (Sussarellu et al., 2016; Cole et al., 2013; Wright et al., 2013). مواد پلاستیکی به دلیل شسته شدن افزودنی‌های پلیمری مانند بیسفنول A و استرهای فتالات اثرات استروژنی نیز از خود به جای می‌گذارند (Yang et al., 2011) و همچنین غشاهای سلولی و اندامک‌های موجودات زنده به شدت تحت تأثیر نانوپلاستیک‌های زیست پایدار قرار می‌گیرند (Forte et al., 2016).

اکثر مطالعات بر تعاملات مستقیم بین پلاستیک و موجودات، تأثیر اکولوژیکی و تجمع آن‌ها در بافت‌ها متمرکز شده است (Ribeiro et al., 2019). ماکروفون‌ها^۱ و جمعیت‌های میکروبی مرتبط با آن‌ها که به تجزیه پلاستیک‌ها و بلع و هضم آن‌ها کمک می‌کنند، هنوز مورد مطالعه قرار نگرفته‌اند. در مطالعات اخیر نشان داده شده است که تکه تکه شدن زیستی پلاستیک‌ها باعث افزایش فراهمی زیستی آن‌ها می‌شود و به موجودات زنده کوچکتر اجازه می‌دهد تا از قطعات پلاستیکی استفاده کنند (Wright et al., 2013). این تکه تکه شدن مکانیکی نسبت سطح به حجم قطعات کوچکتر را افزایش می‌دهد و منجر به افزایش دینامیک فرونشست میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی می‌شود (Mattsson et al., 2018). علاوه بر این،

۱- Macrofauna: گروهی از جانداران که معمولاً ساکنان رسوبات نرم، یعنی ماسه‌ها و گل‌ها، گاهی اوقات سنگریزه هستند که اندازه آنها توسط مش الک تعیین می‌شود که پس از حذف برخی یا همه ذرات رسوب، آنها را می‌توان یافت

مکانیسم‌های شیمیایی نیز مسئول تکه تکه شدن پلاستیک‌های بلعیده شده می‌باشند (Song et al., 2020; Bombelli et al., 2017).

هنگامی که درک کاملی از مکانیسم‌های محرک وجود داشته باشد، امکان ارزیابی دقیق تری از فراوانی میکروپلاستیک در محیط و در نتیجه تاثیر آن‌ها بر اکوسیستم‌ها فراهم می‌شود. این موضوع بیش از پیش جدیدی در خصوص نحوه کاهش آلودگی زباله‌های پلاستیکی ارائه می‌دهد.

۲-۱۳. منابع پلاستیک در اکوسیستم

آلاینده‌های پلاستیکی از منابع مختلفی وارد محیط زیست می‌شوند. اقلام یکبار مصرف مانند کیسه‌های پلاستیکی، ظروف، بطری‌ها و بسته بندی مواد غذایی که اغلب به طور نامناسبی در آب‌ها و محل‌های دفن دور ریخته می‌شوند، به میزان قابل توجهی آلودگی ایجاد می‌کنند. (Jambeck et al., 2015; Andrady, 2017).

میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی کوچکی هستند که اندازه آن‌ها کمتر از ۵ میلی متر است و از طریق تکه تکه شدن اجسام پلاستیکی بزرگتر، ساییدگی پارچه‌ها و تخلیه مستقیم میکروپلاستیک‌ها از محصولات مراقبت شخصی وارد محیط می‌شوند (Geyer et al., 2017).

الیاف پارچه‌هایی از جنس PES و نایلون، در حین شستشو فرو می‌ریزند و از طریق سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب به آبراهه‌ها نفوذ می‌کنند. این الیاف منبع اصلی میکروپلاستیک در اکوسیستم‌های آبی هستند (Hartline et al., 2016).

بسته‌بندی‌های پلاستیکی و مدیریت نامناسب پسماند: آلودگی پلاستیک با شیوه‌های مدیریت نادرست پسماند، مانند زیرساخت‌های ناکافی بازیافت و فقدان سیستم‌های دفع مناسب، تشدید می‌شود. پسماندهای پلاستیکی در صورت مدیریت نادرست در محیط زیست از جمله رودخانه‌ها و اقیانوس‌ها تجمع می‌یابند (Lebreton et al., 2017).

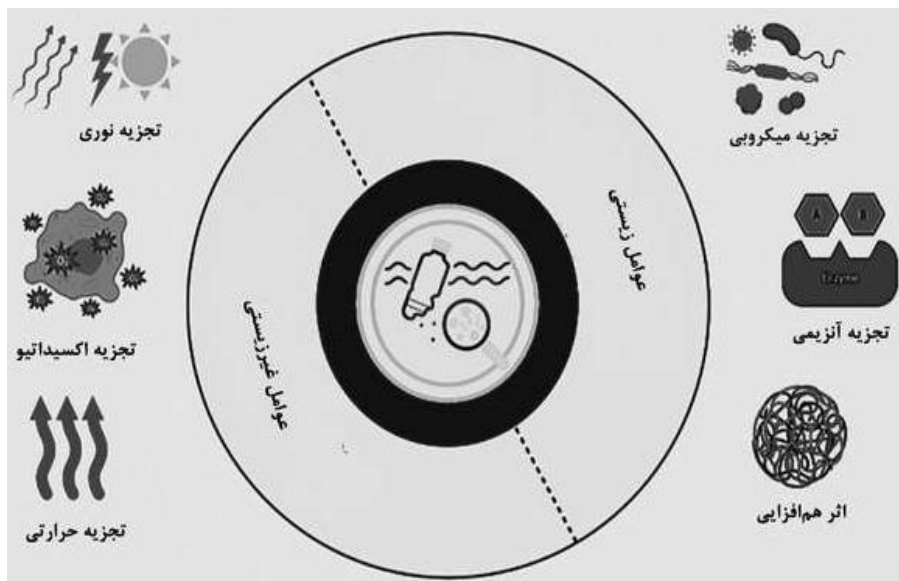
صنایع مختلف، از جمله لوازم پزشکی، لوازم آرایشی، چسب‌ها، رنگ‌های بر پایه آب و روکش‌ها در تولید میکروپلاستیک‌های اولیه نقش مهمی دارند. هنگامی که پلاستیک‌های بزرگتر تک تکه یا تجزیه شوند، میکروپلاستیک‌های ثانویه تولید می‌گردند. علاوه بر تجزیه

مکانیکی و شیمیایی، به دلیل عوامل دیگری مانند قرارگرفتن در معرض اشعه UV، فعالیت‌های بیولوژیکی، باد و کشاورزی نیز تجزیه می‌شوند (Waldman & Rillig, 2020; Guo et al., 2020; Karbalaee et al., 2018).

آلودگی می‌تواند ناشی از فعالیت‌های صنعتی مانند تولید، پالایش و مدیریت پلاستیک‌ها باشد. Hermabessiere و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه خود نشان دادند که نشت تصادفی، سوء مدیریت پسماند و اقدامات پیشگیرانه ناکافی در این صنایع منجر به تخلیه ذرات پلاستیکی و مواد شیمیایی در محیط می‌شوند.

۳-۱۳. هوازدگی پلاستیک‌ها

هوازدگی پلیمرهای پلاستیکی در محیط به تخریب و تجزیه مواد پلاستیکی در اثر عوامل محیطی اشاره دارد و عوامل مختلف زیستی (زنده) و غیرزیستی (غیرزنده) در آن نقش دارند. عوامل غیرزیستی شامل نور خورشید (اشعه UV)، دما، رطوبت و استرس مکانیکی است. فرآیند تجزیه باعث تغییرات فیزیکی و شیمیایی پلاستیک‌ها می‌شود که منجر به تکه تکه شدن آن‌ها و تشکیل میکروپلاستیک می‌شود از طرفی عوامل زیستی در فرآیند تجزیه پلاستیک‌ها، میکروارگانیسم‌ها می‌باشند. فرآیند تجزیه پلاستیک‌ها در شکل ۱-۱۳ توضیح داده شده است.



شکل ۱-۱۳. عوامل غیرزیستی و زیستی دخیل در تجزیه پلاستیک‌ها.

۱-۳-۱۳. عوامل غیر زیستی

(۱) **تجزیه نوری:** نور خورشید، به ویژه اشعه UV، نقش مهمی در تجزیه پلاستیک‌ها ایفا می‌کند. اشعه UV زنجیره‌های پلیمری را تخریب می‌کند و در نتیجه پلاستیک‌ها تکه تکه می‌شوند. این فرآیند را به اصطلاح تجزیه نوری می‌گویند. (Barnes et al., 2009).

(۲) **تجزیه اکسیداتیو:** پلاستیک‌هایی که در معرض اکسیژن قرار می‌گیرند دچار تجزیه اکسیداتیو می‌شوند. اکسیژن با زنجیره‌های پلیمری واکنش می‌دهد و منجر به بریدگی زنجیره‌ها و تشکیل رادیکال‌های آزاد می‌شود و در نهایت روند تجزیه را تسریع می‌کند (Rychter et al., 2012).

(۳) **تجزیه حرارتی:** تجزیه پلاستیک‌ها با افزایش دما تسریع می‌شود. تجزیه حرارتی مستلزم از هم گسستگی زنجیره‌های پلیمری در دماهای بالا و ایجاد تغییراتی در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن‌ها است (Andrady, 2011).

۲-۳-۱۳. عوامل زیستی

میکروب‌های مختلف مانند قارچ‌ها و باکتری‌ها نقش اساسی در تجزیه زیستی پلاستیک‌ها دارند. برخی از میکروارگانیسم‌ها آنزیم‌هایی مانند لیپاز و استراز تولید کرده و با شکستن زنجیره‌های پلیمری پلاستیک‌ها را تجزیه می‌کنند (Yang et al., 2014, 2015; Wei & Zimmermann, 2017).

تجزیه زیستی میکروبی:

باکتری‌ها: چندین گونه باکتری تجزیه‌کننده پلاستیک شناسایی شده‌اند. باکتری‌های مختلفی مانند *Ideonella*, *Bacillus* و *Pseudomonas* آنزیم‌هایی دارند که PET و PE را تجزیه می‌کنند (Yoshida et al., 2016).

قارچ‌ها: قارچ‌های خاصی مانند گونه‌های *Aspergillus* و *Penicillium* توانایی تجزیه پلیمرها را دارند. این قارچ‌ها آنزیم‌هایی مانند استراز و لیپاز را ترشح می‌کنند که توانایی تخریب زنجیره‌های پلیمری پلاستیک را دارند (Wei et al., 2014).

عملکرد آنزیمی: میکروارگانیسم‌ها آنزیم‌های خاصی مانند لیپاز، کوتیناز و استراز تولید می‌کنند. این آنزیم‌ها می‌توانند زنجیره‌های پلیمری پلاستیکی را بشکنند و امکان تجزیه آن‌ها را فراهم کنند. این آنزیم‌ها پیوندهای استری یا آمیدی موجود در انواع مختلفی پلاستیک‌ها را مورد هدف قرار می‌دهند و در نتیجه فرآیند تجزیه را تسهیل می‌کنند (Shah et al., 2008).

اثرات سینرژیست^۱: جوامع میکروبی پیچیده که شامل میکروارگانیسم‌های مختلفی هستند می‌توانند با همکاری یکدیگر پلاستیک‌ها را تجزیه کنند. برای مثال، ممکن است مخلوطی از باکتری‌ها و قارچ‌ها پلاستیک‌ها را به طور مؤثرتری نسبت به گونه‌های منفرد تجزیه کنند، زیرا فعالیت‌های آنزیمی آن‌ها مکمل یکدیگر هستند (Sivan, 2011).

سازگاری و تکامل: میکروارگانیسم‌ها در واکنش به تغییرات محیطی، مانند حضور پلاستیک‌ها می‌توانند سازگار شده و تکامل یابند. با گذشت زمان مکانیسم‌هایی برای تجزیه و استفاده از پلاستیک‌ها به عنوان منبع کربن ایجاد می‌شود که منجر به فرآیند تجزیه زیستی پلاستیک‌ها می‌گردد (Wei & Zimmermann, 2017).

۴-۱۳. ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها

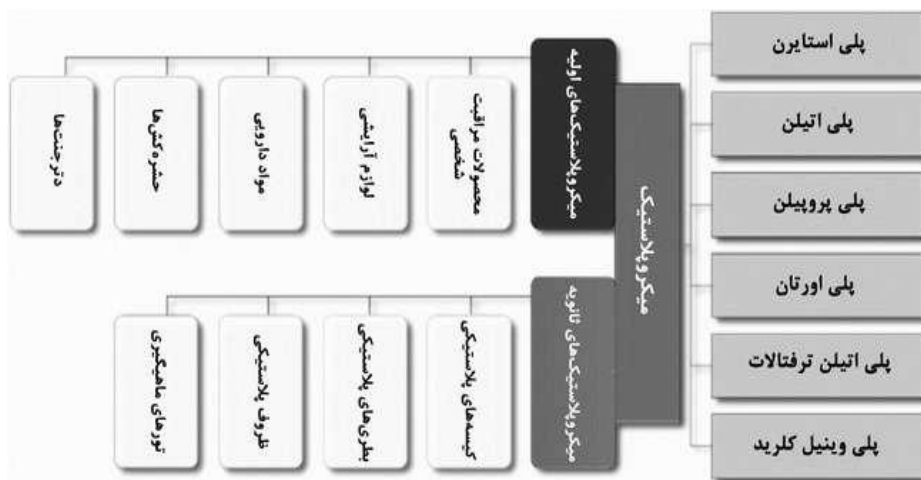
ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها از نظر اندازه و ترکیب دو نوع متفاوت ذرات ریز پلاستیکی هستند. میکروپلاستیک‌ها ذرات ریز با محدوده اندازه کمتر از ۵ میلی متر هستند، اما ماکروپلاستیک‌ها معمولاً اندازه شان بزرگ‌تر از ۵ میلی متر است. دسته بندی میکروپلاستیک‌ها بر اساس ترکیب شیمیایی و الگوی تجزیه در محیط در شکل ۲-۱۳ نشان داده شده است.

۱-۴-۱۳. خصوصیات و تفاوت

معمولاً ماکروپلاستیک‌ها اجسام پلاستیکی هستند که اندازه آن‌ها بیش از ۵ میلی متر است. این اقلام کیسه‌های پلاستیکی، بطری‌ها، تورهای ماهیگیری و قطعات پلاستیکی بزرگتر

۱- Synergistic: هنگامی که دو یا چند عنصر، جریان یا عامل با هم همیاری و برهمکنش (تعامل) داشته باشند معمولاً اثری به وجود می‌آید. اگر این اثر از مجموع اثرهایی که هر کدام از آن عناصر جداگانه می‌توانستند به وجود آورند بیشتر شود در اینصورت پدیده سینرژیست رخ داده است

هستند. ماکروپلاستیک‌ها اغلب با چشم غیر مسلح قابل مشاهده هستند و می‌توانند در محیط‌های آبی و خشکی نیز دیده شوند (Thompson et al., 2004; Kershaw et al., 2019). میکروپلاستیک‌ها ذرات ریز پلاستیکی با اندازه بین ۱ نانومتر تا ۵ میلی متر می‌باشند.



شکل ۲-۱۳. طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها بر اساس ترکیبات شیمیایی و الگوی تجزیه در محیط.

میکروپلاستیک‌ها را می‌توان به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم بندی کرد. میکروپلاستیک‌های اولیه ذرات پلاستیکی کوچکی هستند که آگاهانه تولید می‌شوند و میکروپلاستیک‌های ثانویه پلاستیک‌هایی هستند که از تجزیه اجسام پلاستیکی بزرگ‌تر، مانند الیاف مصنوعی، ایجاد می‌گردند. ریزدانه‌های مورد استفاده در محصولات مراقبت شخصی، گرانول‌های پلاستیکی مورد استفاده در تولید پلاستیک، و میکروالیاف در پارچه‌های مصنوعی نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌های اولیه هستند (Koelmans et al., 2015). تکه تکه شدن و خراب شدن اجسام پلاستیکی بزرگ‌تر باعث تولید میکروپلاستیک‌های ثانویه می‌شوند و از ذرات پلاستیکی، تورهای ماهیگیری فرسوده، و زباله‌های پلاستیکی رودخانه نشات می‌گیرند (Andrady, 2017; Wright & Kelly, 2017). میکروپلاستیک‌ها معمولاً بر اساس محدوده اندازه نیز طبقه‌بندی می‌شوند (Eriksen et al., 2014).

- **میکروپلاستیک:** پلاستیک‌های کوچکتر از ۵ میلی متر.
- **مزوپلاستیک:** اندازه بین ۵ میلی متر تا ۱ سانتی متر.
- **ماکروپلاستیک:** پلاستیک‌های بزرگتر از ۱ سانتی متر.

نانوپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی با ابعاد نانومتر (کمتر از ۱ میکرون) هستند و با تجزیه بیشتر میکروپلاستیک‌ها با تخلیه مستقیم نانوپلاستیک‌ها از محصولاتی مانند نانوکامپوزیت‌ها و پوشش‌های مبتنی بر نانوذرات تولید می‌شوند (Nowack & Bucheli, 2007; Gigault et al., 2018). نانوپلاستیک‌ها زیرمجموعه‌ای از میکروپلاستیک‌ها هستند و به دلیل اثرات خطرناک بر محیط زیست و موجودات زنده مورد توجه روزافزون قرار دارند.

۲-۴-۱۳. تکنیک‌های مورد استفاده برای تجزیه و تحلیل ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها

تکنیک‌های مختلفی برای تجزیه و تحلیل ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند. این تکنیک‌ها شامل شناسایی بصری، آنالیز طیف سنجی و روش‌های میکروسکوپی است. این تکنیک‌ها اغلب برای تجزیه و تحلیل ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند و به محققان اجازه می‌دهند تا حضور، کمیت، ترکیب و ویژگی‌های ذرات ریز پلاستیکی را در نمونه‌های مختلف محیطی ارزیابی کنند.

۱. **شناسایی و مرتب سازی بصری:** شناسایی بصری روش ساده‌ای است که مستلزم طبقه بندی و شناسایی ماکروپلاستیک‌ها بر اساس اندازه، شکل و ترکیب آن‌ها می‌باشد. این رویکرد یک روش استاندارد برای حذف زباله‌های پلاستیکی بزرگتر (بیش از ۵ میلی‌متر) از خطوط ساحلی است (Arthur et al., 2009; Lusher et al., 2015; Thompson et al., 2009).

۲. **تجزیه و تحلیل طیف سنجی:** تکنیک‌های طیف سنجی مختلفی برای تعیین نوع پلاستیک در محیط به کار گرفته شده است. تکنیک‌هایی مانند طیف‌سنجی رامان و FTIR برای دسته بندی و توصیف ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شوند. ویژگی پیک‌های حاصل از طیف‌سنجی رامان در جدول ۱-۱۳ نشان داده شده است. در FTIR، طیف جذب مادون قرمز مخصوص نوع پلیمرها است، بنابراین شناسایی پلیمرها را آسان می‌کند. این روش گروه‌های عاملی خاصی مانند C=O، C-H و C-O را شناسایی می‌کند و اطلاعاتی در مورد ماهیت شیمیایی میکروپلاستیک‌ها ارائه می‌دهد. طیف سنجی رامان از پراکندگی نور لیزر برای تعیین ترکیبات شیمیایی میکروپلاستیک‌ها در سطح مولکولی استفاده می‌کند. این تکنیک‌ها ارتعاشات مولکولی و برهم‌کنش‌های پلیمرهای پلاستیک را تجزیه و تحلیل کرده و امکان طبقه بندی آن‌ها را فراهم می‌کنند (Löder & Gerdts, 2015; Talvitie et al., 2017; Frias & Nash, 2019).

جدول ۱-۱۳. طیف سنجی رامان و خصوصیات پیک‌های مربوط به انواع پلاستیک‌ها

انواع پلاستیک	پیوند شیمیایی	خصوصیات پیک	مراجع
PE	کشش C-C	1100 cm^{-1} 1460 cm^{-1}	Araujo et al., 2018 Käppler et al., 2015
PP	خمش CH_2 و پیچش CH_2	852 cm^{-1} 997 cm^{-1}	Lim et al., 2008
PET	ارتعاشات کشش C-C و کشش C=O در گروه‌های استری.	1600 cm^{-1} 1720 cm^{-1}	Li et al., 2016; Cabernard et al., 2018
PS	ارتعاشات حلقه آروماتیک	1000 cm^{-1} 1600 cm^{-1}	Araujo et al., 2018; Huang et al., 2023
PVC	ارتعاشات کششی C-Cl	1000 cm^{-1} 1316 cm^{-1} 1596 cm^{-1}	Anger et al., 2018

۳. **تکنیک‌های میکروسکوپی:** تکنیک‌های میکروسکوپی امکان شناسایی میکروپلاستیک‌ها را از طریق شناسایی بصری فراهم می‌کنند. میکروسکوپ نوری امکان توصیف بصری میکروپلاستیک‌ها را به دلیل مورفولوژی آن‌ها فراهم می‌کند. این روش به تخمین توزیع اندازه و فراوانی میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کند (Löder & Gerdt, 2015). TEM و SEM تصاویری با وضوح بالا از میکروپلاستیک‌ها (>100 میکرومتر) ارائه می‌کنند که امکان توصیف دقیق خصوصیات مورفولوژیکی و سطحی را فراهم می‌آورد و شناسایی نوع پلیمر و ارزیابی تغییرات فیزیکی و شیمیایی را تسهیل می‌کند. AFM با یک پراب نوک تیز ویژگی‌هایی مانند اندازه ذرات، شکل و زبری سطوح را اندازه گیری می‌کند (Dehaut et al., 2016; Eerkes-Medrano et al., 2015).

۴. **کروماتوگرافی گازی تجزیه و تحلیل حرارتی - طیف سنجی جرمی (Py-GC-MS):** Py-GC-MS یک روش موثر برای تجزیه و تحلیل ترکیب شیمیایی ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها است. تجزیه حرارتی پلاستیک‌ها با استفاده

از تجزیه Py-GC-MS محصولات پیرولیز تحلیل می‌شود. این روش اطلاعات کاملی در خصوص نوع پلیمر و مواد افزودنی رایج در پلاستیک‌ها ارائه می‌دهد (Peng et al., 2022; Mariano et al., 2021).

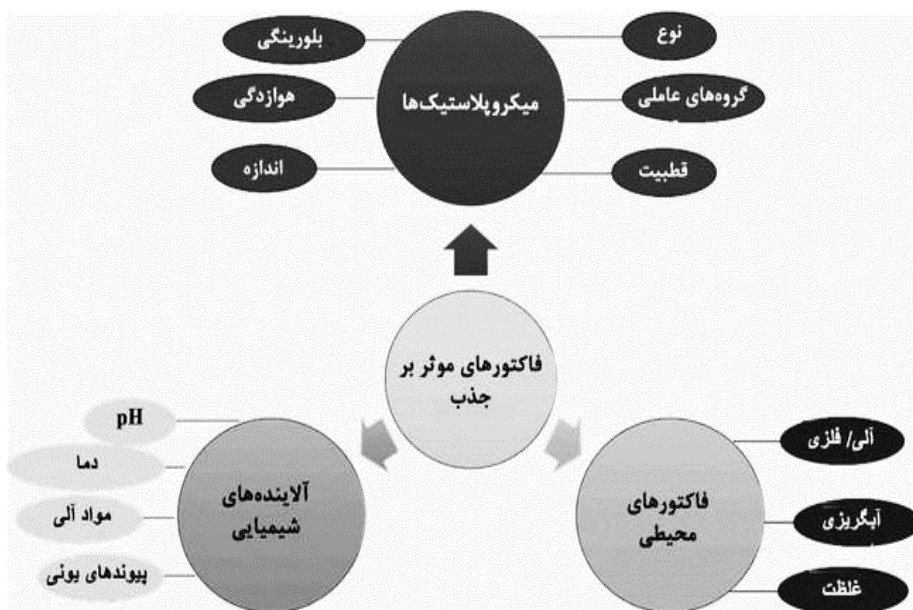
۳-۴-۱۳. جذب مواد شیمیایی

ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها به عنوان جاذب مواد شیمیایی مختلف موجود در محیط عمل می‌کنند؛ بنابراین نقش مهمی در سرنوشت و انتقال این آلاینده‌ها دارند. فرآیند جذب عمدتاً با دو مکانیسم اصلی مانند adsorption و absorption اتفاق می‌افتد. Adsorption به تجمع مواد شیمیایی بر روی سطح پلیمرها به دلیل برهمکنش‌های ضعیف تر، مانند برهمکنش‌های الکترواستاتیکی، واندروالس و پیوند هیدروژنی اشاره دارد. این فرآیند معمولاً برگشت پذیر است و تحت تأثیر خواص فیزیکی شیمیایی سطوح مواد شیمیایی و پلاستیکی است. در مدت adsorption، مواد شیمیایی به ماده پلاستیکی نفوذ می‌کنند. این فرآیند در صورتی که مواد پلاستیکی متخلخل یا دارای مناطق آبدوست باشند، رخ می‌دهد. Absorption معمولاً برگشت ناپذیر است و به خصوصیات شیمیایی و ترکیب ساختاری پلاستیک بستگی دارد. همانطور که در شکل ۳-۱۳ نشان داده شده است، عوامل مختلفی بر فرآیند جذب تأثیر می‌گذارند:

(آ) ویژگی‌های پلاستیک: ترکیب شیمیایی، مساحت سطح، مورفولوژی، تخلخل و بار سطحی ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها بر فرآیند جذب تأثیرگذار هستند. ظرفیت جذب پلاستیک‌هایی با سطح بزرگتر و ساختارهای متخلخل بیشتر، معمولاً افزایش می‌یابد.

(ب) خواص شیمیایی: خواص فیزیکی و شیمیایی مواد مانند آبگریزی، وزن مولکولی، قطبیت و حلالیت نقش اساسی در جذب دارد. به دلیل برهمکنش‌های مطلوب با سطح آبگریز پلاستیک، مواد آبگریز میزان جذب بر روی سطح پلاستیک را افزایش می‌دهند.

(ج) شرایط محیطی: جذب تحت تأثیر عوامل محیطی مانند دما، pH، شوری و موارد دیگری قرار دارد. این شرایط بر بار سطحی و فعل و انفعالات شیمیایی پلاستیک تأثیر می‌گذارد و در نتیجه رفتار جذب آن‌ها را نیز تغییر می‌دهد (Prajapati et al., 2022; Tang, 2021; Costigan et al., 2022).



شکل ۳-۱۳. عوامل موثر بر جذب مواد مختلف بر روی سطح پلاستیک.

PCBs بر روی ماکروپلاستیک‌های دریایی مورد مطالعه قرار گرفته و مشاهده شده است، ظرفیت جذب بر اساس نوع پلاستیک متفاوت است و PE ظرفیت جذب بالاتری نسبت به PP دارد (Vo & Pham, 2021). همچنین، جذب ترکیبات آلی آگریز بر روی ماکروپلاستیک‌ها نشان داد که مواد افزودنی و هوازدگی بر رفتار جذب تأثیر می‌گذارد. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان حامل مواد دارویی عمل کنند، در نتیجه موجودات زنده آسان تر در معرض آن‌ها قرار می‌گیرند. (Wang et al., 2020). خصوصیات شیمیایی سطح و اندازه ذرات نقش مهمی در تعیین ظرفیت جذب فلزات دارند (Ho et al., 2022).

۴-۴-۱۳. اثرات سمی بر موجودات زنده

سمیت ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها یک نگرانی جدی برای محیط زیست می‌باشد. پلاستیک‌ها شامل مواد افزودنی مختلفی از جمله رنگ‌ها، تثبیت‌کننده‌ها و بازدارنده‌های شعله می‌باشند، علاوه بر این از مواد اولیه مختلفی از جمله نفت، گاز طبیعی و زغال سنگ تولید می‌شوند. این افزودنی‌ها قابلیت نفوذ از پلاستیک‌ها به اکوسیستم‌ها را دارند و اثرات نامطلوب مختلفی بر پوشش گیاهی، حیوانات و انسان‌ها می‌گذارند. اثرات سمی خاص بسته به اندازه،

شکل، نوع و ترکیب پلاستیک و ویژگی‌های اکوسیستم و موجودات زنده درگیر می‌تواند متفاوت باشد. اثرات سمی مرتبط با میکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها آسیب‌های فیزیکی به موجودات زنده و اکوسیستم از طریق انتقال یا قرار گرفتن در معرض آلاینده‌ها، اجزای شیمیایی، اختلالات مختلف اکولوژیکی و تجمع زیستی می‌باشند.

اکوسیستم زمینی: همانطور که قبلاً هم اشاره شد بیشتر میکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها در نهایت به اقیانوس‌ها ختم می‌شوند، اما قبل از ورود به آب‌ها، در خشکی دفع می‌شوند و از طریق اکوسیستم‌های زمینی وارد اقیانوس‌ها می‌شوند (Jambeck et al., 2015; Nizzetto et al., 2016). میکروپلاستیک‌ها ممکن است در ابتدا با گیاهان و جانوران در اکوسیستم‌های خشکی تعامل داشته باشند و منجر به اثرات بالقوه اکولوژیکی شوند. طبق مطالعات اخیر و شواهد تحقیقاتی، میکروپلاستیک‌ها هنگام تعامل با اکوسیستم و موجودات زنده موجود در خشکی، عملکردهای مختلفی مانند گرده افشانی گیاهان، زندگی بی مهرگان ساکن خاک و قارچ‌های زمینی را تغییر می‌دهند. میکروپلاستیک‌های اولیه (اقلام خانگی، لوازم آرایشی و محصولات مراقبت شخصی، محل‌های دفن زباله، لجن) و ثانویه (پسماندهای جامد شهری، مالچ، آب آبیاری، دفن زباله، اصلاح خاک) باعث آلودگی اکوسیستم خشکی می‌شوند (Karbalaei et al., 2018; Galafassi et al., 2019; Bradney et al., 2019).

فعالیت‌های مختلفی مانند شخم زنی، نفوذ آب و فعالیت‌هایی مانند، بلع و هضم توسط کرم‌های خاکی، باعث نفوذ ذرات پلاستیک به لایه‌های عمیق خاک می‌شود (Guo et al., 2020; Rillig et al., 2017). عوامل دیگری که در تخریب میکروپلاستیک‌ها نقش دارند، اکسیداسیون حرارتی، ساییدگی‌های فیزیکی، تابش UV، تجزیه میکروبی و برهمکنش‌های مختلف با کلوئیدهای خاک هستند (Benítez et al., 2013; Krueger et al., 2015; Sen & Raut, 2015; Zhu et al., 2019; Ren et al., 2021).

اثر ترکیبی چندین عامل منجر به تجزیه میکروپلاستیک‌ها می‌شود؛ عوامل مختلف به صورت جداگانه و با اثرات متفاوت و در شرایط محیطی مختلف (عوامل فصلی، منطقه‌ای و مبتنی بر زمان) عمل می‌کنند. نور خورشید در طول روز نقش مهمی دارد، اما تأثیر آن در طول شب ناچیز می‌باشد (Liu et al., 2021). دما در طول تابستان در یک منطقه خشک تأثیر بیشتری

نسبت به مناطق سردتر در زمستان دارد (Liu et al., 2021). ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها، مانند ترکیب شیمیایی سطح، رنگ و بلورینگی با افزایش سن تغییر می‌کنند (Ren et al., 2021).

در طول فرآیند فرسایش میکروپلاستیک‌ها، مواد شیمیایی متعددی مانند بازدارنده‌ها، استرهای فتالات، تثبیت‌کننده‌ها، الیگومرها، رنگدانه‌ها و محصولات اکسیژن‌دار مانند محصولات کربوکسیله‌ها، فنول‌ها و استوفنون‌ها آزاد می‌شوند (Liu et al., 2021). این فرآیند نسبتاً کند است و مطالعات نشان می‌دهند که تا ۱۵ سال پس از کاربرد لجن، الیاف مصنوعی در عمق ۱۰۰ سانتی متری خاک شناسایی می‌شوند (Zubris & Richards, 2005). وجود میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های مختلف - یعنی سیستم‌های گیاهی، آب‌های زیرزمینی و همچنین اکوسیستم‌های زمینی و زنجیره غذایی، به دلیل انتقال بیوژنیک است (Huerta Lwanga et al., 2017). آب‌های شیرین مسیر مستقیم تخلیه میکروپلاستیک‌ها از منابع زمینی می‌باشند (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

میکروپلاستیک‌ها بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و جمعیت میکروبی خاک تأثیر می‌گذارند و اثرات مخربی بر سلامت خاک دارند علاوه بر این باعث اختلال در ساختار و بافت خاک نیز می‌شوند. تغییرات بافت خاک در مناطق بسیار آلوده به صورت بصری نیز قابل مشاهده است. مطالعات نشان داده اند که میکروپلاستیک‌ها بر ظرفیت نگهداری آب، چگالی ظاهری، تخلخل خاک و ذرات ریز خاک در برابر آب تأثیرگذار هستند (de Souza MacHado et al., 2018; Wang et al., 2021, 2022; Lehmann et al., 2021). میکروپلاستیک‌ها pH خاک را تغییر داده در نتیجه بر دسترسی به مواد مغذی و بهره‌وری گیاهان تأثیر می‌گذارد (Boots et al., 2019; Qi et al., 2020; Wang et al., 2021).

منابع کربن موجود در خاک تحت تأثیر کربن بی اثر میکروپلاستیک‌ها قرار می‌گیرند که این موضوع بر فراهمی کربن میکروبیوتای خاک، گیاه و چرخه کربن بیوژئوشیمیایی نیز تأثیر می‌گذارد (Rillig et al., 2019).

فعالیت‌های میکروبی عمدتاً با تغییر در محیط خاک تحریک می‌شوند (Zhou et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها تخلخل خاک و ظرفیت جذب رطوبت و در نتیجه غلظت اکسیژن خاک را تغییر می‌دهند؛ این موضوع بر فراوانی میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی و هوازی در خاک

تأثیرگذار است. با کاهش نرخ تنفس خاک، به دلیل حضور میکروپلاستیک‌ها، جمعیت میکروبی خاک و ساختار جامعه میکروارگانیسم‌های مختلف تغییر می‌کند (Judy et al., 2019). آنزیم‌های مختلف خاک نیز مانند کاتالاز، اوره‌آز، دی‌استات‌هیدرولاز، فلورسین و فنل اکسیداز دستخوش تغییرات می‌شوند (Huang et al., 2019). در مطالعات مختلف مشاهده شده است که میکروپلاستیک‌ها تأثیر زیادی بر رشد و تولید مثل میکروبی دارند که تهدیدی برای تنوع زیستی میکروبی خاک می‌باشند. با این حال، نتایج متناقضی نشان داده است که میکروپلاستیک‌ها تأثیر ناچیزی بر میکروب‌های خاک دارند (Wang et al., 2019; Rodriguez-Seijo et al., 2017).

۱-۴-۴. اکوسیستم آبی

انتقال میکروپلاستیک‌ها از زمین به محیط آبی عموماً به دلیل تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، لجن فاضلاب، آب باران، زباله‌های پلاستیکی، زباله‌های زمین‌های کشاورزی، فیلم‌های پلاستیکی مورد استفاده برای مالچ پاشی، رواناب آبیاری و ... است (Kay et al., 2018; Hurley et al., 2018; Wagner et al., 2019; Yu et al., 2017; Zhaorong et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها در چرخه‌های آبی طبیعی و انسان ساخت حضور فراگیری دارند (Carr et al., 2016).

میکروپلاستیک‌ها به دلیل درهم تنیدگی و بلع توسط موجودات آبرزی دچار آسیب‌های فیزیکی می‌شوند. بلع آن‌ها سیری کاذب ایجاد می‌کند و بر اشتها و موجودات تأثیر می‌گذارد؛ علاوه بر این باعث انسداد یا آسیب‌های گوارشی نیز می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها ممکن است توده‌هایی ایجاد کند که وارد جریان خون می‌شوند (Wang et al., 2019; Du et al., 2021). این سلسله رویدادها در نهایت بر رشد و تولید مثل موجودات زنده تأثیر می‌گذارند. اندازه میکروپلاستیک‌ها به شدت بر جذب و تجمع آن‌ها در موجودات زنده موثر است؛ به طوری که میکروپلاستیک‌های کوچک‌تر راحت‌تر بلعیده شده و انباشته می‌شوند، در نتیجه سرعت رشد، باروری و طول عمر را کاهش می‌دهند (Chang-Bum et al., 2016). میکروپلاستیک‌ها حتی قادر به نفوذ به اپیتلیوم روده و ورود به بافت بیولوژیکی نیز هستند و باعث آسیب‌های بیشتر به موجودات زنده می‌شوند (Bouwmeester et al., 2015). الیاف باقیمانده میکروپلاستیک‌ها باعث مرگ باکتری‌های روده می‌شوند؛ این الیاف نمی‌توانند به طور کامل از بدن دفع شوند، و منجر به احتباس طولانی مدت در بدن می‌شوند (Gray & Weinstein, 2017). بی‌فنیل‌های

پلی کلره که روی میکروپلاستیک‌ها جذب می‌شوند، اثر سرطان زا، تراژون و جهش زا بر روی موجودات دارند (Wang et al., 2018).

علاوه بر میکروپلاستیک، افزودنی‌ها و نرم‌کننده‌هایی مانند بیسفنول A، اسید بوریک، بازدارنده شعله برومه، نونیل فنل، اکتیل فنل و ... نیز در آب‌های طبیعی یافت می‌شوند (Hu et al., 2020). هنگامی که ماهی‌ها میکروپلاستیک‌ها را می‌بلعند وارد زنجیره غذایی شده و منجر به تبادل مواد غذایی می‌شوند. ماهیان همه‌چیزخوار نسبت به گوشت خواران پلاستیک بیشتری مصرف می‌کنند، زیرا پلاستیک تأثیر کمتری بر دفع دارد (Zhang et al., 2021). بسیاری از آفت‌کش‌ها مانند دی کلرودی فنیل تری کلرواتان و بی‌فیل‌های پلی کلره در پهنه‌های آبی وجود دارند. میکروپلاستیک‌ها این مواد را جذب می‌کنند و هنگامی که موجودات آبزی آن‌ها را می‌بلعند، سمیت آن‌ها افزایش می‌یابد. آلاینده‌ها اثر سینرژیست بر یکدیگر دارند که باعث افزایش استرس اکسیداتیو می‌شوند و سیستم ایمنی بدن را به خطر می‌اندازند (Xu et al., 2021). علاوه بر میکروپلاستیک‌ها، محیط زیست دریایی با عوامل بیماری‌زای انسانی، فلزات سنگین، آنتی‌بیوتیک‌ها و ... نیز آلوده می‌شود. این ذرات پلاستیکی یک تهدید جهانی و بزرگ برای اکوسیستم‌ها است، زیرا میکروپلاستیک‌ها از زنجیره غذایی عبور کرده و گروه‌های مختلف را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند (Imran et al., 2019; Xu et al., 2020).

۵-۴-۱۳. اثرات سمی میکروپلاستیک بر انسان‌ها: شواهد اپیدمیولوژیک و تجربی

میکروپلاستیک‌ها با روش‌های مختلفی از جمله مصرف حیوانات در محیط طبیعی، آلودگی در حین تولید غذا و یا شستشو از بسته‌بندی مواد غذایی و نوشیدنی‌ها به زنجیره غذایی انسان‌ها نفوذ می‌کنند (Li et al., 2018). میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در عسل، آبجو، نمک، شکر، ماهی، میگو و صدف‌ها نیز شناسایی شده است (Chenxi et al., 2018). بدن انسان می‌تواند این آلاینده‌ها را از طریق صفرا، ادرار، مدفوع و سایر راه‌های فیزیولوژیکی دفع کند؛ با این حال ذرات پلاستیکی ممکن است انباشته شوند و از طریق راه‌های تنفسی یا دستگاه گوارش به سیستم لنفاوی و خونی نفوذ کنند و در نهایت در اندام‌ها تجمع یابند. پس از بلع میکروپلاستیک‌ها، مواد شیمیایی مرتبط با آن‌ها آزاد شده و منجر به التهاب می‌شوند (Mock, 2020). از آن جایی که میکروپلاستیک‌ها نسبت سطح به حجم بیشتری دارند، مکانیسم‌های ایمنی را در دوران بارداری تغییر می‌دهند. همچنین بعد از جایگزینی

میکروپلاستیک‌ها در بدن، بر سیگنال دهی فاکتور رشد نیز تأثیر می‌گذارند؛ علاوه بر این ارتباط جنین و رحم را نیز مختل می‌کنند (Ilekis et al., 2016). میکروپلاستیک‌ها و نرم‌کننده‌ها نسل به نسل بر تولید مثل و متابولیسم تأثیر می‌گذارند (Lee, 2018)؛ حتی در غلظت‌های متوسط نیز تنوع ژنومی را افزایش می‌دهند (Zhang et al., 2021a, 2021b; Rochman, Kross et al., 2015; Rochman, Tahir et al., 2015). مطالعات نشان می‌دهند مصرف ماهی‌های آلوده با میکروپلاستیک بر سلامت انسان تأثیر منفی می‌گذارد و منجر به التهاب و نکروز سلولی می‌شوند.

انسان‌ها از طریق استنشاق، بلع و تماس با پوست در معرض میکروپلاستیک‌ها قرار می‌گیرند (Prata et al., 2020; Rahman et al., 2021). ذرات پلاستیکی موجود در در گرد و غبار شهری می‌توانند با روش‌های بلع، استنشاق و عبور از زخم‌ها، بریدگی‌ها و فولیکول‌های مو وارد بدن شوند اما از سد پوستی نمی‌توانند عبور نمایند (Schneider et al., 2009). مهم‌ترین مسیر ورود میکروپلاستیک به بدن، بلع است. ذرات پلاستیکی باعث استرس اکسیداتیو، سمیت سلولی و انتقال به بافت‌های دیگر نیز می‌شوند.

از آنجایی که میکروپلاستیک‌ها در طبیعت پایدار هستند، حذف آن‌ها از بدن موجودات زنده منجر به شرایط مزمن مختلفی مانند التهاب و همچنین افزایش خطر ابتلا به سرطان می‌شود. میکروپلاستیک‌ها به عنوان ذرات معلق، ممکن است سیستم ایمنی بدن را به خطر بیندازند و منجر به بیماری‌های عصبی شوند؛ علاوه بر این مواد شیمیایی مختلفی روی ماتریس خود جذب کرده و در محیط آزاد می‌کنند (Crawford & Quinn, 2017)، که به عنوان یک ناقل برای جوامع میکروبی مختلف عمل می‌کند (Kirstein et al., 2016). عوارض بهداشتی بالقوه مرتبط با میکروپلاستیک‌ها به شرح زیر است:

۱-۵-۴-۱۳. استرس اکسیداتیو و سمیت سلولی

همانطور که قبلاً توضیح داده شد، میکروپلاستیک‌ها حاوی مواد افزودنی و مواد شیمیایی مختلفی بر روی سطح خود هستند که ممکن است ماهیت اکسیداتیو داشته باشند. این ترکیبات اکسیدکننده به دلیل تولید ROS باعث استرس اکسیداتیو و التهاب در میزبان می‌شوند (Kelly & Fussel, 2012; Valavanidis et al., 2013). هوازگی میکروپلاستیک‌ها منجر به تولید رادیکال‌های آزاد شده و بافت‌های هدف را اکسید می‌کنند (Gewert et al., 2015; Sternschuss et al., 2012).

پروتزها نیز حاوی میکروپلاستیک هستند که رادیکال‌های آزاد و سموم از خود آزاد می‌کنند و باعث التهاب حاد می‌شوند. این رادیکال‌های آزاد ممکن است منجر به دفع پروتز از بدن انسان شوند، زیرا اکسیدان‌ها هیدرولیز را القا کرده و منجر به تخریب پلیمر و شسته شدن و ترک خوردن می‌شوند (Sternschuss et al., 2012).

۱-۱-۵-۴-۱۳. تغییر متابولیسم و تعادل انرژی

آنزیم‌های گوارشی به طور مستقیم یا غیرمستقیم تحت تأثیر میکروپلاستیک‌ها قرار می‌گیرند و در نتیجه تعادل انرژی را مختل می‌کنند. مطالعات نشان داده است که قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها در ماهی‌ها و چوندگان باعث افزایش لاکتوز دهیدروژناز می‌شود که این موضوع منجر به افزایش نرخ متابولیسم بی‌هوازی می‌گردد (Wen et al., 2018; Deng et al., 2017). کاهش قابل توجهی در تولید ATP در کبد موش‌ها مشاهده شده است که باعث کاهش متابولیسم لیپید می‌شود (Deng et al., 2017). در مطالعات مختلف نشان داده شده است که میکروپلاستیک‌ها، هومئوستاز^۱ بدن و در نتیجه تعادل انرژی را مختل می‌کنند. علاوه بر این میکروپلاستیک‌ها در حیوانات مختلف مانند کرم‌های دریایی، صدف‌ها و خرچنگ‌ها جذب غذا و در نتیجه انرژی دریافتی را کاهش می‌دهند؛ همچنین فعالیت‌های شکار و گوارشی را در ماهی‌ها کاهش می‌دهند (Wright et al., 2013; Watts et al., 2015; Wen et al., 2018). به طور مشابه، میکروپلاستیک‌ها در انسان‌ها، سیستم‌های متابولیک را با کاهش یا افزایش مصرف انرژی، تعدیل مسیرهای آنزیمی، کاهش مصرف مواد مغذی و ... تغییر می‌دهند.

۱-۲-۵-۴-۱۳. اختلال در عملکرد ایمنی

میکروپلاستیک بسته به انتشار و پاسخ میزبان، یک پاسخ ایمنی موضعی یا سیستمیک القا می‌کند. در مورد افراد مستعد ژنتیکی، قرارگیری در معرض میکروپلاستیک به دلیل اختلال در عملکرد ایمنی، باعث بیماری‌های خود ایمنی و سرکوب سیستم ایمنی می‌شود (Prata, 2018; Prata et al., 2020). این نوع بیماری‌های خود ایمنی ممکن است به دلیل استرس اکسیداتیو در سلول‌ها، آزاد شدن تعدیل‌کننده‌های مختلف سیستم ایمنی و فعال شدن نابجای سلول‌های ایمنی ایجاد شوند (Farhat et al., 2011). قرارگیری در معرض ذرات معلق با لوپوس اریتماتوز

۱- Homeostasis: به معنای حفظ شرایط پایدار در بدن است.

سیستمیک^۱ و بیماری‌های روماتیسمی سیستمیک مرتبط است (Bernatsky et al., 2016; Fernandes et al., 2015). مطالعات نشان داده‌اند که قرارگرفتن در معرض این آلاینده باعث افزایش تولید سیتوکین‌های^۲ ضد التهابی، کاهش تولید T-effector^۳ و سرکوب سلول‌های T-helper^۴ می‌شود (Saravia et al., 2014).

۳-۱-۵-۴. انتقال به بافت‌های دور

میکروپلاستیک‌ها در صورت ورود به بدن ممکن است وارد سیستم گردش خون شده و به بافت‌های مختلف منتقل شوند و در نتیجه عملکرد طبیعی آن‌ها را مختل کنند. اولین اثر عمده‌ای که میکروپلاستیک‌ها ممکن است ایجاد کنند، التهاب سیستمیک و عروقی، همراه با سمیت سلولی برای سلول‌های خونی و انسداد است (Canesi et al., 2015; Wright & Kelly, 2017; Campanale et al., 2020). میکروپلاستیک‌ها پس از استنشاق و بلع در موش‌ها، از طریق سیستم گردش خون به طحال و کبد منتقل می‌شوند (Campanale et al., 2020). همچنین مشخص شده است که ذرات کوچک پلاستیکی با استفاده از سینتیک تجمع بافت در روده، کبد و کلیه موش‌ها انباشته می‌شوند (Deng et al., 2017). میکروپلاستیک‌ها حتی در استخوان نیز یافت شده‌اند که ممکن است باعث فعال شدن استئوکلاست‌ها^۵ و از بین رفتن استخوان شود (Liu et al., 2015; Ormsby et al., 2016). چندین مطالعه نشان داده است که میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها می‌توانند از سد جفتی بدون تغییر عبور کنند (Wick et al., 2010; Grafmueller et al., 2015).

۴-۱-۵-۴. اختلال عصبی

مطالعات مختلف *in vivo*^۶ به منظور مطالعه اثر نورو توکسیک میکروپلاستیک‌ها انجام می‌شود.

۱- Systemic lupus erythematosus: یک بیماری خودایمنی مزمن است که باعث علائمی چون درد مفاصل، بثورات پوستی و خستگی می‌شود.

۲- Cytokines: دسته‌ای از مولکول‌های پروتئینی محلول در آب هستند که از یاخته‌های گوناگون و بیشتر در پاسخ به یک تحریک ترشح می‌شوند و وظیفه انتقال پیام میان یاخته‌ها را برعهده دارند.

۳- گروهی از سلول‌ها را توصیف می‌کند که شامل چندین نوع سلول T است که به طور فعال به یک محرک پاسخ می‌دهند.

۴- انواعی از سلول‌های لنفوسیت T هستند که نقش مهمی در دستگاه ایمنی ایفا می‌کنند.

۵- Osteoclasts: در پزشکی به یاخته‌های چندهسته‌ای که استخوان‌ها را جذب می‌کنند، یاخته‌های استخوان‌کاه یا استئوکلاست می‌گویند.

۶- مطالعاتی هستند که در آنها اثرات موجودات بیولوژیکی مختلف بر روی کل، موجودات زنده یا سلول‌ها، معمولاً حیوانات، از جمله انسان، و گیاهان، آزمایش می‌شود.

اثر نوروتوکسیک بر عملکرد و رفتار عصبی تأثیر می‌گذارد. مواجهه مزمن با میکروپلاستیک‌ها منجر به فعال شدن سلول‌های ایمنی و استرس اکسیداتیو در مغز می‌شود. این موضوع به دلیل سیتوکین‌های پیش التهابی می‌تواند به نوروپاتی‌ها آسیب برساند (MohanKumar et al., 2008; Barboza et al., 2018).

۵-۱۳. ارزیابی ریسک

میکروپلاستیک‌ها موادی پایدار و پیچیده هستند و یک تهدید جهانی تلقی می‌شوند. به دلیل ماهیت پایدار آن‌ها بررسی پیامدهای زیست محیطی، اقتصادی و اجتماعی و ایجاد یک طرح کلی برای فعالیت‌های آتی ضروری می‌باشد. سیاست‌گذاران ابتکارات و مقررات مختلفی برای مبارزه با افزایش آلودگی پلاستیکی اتخاذ کرده‌اند. در مورد پلاستیک‌های یکبار مصرف و استفاده از ریزدانه‌ها توسط صنایع به ویژه در مورد لوازم آرایشی و محصولات مراقبت شخصی، محدودیت‌هایی اعمال شده است. در سال ۲۰۱۵، ایالات متحده آمریکا سیاستی به نام "قانون آب بدون ریزدانه"^۱ را اجرا کرد؛ مطابق با این قانون تولیدکنندگان پلاستیک ملزم هستند از هدر رفت ریزدانه‌های پلاستیکی در مراحل تولید تا حمل و نقل جلوگیری کنند و همچنین استفاده از ریزدانه‌های پلاستیکی که با آب شسته می‌شوند را در لوازم آرایشی ممنوع کنند. اقدامات مشابهی نیز توسط کانادا (۲۰۱۷) و بریتانیا (۲۰۱۸) انجام شده است (Mirano & Wohlleben, 2020; Miranda et al., 2020). استراتژی UNEP Honolulu 2011 یک اقتصاد دایره‌ای برای کاهش آلودگی پلاستیک‌ها است و در نظر دارد مشکلات زباله‌های دریایی را با استفاده از رویکردهای کل نگر با کاهش زباله‌های پلاستیکی مستقر در خشکی، زباله‌های خط ساحلی و آلاینده‌های دریایی که به دلیل استفاده از وسایل مختلف ماهیگیری ایجاد می‌شود، حل کند. (Pettipas et al., 2016). کشورهای G7^۲، در سال ۲۰۱۵، برای کاهش زباله‌های دریایی که به آب‌های داخلی و ساحلی منتقل می‌شوند، سیاستی را تدوین کردند تا سیستم مدیریت پسماند این کشورها بهبود یابد (Brennholt et al., 2018). جدای از سیاست‌ها، محرک‌ها و ابتکارات مختلف پاک‌سازی مانند تجمع بر پایه سل-ژل^۳ و

1. Micro-Bead-Free Water Act

۲- یک سازمان بین دولتی متشکل از کانادا، فرانسه، آلمان، ایتالیا، ژاپن، بریتانیا و ایالات متحده آمریکا به اضافه اتحادیه اروپا (عضو ناظر) است.

۳- Sol-gel: یک روش شیمیایی مرطوب (رویکرد پایین به بالا) است که در مهندسی و علم مواد و مهندسی سرامیک به‌طور گسترده برای سنتز انواع نانو ساختارها استفاده می‌شود.

تصفیه‌کننده‌های هوا به ترتیب برای حذف میکروپلاستیک‌ها از آب و هوا معرفی شده‌اند. علاوه بر این برای تجزیه میکروپلاستیک‌های موجود در خاک، قارچ‌های مختلفی مورد استفاده قرار گرفته است (Ali et al., 2014; Herbort et al., 2018).

۶-۱۳. اصلاح میکروپلاستیک‌ها

ذرات پلاستیکی به تغییر شکل و انتقال از یک اکوسیستم به اکوسیستم دیگر ادامه می‌دهند و بر همه تعاملات انسانی تأثیر می‌گذارند. در نهایت، میکروپلاستیک‌ها با ورود به سیستم‌های غذایی انسان‌ها و آلوده کردن اکوسیستم‌ها، بر سلامت حیوانات و انسان‌ها نیز تأثیر می‌گذارند. درک اصلاح میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های مختلف ضروری است. روش‌هایی مانند اصلاح زیستی، فوتوکاتالیز، فرآیند اکسیداسیون و مایکروویو برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها در خاک و آب استفاده شده‌اند. در این بخش، به طور مختصر به روش‌های به کار رفته برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها پرداخته می‌شود.

۱-۶-۱۳. انعقاد/ آگلومراسیون/ لخته سازی

این فرآیند برای حذف ذرات بزرگ میکروپلاستیک از آب استفاده می‌شود و کارایی حذف عمدتاً به اندازه میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد. این روش یکی از متعارف‌ترین و پرکاربردترین فرآیندها است (Park et al., 2020; Ma et al., 2020). در این فرآیند از یک عامل منعقدکننده (بر پایه آلومینیوم یا بر پایه آهن) استفاده می‌شود که ذرات محلول و معلق را بی‌ثبات می‌کند و منجر به رسوبدهی می‌شود (Shirasaki et al., 2016).

۲-۶-۱۳. فناوری راکتور زیستی غشایی

این روش به عنوان یکی از مطمئن‌ترین روش‌ها برای تصفیه فاضلاب با آلاینده‌های زیاد است و اخیراً برای حذف میکروپلاستیک‌ها نیز مورد استفاده قرار گرفته است. فناوری غشاء دارای راندمان حذف خوب، قدرت دفع بالای آلاینده‌ها و کیفیت بالای پساب است.

۳-۶-۱۳. فتواکسیداسیون پیشرفته

فتواکسیداسیون به عنوان یک روش بسیار امیدوارکننده و موثر برای تصفیه پساب‌های حاوی آلاینده‌های آلی و میکروپلاستیک‌ها در نظر گرفته می‌شود. این روش از یک نیمه هادی مرئی

یا جاذب نور UV تشکیل شده است که رادیکال‌های آزاد تولید می‌کنند. رادیکال‌های آزاد تولید شده مانند گونه‌های فعال اکسیژن، سوپراکسید و رادیکال‌های هیدروکسیل میکروپلاستیک‌ها را تجزیه می‌کنند (Zhu et al., 2019) و باعث ایجاد مواد آلی فرار، CO_2 و H_2O می‌شوند. در فرآیند کاتالیز به کمک مایکروویو از یک کاتالیزور مبتنی بر آهن استفاده می‌شود و تنها به ۳۰ تا ۹۰ ثانیه زمان نیاز دارد و در این فرآیند به نانولوله‌های کربنی و هیدروژن تبدیل می‌شود. از سوی دیگر، فرآیند فوتوکاتالیز از Nb_2O_5 استفاده می‌کند و بدون استفاده از هیچ عامل دیگری، CO_2 و CH_3COOH را تشکیل می‌دهد.

۴-۶-۱۳. اصلاح زیستی

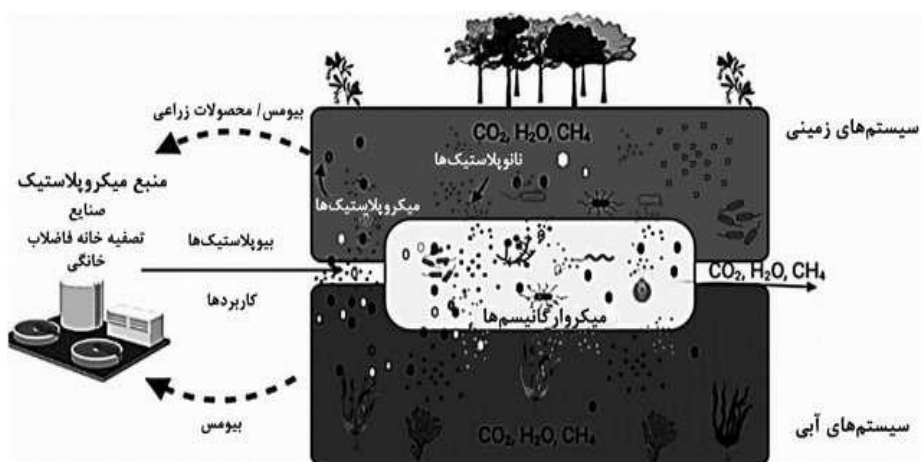
میکروارگانیسم‌ها نقش مهمی در تجزیه میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در خاک و آب دارند (Bhatt et al., 2021; Lwanga et al., 2018; Dussud & Ghiglione, 2014; Mohanan et al., 2020). اصلاح زیستی مراحل مختلفی مانند تجزیه زیستی، تخریب زیستی، جذب و مینرالیزاسیون^۱ پلیمر دارد. به عنوان مثال، میکروارگانیسم‌ها شروع به تخریب فیزیکوشیمیایی می‌کنند، سپس پلیمرها را با تولید اگزوزیم‌ها^۲ به مونومرها و الیگومرها تقسیم می‌کنند، سپس مولکول‌ها را در متابولیسم همراه کرده و در نهایت، متابولیت‌های اکسید شده را دفع می‌کنند (Dussud & Ghiglione, 2014).

اگزوآنزیم‌ها (اکسیژنازاها)، زنجیره‌های بلند کربن و هیدروژن پلیمرها را بی ثبات می‌کنند و برای تولید الکل و ترکیبات کربوکسیلیک و پراکسیل اکسیژن استفاده می‌شوند و در فرآیندهای متابولیک میکروبی این ترکیبات را جذب و معدنی می‌کند (Conkle et al., 2018). مطالعات نشان داده اند که جلبک‌ها و کرم‌های خاکی می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را تجزیه کنند (Chia et al., 2020; Nakanishi et al., 2020). پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر مستعد حمله میکروبی بیشتری هستند و از این رو، گزینه ایمن تری نسبت به پلاستیک‌های مصنوعی در نظر گرفته می‌شوند (Liao & Chen, 2021). پلاستیک‌های زیست تخریب‌پذیر جایگزین بهتری برای پلاستیک‌های مصنوعی هستند. این امر حتی در صنایع آرایشی و بهداشتی نیز

۱- Mineralization: این فرآیند شامل تجزیه کامل ترکیبات آلی پیچیده به مولکول‌های معدنی ساده تر مانند دی اکسید کربن، آب و نمک‌های معدنی است.

۲- Exoenzymes: اگزوآنزیم‌ها آنزیم‌هایی هستند که توسط سلول‌ها ترشح می‌شوند و خارج از غشای سلولی عمل می‌کنند.

دیده می‌شود، به طوری که دانه‌های کیتوزان به طور کامل بدون اثرات سمی در خاک تجزیه می‌شوند. با گسترش استفاده از پلاستیک‌های مصنوعی، میکروب‌های مهندسی شده به عنوان عامل کلیدی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها در نظر گرفته می‌شود (Ju et al., 2021). ایجاد یک اقتصاد دایره‌ای با استفاده از مدل‌های مبتنی بر محیط زیست، بدون مختل کردن مزایای پلاستیک ضرورت دارد. در شکل ۴-۱۳ مسیر آزمایشی اصلاح زیستی میکروپلاستیک‌ها در محیط نشان داده شده است. گیاهان آبی و خشکی پتانسیل بالایی برای جذب میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها دارند. جامعه میکروبی، این آلاینده‌ها را به آب، دی‌اکسیدکربن و متان تبدیل و گیاهان موجود در محیط از این محصولات استفاده می‌کنند. اصلاح زیستی را می‌توان با استفاده از گیاهان غیرخوراکی و جلبک‌ها، همراه با پلاستیک‌های زیستی انجام داد.



شکل ۴-۱۳. مسیرهای اصلاح زیستی میکروپلاستیک‌ها در محیط.

۷-۱۳. نتیجه‌گیری

آلودگی میکروپلاستیک در حال حاضر به عنوان یک موضوع هشداردهنده شناخته می‌شود. نگرانی‌های اقتصادی، زیست محیطی و اجتماعی در رابطه با تأثیر آلودگی میکروپلاستیک بر محیط‌زیست، توجه زیادی را از سوی همه بخش‌ها (عموم مردم، فعالان محیط‌زیست، سیاست‌گذاران و جوامع علمی) به خود جلب کرده است. تلاش‌های گسترده‌ای برای جایگزینی پلاستیک‌های زیست تخریب پذیر با پلاستیک‌های مصنوعی به منظور کاهش

آلودگی پلاستیک در محیط زیست انجام شده است. هر چند تلاش‌های گسترده‌ای برای جایگزینی پلاستیک‌های متداول با پلاستیک‌های قابل تجزیه پذیر به منظور کاهش آلودگی پلاستیکی در محیط زیست صورت می‌گیرد، اما به اثرات منفی آن باید توجه ویژه‌ای شود تا از وقوع هرگونه خطر غیرمنتظره برای سلامتی انسان و محیط زیست جلوگیری گردد. علاوه بر پیشرفت‌های فناوری، پیامدهای اقتصادی و اجتماعی و جلوگیری از آلودگی میکروپلاستیک، احتمالاً اصلاح زیستی یک راه حل پتانسیلی برای مشکلات مرتبط با میکروپلاستیک‌ها است. با این حال، روش‌های شناسایی و توصیف آن هنوز استاندارد نشده است و باید در رابطه با آن‌ها به توافق رسید تا ساده سازی و توسعه شاخص‌های تأثیر و ارزیابی تأثیرات زیست محیطی آن‌ها امکان پذیر شود. تولید پلیمرهای قابل تجزیه از زیست توده‌های غیرخوراکی مانند جلبک‌ها یک رویکرد اصلی برای از بین بردن آلودگی میکروپلاستیک در اکوسیستم‌های پایدار می‌تواند باشد. یک تجزیه و تحلیل پایدار و گسترده تر باید هر تلاش نوآورانه‌ای را که به کاهش یا از بین بردن آلودگی میکرو/نانوپلاستیک منجر می‌شود، حمایت کند تا از ریسک سرمایه گذاری و زیست محیطی جلوگیری شود. باید جایگزین‌هایی برای پلاستیک‌های متداول، همراه با یک استراتژی یکپارچه برای ریشه‌کنی این آلاینده‌ها استفاده شود. سازمان‌های دولتی، سیاست‌گذاران و فعالان زیست محیطی باید با مصرف‌کنندگان نهایی برای تدوین جایگزین‌هایی برای پلاستیک‌های معمولی همکاری کنند.

منابع

- Act of 2015 [WWW Document]. www.congress.gov/bill/114th-congress/h.
- Ali, M. I., Ahmed, S., Robson, G., Javed, I., Ali, N., Atiq, N., & Hameed, A. (2014). Isolation and molecular characterization of polyvinyl chloride (PVC) plastic degrading fungal isolates. *Journal of Basic Microbiology*, 54(1), 18–27.
- Alimi, O. S., Farner Budarz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1704–1724.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22.
- Anger, P. M., von der Esch, E., Baumann, T., Elsner, M., Niessner, R., & Ivleva, N. P. (2018). Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 214–226.

- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M., & Ribeiro-Claro, P. J. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426–440.
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (2009). Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris, September 9–11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., & 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.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998.
- Benítez, A., Sánchez, J. J., Arnal, M. L., Müller, A. J., Rodríguez, O., & Morales, G. (2013). Abiotic degradation of LDPE and LLDPE formulated with a pro-oxidant additive. *Polymer Degradation and Stability*, 98(2), 490–501.
- Bernatsky, S., Smargiassi, A., Barnabe, C., Svenson, L. W., Brand, A., Martin, R. V., . . . Joseph, L. (2016). Fine particulate air pollution and systemic autoimmune rheumatic disease in two Canadian provinces. *Environmental Research*, 146, 85–91.
- Bhatt, P., Pathak, V. M., Bagheri, A. R., & Bilal, M. (2021). Microplastic contaminants in the aqueous environment, fate, toxicity consequences, and remediation strategies. *Environmental Research*, 200, 111762.
- Bombelli, P., Howe, C. J., & Bertocchini, F. (2017). Polyethylene bio-degradation by caterpillars of the wax moth *Galleria mellonella*. *Current Biology*, 27(8), R292–R293.
- Boots, B., Russell, C. W., & Green, D. S. (2019). Effects of microplastics in soil ecosystems: Above and below ground. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11496–11506.
- Bouwmeester, H., Hollman, P. C., & Peters, R. J. (2015). Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 49(15), 8932–8947.
- Bradney, L., Wijesekara, H., Palansooriya, K. N., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Ok, Y. S., . . .
- Kirkham, M. B. (2019). Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 131, 104937.
- Brennholt, N., Heß, M., & Reifferscheid, G. (2018). Freshwater microplastics: Challenges for regulation and management. *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* 239–272.
- Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerdts, G., & Primpke, S. (2018). Comparison of Raman and Fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 52(22), 13279–13288.
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212.
- Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M. P., Dawson, K. A., Papa, S., . . . Corsi, I. (2015). Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic

- polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. *Marine Environmental Research*, 111, 34–40.
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182.
- Chang-Bum, J., Eun-Ji, W., Hye-Min, K., Min-Chul, L., Dae-Sik, H., Un-Ki, H., . . . Jae-Seong, L. (2016). Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*).
- Chenxi, W. U., Xiangliang, P. A. N., Huahong, S. H. I., & Jinping, P. E. N. G. (2018). Microplastic pollution in freshwater environment in China and watershed management strategy. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences (Chinese Version)*, 33(10), 1012–1020.
- Chia, W. Y., Tang, D. Y. Y., Khoo, K. S., Lup, A. N. K., & Chew, K. W. (2020). Nature's fight against plastic pollution: Algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Environmental Science and Ecotechnology*, 4, 100065.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646–6655.
- Conkle, J. L., Báez Del Valle, C. D., & Turner, J. W. (2018). Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? *Environmental Management*, 61(1), 1–8.
- Costigan, E., Collins, A., Hatinoglu, M. D., Bhagat, K., Macrae, J., Perreault, F., & Apul, O. (2022). Adsorption of organic pollutants by microplastics: Overview of a dissonant literature. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 100091.
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). The interactions of microplastics and chemical pollutants. *Microplastic Pollutants*, 131–157. de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., & Rillig, M.
- C. (2018). Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 9656–9665.
- Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., . . . Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223–233.
- Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H., & Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of the Total Environment*, 753, 142041.
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., & Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific Reports*, 7(1), 46687.
- Du, S., Zhu, R., Cai, Y., Xu, N., Yap, P. S., Zhang, Y., . . . Zhang, Y. (2021). Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: A review. *RSC Advances*, 11(26), 15762–15784.
- Dussud, C., & Ghiglione, J. F. (2014). Bacterial degradation of synthetic plastics. In *CIESM Workshop Monographs* (Vol. 46, pp. 49–54). health-effects-on-humans-are-still.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82.

- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., . . . Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One*, 9(12), e111913.
- Farhat, S. C., Silva, C. A., Orione, M. A. M., Campos, L. M., Sallum, A. M., & Braga, A. L. (2011). Air pollution in autoimmune rheumatic diseases: A review. *Autoimmunity Reviews*, 11(1), 14–21.
- Fernandes, E. C., Silva, C. A., Braga, A. L., Sallum, A. M., Campos, L. M., & Farhat, S. C. (2015). Exposure to air pollutants and disease activity in juvenile-onset systemic lupus erythematosus patients. *Arthritis Care & Research*, 67(11), 1609–1614.
- Fok, L., & Cheung, P. K. (2015). Hong Kong at the pearl river estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 112–118.
- Forte, M., Iachetta, G., Tussellino, M., Carotenuto, R., Prisco, M., De Falco, M., . . . Valiante, S. (2016). Polystyrene nanoparticles internalization in human gastric adenocarcinoma cells. *Toxicology in Vitro*, 31, 126–136.
- Frias, J. P., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147.
- Galafassi, S., Nizzetto, L., & Volta, P. (2019). Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water. *Science of the Total Environment*, 693, 133499.
- Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), 1513–1521.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782.
- Gigault, J., Ter Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., . . . Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034.
- Grafmueller, S., Manser, P., Diener, L., Diener, P. A., Maeder-Althaus, X., Maurizi, L., . . . Wick, P. (2015). Bidirectional transfer study of polystyrene nanoparticles across the placental barrier in an ex vivo human placental perfusion model. *Environmental Health Perspectives*, 123(12), 1280–1286.
- Gray, A. D., & Weinstein, J. E. (2017). Size-and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(11), 3074–3080.
- Guo, J. J., Huang, X. P., Xiang, L., Wang, Y. Z., Li, Y. W., Li, H., . . . Wong, M. H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137, 105263.
- Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 164–171.
- Hartline, N. L., Bruce, N. J., Karba, S. N., Ruff, E. O., Sonar, S. U., & Holden, P. A. (2016). Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. *Environmental Science & Technology*, 50(21), 11532–11538.

- Heo, N. W., Hong, S. H., Han, G. M., Hong, S., Lee, J., Song, Y. K., . . . Shim, W. J. (2013). Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam beach, South Korea. *Ocean Science Journal*, 48, 225–233.
- Herbort, A. F., Sturm, M. T., & Schuhen, K. (2018). A new approach for the agglomeration and subsequent removal of polyethylene, polypropylene, and mixtures of both from freshwater systems—a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 15226–15234.
- Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., & Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere*, 182, 781–793.
- Ho, N. H. E., & Not, C. (2019). Selective accumulation of plastic debris at the breaking wave area of coastal waters. *Environmental Pollution*, 245, 702–710.
- Ho, W. K., Law, J. C. F., Lo, J. C. W., Chng, I. K. X., Hor, C. H. H., & Leung, K. S. Y. (2022). Sorption Behavior, Speciation, and Toxicity of Microplastic-Bound Chromium in Multi-solute Systems. *Environmental Science & Technology Letters*. <http://www.discovermagazine.com/health/microplastics-are-everywhere-but-their-h>.
- Hu, B., Li, Y., Jiang, L., Chen, X., Wang, L., An, S., & Zhang, F. (2020). Influence of microplastics occurrence on the adsorption of 17 β -estradiol in soil. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123325.
- Huang, Y., Zhao, Y., Wang, J., Zhang, M., Jia, W., & Qin, X. (2019). LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. *Environmental Pollution*, 254, 112983.
- Huang, Z., Hu, B., & Wang, H. (2023). Analytical methods for microplastics in the environment: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 383–401.
- Hurley, R. R., & Nizzetto, L. (2018). Fate and occurrence of micro (nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 6–11.
- Hurley, R. R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251–257.
- Ilekis, J. V., Tsilou, E., Fisher, S., Abrahams, V. M., Soares, M. J., Cross, J. C., . . . Bidwell, G. (2016). Placental origins of adverse pregnancy outcomes: Potential molecular targets: An executive workshop summary of the Eunice Kennedy Shriver national institute of child health and human development. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*, 215(1), S1–S46.
- Imran, M., Das, K. R., & Naik, M. M. (2019). Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat. *Chemosphere*, 215, 846–857.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., . . . Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Ju, S., Shin, G., Lee, M., Koo, J. M., Jeon, H., Ok, Y. S., . . . Park, J. (2021). Biodegradable chito-beads replacing non-biodegradable microplastics for cosmetics. *Green Chemistry*, 23(18), 6953–6965.
- Judy, J. D., Williams, M., Gregg, A., Oliver, D., Kumar, A., Kookana, R., & Kirby, J. K. (2019). Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. *Environmental Pollution*, 252, 522–531.

- Käppler, A., Windrich, F., Löder, M. G., Malanin, M., Fischer, D., Labrenz, M., . . . Voit, B. (2015). Identification of microplastics by FTIR and Raman microscopy: A novel silicon filter substrate opens the important spectral range below 1300 cm⁻¹ for FTIR transmission measurements. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 407, 6791–6801.
- Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T. R., & Cole, M. (2018). Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 36046–36063.
- Kay, P., Hiscoe, R., Moberley, I., Bajic, L., & McKenna, N. (2018). Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 20264–20267.
- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526.
- Kershaw, P. J., Turra, A., & Galgani, F. (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, 130p. United Kingdom. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., & Gerdt, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1–8.
- Koelmans, A. A., Besseling, E., & Shim, W. J. (2015). Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. *Marine Anthropogenic Litter*, 325–340.
- Krueger, M. C., Harms, H., & Schlosser, D. (2015). Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, 8857–8874.
- Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611.
- Lee, D. H. (2018). Evidence of the possible harm of endocrine-disrupting chemicals in humans: Ongoing debates and key issues. *Endocrinology and Metabolism*, 33(1), 44–52.
- Lehmann, A., Leifheit, E. F., Gerdawischke, M., & Rillig, M. C. (2021). Microplastics have shape- and polymer-dependent effects on soil aggregation and organic matter loss—an experimental and meta-analytical approach. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 1–14.
- Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566, 333–349.
- Liao, J., & Chen, Q. (2021). Biodegradable plastics in the air and soil environment: Low degradation rate and high microplastics formation. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126329.
- Lim, L. T., Auras, R., & Rubino, M. (2008). Processing technologies for poly (lactic acid). *Progress in Polymer Science*, 33(8), 820–852.

- Liu, A., Richards, L., Bladen, C. L., Ingham, E., Fisher, J., & Tipper, J. L. (2015). The biological response to nanometre-sized polymer particles. *Acta Biomaterialia*, 23, 38–51.
- Liu, P., Shi, Y., Wu, X., Wang, H., Huang, H., Guo, X., & Gao, S. (2021). Review of the artificially-accelerated aging technology and ecological risk of microplastics. *Science of the Total Environment*, 768, 144969.
- Löder, M. G., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*, 201–227.
- Luo, Y. Y., Not, C., & Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: A review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271, 116291.
- Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., & Officer, R. (2015). Microplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199, 185–191.
- Lwanga, E. H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., . . . Geissen, V. (2017). Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*, 220, 523–531.
- Lwanga, E. H., Thapa, B., Yang, X., Gertsen, H., Salánki, T., Geissen, V., & Garbeva, P. (2018). Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. *Science of the Total Environment*, 624, 753–757.
- Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., & Xing, B. (2020). Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 261, 114089.
- Mariano, S., Tacconi, S., Fidaleo, M., Rossi, M., & Dini, L. (2021). Micro and nanoplastics identification: Classic methods and innovative detection techniques. *Frontiers in Toxicology*, 3, 636640.
- Martin, C., Baalkhuyur, F., Valluzzi, L., Saderne, V., Cusack, M., Almahasheer, H., . . . Duarte, C. M. (2020). Exponential increase of plastic burial in mangrove sediments as a major plastic sink. *Science Advances*, 6(44), eaaz5593.
- Mattsson, K., Jovic, S., Doverbratt, I., & Hansson, L. A. (2018). Nanoplastics in the aquatic environment. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, 379–399.
- Miranda, M. N., Silva, A. M., & Pereira, M. F. R. (2020). Microplastics in the environment: A DPSIR analysis with focus on the responses. *Science of the Total Environment*, 718, 134968.
- Mitrano, D. M., & Wohlleben, W. (2020). Microplastic regulation should be more precise to incentivize both innovation and environmental safety. *Nature Communications*, 11, 1–12. doi:10.1038/s41467-020-19069-1.
- Mohan, N., Montazer, Z., Sharma, P. K., & Levin, D. B. (2020). Microbial and enzymatic degradation of synthetic plastics. *Frontiers in Microbiology*, 11, 580709.
- MohanKumar, S. M., Campbell, A., Block, M., & Veronesi, B. (2008). Particulate matter, oxidative stress and neurotoxicity. *Neurotoxicology*, 29(3), 479–488.
- Nakanishi, A., Iritani, K., & Sakihama, Y. (2020). Developing neo-bioplastics for the realization of carbon sustainable society. *Journal of Nanotechnology and Nanomaterials*, 1(2), 72–85.

- Ng, E. L., Lwanga, E. H., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H. W., Geissen, V., & Chen, D. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 627, 1377–1388.
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., Butterfield, D., & Whitehead, P. G. (2016). A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(8), 1050–1059.
- Not, C., Lui, C. Y. I., & Cannicci, S. (2020). Feeding behavior is the main driver for microparticle intake in mangrove crabs. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 84–91.
- Nowack, B., & Bucheli, T. D. (2007). Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. *Environmental Pollution*, 150(1), 5–22.
- Ormsby, R. T., Cantley, M., Kogawa, M., Solomon, L. B., Haynes, D. R., Findlay, D.M., & Atkins, G. J. (2016). Evidence that osteocyte perilacunar remodelling contributes to polyethylene wear particle induced osteolysis. *Acta Biomaterialia*, 33, 242–251.
- Park, T. J., Lee, S. H., Lee, M. S., Lee, J. K., Park, J. H., & Zoh, K. D. (2020). Distributions of microplastics in surface water, fish, and sediment in the vicinity of a sewage treatment plant. *Water*, 12(12), 3333.
- Peng, L., Mehmood, T., Bao, R., Wang, Z., & Fu, D. (2022). An overview of micro (nano) plastics in the environment: Sampling, identification, risk assessment and control. *Sustainability*, 14(21), 14338.
- Pettipas, S., Bernier, M., & Walker, T. R. (2016). A Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. *Marine Policy*, 68, 117–122.
- PlasticsEurope. (2019). *Plastics the Facts 2019: An Analysis of European Plastics*. PlasticsEurope, Wemmel – Belgium.
- Prajapati, A., Narayan Vaidya, A., & Kumar, A. R. (2022). Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(33), 49490–49512.
- Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment*, 702, 134455.
- Qi, Y., Ossowicki, A., Yang, X., Lwanga, E. H., Dini-Andreote, F., Geissen, V., & Garbeva, P. (2020). Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. *Journal of Hazardous Materials*, 387, 121711.
- Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G., & Slobodnik, J. (2021). Potential human health risks due to environmental exposure to nano-and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of the Total Environment*, 757, 143872.
- Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., & Cao, X. (2021). Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants—a critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126455.

- Ribeiro, F., O'Brien, J. W., Galloway, T., & Thomas, K. V. (2019). Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 139–147.
- Rillig, M. C., Lehmann, A., de Souza Machado, A. A., & Yang, G. (2019). Microplastic effects on plants. *New Phytologist*, 223(3), 1066–1070.
- Rillig, M. C., Ziersch, L., & Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, 7(1), 1362.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., . . . Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5(1), 1–10.
- Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., Da Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia Andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, 220, 495–503.
- Rychter, P., Pospíšil, L., Černý, M., & Šlouf, M. (2012). Recent progress in understanding and modeling the radiation and thermo-oxidative degradation of polymers. *Polymer Degradation and Stability*, 97(11), 2023–2044.
- Saravia, J., You, D., Thevenot, P., Lee, G. I., Shrestha, B., Lomnicki, S., & Cormier, S. A. (2014). Early-life exposure to combustion-derived particulate matter causes pulmonary immunosuppression. *Mucosal Immunology*, 7(3), 694–704.
- Schneider, M., Stracke, F., Hansen, S., & Schaefer, U. F. (2009). Nanoparticles and their interactions with the dermal barrier. *Dermato-Endocrinology*, 1(4), 197–206.
- Sen, S. K., & Raut, S. (2015). Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 462–473.
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246–265.
- Shirasaki, N., Matsushita, T., Matsui, Y., & Marubayashi, T. (2016). Effect of aluminum hydrolyte species on human enterovirus removal from water during the coagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 284, 786–793.
- Sivan, A. (2011). New perspectives in plastic biodegradation. *Current Opinion in Biotechnology*, 22(3), 422–426.
- Song, Y., Qiu, R., Hu, J., Li, X., Zhang, X., Chen, Y., . . . He, D. (2020). Biodegradation and disintegration of expanded polystyrene by land snails *Achatina Fulica*. *Science of the Total Environment*, 746, 141289.
- Sternschuss, G., Ostergard, D. R., & Patel, H. (2012). Post-implantation alterations of polypropylene in the human. *The Journal of Urology*, 188(1), 27–32.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., . . . Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2430–2435.

- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is micro-litter purified from wastewater?—A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 109, 164–172.
- Tang, K. H. D. (2021). Interactions of microplastics with persistent organic pollutants and the ecotoxicological effects: A review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 1(1), 24–34.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., . . . Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304.
- Valavanidis, A., Vlachogianni, T., Fiotakis, K., & Loridas, S. (2013). Pulmonary oxidative stress, inflammation and cancer: Respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(9), 3886–3907.
- Vo, H. C., & Pham, M. H. (2021). Ecotoxicological effects of microplastics on aquatic organisms: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 44716–44725.
- Wagner, S., Klöckner, P., Stier, B., Römer, M., Seiwert, B., Reemtsma, T., & Schmidt, C. (2019). Relationship between discharge and river plastic concentrations in a rural and an urban catchment. *Environmental Science & Technology*, 53(17), 10082–10091.
- Waldman, W. R., & Rillig, M. C. (2020). Microplastic research should embrace the complexity of secondary particles. *Environmental Science & Technology*, 54(13), 7751–7753. doi:10.1021/acs.est.0c02194.
- Wang, F., Wang, Q., Adams, C. A., Sun, Y., & Zhang, S. (2022). Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127531.
- Wang, F., Wong, C. S., Chen, D., Lu, X., Wang, F., & Zeng, E. Y. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*, 139, 208–219.
- Wang, F., Zhang, M., Sha, W., Wang, Y., Hao, H., Dou, Y., & Li, Y. (2020). Sorption behavior and mechanisms of organic contaminants to nano and microplastics. *Molecules*, 25(8), 1827.
- Wang, J., Coffin, S., Sun, C., Schlenk, D., & Gan, J. (2019). Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia Fetida* in soil. *Environmental Pollution*, 249, 776–784.
- Wang, J., Jiang, J., Sun, Y., Wang, X., Li, M., Pang, S., . . . Tsang, D. C. (2021). Catalytic degradation of waste rubbers and plastics over zeolites to produce aromatic hydrocarbons. *Journal of Cleaner Production*, 309, 127469.
- Watts, A. J., Urbina, M. A., Corr, S., Lewis, C., & Galloway, T. S. (2015). Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science & Technology*, 49(24), 14597–14604.
- Wei, R., Oeser, T., Then, J., Kühn, N., Barth, M., Schmidt, J., & Zimmermann, W. (2014). Functional characterization and structural modeling of synthetic polyester-degrading hydrolases from *Thermomonospora Curvata*. *AMB Express*, 4, 1–10.

- Wei, R., & Zimmermann, W. (2017). Microbial enzymes for the recycling of recalcitrant petroleum-based plastics: How far are we? *Microbial Biotechnology*, 10(6), 1308–1322.
- Wen, B., Zhang, N., Jin, S. R., Chen, Z. Z., Gao, J. Z., Liu, Y., . . . Xu, Z. (2018). Microplastics have a more profound impact than elevated temperatures on the predatory performance, digestion and energy metabolism of an Amazonian cichlid. *Aquatic Toxicology*, 195, 67–76.
- Wick, P., Malek, A., Manser, P., Meili, D., Maeder-Althaus, X., Diener, L., . . . von Mandach, U. (2010). Barrier capacity of human placenta for nanosized materials. *Environmental Health Perspectives*, 118(3), 432–436.
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and human health: A micro issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647.
- Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23(23), R1031–R1033.
- Xu, K., Zhang, Y., Huang, Y., & Wang, J. (2021). Toxicological effects of microplastics and phenanthrene to zebrafish (*Danio rerio*). *Science of the Total Environment*, 757, 143730.
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A. J. (2020). Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 703, 134699.
- Yang, C. Z., Yaniger, S. I., Jordan, V. C., Klein, D. J., & Bittner, G. D. (2011). Most plastic products release estrogenic chemicals: A potential health problem that can be solved. *Environmental Health Perspectives*, 119(7), 989–996.
- Yang, J., Yang, Y., Wu, W. M., Zhao, J., & Jiang, L. (2014). Evidence of polyethylene biodegradation by bacterial strains from the guts of plastic-eating waxworms. *Environmental Science & Technology*, 48(23), 13776–13784.
- Yang, Y., Yang, J., Wu, W. M., Zhao, J., Song, Y., Gao, L., . . . Jiang, L. (2015). Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests. *Environmental Science & Technology*, 49(20), 12080–12086.
- Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., . . . Oda, K. (2016). A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate). *Science*, 351(6278), 1196–1199.
- Yu, N., Huang, B., Li, M., Cheng, P., Li, L., Huang, Z., . . . Zhou, Z. (2017). Single particle characteristics of fine particulate matter in dust. *China Environmental Science*, 37(4), 1262–1268.
- Zhang, C., Wang, J., Zhou, A., Ye, Q., Feng, Y., Wang, Z., . . . Zou, J. (2021a). Species-specific effect of microplastics on fish embryos and observation of toxicity kinetics in larvae. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123948.
- Zhang, X., Luo, D., Yu, R. Q., Xie, Z., He, L., & Wu, Y. (2021b). Microplastics in the endangered Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 270, 116057.
- Zhaorong, M., Yousheng, L., Qianqian, Z., & Guangguo, Y. (2020). The usage and environmental pollution of agricultural plastic film. *Asian Journal of Ecotoxicology* (4), 21–32.

- Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., & Li, Y. (2020). Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Science of the Total Environment*, 748, 141368.
- Zhu, F., Zhu, C., Wang, C., & Gu, C. (2019). Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: A review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 741–749.
- Zubris, K. A. V., & Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, 138(2), 201–211.

فصل ۱۴

اصلاح میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانو مواد دوستدار محیط زیست

۱-۱۴. مقدمه

در حال حاضر بزرگترین تهدید زیست محیطی که جهان با آن مواجه است، افزایش جمعیت انسان‌ها می‌باشد از طرفی استفاده از پلاستیک از کنترل خارج و منجر به تخریب اکوسیستم شده است. میکروپلاستیک‌ها، به عنوان ذرات پلاستیکی کوچک به اندازه کمتر از ۵ میلی متر شناخته می‌شوند و در طیف بزرگی از اکوسیستم‌ها، از جمله آب‌های شیرین، دریاها و اقیانوس‌ها و محیط خشکی نیز یافت می‌شوند [۱]. این ذرات از وسایل مراقبت شخصی مانند خمیر دندان و اسکراب‌های صورت و بدن و اشیاء پلاستیکی بزرگتر مانند بسته بندی، تورهای ماهیگیری و سایر زباله‌های پلاستیکی تولید می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها نیمه عمر طولانی دارند و می‌توانند صدها سال دوام بیاورند.

یک جایگزین عملی و قابل قبول از نظر زیست محیطی، فن‌آوری‌های اصلاح سبز، مانند نانومواد زیستی می‌باشند. نانومواد زیستی با ویژگی‌ها و قابلیت‌های متمایز از منابع بیولوژیکی

به دست می‌آیند و کاربردهای گسترده‌ای در اصلاح محیط دارند [۲]. این فصل مروری بر استفاده فعلی از نانو مواد زیستی سبز، همراه با هوش مصنوعی برای رفع آلودگی میکروپلاستیک و استفاده از آن‌ها به عنوان یک جایگزین سبز برای روش‌های معمول رفع آلودگی می‌پردازد.

سلولز یک بستر پلیمری زیستی است و در دیواره‌های سلولی گیاهان یافت می‌شود و به دلیل مساحت سطح زیاد و گروه‌های عاملی هیدروکسیل که امکان برهم‌کنش از طریق پیوندهای هیدروژنی با میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌کند، ظرفیت بالایی برای جذب میکروپلاستیک‌ها دارد. در سال ۲۰۰۶، دو کشتی فرانسوی حامل خاکستر سمی و ضایعات پلاستیکی تجزیه ناپذیر به سمت هند حرکت کردند و در اقیانوس هند در نزدیکی بندر آلانگ^۱ در گجرات^۲ تخلیه شدند. مطالعات متعددی با استفاده از مواد مبتنی بر سلولز، مانند نانوبلورهای سلولزی و آئروژل‌های سلولزی، برای پاکسازی این میکروپلاستیک‌ها پرداخته اند. Madani و همکاران (۲۰۲۱) آئروژل‌های سلولز را برای جذب میکروپلاستیک در آب دریا مورد بررسی قرار دادند [۳]. محققان کشف کردند که آئروژل‌های سلولزی ظرفیت بالایی در جذب ذرات ریز دارند و تا ۹۸٪، راندمان حذف از خود نشان می‌دهند. یک مطالعه جدید تعداد بسیار زیادی مسواک قدیمی، اسباب‌بازی، قوطی‌های آلومینیومی و سایر زباله‌ها را در اقیانوس آرام کشف کرد که زندگی گونه‌های دریایی را به خطر انداخته اند.

نانوذرات مغناطیسی (MNPs)^۳ ذراتی در مقیاس نانو هستند که خواص مغناطیسی از خود نشان می‌دهند و کاربردهای مختلفی از جمله تصفیه فاضلاب، تصویبرداری رزونانس مغناطیسی (MRI)^۴ و تجویز دارو دارند. چندین مطالعه از این نانوذرات برای حذف میکروپلاستیک‌ها استفاده کرده‌اند. برای مثال، Zhang و همکاران (۲۰۲۰) نشان دادند که نانوذرات مغناطیسی می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را با راندمان ۹۴٪ از آب حذف کنند [۴]. کیتوزان یک پلیمر طبیعی است و در اسکلت خارجی خرچنگ که از کیتین تشکیل شده است، یافت می‌شود و کاربردهای متنوعی مانند بسته بندی مواد غذایی، تجویز دارو و بهبود زخم دارد علاوه بر این از نانوذرات کیتوزان به منظور حذف میکروپلاستیک از آب نیز استفاده شده است.

۱- Alang Port: بندر آلانگ یکی از بنادر مهم و تاریخی در سواحل جنوبی ایران است که در استان هرمزگان واقع شده است.

۲- Gujarat: یک ایالت در غرب هند است.

3. Magnetic Nanoparticles

4. Magnetic Resonance Imaging

به عنوان مثال، Yang و همکاران (۲۰۲۱) کشف کردند که نانوذرات کیتوزان، میکروپلاستیک‌ها را با راندمان ۹۷/۳٪ از آب حذف می‌کنند [۵].

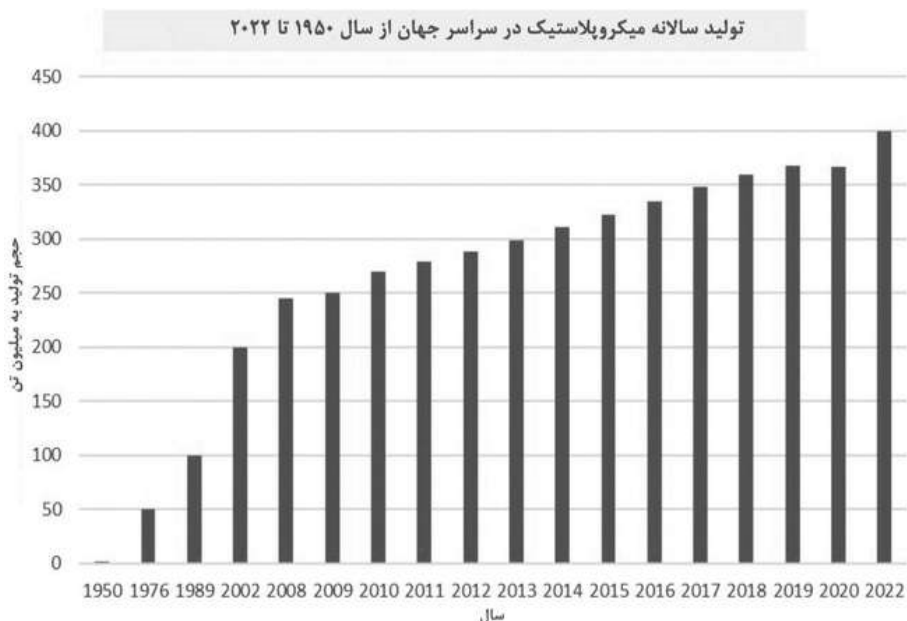
حذف میکروپلاستیک‌ها از اکوسیستم‌های مختلف یک کار پیچیده و چالش برانگیز است و به توسعه مواد و تکنیک‌های جدیدی نیاز دارد تا بدون به خطر انداختن محیط زیست مورد استفاده قرار بگیرند [۶]. اخیراً استفاده از نانو مواد زیستی و یادگیری ماشین^۱ برای رفع این مشکل محبوبیت پیدا کرده است. زباله‌های پلاستیکی دور ریخته شده، به اکوسیستم‌های مختلف آسیب وارد می‌کنند؛ مطالعه حاضر بر رویکردهای سازگار با محیط زیست، از جمله نانومواد زیستی و هوش مصنوعی^۲، به منظور کاهش خطرات مربوط به پلاستیک‌ها تمرکز دارد [۷]. به عنوان مثال، یک مطالعه از یک شبکه عصبی^۳ برای شناسایی شرایط ایده آل برای تجزیه میکروپلاستیک‌های PE توسط نانوذرات TiO_2 استفاده کرد. داده‌های مربوط به تأثیر چندین متغیر، مانند غلظت نانوذرات، pH و دما بر تجزیه میکروپلاستیک‌ها برای آموزش شبکه عصبی استفاده شدند [۸]. برای بررسی وضعیت فعلی تحقیقات در خصوص این موضوع، در پایگاه داده Scopus جست و جو انجام شد که ۳۰ مقاله شامل ۲۲ مقاله پژوهشی و ۸ مقاله مروری پیدا شدند. اولین مقاله در سال ۲۰۱۷ و جدیدترین مقاله در سال ۲۰۲۲ منتشر شده است. بیشتر مقالات در دو سال اخیر به چاپ رسیده اند که این موضوع نشان دهنده علاقه روز افزون به این موضوع است. طبق پایگاه داده Scopus، جدیدترین مطالعه، مقاله مروری درباره استفاده از هوش مصنوعی برای شناسایی منابع آلودگی میکروپلاستیک در سال ۲۰۲۲ در مجله Water Research منتشر شده است. در بررسی اخیر (Zhang et al., 2022) برای پاکسازی میکروپلاستیک‌ها، پتانسیل نانوذرات کیتوزان مورد توجه قرار گرفته است [۹].

شکل ۱-۱۴ تولید سالانه میکروپلاستیک را در جهان از سال ۱۹۵۰ تا ۲۰۲۲ نشان می‌دهد. هدف از این فصل (۱) تأکید بر شکاف‌ها و محدودیت‌های موجود در تحقیقات فعلی در خصوص آلودگی میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم و (۲) توضیح و بررسی تکنیک‌های سبز برای مدیریت آلودگی میکروپلاستیک با استفاده از نانومواد زیستی و هوش مصنوعی و همچنین حوزه‌های آینده آن‌ها است.

۱- Machine learning: یک شاخه از هوش مصنوعی است.

2. Artificial intelligence

۳- Neural Network: به دسته‌ای خاص از مدل‌های یادگیری ماشین اطلاق می‌شوند که برای انجام فعالیت‌های مختلفی طراحی و بهینه شده اند.



شکل ۱-۱۴. تولید میکروپلاستیک از سال‌های ۱۹۵۰ تا ۲۰۲۲ (ورودی داده‌ها از Web of Science).

۲-۱۴. منابع میکروپلاستیک

۱-۲-۱۴. بسته بندی‌های پلاستیکی

در سطح جهانی منابع اصلی میکروپلاستیک‌ها، کالاهای پلاستیکی و بسته بندی شده مانند کیسه‌های پلاستیکی، بطری‌ها و ظروف هستند. این محصولات از پلاستیک تشکیل شده اند و به مرور زمان تجزیه شده و در نتیجه میکروپلاستیک‌ها در محیط آزاد می‌شوند. به عنوان مثال، پلاستیک مورد استفاده در بطری‌های آب به میکروپلاستیک تبدیل شده و سپس توسط جانداران دریایی بلعیده می‌شوند.

لاستیک خودروها از دیگر منابع مهم میکروپلاستیک در سراسر جهان هستند. لاستیک‌ها با گذشت زمان تخریب شده و قطعات کوچک میکروپلاستیک آزاد می‌شوند و پس رها سازی به رودخانه‌ها و اقیانوس‌ها، این ذرات ممکن است بر زندگی جانداران دریایی تأثیر بگذارند [۱۰]. بسته بندی پلاستیکی یکبار مصرف نیز به طور قابل توجهی باعث بحران زباله‌های پلاستیکی

در سراسر جهان شده است و به عنوان یک منبع مهم میکروپلاستیک عمل می‌کند. بسته‌بندی‌های پلاستیکی، دور ریخته می‌شوند و در محیط به ذرات کوچکتر از جمله میکروپلاستیک تجزیه می‌شوند.

۲-۲-۱۴. اقلام مراقبت شخصی

ریزدانه‌ها قطعات کوچک پلاستیکی در محصولات مراقبت شخصی مانند خمیر دندان و اسکراب شستشوی صورت هستند که ممکن است توسط موجودات زنده در رودخانه‌ها و اقیانوس‌ها مصرف شوند. هند از جمله کشورهایی است که آلوده ترین رودخانه‌های جهان در آن قرار دارد؛ فاضلاب تصفیه نشده، آلودگی‌های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی، این منابع آبی را آلوده می‌کنند. بر اساس پیش‌بینی‌ها، رودخانه گنگ به تنهایی مسئول ۱۲۰۰ تن میکروپلاستیک ورودی به اقیانوس‌ها است. بسیاری از کشورها از ممنوعیت سال ۲۰۱۵ ایالات متحده برای تولید و فروش محصولات آرایشی و بهداشتی حاوی ریزدانه‌های پلاستیکی تبعیت می‌کند. با این حال، بعضی از محصولات قبلی در برخی مناطق هنوز در دسترس هستند [۱۱].

۲-۳-۱۴. الیاف پارچه‌ها

دومین تولیدکننده بزرگ پارچه در جهان هند است و این بخش برای اقتصاد این کشور حیاتی است. از سوی دیگر، صنعت نساجی منبع قابل توجهی از نانوپلاستیک‌ها می‌باشد. در طی مراحل شستشو و ساخت، الیاف پارچه از بین می‌روند. طبق اعلام اتحادیه بین‌المللی حفاظت از طبیعت (IUCN)^۱، پارچه‌های مصنوعی تا ۳۵٪ از میکروپلاستیک‌های موجود در اقیانوس‌ها را تشکیل می‌دهند. طبق این مطالعه، شستن یک ژاکت پشمی PES تا ۲۵۰۰۰۰ میکروالیاف آزاد می‌کند [۱۲].

۲-۴-۱۴. فرآورده‌های صنعتی

هند اقتصاد تولیدی قابل توجهی دارد و صنایعی مانند اقلام پلاستیکی، پارچه و الکترونیک سهم قابل توجهی در تولید ناخالص داخلی این کشور دارند. اما این صنایع میکروپلاستیک‌ها را در محیط آزاد می‌کنند و به سلامت انسان و جانوران آسیب می‌رسانند. میکروپلاستیک‌ها در غذاها و نوشیدنی‌های مختلف از جمله غذاهای دریایی، آبجو و آب‌های بطری شده نیز یافت

شده‌اند. بر اساس مطالعه‌ای که در مجله Environmental Science & Technology منتشر شده است، میکروپلاستیک‌ها در ۸۳٪ از نمونه‌های آب لوله‌کشی نمونه برداری شده در سراسر جهان یافت شده است. بر اساس تجزیه و تحلیل، این ذرات به احتمال زیاد از بطری‌ها و بسته‌بندی‌های پلاستیکی ایجاد شده‌اند. بر اساس مطالعه دیگری ذرات کوچک پلاستیکی در ۲۵٪ از ماهی‌هایی که برای مصرف انسان در بازارهای کالیفرنیا و اندونزی فروخته می‌شوند، یافت شدند [۱۳].

۵-۲-۱۴. چمن مصنوعی

میکروپلاستیک‌ها حتی در چمن مصنوعی که به طور گسترده در زمین‌های ورزشی و زمین‌های بازی استفاده می‌شود، نیز یافت شده است. این چمن‌ها از مواد مصنوعی ساخته شده اند که با گذشت زمان، تخریب شده و ذرات پلاستیکی کوچکی در محیط آزاد می‌کنند. طبق یک مطالعه در هلند، چمن مصنوعی هر سال تقریباً ۲۰۰۰ تن میکروپلاستیک در محیط منتشر می‌کند [۱۴]. نمودار زیر منابع اصلی پلاستیک و میکروپلاستیک را نشان می‌دهد.



شکل ۲-۱۴. منابع میکروپلاستیک و آلودگی‌های پلاستیکی در حال ظهور.

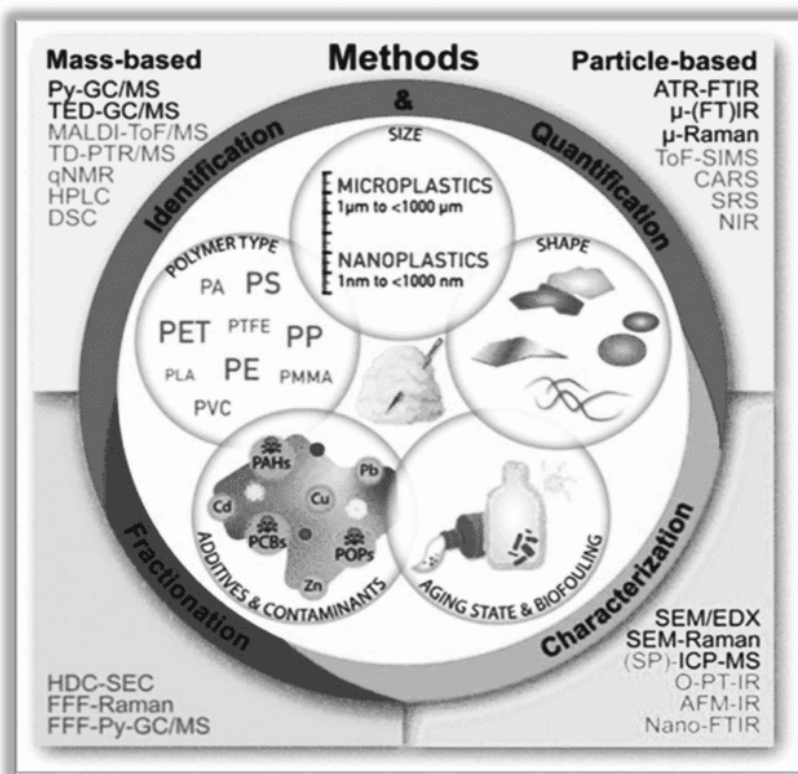
۱-۵-۲-۱۴. میکروپلاستیک در محصولات غذایی، اتمسفر و محیط دریایی

میکروپلاستیک‌ها در مواد غذایی مختلفی از جمله غذاهای دریایی، آب آشامیدنی و نمک‌ها کشف شده‌اند. مصرف آب یا موجودات آلوده، منبع اصلی میکروپلاستیک در مکمل‌های غذایی است که منجر به انتقال این آلاینده به زنجیره غذایی می‌شود. یکی از مهم‌ترین منابع میکروپلاستیک، غذاهای دریایی است؛ طبق یک مطالعه، بقایای پلاستیکی در طیف وسیعی از غذاهای دریایی از جمله صدف، ماهی و خرچنگ شناسایی شده است. میکروپلاستیک‌ها در ۷۳٪ از ماهی‌های آنالیز شده از بازارهای اندونزی (Setiawan et al., 2020) و به طور مشابه، در ۱۸٪ از نمونه‌های صدف جمع‌آوری شده در بریتانیا نیز یافت شده است (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014) [۱۵].

اثرات بهداشتی بلع میکروپلاستیک به وسیله محصولات غذایی هنوز ناشناخته باقی مانده است؛ با این حال در برخی از مطالعات، میکروپلاستیک‌ها با آسیب به اندام‌ها، التهاب و حتی ایجاد سرطان مرتبط هستند (Gambardella et al., 2020). تحقیقات بیشتری برای درک کامل اثرات نامطلوب بالقوه بلع میکروپلاستیک‌ها باید انجام شود [۱۶]. بر اساس مطالعه‌ای که در مجله Environmental Science & Technology منتشر شده است، ذرات پلاستیکی در ۵۰٪ از نمونه‌های عسل جمع‌آوری شده از سراسر جهان یافت شده‌اند؛ با وجود اینکه منشأ آن‌ها نامشخص است، اما احتمالاً زنبورها پلاستیک‌های ریز موجود را از گل‌های آلوده و منابع آب آشامیدنی جمع‌آوری می‌کنند [۱۷]. اقلام غذایی، دریاها و اتمسفر آلوده به زباله‌های پلاستیکی شده‌اند. برای ورود میکروپلاستیک‌ها به اتمسفر مسیرهای متعددی از جمله سایش تایرها، گرد و غبار جاده و تجزیه ذرات پلاستیکی بزرگتر وجود دارد. میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر می‌توانند مسافت طولانی را طی کنند؛ بر اساس برخی مطالعات این ذرات مسافتی بیش از ۱۰۰۰ کیلومتر از منبع اولیه خود را می‌توانند جابه‌جا شوند.

مطالعه‌ای در مجله Environmental Science & Technology Letters تخمین زده است که سالانه ۳ تا ۱۰ تن میکروپلاستیک در پاریس دور ریخته می‌شود [۱۸]. تحقیقات دیگری که در مجله Environmental Pollution منتشر شده تخمین زده‌اند که در هوای شهر Dongguan در چین، ۳۳۰ میلیون ذره میکروپلاستیک موجود است. مواد شیمیایی مانند POPs می‌توانند روی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها تجمع کرده و جذب روده شوند.

علاوه بر این، زهکشی زمین می‌تواند میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها را به داخل آب وارد کند. چن‌دین گزینه برای این اتفاق وجود دارد، از جمله رواناب‌های ناشی از بارندگی، تخلیه فاضلاب و رواناب‌های کشاورزی. مناطق شهری و حومه‌ای، جایی که پلاستیک به طور گسترده در کالاهای مصرفی استفاده می‌شود، می‌توانند آب‌های محتوی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها را به رودخانه‌ها و اقیانوس اطراف منطقه منتقل کنند.



شکل ۳-۱۴. ارزیابی شیمیایی میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها [۲۰].

علاوه بر این فاضلاب، میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها را از کالاهای مصرفی و سایر منابع به اقیانوس‌ها تخلیه می‌کند. این ذرات کوچک پلاستیکی حاصل از فعالیت‌های کشاورزی، مانند فیلم‌های مالچ و لوله‌های آبیاری، توسط رواناب‌های کشاورزی به جریان‌های اطراف و در نهایت به اقیانوس‌ها منتقل می‌شوند [۱۹].

۳-۱۴. اصلاح سبز با استفاده از نانوتکنولوژی زیستی

اصلاح سبز نوعی بازسازی محیطی است که تاکید بر پایداری و مراقبت از محیط زیست دارد. راه‌حل‌های اصلاح سبز به دنبال کاهش اثرات زیست محیطی اصلاح و در عین حال پاکسازی موثر هستند. روش‌های اصلاح پایدار شامل استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر، کاهش ضایعات و استفاده از مواد طبیعی و پایدار است [۲۱].

نانوتکنولوژی زیستی روشی سازگار با محیط زیست برای پاکسازی خاک و آب‌های آلوده است. این روش یک استراتژی بلند مدت است که از فرآیندهای بیولوژیکی طبیعی برای تولید نانو ساختارهایی با قابلیت حذف آلاینده‌ها استفاده می‌کند. با وجود اینکه تاثیرگذاری این روش با محدودیت مواجه است اما از طرفی به مواد شیمیایی و انرژی کمتری نیاز دارد [۲۲].

۱-۳-۱۴. گیاه پالایی

گیاه پالایی، یک روش اصلاح سبز مبتنی بر گیاهان است که سموم را از آب و خاک حذف می‌کند. ریشه‌های گیاهان می‌توانند آلاینده‌ها را از آب و خاک جمع‌آوری و در بافت‌های خود ذخیره کرده و در نهایت سموم را با جمع‌آوری گیاهان از محیط حذف کنند [۲۳]. نانوتکنولوژی زیستی قابلیت بهبود توانایی اصلاح گیاهان را دارد به عنوان مثال، نانوذرات را برای افزایش توانایی اندام‌های گیاهی در حذف آلاینده‌ها و به منظور کمک به گیاهان در جذب می‌توان استفاده کرد؛ علاوه بر این نانوذرات، رشد گیاه را تحریک کرده و ظرفیت حذف را نیز بهبود می‌بخشند.

۲-۳-۱۴. اصلاح آنزیمی

در این روش برای از بین بردن سموم محیطی، از آنزیم‌ها استفاده می‌شود. نانوتکنولوژی زیستی با تولید نانومواد محافظت کننده از آنزیم‌ها عملکرد و پایداری آن‌ها را افزایش می‌دهد [۲۴].

۳-۳-۱۴. نانوجاذب‌ها

جاذب‌ها موادی در ابعاد نانو هستند که به طور انتخابی آلاینده‌ها را جذب می‌کنند. نانوتکنولوژی زیستی نانوجاذب‌های انتخابی، کارآمد و سازگار با محیط‌زیست تولید می‌کند

[۲۵]. از این تکنولوژی برای ایجاد تغییراتی در نانوذرات به منظور موثرتر کردن کارایی آن‌ها در حذف آلاینده‌ها و استفاده از فرآیندهای بیولوژیکی برای ایجاد نانوذرات استفاده می‌شود. به عنوان مثال، محققان برای پوشاندن نانوذرات TiO_2 با پروتئینی به نام سیستئین روشی ابداع کرده‌اند که توانایی آن‌ها را در تجزیه آلاینده‌های آلی در آب افزایش می‌دهد. نانوذرات پوشش داده شده با سیستئین طیف وسیعی از آلاینده‌ها از جمله رنگ‌ها، مواد دارویی و حشره‌کش‌ها را تجزیه می‌کنند و به راحتی با استفاده از میدان مغناطیسی از آب حذف می‌شوند [۲۶].

۴-۳-۱۴. شن و ماسه با پوشش کیتوزان

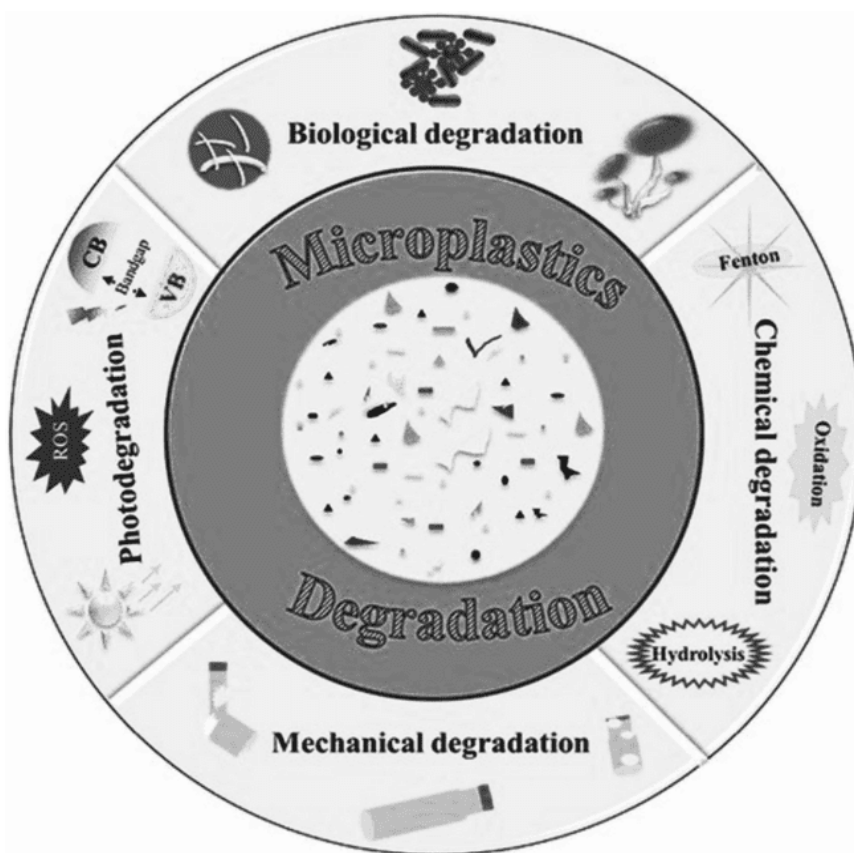
مطالعه‌ای کارایی ماسه پوشش داده شده با کیتوزان برای حذف میکروپلاستیک در یک محیط آبی شبیه سازی شده را بررسی کرد. یافته‌ها نشان داد که این ماسه در از بین بردن میکروپلاستیک‌ها با راندمان حذف ۹۵٪ موثر بوده است؛ همچنین این مطالعه نشان داد، ماسه پوشش داده شده با کیتوزان ممکن است چندین بار بدون از دست دادن کارایی خود مجدداً مورد استفاده قرار بگیرد.

اکسید گرافن یک ترکیب گرافیتی دو بعدی با سطح وسیع و قابلیت جذب می‌باشد. به گفته Zhang و همکاران (۲۰۲۱)، نانوذرات اکسید گرافن می‌توانند تا ۸۵٪ میکروپلاستیک‌های PE موجود در آب را در مدت ۴۸ ساعت تجزیه کنند [۲۷].

۵-۳-۱۴. هوش مصنوعی

یکی دیگر از تکنیک‌های پیشرفته برای پاکسازی میکروپلاستیک‌ها، هوش مصنوعی است. از سیستم‌های هوش مصنوعی برای شناسایی و دسته بندی میکروپلاستیک‌ها می‌توان استفاده نمود؛ با این کار مکان یابی و حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط ساده تر می‌شود [۲۸]. هوش مصنوعی برای پیش‌بینی فراوانی میکروپلاستیک‌ها در محیط و شناسایی منابع بالقوه آلودگی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. به عنوان مثال دوربین‌ها و الگوریتم‌های هوش مصنوعی موجود در ربات‌های زیر دریایی (AUV^۱) می‌توانند منجر به شناسایی و مکان یابی میکروپلاستیک‌ها در اعماق اقیانوس‌ها شوند [۲۹]. علاوه بر این ربات‌های زیردریایی، میکروپلاستیک‌ها را پس از شناسایی جمع‌آوری می‌کنند. یک نمونه متفاوت از نحوه استفاده از

هوش مصنوعی برای حذف میکروپلاستیک‌ها، مدل‌های پیش‌بینی‌کننده است. این مدل‌ها از الگوهای آب و هوا، جریان‌های اقیانوسی و سایر متغیرها برای پیش‌بینی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط استفاده می‌کنند؛ از این داده‌ها برای هدایت عملیات اصلاح و شناسایی مناطقی با سمیت بالا استفاده می‌کنند. یکی دیگر از روش‌های کاربردی هوش مصنوعی در اصلاح میکروپلاستیک‌ها، استفاده از ربات‌ها است [۳۰]. محققان رباتی ساخته‌اند که در آب حرکت کرده و زباله‌های پلاستیکی را جمع‌آوری می‌کند. در شکل ۴-۱۴ چشم‌انداز مختصری از تجزیه پلاستیک‌ها نشان داده شده است.



شکل ۴-۱۴. مکانیسم‌های تجزیه سبز میکروپلاستیک‌ها [۳۱].

۱-۵-۳-۱۴. مزایا و معایب نانومواد زیستی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها

از مزایای نانومواد زیستی در اصلاح میکروپلاستیک‌ها زیست تخریب پذیری، زیست سازگاری و سمیت کم می‌باشند؛ علاوه بر این نسبت سطح به حجم بالایی دارند که منجر به جذب آسان میکروپلاستیک‌ها از آب می‌شود. همچنین نانومواد زیستی از منابع تجدیدپذیر به دست می‌آیند که باعث می‌شود نسبت به مواد معمولی آسیب کمتری به محیط زیست وارد کنند [۳۲].

۴-۱۴. کاهش اثرات میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانومواد زیستی

نانومواد سبز با روش‌های بیولوژیکی تولید می‌شوند؛ این نانومواد به دلیل خواص قابل توجهی مانند زیست سازگاری، زیست تخریب‌پذیری و غیر سمی بودن، کنجکاو دانشمندان را برانگیخته‌اند. نانو ذرات زیستی در طیف وسیعی از رشته‌ها از جمله پزشکی، انرژی و محیط زیست استفاده می‌شوند [۳۳]. اخیراً این نانو ذرات برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط مورد بررسی قرار گرفته‌اند. این نانومواد، قابل بازیافت هستند و از منابع تجدیدپذیر ساخته می‌شوند و جایگزینی دوستدار محیط زیست برای حذف میکروپلاستیک‌ها هستند. برای افزایش برهمکنش با میکروپلاستیک‌ها، نانومواد زیستی را می‌توان با گروه‌های مختلفی مانند گروه‌های کربوکسیل، آمینو و هیدروکسیل عامل‌دار کرد. برای مثال، گروه‌های آمینه می‌توانند به صورت الکترواستاتیکی با سطح میکروپلاستیک‌ها تعامل داشته باشند، گروه‌های کربوکسیل می‌توانند پیوندهای هیدروژنی با گروه‌های استری در میکروپلاستیک‌ها ایجاد کنند.

نانواسفنج‌های مبتنی بر سیکلودکستین^۱: سیکلودکستین‌ها الیگوساکاریدهای حلقوی هستند که از نشاسته به دست می‌آیند. با اتصال عرضی آن‌ها به پلیمرها، نانواسفنج‌های کاربردی تولید می‌شود. این نانو اسفنج‌ها پتانسیل به دام انداختن میکروپلاستیک‌ها را در آب دارند [۳۴].

آنزیم‌ها نوع دیگری از نانومواد زیستی هستند که برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. آنزیم‌ها کاتالیزورهای بیولوژیکی هستند که می‌توانند به طور انتخابی پلیمرهای خاصی از جمله پلاستیک‌ها را از بین ببرند. Lu و همکاران (۲۰۲۱) یک سیستم مبتنی بر

1. Cyclodextrin

آنزیم برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها ایجاد کردند. این نانوآنزیم با تثبیت پراکسیداز ترب کوهی (HRP^۱) روی یک نانوذره اکسید آهن مغناطیسی تولید شد و در مدت زمان ۳ ساعت، تا ۹۸٪ میکروپلاستیک‌ها را حذف نمود [۳۵].

نانوالیاف سلولزی باکتریایی: میکروارگانیسم‌ها، سلولز میکروبی با ویژگی‌های فیزیکی و مکانیکی منحصر به فردی تولید می‌کنند که برای اهداف مختلفی قابل استفاده است. با استفاده از نانوالیاف سلولز باکتریایی، میکروپلاستیک‌ها به طور موفقیت آمیزی از آب آلوده حذف می‌شوند. نانوجاذب‌های مبتنی بر جلبک‌ها که از منابع طبیعی و تجدیدپذیر به دست می‌آیند در جذب میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی عملکرد فوق العاده‌ای دارند [۳۶].

لیپوزوم‌ها نانوذرات کامپوزیتی محتوی فسفولیپید هستند و به دلیل توانایی به دام انداختن میکروپلاستیک‌ها، برای پاکسازی محیط استفاده می‌شوند و در نهایت کمپلکس حاصل به آسانی با ته‌نشینی یا فیلتراسیون حذف می‌شود.

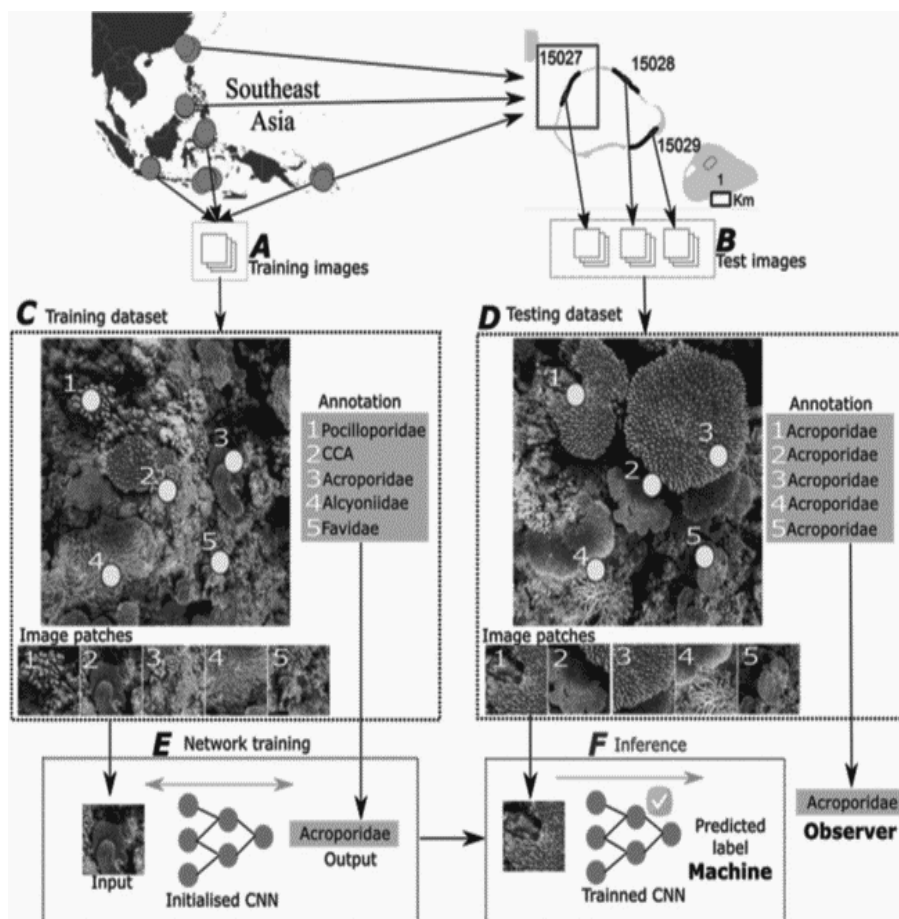
۱-۴-۱. رفع آسیب‌های وارد شده به صخره‌های مرجانی با استفاده از نانوذرات زیستی

صخره‌های مرجانی یکی از متنوع‌ترین اکوسیستم‌های جهان هستند که بعضاً جنگل‌های بارانی اقیانوسی نیز نامیده می‌شوند. بسیاری از جوامع ساحلی برای غذا، پول و زیستگاه انواع گونه‌های گیاهی و جانوری به صخره‌های مرجانی متکی هستند. از سوی دیگر، صخره‌های مرجانی با تهدیدهای متعددی از جمله آلودگی، صید بی‌رویه، توسعه سواحل و تغییرات آب و هوایی مواجه هستند. ذرات کوچک پلاستیکی یکی از جدی‌ترین تهدیدها برای صخره‌های مرجانی هستند [۳۷]. مرجان‌ها پالیده خوار هستند، به این معنی که غذای خود را با فیلتر کردن ذرات کوچک آب به دست می‌آورند. اگر مرجان‌ها در آب باشند ممکن است میکروپلاستیک‌ها را همراه با غذای خود مصرف کنند که در این صورت یا می‌میرند و یا دچار شوک می‌شوند [۳۸]. میکروپلاستیک‌ها همچنین مرجان‌ها را از نظر فیزیکی نیز از محیط اطرافشان جدا کرده و از جذب نور خورشید و مواد مغذی جلوگیری می‌کنند. میکروپلاستیک‌ها به طور قابل توجهی بر صخره‌های مرجانی تأثیر می‌گذارند. طبق مطالعه‌ای در مجله Marine Pollution Bulletin، همه نمونه‌های مرجانی جمع‌آوری شده از دیواره مرجانی بزرگ محتوی میکروپلاستیک بود.

چندین پروژه تحقیقاتی برای بررسی استفاده از نانومواد زیستی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از آب انجام شده است. به عنوان مثال، محققان از نانوذرات کیتوزان برای حذف میکروپلاستیک‌ها از آب در محیط آزمایشگاهی استفاده کردند. نانوذرات کیتوزان تا ۹۰٪ میکروپلاستیک‌های موجود در آب را جذب می‌کنند. محققان از نانوبلورهای سلولزی (CNCs)^۱ برای حذف میکروپلاستیک‌ها از آب استفاده کرده اند. CNCs از سلولز که یک پلیمر طبیعی در گیاهان است، ساخته می‌شوند. آن‌ها سطح بزرگی دارند و کاملاً مقاوم هستند و برای از بین بردن میکروپلاستیک‌ها نیز مطلوب می‌باشند؛ علاوه بر این تا ۹۵٪ از میکروپلاستیک‌ها را از محیط آبی حذف کردند [۳۹]. CNCs از سلولز تولید می‌شوند، که یک پلیمر طبیعی موجود در گیاهان است. روش‌های معمول پایش میکروپلاستیک مستلزم جمع‌آوری و شمارش دستی ذرات از آب یا رسوبات است. این روش زمانبر و خسته کننده است و تصویر کاملی از توزیع میکروپلاستیک‌ها و فراوانی آن‌ها در اقیانوس را ارائه نمی‌کند. استفاده از هوش مصنوعی و یادگیری ماشین به تشخیص و ردیابی خودکار میکروپلاستیک‌ها در اقیانوس کمک می‌کند. هواپیماهای بدون سرنشین و ربات‌های زیر آبی یکی از تکنیک‌های به کارگیری هوش مصنوعی برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها هستند [۴۰]. این دستگاه‌ها مجهز به دوربین‌ها و حسگرهایی هستند که میکروپلاستیک‌ها را در ستون آب و کف دریا شناسایی می‌کنند. عکس‌ها و داده‌های این دستگاه‌ها را با استفاده از تکنیک‌های یادگیری ماشین برای طبقه بندی و کمی سازی میکروپلاستیک‌ها در نمونه ارزیابی می‌کنند. رویکرد دیگر برای شناسایی ذرات پلاستیکی استفاده از تکنیک‌های سنجش از راه دور به جای هوش مصنوعی است. سنجش از راه دور با استفاده از ماهواره‌ها و سایر تجهیزات پرنده، داده‌ها را از سطح زمین جمع‌آوری می‌کند. از این داده‌ها برای شناسایی و طبقه بندی میکروپلاستیک‌ها در آب با استفاده از الگوریتم‌های یادگیری ماشین استفاده می‌شود. این روش پراکندگی میکروپلاستیک‌ها را در اقیانوس به وضوح ارائه می‌دهد و تشخیص مناطق عمده انباشت میکروپلاستیک‌ها را تسهیل می‌کند [۴۱].

تشخیص و حذف میکروپلاستیک‌ها از اقیانوس با استفاده از AUVs: AUVs وسایل نقلیه‌ای هستند که برای عبور از اقیانوس و جمع‌آوری داده‌ها در خصوص غلظت میکروپلاستیک‌ها برنامه ریزی می‌شوند. دانشمندان از AUVs برای تهیه نقشه‌های بسیار

دقیق از میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌کنند، این نقشه‌ها برای توسعه طرح‌های پاکسازی هدفمند استفاده می‌شوند. شکل ۵-۱۴A تصاویر آموزشی سنجش از راه دور نزدیک آسیای جنوب شرقی را نشان می‌دهد. شکل ۵-۱۴B تصاویر آزمایشی را نشان می‌دهد. شکل‌های ۵-۱۴C و ۵-۱۴D به ترتیب مجموعه داده‌های آموزشی و آزمایشی را نشان می‌دهند. شکل ۵-۱۴E یک شبکه آموزشی را نشان می‌دهد که برای تولید خروجی *Acroporidae*^۱ استفاده می‌شود، و شکل ۵-۱۴F برچسب پیش‌بینی شده ماشین را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۱۴. استفاده از راهبرد سنجش از راه دور کارآمد و اقتصادی [۴۲].

۵-۱۴. حسگرهای زیستی برای تشخیص میکروپلاستیک

۱-۵-۱۴. تجهیزات تحلیلی

آنالیت‌های خاصی را در یک نمونه شناسایی و کمی‌سازی می‌کند، به عنوان حسگرهای زیستی شناخته می‌شوند. از حسگرهای زیستی برای تشخیص میکروپلاستیک در نمونه‌های محیطی استفاده می‌شود. میکروپلاستیک‌ها با استفاده از حسگرهای زیستی زیر شناسایی شده‌اند:

۲-۵-۱۴. حسگرهای زیستی مبتنی بر آنزیم

آنزیم‌ها به عنوان عنصر اصلی شناسایی در حسگرهای زیستی مبتنی بر آنزیم استفاده می‌شوند. آنزیم‌ها واکنشی که سیگنال مربوط به غلظت آنالیت را تولید می‌کند، کاتالیز می‌نمایند.

این حسگرها برای تشخیص میکروپلاستیک‌ها با استفاده از آنزیم‌هایی که قادر به تجزیه ذرات پلاستیکی هستند استفاده می‌شود [۴۳].

۳-۵-۱۴. حسگرهای زیستی مبتنی بر آپتامر^۱

آپتامرها مولکول‌های مصنوعی هستند که به یک آنالیت خاص متصل می‌شوند؛ کمپلکس حاصل سیگنالی متناسب با غلظت آنالیت تولید می‌کند. حسگرهای زیستی مبتنی بر آپتامر برای شناسایی ذرات پلاستیکی کوچک با استفاده از آپتامرهایی که می‌توانند با دقت به میکروپلاستیک‌ها متصل شوند، استفاده می‌شوند.

۴-۵-۱۴. حسگرهای زیستی مبتنی بر آنتی بادی

آنتی‌بادی‌ها به طور انتخابی به آنالیت متصل می‌شوند و کمپلکس حاصل، نشانه‌ای متناسب با غلظت آنالیت ایجاد می‌کند. میکروپلاستیک‌ها با استفاده از حسگرهای زیستی مبتنی بر آنتی‌بادی‌ها، قطعات نانوپلاستیک خاصی را تشخیص می‌دهند. باکتریوفاژها - ویروس‌هایی که ممکن است باکتری‌ها را آلوده کنند - نمونه دیگری از یک نانوحسگر زیستی برای

۱- Aptamer: به نوکلئیک‌اسیدهای تک‌ رشته DNA یا RNA و یا الیگوپپتیدهایی که قادر به اتصال به یک هدف به‌طور اختصاصی با تمایل بالا هستند گفته می‌شود.

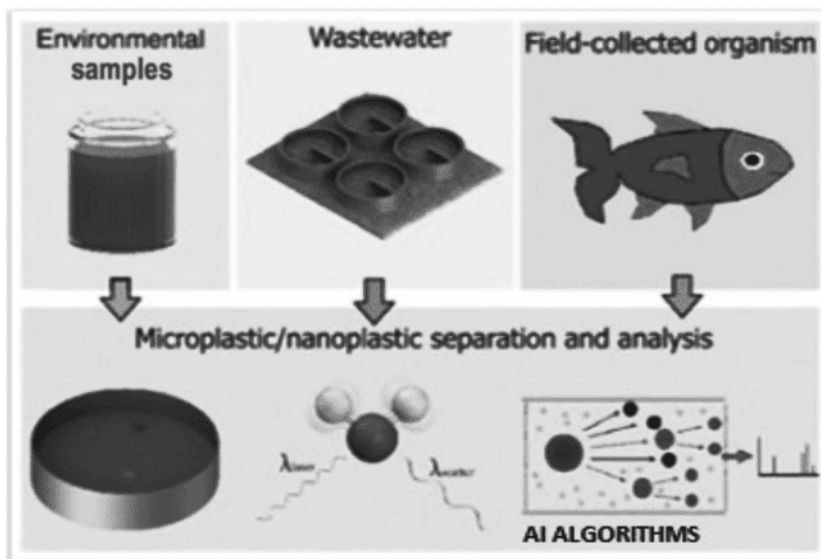
تشخیص میکروپلاستیک هستند [۴۴]. محققان فائزهایی که به طور خاص به میکروپلاستیک‌ها متصل می‌شوند را توسعه داده اند. این باکتریوفازها را می‌توان با یک پلتفرم حسگر زیستی، مانند سنجش مبتنی بر کاغذ، برای ارائه یک تکنیک ارزان و ساده برای تشخیص پلاستیک‌های کوچک استفاده کرد [۴۵].

۶-۱۴. فعالیت‌های جدید

استراتژی‌های معمول حذف پلاستیک، بازیافت مکانیکی و دفن زباله برای مدیریت زباله‌های پلاستیکی کافی نیستند. این بخش مروری بر روشی خاص مبتنی بر نانوذرات زیستی و هوش مصنوعی ارائه می‌دهد [۴۶].

روش مورد بحث در این بخش از نانوذرات زیستی برای شکستن پلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها در یک محیط کنترل شده استفاده می‌کند. نانو ذرات زیستی مورد استفاده در این آزمایش توسط سویه باکتریایی کشف شده در مکانی با زباله‌های پلاستیکی ایجاد شده است. سویه باکتری در محیط nutrient broth کشت شد و سپس نانوذرات زیستی با سانتریفیوژ جدا شدند. این نانوذرات با استفاده از TEM و DLS^۱ برای تعیین اندازه، شکل و بار سطحی مورد بررسی قرار گرفتند [۴۷]. میکروپلاستیک‌ها و قطعات پلاستیکی، از منطقه ساحلی جمع‌آوری شدند و زباله‌های قابل بازیافت جدا و به دقت تمیز می‌شوند تا هر گونه آلاینده مانند شن و ترکیبات بیولوژیکی حذف شوند. این آزمایش در یک سیستم ناپیوسته، که شامل یک ظرف شیشه‌ای با یک همزن مغناطیسی و یک کنترل کننده دما است، انجام شد. راکتور با سوسپانسیون نانو ذرات زیستی و زباله‌های پلاستیکی پر و سپس سیستم با سرعت ثابت ۲۰۰ دور در دقیقه همزده شد. دما در ۳۰ درجه سانتیگراد نگه داشته شد و با استفاده از محلول بافر، pH سیستم روی ۷ تنظیم گردید. سیستم هوش مصنوعی شامل یک برنامه کامپیوتری برای نظارت بر فرآیند و بهینه سازی شرایط بود. این برنامه برای تجزیه و تحلیل داده‌های حسگر مانند سنسورهای دما و pH و تغییر پارامترها ایجاد شده است. نانوذرات زیستی در محیط‌های آزمایشگاهی در شکستن پلاستیک‌ها با موفقیت عمل می‌کنند. پیش بینی بر این است که این اثربخشی به کاربردهای در محل نیز تبدیل شود. استفاده از هوش مصنوعی برای نظارت بر روند پاکسازی، امکان بهینه سازی حذف و شناسایی هرگونه خطرات محیطی بالقوه مرتبط با پاکسازی میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌کند.

1. Dynamic Light Scattering



شکل ۶-۱۴. تجزیه و تحلیل، جداسازی، حذف و خالص سازی میکروپلاستیک‌ها با استفاده از الگوریتم‌های هوش مصنوعی [۴۸].

۱-۶-۱۴. جایگزین‌های میکروپلاستیک

نانوپلاستیک‌ها موادی هستند که در محصولات و فرآورده‌های مختلفی مانند اقلام مراقبت شخصی و بهداشتی و فرآورده صنعتی استفاده می‌شوند. نانومواد زیستی سبز جایگزینی برای میکروپلاستیک‌ها هستند که مزایای متعددی از جمله تجزیه پذیری زیستی، سمیت کم و محتوای کربن کم دارند [۴۹].

یک جایگزین برای میکروپلاستیک‌ها ریزدانه‌های سلولزی مشتق شده از خمیر چوب است. در محصولات مراقبت شخصی مانند اسکراب‌ها و لایه‌بردارها، از میکروب‌های سلولزی به جای ریزدانه‌های پلاستیکی معمولی استفاده می‌شود. ریزدانه‌های سلولزی ارگانیک هستند و سمیت کمتری نسبت به انواع پلاستیک‌ها دارند. PLA، تولید شده از نشاسته ذرت، نمونه دیگری از جایگزینی برای میکروپلاستیک است [۵۰]. PLA کاربرد گسترده‌ای از جمله مواد بسته بندی و ظروف یکبار مصرف دارند؛ علاوه بر این زیست تخریب پذیر است و سمیت کمی دارد و جایگزینی بسیار مناسبی برای پلاستیک‌های معمولی است [۵۱].

میکروپلاستیک‌ها از نفت ساخته می‌شوند از طرفی منابع نفتی محدود است و به انتشار گازهای گلخانه‌ای و تغییرات آب و هوایی کمک می‌کند. پلاستیک‌ها به عنوان یک منبع انرژی، به عنوان راه حلی برای مشکل پیشنهاد شده است. این مشکل با توسعه نانومواد زیستی جدید و سازگار با محیط زیست که قادر به تبدیل میکروپلاستیک‌ها به منابع انرژی قابل استفاده مانند هیدروژن یا متان هستند، حل می‌شود. علاوه بر این، برای ساخت این مواد از هوش مصنوعی نیز می‌توان استفاده کرد. هوش مصنوعی به محققان اجازه می‌دهد تا گزینه‌های با احتمال زیاد را به سرعت بررسی کنند و مناسب ترین آن‌ها را برای تحقیقات بیشتر انتخاب نمایند. فرآیند پیرولیز یکی از روش‌های بالقوه برای تبدیل میکروپلاستیک‌ها به انرژی است. پیرولیز یک فرآیند حرارتی است که مواد آلی را در دماهای بالا بدون اکسیژن تجزیه می‌کند. در طی پیرولیز، زباله‌های پلاستیکی به مولکول‌های کوچک‌تری می‌شکند که می‌توانند به سوخت یا سایر ترکیبات ارزشمند تبدیل گردند [۵۲]. استفاده از نانومواد زیستی به عنوان کاتالیزور در فرآیند پیرولیز می‌تواند بازده تبدیل را بهبود بخشد و مصرف انرژی را کاهش دهد [۵۳]؛ کاتالیزورها برای پیرولیز میکروپلاستیک از انواع نانومواد زیستی ساخته می‌شوند. موارد ذکر شده نمونه‌هایی از نانوذرات فلزی، نانوذرات اکسید فلزی و ترکیبات مبتنی بر کربن هستند. نانوذرات فلزی، مانند پلاتین، کاتالیزورهای موثر برای تجزیه پلاستیک‌ها در اثر حرارت هستند [۵۴]. برای دریافت انرژی از میکروپلاستیک‌ها چالش‌های زیادی وجود دارد. یکی از بزرگترین چالش‌ها تنوع میکروپلاستیک‌ها است. از آنجایی که میکروپلاستیک‌ها اندازه، شکل و ترکیبات شیمیایی متفاوتی دارند، طراحی یک فرآیند جهانی که قادر به مدیریت انواع زباله‌های پلاستیکی باشد، دشوار است. موضوع دیگر احتمال آلودگی محیط زیست است [۵۵-۵۶]. تبدیل میکروپلاستیک‌ها به منابع انرژی ممکن است منجر به تولید گازهای گلخانه‌ای، بخارات سمی و سایر آلاینده‌ها شوند که برای محیط زیست، سلامتی و رفاه انسان‌ها خطرناک است. در نتیجه، استفاده از روش‌هایی با حداقل آلودگی زیست محیطی ضروری است [۵۷]. نانومواد زیستی، پایدار و سازگار با محیط زیست هستند و از منابع تجدیدپذیر ساخته می‌شوند. برای سنتز این مواد، از روش‌های شیمی سبز استفاده می‌شود که مواد شیمیایی و حلال‌های مضر را حذف کرده و فرآیند را ایمن‌تر و پایدارتر می‌کند. میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانوذرات زیستی به مواد بسته‌بندی زیست‌تخریب‌پذیر تبدیل می‌شوند. در بررسی‌ها، استفاده از نانوذرات زیستی برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها امیدوارکننده بوده است. به عنوان مثال، در مطالعه‌ای که اخیراً در مجله Environmental Science and Technology منتشر شده از

نانولوله‌های پروتئینی برای تجزیه میکروپلاستیک‌های PS استفاده شده است همچنین نانوذرات تهیه شده از کازئین^۱ در تجزیه میکروالیاف بسیار موثر بوده اند [۵۸].

۲-۶-۱۴. انواع نانوذرات زیستی

از نانوذرات زیستی برای تبدیل میکروپلاستیک‌ها به کالاهای با ارزش افزوده می‌توان استفاده کرد. آنزیم‌ها، کاتالیزورهای بیولوژیکی هستند که طیف وسیعی از مولکول‌ها، از جمله پلاستیک‌ها را تجزیه می‌کنند. آنزیم‌های متعددی در تجزیه پلاستیک‌های مختلف قابل استفاده هستند. به عنوان مثال، PETase که PET را تجزیه می‌کند، به طور گسترده در بطری‌های پلاستیکی استفاده می‌شود [۵۹]. علاوه بر این باکتری‌ها طیف وسیعی از مواد، از جمله پلاستیک‌ها را تجزیه می‌کنند. برای مثال، باکتری *PET Ideonella sakaiensis* تجزیه می‌کند. اکسیداسیون به معنای افزودن اکسیژن به یک مولکول شیمیایی است؛ پلاستیک‌هایی مانند PVC و PS در صورت قرار گرفتن در معرض باکتری‌هایی مانند *Pseudomonas* و *Comamonas* اکسید می‌شوند [۶۰]. از هوش مصنوعی برای بهبود پارامترهای ساخت میکروپلاستیک می‌توان استفاده نمود؛ الگوریتم‌های یادگیری ماشین با استفاده از داده‌های پردازش قبلی آموزش داده می‌شوند تا تنظیمات پردازش ایده آلی برای یک برنامه خاص تعیین شود. این برنامه به کاهش زمان بازیافت و افزایش کارایی پردازش میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کند. نانومواد زیستی سبز و جدید به عنوان راه حلی بالقوه برای حل مشکلات مرتبط با پلاستیک‌ها توسعه یافته‌اند [۶۱]. این نانومواد از منابع تجدیدپذیری مانند عصاره‌های گیاهی و میکروارگانیسم‌ها تولید می‌شوند و ذرات پلاستیکی کوچکی را از محیط حذف می‌کنند. استفاده از نانومواد زیستی نوآورانه و سازگار با محیط زیست بخشی از اقتصاد دایره‌ای است که اهمیت کاهش زباله و بازیافت مواد برای ایجاد یک اقتصاد پایدار را مورد تأکید قرار می‌دهد [۶۲].

۷-۱۴. چالش‌ها

علیرغم مزایای بالقوه نانومواد زیستی در اصلاح میکروپلاستیک‌ها، اما قبل از استفاده گسترده از این مواد باید بر چندین چالش غلبه کرد. از جمله این چالش‌ها به موارد زیر می‌توان اشاره نمود:

۱- Casein: نوعی پروتئین شیر

۱. **عدم درک برهمکنش بین ریزساختارهای زیستی و میکروپلاستیک‌ها:** درک برهمکنش‌های نانومواد زیستی با میکروپلاستیک‌ها دشوار است. محققان برای تعیین شرایط ایده‌آل اصلاح میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانومواد زیستی، با باید مکانیسم‌های این فعل و انفعالات را درک کنند.

۲. **استفاده محدود:** با وجود اینکه استفاده از نانومواد زیستی نتایج دلگرم‌کننده‌ای در آزمایشات از خود نشان داده است، اما در کاربردهای عملی این نتایج هنوز ثابت نشده است. متغیرهای متعددی از جمله نوع و غلظت آلاینده‌ها و شرایط محیطی بر اثربخشی این مواد تأثیر می‌گذارند [۶۳].

۳. **هزینه:** استفاده از هوش مصنوعی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط اطراف هزینه زیادی دارد و کاربرد آن را در کشورهایی با منابع مالی کم محدود می‌کند علاوه بر این به روز نگه داشتن این سیستم نیز ممکن است گران باشد [۶۴].

۴. **افزایش سطح تولید می‌تواند دشوار باشد:** نانومواد زیستی با روش‌های مختلفی تولید می‌شوند، افزایش مقیاس تولید می‌تواند چالش برانگیز باشد. محققان میبایست نحوه افزایش خروجی با حفظ کیفیت را کشف کنند.

۵. **اثرات زیست محیطی نانومواد زیستی:** نانومواد زیستی معمولاً از مواد آلی مانند قارچ‌ها، باکتری‌ها و گیاهان تشکیل می‌شوند. در نتیجه، استفاده از آن‌ها برای شستشوی میکروفیبرها ممکن است عواقب زیست محیطی پیش بینی نشده‌ای داشته باشد. برای مثال، تولید نانومواد زیستی ممکن است مستلزم استفاده از مواد شیمیایی خطرناک و سایر منابع باشد. علاوه بر این، تجمع این مواد در طبیعت ممکن است به گونه‌های زیستی آسیب رسانده و منجر به عدم تعادل اکولوژیکی شود [۶۵].

۶. **قابلیت انتخاب نانومواد زیستی:** قابلیت انتخاب نانومواد زیستی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها یکی دیگر از موانع کلیدی است. اندازه، شکل و ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها با یکدیگر متفاوت است در نتیجه، این نانومواد باید قابلیت انتخابی و منحصر به نوع میکروپلاستیک مورد نظر باشند. از سوی دیگر، بخش عمده‌ای از این نانومواد غیرانتخابی هستند و می‌توانند طیف وسیعی از ذرات، از جمله مواد مغذی مهم و سایر ترکیبات آلی را جذب کنند که منجر به عواقب ناخواسته‌ای شود [۶۶].

۷. با وجود اینکه حسگرهای هوش مصنوعی مزایای فوری را فراهم می‌کنند، اما امکان پیش‌بینی اینکه آیا این حسگرها در طولانی مدت مزایایی را به دنبال خواهند داشت یا خیر، وجود ندارد. رسوب، خوردگی و الزامات نگهداری ممکن است بر توانایی این حسگرها برای شناسایی یا حذف میکروپلاستیک‌ها در طول زمان تأثیر بگذارد، به همین دلیل نیاز به نظارت و نگهداری مداوم برای اثربخشی طولانی مدت دارند. علاوه بر این، در حال حاضر چارچوب‌های قانونی برای نانومواد زیستی و هوش مصنوعی در زمینه بازسازی محیط زیست وجود ندارد که این مسئله مشکلات را پیچیده تر می‌کند [۶۷].

۸-۱۴. نتیجه‌گیری

پیاده سازی سیستم‌های مبتنی بر هوش مصنوعی برای افزایش کارایی و اثربخشی روش‌های اصلاح میکروپلاستیک انجام شده است. در این فصل، یک مرور کلی از اصلاح سبز میکروپلاستیک‌ها با استفاده از نانومواد زیستی و هوش مصنوعی و برخی نکات مهم در مورد وضعیت فعلی و احتمالات آینده این فناوری ارائه می‌شود. کیتوزان یک گزینه عالی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها از محیط است؛ زیرا به طور طبیعی تجزیه می‌شود و اثرات منفی زیست محیطی ندارد. یک ماده میکروسکوپی به نام CNCs به منظور حذف میکروپلاستیک‌ها راه حل امیدوارکننده‌ای است. از آنجایی که CNCs ساختارهای کریستالی در مقیاس نانوسلوزی دارند و جزء کلیدی دیواره سلولی گیاهی می‌باشند، در نتیجه گزینه مطلوبی برای انحلال میکروپلاستیک‌ها هستند. کیتوزان و نانوذرات زیستی مبتنی بر سلولز قابلیت‌های بسیار خوبی در اتصال و حذف ذرات پلاستیکی از موقعیت‌های مختلف از جمله منابع خاک و آب از خود نشان داده اند. استفاده از این مواد مزایای متعددی نسبت به روش‌های اصلاحی قبلی از جمله قیمت ارزان تر، غیرسمی، قابلیت زیست تخریب پذیری دارد و به راحتی از منابع تجدیدپذیر به دست می‌آیند و همچنین راه‌حل‌های کارآمدی برای آلودگی پلاستیکی در دراز مدت ارائه می‌دهند. استفاده از رویکردهای مبتنی بر هوش مصنوعی با پیش‌بینی قابلیت‌های اتصال و کشف شرایط بهینه که منجر به خروجی مطلوب می‌شود، باعث بهبود طراحی و فرمول بندی نانو ذرات زیستی می‌شود.

علاوه بر این، هوش مصنوعی امکان پایش لحظه‌ای را در طول فرآیند امکان پذیر می‌کند. با این کار اطمینان حاصل می‌شود تنظیمات مربوطه منجر به دستیابی به بهترین نتایج می‌شود یا خیر. یکی از مزایای اصلی استفاده از نانوذرات مغناطیسی برای دفع میکروپلاستیک، سهولت

بازیابی آن‌ها از محیط است. برای بازیابی نانوذرات مغناطیسی از میدان مغناطیسی استفاده می‌کنند که این روش را بسیار کارآمد و مقرون به صرفه می‌کند. علاوه بر این، نانوذرات مغناطیسی را بارها می‌توان مورد استفاده مجدد قرار داد و نیاز به سنتز نانومواد جدید ندارد و اثرات زیست محیطی را بیشتر می‌توان کاهش داد.

استفاده از یادگیری ماشین و نانو مواد زیستی در پاکسازی میکروپلاستیک یک استراتژی امیدوارکننده است، اما چالش‌های قابل توجهی وجود دارد که باید حل شوند. افزایش مقیاس این فناوری یکی از مسائل مهم است. با وجود اینکه ثابت شده نانوذرات زیستی به طور موثر ذرات پلاستیک را در محیط‌های آزمایشگاهی حذف می‌کنند، اما مشخص نیست که این روش می‌تواند برای حذف مقادیر بزرگ تری از آب یا خاک کارایی داشته باشد یا خیر. در برخی موارد، هزینه تولید نانوذرات زیستی نیز ممکن است زیاد باشد. احتمال وقوع عواقب غیر قابل پیش بینی، مشکل دیگری است که محققان با آن رو به رو هستند. تحقیقات بیشتری برای تعیین اثرات بلند مدت نانوذرات زیستی بر اثرات زیست محیطی حتی اگر معمولاً ایمن و پایدار در نظر گرفته شوند، مورد نیاز است. یک راه حل امیدوارکننده در دستیابی به اقتصاد دایره ای، استفاده از نانوذرات زیستی در ارتباط با هوش مصنوعی برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها است. این نانوذرات مزایای متعددی از جمله تجزیه پذیری زیستی، مقرون به صرفه بودن و قابلیت مقیاس پذیری دارند. هوش مصنوعی را نیز در این فرآیند می‌توان اضافه کرد تا دقت اصلاح و کارایی و در عین حال دوام اقتصادی و پایداری را نیز افزایش دهد.

در نتیجه، اصلاح نانوپلاستیک با استفاده از نانوذرات زیستی و هوش مصنوعی یک راه حل امیدوارکننده برای حل مشکل آلودگی پلاستیک در سطح جهانی است. هوش مصنوعی اثربخشی و دقت فرآیند را افزایش می‌دهد؛ علاوه بر این راه حل طولانی مدت و مناسبی از نظر زیست محیطی ارائه می‌کند. برای اطمینان از ایمنی، کارآمدی و مقیاس پذیری این فناوری، تحقیقات بیشتری در این زمینه باید انجام شود.

منابع

- [1] Issac, M.N., Kandasubramanian, B., 2021. Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>.
- [2] Khan, I., Saeed, K., Khan, I., 2019. Nanoparticles: Properties, applications, and toxicities. *Arabian Journal of Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.arabjch.2017.05.011>.

- [3] Yadav, M., Chiu, F.-C., 2019. Cellulose nanocrystals reinforced κ -carrageenan based UV resistant transparent bio-nanocomposite films for sustainable packaging applications. *Carbohydrate Polymers*. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.01.114>.
- [4] Kundu, A., Shetti, N.P., Basu, S., Raghava Reddy, K., Nadagouda, M.N., Aminabhavi, T.M., 2021. Identification and removal of micro- and nano-plastics: Efficient and cost-effective methods. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129816>.
- [5] Aramesh, N., Bagheri, A.R., Bilal, M., 2021. Chitosan-based hybrid materials for adsorptive removal of dyes and underlying interaction mechanisms. *International Journal of Biological Macromolecules*. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.04.158>.
- [6] Lamichhane, G., Acharya, A., Marahatha, R., Modi, B., Paudel, R., Adhikari, A., Raut, B.K., Aryal, S., Parajuli, N., 2022. Microplastics in the environment: Global concern, challenges, and control measures. *International Journal of Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04261-1>.
- [7] Maraveas, C., Kotzabasaki, M.I., Bartzanas, T., 2023. Intelligent technologies, enzyme-embedded and microbial degradation of agricultural plastics. *AgriEngineering*. <https://doi.org/10.3390/agriengineering5010006>.
- [8] Tayal, S., Singla, P., Nandi, A., Davim, J.P., 2021. *Computational Technologies in Materials Science*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003121954>.
- [9] Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., Galloway, T.S., 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05905>.
- [10] Worm, B., Lotze, H.K., Jubinville, I., Wilcox, C., Jambeck, J., 2017. Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700>.
- [11] Periyasamy, A.P., Tehrani-Bagha, A., 2022. A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polymer Degradation and Stability*. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>.
- [12] Zhang, Y.-Q., Lykaki, M., Markiewicz, M., Alrajoula, M.T., Kraas, C., Stolte, S., 2022. Environmental contamination by microplastics originating from textiles: Emission, transport, fate, and toxicity. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128453>.
- [13] Mercogliano, R., Avio, C.G., Regoli, F., Anastasio, A., Colavita, G., Santonicola, S., 2020. Occurrence of microplastics in commercial seafood under the perspective of the human food chain. A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c01209>.
- [14] Zuccaro, P., Thompson, D.C., de Boer, J., Watterson, A., Wang, Q., Tang, S., Shi, X., Llompert, M., Ratola, N., Vasiliou, V., 2022. Artificial turf and crumb rubber infill: An international policy review concerning the current state of regulations. *Environmental Challenges*. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100620>.
- [15] Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>.

- [16] Yang, W., Jannatun, N., Zeng, Y., Liu, T., Zhang, G., Chen, C., Li, Y., 2022. Impacts of microplastics on immunity. *Frontiers in Toxicology*. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.956885>.
- [17] Al Naggar, Y., Brinkmann, M., Sayes, C.M., AL-Kahtani, S.N., Dar, S.A., El-Seedi, H.R., Grünewald, B., Giesy, J.P., 2021. Are honey bees at risk from microplastics? *Toxics*. <https://doi.org/10.3390/toxics9050109>.
- [18] Mihai, F.-C., Gündoğdu, S., Markley, L.A., Olivelli, A., Khan, F.R., Gwinnett, C., Gutberlet, J., Reyna-Bensusan, N., Llanquileo-Melgarejo, P., Meidiana, C., Elagroudy, S., Ishchenko, V., Penney, S., Lenkiewicz, Z., Molinos-Senante, M., 2021. Plastic pollution, waste management issues, and circular economy opportunities in rural communities. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su14010020>.
- [19] Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.
- [20] Ivleva, N.P., 2021. Chemical analysis of microplastics and nanoplastics: Challenges, advanced methods, and perspectives. *Chemical Reviews*. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00178>.
- [21] Cárdenas-Alcaide, M.F., Godínez-Alemán, J.A., González-González, R.B., Iqbal, H.M.N., Parra-Saldivar, R., 2022. Environmental impact and mitigation of micro(nano) plastics pollution using green catalytic tools and green analytical methods. *Green Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100031>.
- [22] Lumio, R.T., Tan, M.A., Magpantay, H.D., 2021. Biotechnology-based microbial degradation of plastic additives. *3 Biotech*. <https://doi.org/10.1007/s13205-021-02884-8>.
- [23] Zou, J., Wang, C., Li, J., Wei, J., Liu, Y., Hu, L., Liu, H., Bian, H., Sun, D., 2022. Effect of polyethylene (LDPE) microplastic on remediation of cadmium contaminated soil by *Solanum nigrum* L. *GEP*. <https://doi.org/10.4236/gep.2022.101004>.
- [24] Löder, M.G.J., Imhof, H.K., Ladehoff, M., Löschel, L.A., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C., Gerdts, G., 2017. Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055>.
- [25] Lee, M., Kim, H., 2022. COVID-19 pandemic and microplastic pollution. *Nanomaterials*. <https://doi.org/10.3390/nano12050851>.
- [26] Knott, B.C., Erickson, E., Allen, M.D., Gado, J.E., Graham, R., Kearns, F.L., Pardo, I., Topuzlu, E., Anderson, J.J., Austin, H.P., Dominick, G., Johnson, C.W., Rorrer, N.A., Szostkiewicz, C.J., Copié, V., Payne, C.M., Woodcock, H.L., Donohoe, B.S., Beckham, G.T., McGeehan, J.E., 2020. Characterization and engineering of a two-enzyme system for plastics depolymerization. *Proceedings of the National Academy of Sciences United States of America*. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006753117>.
- [27] Mehmood, T., Mustafa, B., Mackenzie, K., Ali, W., Sabir, R.I., Anum, W., Gaurav, G.K., Riaz, U., Liu, X., Peng, L., 2023. Recent developments in microplastic contaminated water treatment: Progress and prospects of carbon-based two-dimensional materials for membranes separation. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137704>.
- [28] Zhang, Y., Zhang, D., Zhang, Z., 2023. A critical review on artificial intelligence—based microplastics imaging technology: Recent advances, hot-spots, and challenges. *IJERPH*. <https://doi.org/10.3390/ijerph20021150>.

- [29] Di Ciaccio, F., Troisi, S., 2021. Monitoring marine environments with autonomous underwater vehicles: A bibliometric analysis. *Results in Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2021.100205>.
- [30] Zhang, Y., Zhang, D., Zhang, Z., 2023. A critical review on artificial intelligence—based microplastics imaging technology: Recent advances, hot-spots, and challenges. *IJERPH*. <https://doi.org/10.3390/ijerph20021150>.
- [31] Bacha, A.-U.-R., Nabi, I., Zhang, L., 2021. Mechanisms and the engineering approaches for the degradation of microplastics. *ACS EST Engineering*. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.1c00216>.
- [32] Rahman, M.M., Ahmed, L., Anika, F., Riya, A.A., Kali, S.K., Rauf, A., Sharma, R., 2023. Bioinorganic nanoparticles for the remediation of environmental pollution: Critical appraisal and potential avenues. *Bioinorganic Chemistry and Applications*. <https://doi.org/10.1155/2023/2409642>.
- [33] Salata, O., 2004. *Journal of Nanobiotechnology*. <https://doi.org/10.1186/1477-3155-2-3>.
- [34] Irvani, S., Varma, R.S., 2022. Nanosponges for water treatment: Progress and challenges. *Applied Sciences*. <https://doi.org/10.3390/app12094182>.
- [35] Heo, Y., Lee, E.-H., Lee, S.-W., 2022. Adsorptive removal of micron-sized polystyrene particles using magnetic iron oxide nanoparticles. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135672>.
- [36] Mondal, S., Bera, S., Mishra, R., Roy, S., 2022. Redefining the role of microalgae in industrial wastewater remediation. *Energy Nexus*. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100088>.
- [37] Béraud, E., Bednarz, V., Otto, I., Golbuu, Y., Ferrier-Pagès, C., 2022. Plastics are a new threat to Palau's coral reefs. *PLoS One*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270237>.
- [38] Deleja, M., Paula, J.R., Repolho, T., Franzitta, M., Baptista, M., Lopes, V., Simão, S., Fonseca, V.F., Duarte, B., Rosa, R., 2022. Effects of hypoxia on coral photobiology and oxidative stress. *Biology*. <https://doi.org/10.3390/biology11071068>.
- [39] Leppänen, I., Lappalainen, T., Lohtander, T., Jonkergouw, C., Arola, S., Tammelin, T., 2022. Capturing colloidal nano- and microplastics with plant-based nano-cellulose networks. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29446-7>.
- [40] Sharafi, R., Anam, N., Kamal, T., Tazwar, S.T., 2022. Effective microplastic extraction using drone submarine. *Figshare*. <https://doi.org/10.6084/M9.FIGSHARE.18858623.V1>.
- [41] Kapoor, R.T., Rafatullah, M., Qamar, M., Qutob, M., Alosaimi, A.M., Alorfi, H.S., Hussein, M.A., 2022. Review of recent developments in bioinspired materials for sustainable energy and environmental applications. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su142416931>.
- [42] González-Rivero, M., Beijbom, O., Rodriguez-Ramirez, A., Bryant, D.E.P., Ganase, A., Gonzalez-Marrero, Y., Herrera-Reveles, A., Kennedy, E.V., Kim, C.J.S., Lopez-Marcano, S., Markey, K., Neal, B.P., Osborne, K., Reyes-Nivia, C., Sampayo, E.M., Stolberg, K., Taylor, A., Vercelloni, J., Wyatt, M., Hoegh-Guldberg, O., 2020. Monitoring of coral reefs using artificial intelligence: A feasible and cost-effective approach. *Remote Sensing*. <https://doi.org/10.3390/rs12030489>.
- [43] Fan, Y.-F., Guo, Z.-B., Ge, G.-B., 2023. Enzyme-based biosensors and their applications. *Biosensors*. <https://doi.org/10.3390/bios13040476>.

- [44] Niu, L., Zhao, S., Chen, Y., Li, Y., Zou, G., Tao, Y., Zhang, W., Wang, L., Zhang, H., 2023. Diversity and potential functional characteristics of phage communities colonizing microplastic biofilms. *Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115103>.
- [45] Nishat, S., Jafry, A.T., Martinez, A.W., Awan, F.R., 2021. Paper-based microfluidics: Simplified fabrication and assay methods. *Sensors and Actuators B: Chemical*. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2021.129681>.
- [46] Mssr, T., Pathak, P., Singh, L., Raj, D., Gupta, D.K., 2023. A novel circular approach to analyze the challenges associated with micro-nano plastics and their sustainable remediation techniques. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. <https://doi.org/10.1080/10934529.2023.2208507>.
- [47] Stetefeld, J., McKenna, S.A., Patel, T.R., 2016. Dynamic light scattering: A practical guide and applications in biomedical sciences. *Biophysical Reviews*. <https://doi.org/10.1007/s12551-016-0218-6>.
- [48] Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L.M., Xu, E.G., Farmer, J.M., Tufenkji, N., 2019. Separation and analysis of microplastics and nano-plastics in complex environmental samples. *Accounts of Chemical Research*. <https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00602>.
- [49] Patra, J.K., Baek, K.-H., 2014. Green nanobiotechnology: Factors affecting synthesis and characterization techniques. *Journal of Nanomaterials*. <https://doi.org/10.1155/2014/417305>.
- [50] Muller, J., González-Martínez, C., Chiralt, A., 2017. Combination of poly(lactic) acid and starch for biodegradable food packaging. *Materials*. <https://doi.org/10.3390/ma10080952>.
- [51] Sun, C., Wei, S., Tan, H., Huang, Y., Zhang, Y., 2022. Progress in upcycling polylactic acid waste as an alternative carbon source: A review. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136881>.
- [52] Miandad, R., Rehan, M., Barakat, M.A., Aburizaiza, A.S., Khan, H., Ismail, I.M.I., Dhavamani, J., Gardy, J., Hassanpour, A., Nizami, A.-S., 2019. Catalytic pyrolysis of plastic waste: Moving toward pyrolysis based biorefineries. *Frontiers in Energy Research*. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00027>.
- [53] Muhammad, I., Manos, G., 2021. Improving the conversion of biomass in catalytic pyrolysis via intensification of biomass—catalyst contact by co-pressing. *Catalysts*. <https://doi.org/10.3390/catal11070805>.
- [54] Yoshioka, T., Handa, T., Grause, G., Lei, Z., Inomata, H., Mizoguchi, T., 2005. Effects of metal oxides on the pyrolysis of poly(ethylene terephthalate). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2005.01.004>.
- [55] Li, N., Liu, H., Cheng, Z., Yan, B., Chen, G., Wang, S., 2022. Conversion of plastic waste into fuels: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127460>.
- [56] Bhuyan, M.S., 2022. Effects of microplastics on fish and in human health. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.827289>.
- [57] Campanale, M.S., Locaputo, U., 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *IJERPH*. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>.

- [58] Rashidi, M., Bijari, S., Khazaei, A.H., Shojaei-Ghahrizjani, F., Rezakhani, L., 2022. The role of milk-derived exosomes in the treatment of diseases. *Frontiers in Genetics*. <https://doi.org/10.3389/fgene.2022.1009338>.
- [59] Benyathiar, P., Kumar, P., Carpenter, G., Brace, J., Mishra, D.K., 2022. Polyethylene terephthalate (PET) bottle-to-bottle recycling for the beverage industry: A review. *Polymers*. <https://doi.org/10.3390/polym14122366>.
- [60] Mouafo Tamnou, E.B., Tamsa Arfao, A., Nougang, M.E., Metsopkeng, C.S., Noah Ewoti, O.V., Mounang, L.M., Nana, P.A., Atem Takang-Etta, L.-R., Perrière, F., Sime- Ngando, T., Nola, M., 2021. Biodegradation of polyethylene by the bacterium *Pseudomonas aeruginosa* in acidic aquatic microcosm and effect of the environmental temperature. *Environmental Challenges*. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100056>.
- [61] Yee, M.S.-L., Hii, L.-W., Looi, C.K., Lim, W.-M., Wong, S.-F., Kok, Y.-Y., Tan, B.-K., Wong, C.-Y., Leong, C.-O., 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>.
- [62] Syberg, K., Nielsen, M.B., Oturai, N.B., Clausen, L.P.W., Ramos, T.M., Hansen, S.F., 2022. Circular economy and reduction of micro(nano)plastics contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100044>.
- [63] Dey, T.K., Uddin, Md.E., Jamal, M., 2021. Detection and removal of microplastics in wastewater: Evolution and impact. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12943-5>.
- [64] Remya, R.R., Julius, A., Suman, T.Y., Mohanavel, V., Karthick, A., Pazhanimuthu, C., Samrot, A.V., Muhibbullah, M., 2022. Role of nanoparticles in biodegradation and their importance in environmental and biomedical applications. *Journal of Nanomaterials*. <https://doi.org/10.1155/2022/6090846>.
- [65] Hou, W.-C., Westerhoff, P., Posner, J.D., 2013. Biological accumulation of engineered nanomaterials: A review of current knowledge. *Environmental Science: Processes Impacts*. <https://doi.org/10.1039/c2em30686g>.
- [66] Ray, P.C., Yu, H., Fu, P.P., 2009. Toxicity and environmental risks of nanomaterials: Challenges and future needs. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*. <https://doi.org/10.1080/10590500802708267>.
- [67] Ligozat, A.-L., Lefevre, J., Bugeau, A., Combaz, J., 2022. Unraveling the hidden environmental impacts of AI solutions for environment life cycle assessment of AI solutions. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su14095172>.

فصل ۱۵

کاربردهای نوین نانومواد مغناطیسی در اصلاح میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی

۱-۱۵. مقدمه

آلاینده‌های معدنی و آلی، پایداری اکوسیستم‌های آبی، جمعیت‌های انسانی و حیوانات را به‌طور جدی تهدید می‌کنند (Das et al., 2022, 2023) یکی از این آلاینده‌ها در آب‌های آلوده، میکروپلاستیک‌ها هستند که به‌عنوان آلاینده‌های نوظهور مطرح شده‌اند (Goh et al., 2022). میکروپلاستیک یک اصطلاح کلی است که به مواد زائد پلاستیکی مختلف مانند PET, PES و PVC اطلاق می‌شود و با قطر کمتر از ۵ میلی‌متر و به شکل قطعات، گرانول، الیاف و دانه‌های کوچک وجود دارند و در اقیانوس‌ها، آب‌های شیرین و خاک یافت می‌شوند (Bhatt et al., 2021).

حضور میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم و برهمکنش آن‌ها با سایر ترکیبات، مانند رنگ‌ها، فلزات سنگین و سایر آلاینده‌های آلی و معدنی، تهدیدی جدی برای سلامت انسان، حیوانات دریایی و به‌طور کلی اکوسیستم به‌شمار می‌رود. بلع میکروپلاستیک‌ها اثرات مضر بر

عملکردهای متابولیک مختلف دارند. برهمکنش میکروپلاستیک‌ها با سایر آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها و داروها منجر به آلودگی ثانویه و مسمومیت موجودات زنده در هنگام بلع ذرات پلاستیکی می‌شود. در صورتی که مقدار قابل توجهی میکروپلاستیک در منبع آبی تخلیه شود، اثرات خطرناکی به ویژه آسیب‌های فیزیکی و سمیت شیمیایی از خود به جای می‌گذارد (Elgarahy et al., 2021).

میکروپلاستیک‌ها سلامت بسیاری از موجودات زنده از جمله انسان‌ها را تهدید می‌کنند زیرا این ذرات کوچک پلاستیکی وارد زنجیره غذایی شده و در آن‌جا تجمع می‌یابند. موضوع میکروپلاستیک‌ها به یک نگرانی جهانی تبدیل شده است بنابراین، باید راه‌حل‌های اجرایی برای حل این مشکل پیدا کرد. کاهش مصرف مواد پلاستیکی، ظرفیت بازیافت بیشتر و گسترش استفاده از مواد اولیه غیر سمی تنها چند نمونه از کارهایی است که در این زمینه انجام شده است. چندین توافقنامه نیز به عنوان اقداماتی برای مقابله با مشکلات ناشی از میکروپلاستیک‌ها انجام شده است.

تمام جنبه‌های مربوط به میکروپلاستیک‌ها از جمله نوع، شکل، مورفولوژی و شیمی سطح آن‌ها باید شناسایی شوند. برای تشخیص و شناسایی مقادیر و سمیت این آلاینده در محیط‌های آبی مطالعاتی انجام شده است. این امر امکان توسعه استراتژی‌های موثر برای کاهش اثرات نامطلوب آن‌ها را فراهم می‌کند. تاکنون، روش‌های حذف و ابزارهای مهندسی مختلفی برای کاهش اثرات نامطلوب ناشی از میکروپلاستیک‌ها ایجاد شده است. حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش‌های رایج تصفیه فاضلاب مانند جذب سطحی، اکسیداسیون، جداسازی غشایی و لخته سازی شیمیایی انجام شده است (Cherniak et al., 2022). با این حال، برخی از این روش‌ها به دلیل ماهیت پیچیده خود یعنی مواد مورد نیاز و هزینه‌های زیاد، مقرون به صرفه نیستند. تحقیقات بیشتری به منظور کشف مواد و روش‌های جدید برای تصفیه و حذف میکروپلاستیک‌ها از پهنه‌های آبی باید انجام شود.

استفاده از فناوری نانو، ممکن است طیف وسیعی از مشکلات پیش روی جامعه را حل کند. از روش‌های نانو به عنوان راه حلی عملی برای پرداختن به چالش‌های ناشی میکروپلاستیک‌ها می‌توان استفاده کرد. در سال‌های اخیر، جاذب‌ها و فوتوکاتالیست‌های مبتنی بر نانومواد برای حذف کارآمد آلاینده‌های آلی و معدنی از محیط آبی مورد بررسی قرار گرفته‌اند (Misra et al., 2020; Das et al., 2021; Mondal et al., 2023). تحقیقات متعددی در

مورد امکان استفاده از نانوذرات مغناطیسی در انواع روش‌های حذف میکروپلاستیک در محیط‌های آبی انجام شده است (Zandieh and Liu, 2022; Heo et al., 2022; Tang et al., 2021). این فصل مروری مختصر در خصوص آلودگی میکروپلاستیک در محیط‌های آبی و روش‌های حل این مشکل از جمله استفاده از نانومواد مغناطیسی از طریق فرآیندهای جذب، فتوکاتالیز و فیلتراسیون ارائه می‌دهد.

۲-۱۵. منابع و خواص فیزیکوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌های اولیه و ثانویه دو گروه مجزا هستند که در بین میکروپلاستیک‌هایی که محیط‌های آبی را آلوده می‌کنند، یافت می‌شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه در اندازه میکرونی تولید می‌شوند (به عنوان مثال، ریزدانه‌های مورد استفاده در لوازم آرایشی و محصولات مراقبت شخصی) و میکروپلاستیک‌های ثانویه زمانی که در معرض تنش‌های محیطی قرار می‌گیرند از مواد پلاستیکی بزرگتر جدا می‌شوند (Wang et al., 2020). به دلیل تفاوت در محیط‌های طبیعی و فعالیت‌های انسانی تعداد میکروپلاستیک‌ها در آب‌های شیرین به طور متوسط از چند تن تا میلیون‌ها تن متفاوت است. میکروپلاستیک‌ها ممکن است از طریق تخلیه پساب‌هایی محتوی ذرات پلاستیکی، به آب‌های سطحی راه پیدا کنند.

منشا میکروپلاستیک‌ها در غلظت‌های زیاد عمدتاً بخش‌های صنعتی، پساب تصفیه‌خانه فاضلاب، فعالیت‌های ماهیگیری و زباله‌های خانگی هستند. علاوه بر این انتشار میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر ویژگی‌های محل زندگی، متفاوت است. در مقایسه با مناطق روستایی مکان‌های پرجمعیت، منابع میکروپلاستیک‌های بیشتری برای انتشار دارد. با این حال، سیستم‌های تصفیه فاضلاب در مناطق شهری عملکرد بهتری دارند، یعنی آلودگی میکروپلاستیک احتمالاً در این مکان‌ها کمتر است. سطوح بالاتر میکروپلاستیک در مکان‌های روستایی به این دلیل است که اقدامات حفاظت از محیط زیست به درستی اجرا نمی‌شوند در نتیجه، فعالیت‌های انسانی نقش مهمی در آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی ایفا می‌کنند (Bui et al., 2020; Shen et al., 2020).

۳-۱۵. تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر محیط آبی و سلامت انسان

اکوسیستم آبی به روش‌های مختلف تحت تأثیر میکروپلاستیک‌ها قرار می‌گیرد. کاهش

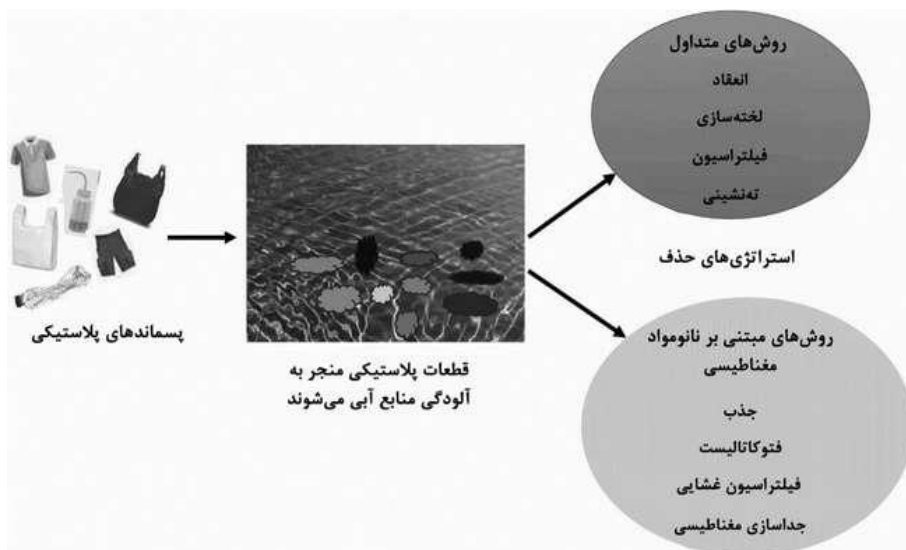
مصرف غذا و رشد آهسته در گونه‌های مختلف آبزی، از جمله ماهی‌ها منجر به استرس اکسیداتیو و الگوهای رفتاری غیرعادی می‌شوند. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها تمایل به نفوذ از موانع فیزیولوژیکی و تجمع در بافت‌ها را دارند، بنابراین گونه‌های اکسیژن فعال که موانع متابولیسم لیپید در بدن می‌شود را تولید می‌کنند. میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه میکروسکوپی، توسط گونه‌های دریایی مصرف می‌شوند و بر سیستم تولیدمثلی آن‌ها نیز تأثیر می‌گذارند. به همین ترتیب، میکروپلاستیک‌های PS با کاهش تولید سلول‌های تخمک و اسپرم، همراه با کاهش تحرک اسپرم، تأثیر منفی بر توانایی تولید مثلی *Crassostrea gigas* دارند. همانطور که میکروپلاستیک‌ها با بافت‌ها و اندام‌های بیولوژیکی در تماس هستند، پاسخ ایمنی نیز انجام می‌شود (Li et al., 2021b). انسان از طریق مصرف غذاهای دریایی در معرض این ذرات پلاستیکی قرار می‌گیرد. در اکوسیستم آبی، میگوها، خرچنگ‌ها و سایر ماهی‌های کوچک موجود، میکروپلاستیک‌ها را مصرف کرده و در مجرای روده آن‌ها تجمع می‌یابد از طرفی با مصرف این ماهی‌ها توسط انسان‌ها، به دلیل اینکه مجرای روده آن‌ها دور ریخته نمی‌شود، منجر به ورود ذرات ریز پلاستیکی به زنجیره غذایی انسان می‌شود. مورد مشابهی برای ماهی‌های بزرگ مشاهده نمی‌شود، زیرا روده آن‌ها قبل از مصرف توسط انسان برداشته می‌شوند. بنابراین، انسان‌ها تحت تأثیر هر دو روش شیمیایی و فیزیکی قرار می‌گیرد و ریه‌ها، کبد و حتی سلول‌های مغزی دچار سمیت می‌شوند (Smith et al., 2018).

۴-۱۵. روش‌های رایج

روش‌های رایج و کاربرد برای حذف میکروپلاستیک‌ها در دسته‌بندی‌های زیر قرار می‌گیرند:

جداسازی شیمیایی، فیزیکی یا بیولوژیکی

شناورسازی بر اساس چگالی، فیلتراسیون و ته‌نشینی در دسته روش‌های فیزیکی قرار می‌گیرند. با وجود اینکه این روش‌ها راندمان حذف بالایی دارند، اما به دلیل ایجاد رسوب در غشاء و عدم عبور ذرات کوچکتر (کمتر از ۱۰۰ میکرومتر) برای شناورسازی و ته‌نشینی، مقرون به صرفه نیست و انرژی مصرفی نیز زیاد است. انعقاد و لخته‌سازی جزو روش‌های شیمیایی هستند، در این روش‌ها راندمان حذف بالایی به دست می‌آید و در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب با تغییرات اندکی می‌توانند مورد استفاده قرار بگیرند.



شکل ۱-۱۵. شمتایک آلودگی ناشی از میکروپلاستیک‌ها و روش‌های رایج حذف و بر اساس نانومواد مغناطیسی.

جدول ۱-۱۵. روش‌های رایج حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی

روش	مواد مورد نیاز	انواع میکروپلاستیک	راندمان حذف	مراجع
انعقاد	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	PVC ($< 50 \mu\text{m}$)	۸۰٪	(Prokopova et al., 2021)
انعقاد	FeCl_3	PS PE ($> 0.5 \text{ mm}$)	۶۲٪	(Zhou et al., 2021)
انعقاد - لخته سازی	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	PS ($100 \mu\text{m}$)	۹۸/۹٪	(Li et al., 2021a)
انعقاد/ اولترافیلتراسیون	AlCl_3 PAM	PE	۴۵/۳۴٪	(Ma et al., 2019)
فیلتراسیون	بیوچار	PS ($10 \mu\text{m}$)	۹۰٪	(Wang et al., 2020)
انعقاد - لخته سازی - ته نشینی	آلوم	PS ($6 \mu\text{m}$)	۸۵٪	(Xue et al., 2021)

مشکلاتی که این روش‌ها با آن‌ها مواجه هستند حذف ناکارآمد ذرات ریز با شکل‌های خاص می‌باشند. برای جداسازی بیولوژیکی، تجزیه زیستی و لجن فعال دو جزء اصلی هستند. این روش‌ها به دلیل هزینه کمی که دارند قابل اجرا و افزایش مقیاس هستند اما قابلیت اجرایی کمتری دارند. در حال حاضر به دلیل محدودیت‌های طبیعی روش‌های موجود، روش‌های جایگزین مختلفی برای حذف موثر میکروپلاستیک‌ها مورد توجه قرار گرفته است. (Pasanen et al., 2023).

۵-۱۵. روش‌های حذف میکروپلاستیک با استفاده از نانومواد مغناطیسی

جمع‌آوری و حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی با روشی قابل اعتماد بسیار دشوار است. حذف دستی میکروپلاستیک‌های کوچک چالش برانگیز است و نمی‌توان پیش‌بینی کرد که روش‌های مختلفی که در حال حاضر برای بازیابی این ذرات از منابع آبی مورد استفاده قرار می‌گیرند تا چه حد موفق هستند. محققان با روش‌های مختلف، راهکارهای موفقیت آمیزی برای حذف میکروپلاستیک‌ها از منابع آبی ایجاد کرده‌اند.

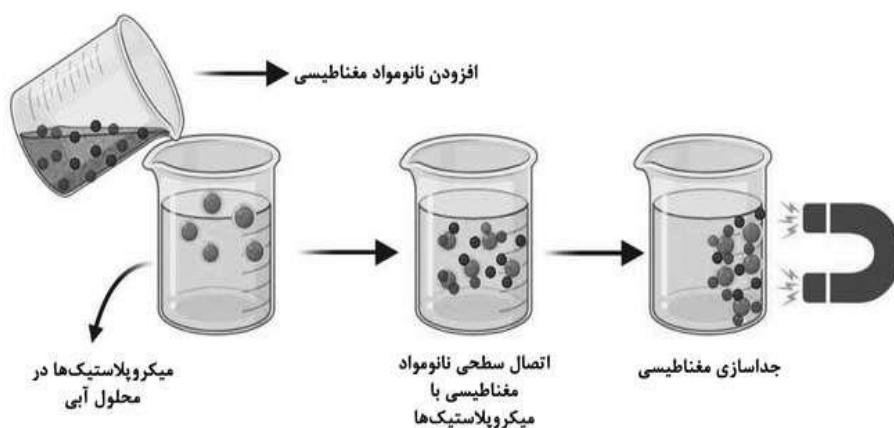
۱-۵-۱۵. جذب و جداسازی مغناطیسی

فرآیند جذب ساده برای تصفیه آب، روشی سازگار با محیط زیست و کارآمد است و با پدیده‌های سطحی مانند اتصال مولکول‌های آلاینده از توده سیال به سطح جامد قابل کنترل می‌باشد. نانوجاذب‌ها، سطح ویژه و تخلخل بالایی دارند بنابراین قادر به افزایش میزان حذف آلاینده‌ها از فاضلاب می‌باشند. تحقیقات متعددی در خصوص روش‌های توسعه و اجرای جاذب‌های مبتنی بر نانومواد مغناطیسی، به منظور استخراج و جداسازی میکروپلاستیک‌ها از انواع منابع آبی مانند آب‌های شیرین و آب رودخانه‌ها و اقیانوس‌ها مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. این روش برای تکمیل روش‌های فعلی و کمک به بازیابی ذرات پلاستیکی کوچکتر در نظر گرفته شده است (Ouda et al., 2023).

Grbic و همکاران روشی با استفاده از نانوذرات آهن پوشش داده شده آبگریز، به منظور امکان استخراج و جداسازی مغناطیسی میکروپلاستیک‌ها طراحی کرده‌اند. آن‌ها ذرات بزرگ (> 1 میلی متر)، متوسط (200 میکرومتر تا 1 میلی متر) و کوچک (> 20 میکرومتر) PE، PET، PU، PVC و PP موجود در آب دریا را مورد مطالعه قرار داده‌اند. نتایج نشان داد که میکروپلاستیک‌های بزرگ، متوسط و کوچک به ترتیب با راندمان 93% ، 92% و 81% از

نمونه‌های آب دریا جداسازی شدند. کارایی این روش به نسبت سطح به حجم بستگی دارد؛ برای ذرات کوچکتر، نانوذرات آهن بیشتری به واحد جرم پلاستیک متصل می‌شوند بنابراین، این تکنیک برای ذرات ریز بسیار مفید است (Grbic et al., 2019).

اخیرا از ذرات PS برای حذف از فاضلاب در تحقیقات استفاده شده است (Heo et al., 2022). PS یکی از عوامل اصلی آلودگی پلاستیکی است که در محیط‌های آبی و فاضلاب دیده می‌شود و از نانوذرات اکسید آهن (Fe_3O_4) به عنوان جاذب به منظور حذف آن‌ها از آب استفاده شده است. سینتیک و ویژگی‌های جذب همدمما به منظور ارزیابی جذب این ذرات بر روی Fe_3O_4 مورد بررسی قرار گرفتند. آزمایش‌های مربوط به جذب نیز به منظور مطالعه کارایی جذب Fe_3O_4 برای مجموعه‌ای از ذرات PS که از نظر قطر متوسط متفاوت بودند، انجام شد. در این مطالعه، برهمکنش‌های الکترواستاتیک و آگریزی که ممکن است در جذب ذرات PS بر روی Fe_3O_4 نقش داشته باشند، تجزیه و تحلیل شدند. برای ارزیابی جذب ذرات PS بر روی Fe_3O_4 ، یک بررسی از سینتیک و ویژگی‌های جذب ایزوترمی انجام شد. Fe_3O_4 برای حذف ذرات با قطر ۱ میکرومتر بازده جذب ۹۴٪ و برای حذف ذرات با قطر ۰/۷ میکرومتر به بازده جذب ۵۸٪ رسید.



شکل ۱۵-۲. شماتیک جذب مبتنی بر نانومواد مغناطیسی و جداسازی میکروپلاستیک‌ها از آب.

در مطالعه دیگری، میکروپلاستیک‌ها از طریق جذب سطحی با استفاده از نانوذرات Fe_3O_4 به مدت ۱۵۰ دقیقه مغناطیسی شدند سپس میکروپلاستیک‌های مغناطیسی شده به راحتی با آهنربا از آب خارج شدند. میانگین حذف چهار نوع رایج میکروپلاستیک شامل PS, PE, PET

و PP در محدوده اندازه ۲۰۰ تا ۹۰۰ میکرومتر، به ترتیب ۸۶، ۸۷، ۶۳ و ۸۵ درصد بود. چگالی نانوذرات Fe_3O_4 نقش مهمی در میزان پاکسازی ریزذراتی که بر روی سطوح میکروذرات جذب می‌شوند، دارند علاوه بر این، میزان حذف ریز ذرات در آب خالص در مقایسه با آب دریای سنتتیک کمتر بود؛ این رویکرد در حذف میکروپلاستیک‌ها از منابع آبی محیطی مانند فاضلاب خانگی، آب رودخانه و آب طبیعی دریا بیش از ۸۰٪ تاثیر مثبت داشت. به طور خلاصه، مطالعه فعلی یک رویکرد منحصر به فرد برای حذف میکروپلاستیک‌ها در آب، با یک چشم انداز کاربردی گسترده ارائه می‌دهد (Shi et al., 2022).

نانوذرات مغناطیسی Fe-C-NH_2 (FNP) از میدان مغناطیسی گرادیان استفاده می‌کنند، این فرآیند روشی کارآمد برای حذف ریزذرات PE و PET از آب است (Bakhteeva et al., 2023). این پلاستیک‌ها به طور گسترده در سراسر جهان استفاده می‌شوند و از محبوب ترین پلیمرهای جامد هستند. ذرات پلاستیکی که در این تحقیق مورد استفاده قرار گرفتند به صورت تکه تکه شده بودند. نانومواد کامپوزیتی FNP با ساختار هسته مغناطیسی به یک محیط آبی اضافه شدند تا ته نشینی ریزذرات پلاستیکی در آب را آغاز و سرعت ببخشند. در این مطالعه، محدوده غلظت نانوذرات مغناطیسی FNP ۰/۰۵ - ۰/۰۰۵ g/L بود که در مقایسه با منعقدکننده‌های معمولی غلظت این منعقدکننده بسیار کم می‌باشد. سینتیک تولید هتروآگرگات‌ها^۱ به طور مستقیم با سرعت رسوب مغناطیسی، متناسب است. حذف کامل MPET^2 در مدت ۱۵ دقیقه تحت تاثیر میدان مغناطیسی با بیشترین گرادیان به دست آمد اما نرخ حذف MPE^3 نسبتاً پایین بود. غلظت MPE پس از ۱۵ دقیقه ته نشینی مغناطیسی ۸۸٪ کاهش یافت و پس از ۳۰ دقیقه رسوب در بالاترین گرادیان میدان مغناطیسی غلظت ۹۴٪ کاهش یافت. ترکیب هتروژنی ذرات مغناطیسی و پلاستیکی، فرآیند حذف را تقویت می‌کند و به تعاملات مغناطیسی و الکترواستریک بین ذرات وابسته است. آهن ماده‌ای زیست سازگار است بنابراین در آب تصفیه شده آلودگی ثانویه ایجاد نمی‌کند. از آنجایی که آهن جاذبه الکترواستاتیکی از خود نشان می‌دهد، پتانسیل تشکیل هتروآگرگات با ذرات پلاستیک در آب را دارد.

میکروپلاستیک‌های خاصی مانند PS با اندازه ۱ میکرومتر، پلی سولفون با اندازه ۱۰۰ تا ۵۰۰ میکرومتر و ذرات PET، به وسیله استخراج مغناطیسی با استفاده از نانوکامپوزیت‌های آلی

۱- Heteroaggregates: هتروآگرگات‌ها به خوشه‌ها یا دانه‌های تشکیل شده از انواع مختلف ذرات اشاره دارند.

2. Metalized Polyethylene Terephthalate

3. Metallocene Polyethylene

پلی اکسومتالات^۱ مغناطیسی ($\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PWA/amine}$) جذبی از آب آشامیدنی و آب شور حذف می شوند (Bhore and Kamble, 2022). محققان نانوکامپوزیت های ارگانو پلی اکسومتالات^۲ مغناطیسی با گروه آمین $n\text{-Hexyl}$ ، $n\text{-Butyl}$ و $n\text{-Octylamines}$ را سنتز کرده اند؛ نتایج نشان داد نانوکامپوزیت $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PWA/amine}$ برای جداسازی میکروپلاستیک ها از محیط بسیار مفید است. بیشترین راندمان حذف ذرات PET، PS و پلی سولفون با استفاده از کامپوزیت $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PWA/nOct}$ حدود ۹۹٪ به دست آمد.

Martin و همکاران زباله های پلاستیکی آب دریا و رودخانه را با استفاده از پوشش های آبریز نانوذرات اکسید آهن (IONPs^3) مغناطیسی نمودند علاوه بر این IONPs را با پوشش های مختلف آبریز مبتنی بر پلی دی متیل سیلوکسان (PDMS^4) و در شرایط خلاء و همچنین در هوای اتمسفر سنتز کردند. علاوه بر این پلیمرهای مشترک آمفی فیلک^۵ را همراه با سایر IONPs هیدروفوبیک عاملدار شده با PDMS را ساختند. با استفاده از آنزیم، حدود ۱۰۰٪ ذرات میکروپلاستیک در محدوده اندازه ۲ تا ۵ میلی متر و ۹۰٪ ذرات نانوپلاستیک در محدوده اندازه ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ نانومتر حذف شدند. یک تکنیک عملی برای جداسازی میکروپلاستیک ها از نمونه های آب برای اندازه گیری، مشخصه یابی و تصفیه مغناطیسی کردن میکروپلاستیک ها با استفاده از IONPs است (Martin et al., 2022).

یک نانوکامپوزیت مغناطیسی متخلخل با چارچوب ایمیدازولات زئولیتی (ZIF-8^6) اصلاح شده با n-butylamine (nano-Fe@ZIF-8) در آب در دمای اتاق برای حذف میکروپلاستیک ها از محیط آبی ساخته شد (Pasanen et al., 2023). چارچوب نانوکامپوزیت قبل از استفاده در آزمایش های حذف میکروپلاستیک به طور کامل مشخص گردید. حذف فنل های مختل کننده غدد درون ریز (بیسفنول A و ۴-ترت-بوتیل فنل) و دانه های PS (۱،۱ میکرومتر) با استفاده از Fe@ZIF-8 امکان پذیر بود. در مقایسه با Fe@ZIF-8 اصلاح نشده، nano-Fe@ZIF-8 راندمان حذف بالاتری نشان داد و در شرایط بهینه، ۲۰ میلی گرم Fe@ZIF-8 توانست ۹۸٪

۱- Organo-Polyoxometalate Nanocomposites: دسته ای از ترکیبات معدنی هستند که از خوشه های فلز-اکسیژن تشکیل شده اند.

2. Organo-polyoxometalate

3. Iron Oxide Nanoparticles

4. Polydimethylsiloxane

۵- Amphiphilic: یک ترکیب شیمیایی است که آب دوست (قطبی) و چربی دوست است.

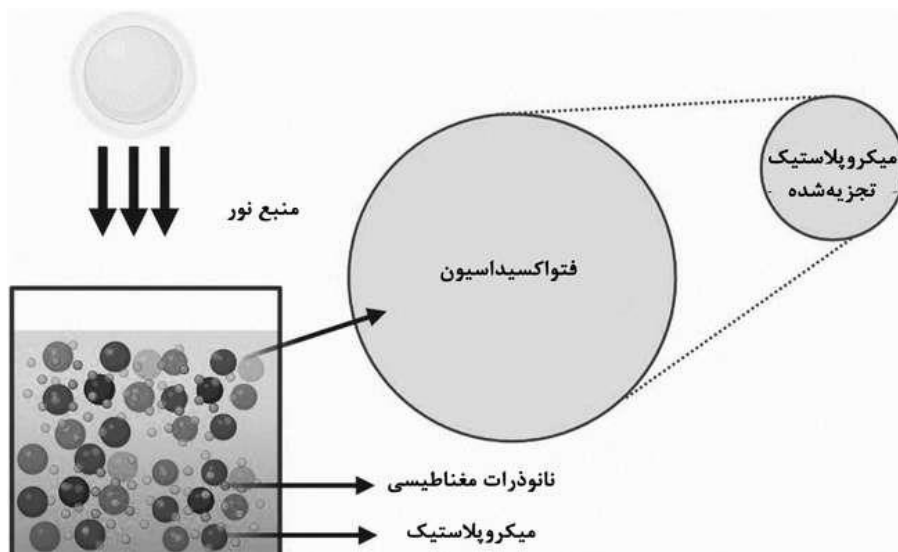
6. Zeolitic Imidazolate Framework-8

ریزدانه‌های PS را حذف کند. علاوه بر این در مدت ۵ دقیقه ۹۴٪ بیسفنول A و ۴ تری بوتیل فنل حذف شدند.

جدول ۲-۱۵. انواع روش‌های حذف میکروپلاستیک با استفاده از نانومواد مغناطیسی از محیط آبی

روش	مواد مورد نیاز	انواع میکروپلاستیک	راندمان حذف	مراجع
جداسازی مغناطیسی	نانو ذرات آهن	PE PS PU PVC PP	۸۱-۹۳٪	(Grbic et al., 2019)
جذب	نانوذرات Fe_3O_4	PP PS PET (۹۰۰-۲۰۰ μm)	۸۷٪ ۸۵٪ ۸۶٪	(Shi et al., 2022)
جذب	نانوذرات Fe_3O_4	PS (۱ μm)	۹۳/۹٪	(Heo et al., 2022)
جذب	M-CNTs	PE PET PA	۱۰۰٪	(Tang et al., 2021)
جداسازی مغناطیسی	مغناطیسی Fe_2O_3/SiO_2 نانو ذرات هسته-پوسته (CSNs)	PS (۱-۱۰ μm)	۱۰۰٪	(Misra et al., 2020)
جداسازی مغناطیسی	IONPs (Fe_3O_4 , α - Fe_2O_3)	PE (۵-۲ میلی متر)، PS (۱۰۰ nm تا ۱ μm)	۱۰۰٪ ۹۰٪	(Martin et al., 2022)
جداسازی مغناطیسی	نانوذرات Fe-C-NH ₂	PE (۱۰-۲۰۰ μm)، PET (۵-۳۰ μm)	۹۴٪	(Bakhteeva et al., 2023)
جذب	Fe_3O_4 -PWA/nOct	PS PET پلی سولفون	۹۹٪	(Bhore and Kamble, 2022)
جذب - فوتوکاتالیز	$BiVO_4/Fe_3O_4$	PLA, PCL	۷۰٪	(Beladi-Mousavi et al., 2021)
فیلتراسیون غشایی	نانو فروسیال ^۱ (مگنتیت و فریت کبالت)	PE PVC پلی استر (۷۵، ۱۵۰ و ۳۰۰ μm)	۸۵٪ ۸۲٪ ۶۹٪	(Pramanik et al., 2021)

۱- Nano-ferrofluid: نانو فروسیالات از ذرات بسیار ریزی در مقیاس نانو (معمولا قطرشان ۱۰ نانومتر یا کمتر است) از مگنتیت، هماتیت یا برخی از دیگر ترکیبات آهن و یک مایع تشکیل شده‌است.



شکل ۳-۱۵. شماتیک تجزیه فوتوکاتالیستی میکروپلاستیک‌ها.

۲-۵-۱۵. فتوکاتالیز

در شرایط نور مرئی یا اشعه UV به عنوان منبع انرژی، فوتوکاتالیز یک فرآیند ایمن، کم هزینه و موثر برای محیط زیست است که توانایی تبدیل طیف وسیعی از آلاینده‌های آلی به H_2O ، CO_2 و سایر محصولات معدنی را دارد. این روش مزایای متعددی از جمله استفاده از نور خورشید به عنوان منبع انرژی پاک، راندمان بالای تجزیه و تولید محصولات جانبی بی ضرر را دارد همچنین به منظور حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی می‌تواند مورد استفاده قرار بگیرد.

در یک مطالعه به منظور جمع آوری میکروپلاستیک‌ها و تجزیه فتوکاتالیستی آن‌ها در یک منطقه از ریزربات‌های مغناطیسی هوشمند استفاده شد (Beladi-Mousavi et al., 2021). نانوذرات $BiVO_4$ ستاره‌ای شکل با اندازه ۴-۸ میکرومتر، به روش هیدروترمال بزرگ مقیاس تولید شده و حاوی نانوذرات Fe_3O_4 هستند. ریزربات‌ها با طراحی نامتقارن خود توانستند، با حضور مقدار کمی H_2O_2 و تحت تأثیر نور مرئی، به صورت خودکار در آب حرکت کنند. مقایسه این نتیجه با ریزربات‌های نور محور، که برای فعال کردن قابلیت حرکت خودکار به فلزات

گران قیمت نیاز دارند، پیشرفت قابل توجهی نشان داد. با توجه به نانوذرات مغناطیسی استفاده شده، ریزربات‌های $\text{BiVO}_4/\text{Fe}_3\text{O}_4$ نیز ممکن است به وسیله آهن‌رباهای دائمی جمع آوری شوند و به راحتی با استفاده از میدان‌های مغناطیسی خارجی هدایت شوند. این نوع حرکت دوگانه برای چندین نوع میکروپلاستیک در کانال‌های بزرگ، مانند PLA، پلی کاپرولاکتون (PCL^1)، PET و PP استفاده شده است. حرکت فعال ناشی از نور در این ریزربات‌ها باعث می‌شود وقتی در یک انتهای کانال قرار بگیرند به تکه‌های میکروپلاستیک برسند. فرآیند جذب منجر به اتصال ریزربات‌ها به سطح میکروپلاستیک‌ها می‌شود؛ با وجود دو ساعت تکان دادن شدید، اکثر ریزربات‌ها به دلیل چسبندگی زیاد به قطعات پلاستیکی متصل باقی ماندند، وارد کانال شدند و با قرار دادن آهن‌ربا در انتهای دیگر، کانال را تمیز کردند. اثربخشی حذف با افزایش طول کانال کاهش یافت؛ علاوه بر این راندمان حذف برای میکروپلاستیک‌های آبدوست (۷۰٪ برای PLA و PCL) بیشتر از موارد آبگریز (۴۰٪ برای PET و ۲۰٪ برای PP) بود. سیستمی متشکل از پنج کانال با قطرهای مختلف برای به دام انداختن و انتقال میکروپلاستیک‌های PLA استفاده شد تا عملکرد قابل توجه این روش را در سیستم پیچیده دهد.

۳-۵-۱۵. فیلتراسیون غشایی

اجرای تکنیک فیلتراسیون غشایی با استفاده از نانومواد مغناطیسی می‌تواند ابزاری کارآمد برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی باشد. در مطالعه‌ای تأثیر نیروی برشی آب بر شکستن میکروپلاستیک‌های با اندازه بزرگتر به قطعات میکروپلاستیک کوچکتر و حذف آن‌ها توسط نانو فروسیال (یعنی ذرات فریت مگنتیت و کبالت به عنوان منعقدکننده) از طریق فرآیندهای فیلتراسیون غشایی مورد بررسی قرار گرفت (Pramanik et al., 2021). نتایج نشان داد که یک پروانه مکانیکی با دو تیغه، میکروپلاستیک‌ها را با اندازه‌های ۷۵ میکرومتر تا ۳۰۰ میکرومتر به ترتیب به اندازه‌های متوسط ۰/۷، ۱/۱ و ۱/۸ میکرومتر تکه تکه می‌کند. علاوه بر این تکنیک فلوتاسیون هوا قادر به دستیابی به حداکثر راندمان حذف به ترتیب ۸۹، ۸۲ و ۶۹ درصد به ترتیب برای PE، PVC و PES است. اثربخشی روش فلوتاسیون هوا برای حذف میکروپلاستیک‌ها با افزایش دوز سورفکتانت از ۲ به ۱۰ میلی گرم در لیتر به طور قابل توجهی افزایش یافت. علاوه بر این، راندمان حذف توسط سیستم فلوتاسیون هوا به pH

1. Polycaprolactone

محلول، اندازه و انواع مختلف میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد. دو نوع فروسیال مورد استفاده در این تحقیق مگنتیت و فریت کبالت بودند. متوسط راندمان حذف مگنتیت ۴۳٪ و فریت کبالت ۵۵٪ بود. نانوذرات فروسیال در حذف هر سه نوع میکروپلاستیک از آب مورد ارزیابی قرار گرفتند و با کارایی حذف مشابه، می‌توان نتیجه گرفت که اثربخشی این روش حذف، منوط به نوع پلاستیک نمی‌باشد. روش‌های غشایی اولترافیلتراسیون و میکروفیلتراسیون بسیار موفق عمل کرده و بیش از ۹۰٪ از قطعات میکروپلاستیک را حذف کردند. این تکنیک‌ها از جمله روش‌هایی بودند که مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داده است که با ترکیب فرآیندهای شناورسازی با هوای محلول و فیلتراسیون غشایی، می‌توان میکروپلاستیک‌ها را به طور مؤثرتری از پساب‌ها حذف کرد.

۶-۱۵. بازسازی و استفاده مجدد از نانومواد مغناطیسی

توانایی بازسازی نانومواد مغناطیسی برای مدیریت اقتصادی فناوری‌های مختلف تصفیه آب، از ضروری‌ترین اجزای این فرآیند است. حلال‌های وابسته به pH برای بازسازی نانوذرات، ضروری هستند. در سیستم تصفیه، این کار ممکن است با استفاده از یک دستگاه جداسازی یا از طریق تثبیت نانومواد انجام شود. در حال حاضر تکنیک‌های تثبیت موجود به طور قابل توجهی کارآمد نیستند. برای تثبیت نانوذرات بدون تأثیر بر عملکردشان، باید تکنیک‌های ساده و ارزانی توسعه داده شوند. در سال‌های اخیر، یک روش دفع ساده برای حذف ذرات Fe_3O_4 از کمپلکس‌های $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PS}$ مورد استفاده قرار گرفت (Heo et al., 2022). ذرات اکسید آهن با استفاده از حمام اولتراسونیک از کمپلکس‌های $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PS}$ خارج شدند و این فرآیند با تصفیه کمپلکس‌ها با محلول ۵٪ NaCl به جای آب دیونیزه مؤثرتر واقع شد. علاوه بر این، زمانی که میزان چرخه‌های دفع افزایش یافت، اثر کارایی دفع نیز روند افزایشی از خود نشان داد و راندمان دفع پس از سه دوره به ۸۵٪ رسید. با آزاد شدن ذرات Fe_3O_4 از کمپلکس‌های $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-PS}$ ، میکروپلاستیک‌های PS جدا شده، تجمع یافته و با استفاده از فرآیندهای دیگر مانند عملیات حرارتی، قابل حذف هستند. استفاده مجدد از ذرات اکسید آهن جدا شده برای جذب ذرات PS منجر به اثربخشی جذب ۸۳ درصدی شد. نتایج نشان می‌دهد که ذرات اکسید آهن اغلب به عنوان یک جاذب برای حذف میکروذرات PS مورد استفاده قرار می‌گیرند. بنابراین، نانومواد مغناطیسی یک ماده مؤثر برای اصلاح میکروپلاستیک‌ها هستند، زیرا قابلیت بازیافت و استفاده مجدد دارند.

۷-۱۵. محدودیت‌ها، چالش‌ها و چشم‌اندازهای آینده

حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط، امری بسیار ضروری می‌باشد؛ زیرا مقدار آن‌ها در سیستم‌های آبی سراسر جهان به طور مداوم در حال افزایش است. قوانین و مقرراتی برای بهبود مدیریت ضایعات میکروپلاستیک تدوین شده است، از طرف دیگر تأثیر سریع تصفیه آب و فاضلاب باعث کاهش میزان میکروپلاستیک از منابع مختلف آب می‌شود. تصفیه‌های آب مبتنی بر فناوری نانو برای حذف میکروپلاستیک‌ها در سراسر جهان مورد توجه گسترده‌ای قرار گرفته است. مطالعات نشان می‌دهند کارایی نانومواد در حذف میکروپلاستیک‌ها بسیار کارآمدتر از مواد معمول دیگر است. علاوه بر این، طبق بسیاری از مطالعات تحقیقاتی، نانومواد هزینه عملیاتی را در مقیاس بزرگ کاهش می‌دهند.

به عنوان مثال، جاذب‌های مبتنی بر نانومواد بهتر از اشکال حجمی قابل بازیابی هستند؛ این بدان معنی است که طول عمر این مواد را می‌توان طولانی تر کرد. نانومواد سوپراپارامغناطیس به دلیل بازیابی آسان پس از تصفیه میکروپلاستیک‌های موجود در آب مورد توجه قرار گرفته اند. با وجود این مزایا، رویکرد مبتنی بر نانومواد برای حذف میکروپلاستیک هنوز در مرحله اولیه خود می‌باشد علاوه بر این، صنایع بهترین رویکردها را برای استفاده از نانومواد در سیستم‌های فعلی خود یافته اند و جایگزینی مواد یا فرآیندهای متداول را در مقیاس وسیع تر انجام می‌دهند.

بیشتر مطالعاتی که حذف میکروپلاستیک‌ها را گزارش می‌کنند با استفاده از فاضلاب سنتتیک انجام شده اند؛ حتی اگر این آزمایش‌ها راندمان حذف میکروپلاستیک را بسیار زیاد نشان دهند، درک تعامل بین ذرات ماکروپلاستیک و نانومواد و سایر جنبه‌های مهم مربوط به کار واقعی نادیده گرفته شده است. انتظار می‌رود که پایداری نانومواد، رفتار و برهمکنش با میکروپلاستیک‌ها به شدت در شوری و pH سیستم‌های واقعی تغییر کند. به عنوان مثال، جذب میکروپلاستیک با استفاده از نانوجاذب ممکن است تحت تأثیر جذب رقابتی انواع پلاستیک‌های موجود در پهنه‌های آبی قرار گیرد. اگر ذرات ریز معلق موجود در منابع آبی منافذ آن‌ها را اشغال کنند، نانوجاذب‌ها ممکن است از جذب میکروپلاستیک‌ها باز داشته شوند از طرفی مواد آلی طبیعی و باکتری‌ها نیز به عنوان آلاینده ظاهر می‌شوند و می‌توانند غشا را آلوده کرده و به شدت عملکرد فیلتراسیون غشا را مختل می‌کنند. علاوه بر این، فرآیند جداسازی در درجه اول به برهمکنش بین نانومواد مغناطیسی و میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد، بنابراین وجود انواع مختلف میکروپلاستیک در آب‌ها که در ترکیب پلیمری و اندازه

میکروپلاستیک‌ها متفاوت هستند، ممکن است منجر به اختلاف در میزان کارایی حذف نانومواد شود. بنابراین، آزمایشات بیشتر در محیط‌های آبی پیچیده و واقعی نیاز است تا مقایسه دقیقی از کارایی حذف میکروپلاستیک‌ها توسط نانومواد انجام شود.

در تحقیقات آینده باید روش‌های بهتری برای تجزیه و تحلیل و به حداقل رساندن منبع میکروپلاستیک‌ها ایجاد شود. شناسایی دقیق میکروپلاستیک‌ها نیازمند بهبود زیرساخت، طراحی محصول، سازماندهی و تعیین توالی است. سازماندهی پلاستیک‌ها و روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از آب نیاز به مطالعه مداوم دارد. واحدهای بزرگ مقیاس و آموزش در سطح فردی در مورد مدیریت پسماند و خطرات بهداشتی مرتبط با پلاستیک برای ریشه‌کن کردن این مسائل و ایجاد یک محیط پایدار مورد نیاز است. شناسایی دقیق میکروپلاستیک‌ها نیازمند بهبود زیرساخت‌ها، طراحی محصول، سازماندهی و توالی است.

۸-۱۵. نتیجه‌گیری

این مطالعه خلاصه‌ای از خطرات ناشی از میکروپلاستیک‌ها و روش‌های استفاده از نانومواد مغناطیسی برای کاهش این خطرات را ارائه می‌دهد. میکروپلاستیک‌ها ممکن است در صورت استنشاق یا بلعیده شدن، اثرات نامطلوبی بر موجودات زنده داشته باشند و حذف کامل آن‌ها به دلیل اندازه کوچکشان چالش برانگیز است. جاذب‌های جدید با فرآیند فوتوکاتالیز ممکن است مزایای بیشتری نسبت به فرآیند معمولی حذف میکروپلاستیک‌ها داشته باشند، اما تأثیر اندازه ذرات میکروپلاستیک بر این فرآیند هنوز نامشخص است و بیشتر مطالعات بر روی میکروپلاستیک‌هایی با اندازه بیش از ۲۰ میکرومتر متمرکز شده‌اند، اما ذرات کوچکتر نیز اغلب در محیط آبی یافت می‌شوند؛ علاوه بر این، بررسی بازیابی و استفاده مجدد از نانومواد مغناطیسی نیز باید به طور موثرتری انجام شود.

منابع

- Bakhteeva, I. A. et al. (2023) 'Removal of microplastics from water by using magnetic sedimentation', *International Journal of Environmental Science and Technology*. doi: 10.1007/s13762-023-04776-1.
- Beladi-Mousavi, S. M. et al. (2021) 'A maze in plastic wastes: Autonomous motile photocatalytic microrobots against microplastics', *ACS Applied Materials & Interfaces*. American Chemical Society, 13(21), pp. 25102–25110. doi: 10.1021/acsami.1c04559.
- Bhatt, P. et al. (2021) 'Microplastic contaminants in the aqueous environment, fate, toxicity consequences, and remediation strategies', *Environmental Research*. Elsevier, 200, p. 111762.

- Bhore, R. K., and Kamble, S. B. (2022) 'Nano adsorptive extraction of diverse microplastics from the potable and seawater using organo-polyoxometalate magnetic nanotricomposites', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), p. 108720. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108720>.
- Bui, X.-T. et al. (2020) 'Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies', *Environmental Technology & Innovation*, 19, p. 101013. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101013>.
- Cherniak, S. L. et al. (2022) 'Conventional and biological treatment for the removal of microplastics from drinking water', *Chemosphere*, 288, p. 132587. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132587>.
- Das, S., Mondal, U. S., and Paul, S. (2022) '21—Nanophytoremediation technology: A better approach for environmental remediation of toxic metals and dyes from water', in Kumar, V., Shah, M. P., Shahi, S. K. B. T.-P. T. for the R. of H. M., and O. C. from S. W. (eds). Elsevier, pp. 459–481. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85763-5.00002-7>.
- Das, S., Mondal, U. S., and Paul, S. (2023) '1 Emerging nanotechnologies for detection and removal', in *Emerging Technologies in Wastewater Treatment*. CRC Press, p. 1.
- Das, S., Somu, P., and Paul, S. (2021) 'Visible light induced efficient photocatalytic degradation of azo dye into nontoxic byproducts by CdSe quantum dot conjugated nano graphene oxide', *Journal of Molecular Liquids*, 340, p. 117055. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.117055>.
- Elgarahy, A. M., Akhdhar, A., and Elwakeel, K. Z. (2021) 'Microplastics prevalence, interactions, and remediation in the aquatic environment: A critical review', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), p. 106224. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106224>.
- Goh, P. S. et al. (2022) 'Nanomaterials for microplastic remediation from aquatic environment: Why nano matters?' *Chemosphere*, 299, p. 134418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134418>.
- Grbic, J. et al. (2019) 'Magnetic extraction of microplastics from environmental samples', *Environmental Science & Technology Letters*. American Chemical Society, 6(2), pp. 68–72. doi: 10.1021/acs.estlett.8b00671.
- Heo, Y., Lee, E.-H., and Lee, S.-W. (2022) 'Adsorptive removal of micron-sized polystyrene particles using magnetic iron oxide nanoparticles', *Chemosphere*, 307, p. 135672. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135672>.
- Li, C. et al. (2021a) 'Preliminary study on low-density polystyrene microplastics bead removal from drinking water by coagulation-flocculation and sedimentation', *Journal of Water Process Engineering*, 44, p. 102346. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102346>.
- Li, Y. et al. (2021b) 'Research on the influence of microplastics on marine life', *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. IOP Publishing, 631(1), p. 12006. doi: 10.1088/1755-1315/631/1/012006.
- Ma, B. et al. (2019) 'Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment', *Chemical Engineering Journal*, 359, pp. 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>.
- Martin, L. M. A. et al. (2022) 'Testing an iron oxide nanoparticle-based method for magnetic separation of nanoplastics and microplastics from water', *Nanomaterials*. doi: 10.3390/nano12142348.
- Misra, A. et al. (2020) 'Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxometalate-supported ionic liquid phases (magPOM-SILPs)', *Angewandte Chemie*

- International Edition. John Wiley & Sons, Ltd, 59(4), pp. 1601–1605. <https://doi.org/10.1002/anie.201912111>.
- Mondal, U. S. et al. (2023) ‘Silica sand–supported nano zinc oxide–graphene oxide composite induced rapid photocatalytic decolorization of azo dyes under sunlight and improved antimicrobial activity’, *Environmental Science and Pollution Research*, 30(7), pp. 17226–17244. doi: 10.1007/s11356-022-23248-6.
- Ouda, M. et al. (2023) ‘Recent advances on nanotechnology-driven strategies for remediation of microplastics and nanoplastics from aqueous environments’, *Journal of Water Process Engineering*, 52, p. 103543. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103543>.
- Pasanen, F., Fuller, R. O., and Maya, F. (2023) ‘Fast and simultaneous removal of microplastics and plastic-derived endocrine disruptors using a magnetic ZIF-8 nanocomposite’, *Chemical Engineering Journal*, 455, p. 140405. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140405>.
- Pramanik, B. K., Pramanik, S. K., and Monira, S. (2021) ‘Understanding the fragmentation of microplastics into nano-plastics and removal of nano/microplastics from wastewater using membrane, air flotation and nano-ferrofluid processes’, *Chemosphere*, 282, p. 131053. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131053>.
- Prokopova, M. et al. (2021) ‘Coagulation of polyvinyl chloride microplastics by ferric and aluminium sulphate: Optimisation of reaction conditions and removal mechanisms’, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), p. 106465. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106465>.
- Shen, M. et al. (2020) ‘Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions’, *Chemosphere. Elsevier*, 251, p. 126612.
- Shi, X. et al. (2022) ‘Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄’, *Science of the Total Environment*, 802, p. 149838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149838>.
- Smith, M. et al. (2018) ‘Microplastics in seafood and the implications for human health’, *Current Environmental Health Reports*, 5(3), pp. 375–386. doi: 10.1007/s40572-018-0206-z.
- Tang, Y. et al. (2021) ‘Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes’, *Chemical Engineering Journal*, 406, p. 126804. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>.
- Wang, F. et al. (2020) ‘Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: A case study in Changzhou, China’, *Water Research*, 182, p. 115956. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115956>.
- Wang, Z., Sedighi, M., and Lea-Langton, A. (2020) ‘Filtration of microplastic spheres by biochar: Removal efficiency and immobilisation mechanisms’, *Water Research*, 184, p. 116165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116165>.
- Xue, J. et al. (2021) ‘Removal of polystyrene microplastic spheres by alum-based coagulation-flocculation-sedimentation (CFS) treatment of surface waters’, *Chemical Engineering Journal*, 422, p. 130023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130023>.
- Zandieh, M., and Liu, J. (2022) ‘Removal and degradation of microplastics using the magnetic and nanozyme activities of bare iron oxide nanoaggregates’, *Angewandte Chemie International Edition. John Wiley & Sons, Ltd*, 61(47), p. e202212013. <https://doi.org/10.1002/anie.202212013>.
- Zhou, G. et al. (2021) ‘Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism’, *Science of the Total Environment*, 752, p. 141837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>.



Mashhad University of
Medical Sciences
Vice Chancellor for
Research and Technology

REMEDICATION OF PLASTIC AND MICROPLASTIC WASTE

Edited by:

Surajit Mondal, Papita Das, Arnab Mondal,
Subhankar Paul, Jitendra Kumar Pandey and Tapas K. Das

Translated by:

Dr. Ziaeddin Bonyadi
Afsaneh Esmaeili Nasrabadi



Mashhad University of
Medical Sciences
**Vice Chancellor for
Research and Technology**

پلاستیک ها، با ویژگی هایی همچون سبکی، استحکام و هزینه پایین، پس از جنگ جهانی دوم انقلابی در زندگی بشر ایجاد کردند. بسته بندی های پلاستیکی علاوه بر کاهش هزینه های حمل و نقل، با افزایش ماندگاری مواد غذایی و کاهش ضایعات، نقش مهمی در بهبود چرخه مصرف ایفا کرده اند. در حوزه پزشکی نیز، ابزارهای یکبار مصرف پلاستیکی و بسته بندی های استریل، تحولی چشمگیر در بهداشت و درمان به وجود آورده اند. با این حال، مدیریت ناکارآمد زباله های پلاستیکی، به ویژه در کشورهای کم توسعه، و نرخ پایین بازیافت، این نوآوری را به یکی از بزرگ ترین چالش های زیست محیطی بدل کرده است. ریزپلاستیک ها، که با ورود به زنجیره غذایی و همراهی مواد شیمیایی مضر، تهدیدی جدی برای سلامت انسان و محیط زیست هستند، بحرانی فراتر از زباله های معمولی ایجاد کرده اند. برای مهار این بحران، نیازمند بازنگری در تولید و مصرف پلاستیک، توسعه زیست پلاستیک ها، بازیابی کارآمد زباله ها و همکاری های بین المللی مؤثر هستیم. تنها با اتخاذ رویکرد های پایدار و جایگزین های خلاقانه، می توان این چالش را به فرصتی برای ساختن آینده ای پاک تر و زیست محور تبدیل کرد.

اصلاح زباله های پلاستیکی و میکروپلاستیک ها



Remediation of Plastic and Microplastic Wastes

By:

Surajit Mondal. Papita Das. Arnab Mondal. Subhankar Paul. Jitendra Kumar Pandey. Tapas K. Das

Ziaeddin Bonyadi

Associate Professor Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Mashhad University of Medical Sciences

Afsaneh Esmaeili Nasrabadi

Master's student in environmental health engineering and member of the student research committee of Mashhad University of Medical Sciences

9786003692916



انتشارات دانشگاه
علوم پزشکی مشهد