

بررسی رفتار انتقال نانو/میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های تالابی و ردیابی این آلاینده‌ها با استفاده از نانوحسگرهای تشخیصی سریع

زینب سلحشور^۱، ملیحه مدنیان^۲، احسان شکری^{۳*}

۱. کارشناس محیط زیست، دفتر محیط کار، بهداشت و ایمنی، محیط زیست و انرژی، وزارت صنعت، معدن و تجارت، تهران، ایران. رایانامه:

zsalahshoor@yahoo.com

۲. پژوهشگر تحقیقات، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران. رایانامه:

madanian.ma@yahoo.com

۳. نویسنده مسئول، هیئت علمی بخش تحقیقات نانوتکنولوژی، پژوهشگاه بیوتکنولوژی کشاورزی کرج، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، البرز، ایران. رایانامه:

e.shokri@abrii.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۰۹

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۲/۰۸

چکیده

نگرانی‌های بوم سم‌شناس^۱ در رابطه با نانو/میکروپلاستیک‌ها^۲ (N/MPs) در اکوسیستم‌های طبیعی به‌خصوص اکوسیستم تالابی که یک منطقه انتقالی بین اکوسیستم‌های آبی و خشکی است، وجود دارد. نانو/میکروپلاستیک‌ها به دلیل هم‌ترازایی^۳ N/MPs با سایر آلاینده‌ها و انتقال از زنجیره غذایی، تهدیدی جدی برای سلامت موجودات زنده می‌باشند. در این مطالعه، منابع ورود N/MPs، شناسایی آنها در محیط‌های آبی با استفاده از نانوحسگرها و سرنوشت این آلاینده‌ها در این اکوسیستم‌های مهم و حساس مورد بررسی قرار گرفت. N/MPs از منابع مختلف انسانی (تخلیه فاضلاب و تولیدات کشاورزی و صنعتی) و طبیعی (باران-رواناب، رسوب اتمسفر، و اثرات جزر و مد) وارد اکوسیستم‌های تالابی می‌شوند. پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن رایج‌ترین نوع میکروپلاستیک‌های موجود در تالاب‌ها هستند که عمدتاً به صورت الیاف و قطعات یافت می‌شوند. استفاده از نانو/زیست‌حسگر در شناسایی N/MPs می‌تواند حد پایین تشخیص مورد نیاز برای غربالگری محیطی و شناسایی در سطح مولکولی را فراهم کند. مرور منابع نشان داد عوامل متعددی مانند تجزیه نوری، بلع توسط حیوانات آبزی، تخریب میکروبی و ته‌نشینی در رسوبات در انتقال و سرنوشت آنها نقش دارد. این آلاینده‌های نوظهور به دلیل ماهیت و اندازه کوچکشان می‌توانند گیاهان، حیوانات و میکروارگانیسم‌های تالاب را تحت تأثیر قرار دهند. همچنین میکروپلاستیک‌ها می‌توانند در گرم شدن کره زمین نقش داشته باشند، چرا که بر ساختار جامعه میکروبی در رسوبات تالاب و فراوانی ژن‌های دخیل در چرخه کربن و نیتروژن مرتبط با انتشار گازهای گلخانه‌ای اثر دارند. بنابراین، توسعه روش‌های نوین شناسایی N/MPs برای توسعه مدیریت مؤثر برای حفاظت از این اکوسیستم‌های تالابی مهم و ارزشمند، ضروری است.

کلید واژه‌ها: نانو/میکروپلاستیک‌ها، تالاب، سرنوشت، نانو/زیست‌حسگر، گرمایش جهانی.

استناد: سلحشور، زینب؛ مدنیان، ملیحه و شکری، احسان (۱۴۰۴). بررسی رفتار انتقال نانو/میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های تالابی و ردیابی این آلاینده‌ها با استفاده

از نانوحسگرهای تشخیصی سریع. *نشریه محیط زیست و توسعه*، ۱۶ (۳۱)، ۴۱-۶۰. <https://doi.org/10.22034/eiat.2025.248437>



© نویسندگان.

ناشر: انجمن ارزیابی محیط زیست ایران.

1. Ecotoxicology
2. Micro/nanoplastics
3. Co-transport

سرآغاز

مصرف گسترده محصولات پلاستیکی و تجزیه‌پذیری پایین آنها، آلاینده‌های پلاستیکی زیادی را در محیط‌زیست به جا گذاشته است. آلاینده‌های پلاستیکی به میکروپلاستیک‌ها (اندازه بین ۱ تا ۵ میلی‌متر) و نانوپلاستیک‌ها (اندازه‌های کوچکتر از ۱ میکرون) طبقه‌بندی می‌شوند (Shruti et al., 2021). این آلاینده‌ها می‌توانند وارد زنجیره غذایی شده و تهدیدی برای اکوسیستم‌ها و موجودات زنده (گیاهان، حیوانات، انسان‌ها و غیره) محسوب شوند چرا که با تحریک ژنوم سلولی، منجر به سمیت ژنتیکی می‌شوند. برخی از مطالعات نشان می‌دهند که سمیت سلولی و ژنوتوکسیسیته NPs شدیدتر از MPS است (Shi et al., 2022). به دلیل ابعاد کوچکتر و خواص کلوئیدی، نانوذرات شانس بیشتری برای جذب توسط ارگانیسم‌ها، تأثیر بر متابولیسم سلولی و عبور از موانع بیولوژیکی دارند. بنابراین، NPها خطرات بیشتری را برای بیوسیستم‌ها نسبت به MPs ایجاد می‌کنند (El Hadri et al., 2020). همچنین N/MPs به دلیل اندازه کوچک و سطح ویژه نسبتاً بالا می‌توانند به عنوان حامل سایر آلاینده‌ها مانند فلزات سنگین (Yuan et al., 2020)، میکروآلاینده‌های آلی (Xu et al., 2021)، پاتوژن‌ها (Junaid et al., 2022) و غیره عمل کرده (He et al., 2022)، باعث گسترش انتشار آنها شده و میزان خطر آلودگی و آسیب ناشی از این آلاینده‌ها را تشدید کنند (Li et al., 2022). مدیریت نادرست زباله‌های پلاستیکی باعث افزایش نگرانی در مورد زباله‌های ورودی به منابع آبی از جمله تالاب‌ها می‌شود. در سطح جهان، پلاستیک تا ۸۰ درصد زباله‌های ساحلی را تشکیل می‌دهد (Barnes et al., 2009). افزایش پلاستیک در سواحل، تجزیه و تخریب با عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی منجر به کاهش قطعات و افزایش ورود این آلاینده‌های نوظهور به اکوسیستم‌های تالابی می‌شود (Huang et al., 2020). این اکوسیستم‌ها به دلیل موقعیت استثنایی و منحصر به فرد خود در میان سیستم‌های خشکی و دریایی که به طور متناوب یا طولانی مدت با لایه‌های کم عمق آب پوشیده شده‌اند، کانون مهمی برای گسترش N/MPs در محیط‌زیست جهانی هستند (Liu et al., 2019). اکوسیستم‌های تالابی دارای شرایط هیدرودینامیکی متناوب، بسترهای رسوبی غنی از مواد مغذی (Karstens et al., 2015)، گیاهان آبی متراکم، و تنوع‌زیستی بالایی هستند (Langan et al., 2018). این عوامل شرایط مطلوبی را برای غنی‌سازی و انتقال N/MPs ایجاد می‌کنند (Pozzobom et al., 2020). ویژگی‌های فیزیکی N/MPs، تعیین‌کننده رفتار انتقال و سرنوشت آنها در محیط تالاب است. چگالی N/MPs یک عامل کلیدی در کنترل توزیع عمودی آنها محسوب می‌شود. بیوفیلم تولید شده توسط میکروب‌ها ممکن است بر شناور شدن و یا رسوب N/MPs در ستون آب تأثیر بگذارد (Halsband, 2021). N/MPs می‌توانند توسط ارگانیسم‌ها بلعیده شده و دوباره در محیط رها شوند (Horton et al., 2018). میکروارگانیسم‌ها می‌توانند در سطح N/MPs جذب شده و تجمع یابند و با ترکیب آلی موجود در محیط برهم‌کنش دهند که همگی بر سرنوشت N/MPs و اثرات آنها بر اکوسیستم‌های تالابی تأثیر می‌گذارند (Halsband, 2021, Liu et al., 2021b). تشخیص N/MPs و تمایز آنها از سایر ذرات معلق موجود (شامل ذرات خاک، ویروس‌ها، دانه‌های پروتئینی، جلبک‌ها و غیره) در ماتریس نمونه‌های واقعی با چالش مواجه است. روش‌های آنالیزی پیشرفته متعددی مانند روش‌های میکروسکوپی، طیف‌سنجی، کروماتوگرافی و غیره برای شناسایی N/MPs از نمونه‌های واقعی وجود دارد. با این حال، اکثر آنها نیازمند ابزارهای پیچیده‌ای هستند که فقط در آزمایشگاه توسط نیروی کار آموزش دیده قابل استفاده می‌باشند. همچنین، نیاز به یک مرحله آماده‌سازی نمونه است که فرآیندی زمان‌بر می‌باشد (Sun et al., 2019, Gupte & Pradeep, 2022). روش‌های شناسایی مبتنی بر حسگر به خصوص حسگرهای مبتنی بر نانومواد می‌تواند راه‌حل مناسبی در چالش شناسایی N/MPs باشد. نانوحسگرها در پایش کیفی آب عموماً منعکس‌کننده پلت‌فرم‌های حسگری هستند که می‌توانند تشخیص آنالیت‌های آب را با استفاده از ویژگی‌های منحصربه‌فرد نانومواد افزایش دهند (به عنوان مثال خواص نوری، الکتریکی یا مغناطیسی). به طور معمول، یک سیگنال قابل سنجش از طریق برهم‌کنش بین پلت‌فرم حسگر و آنالیت‌های موردنظر تولید می‌شود، بنابراین با افزایش حساسیت، باعث تشخیص سریع می‌شود. علاوه بر این، ادغام نانومواد در پلت‌فرم‌های فشرده و یا مواد کم هزینه‌تر، پتانسیل دستیابی به حسگرها با اندازه کوچک و مقرون به صرفه را دارد. در نتیجه، نانوحسگرها به طور قابل توجهی باعث پیشرفت نظارت بر کیفیت منابع آبی به خصوص در شناسایی N/MPs خواهند شد (Wang et al., 2023, Willner & Vikesland, 2018, Salahshoor et al., 2024).

تالاب‌ها خدمات اکوسیستمی مختلفی مانند کنترل سیل، تامین آب شیرین، حفظ زیستگاه برای گیاهان متنوع، ماهی‌ها و دیگر موجودات

زنده فراهم می‌کنند که بسیاری از آنها علاوه بر ارزش‌های زیبایی‌شناختی و تفریحی، معیشت انسان را تأمین می‌کنند (Scholte et al., 2016). از آنجایی که تالاب‌ها می‌توانند به‌عنوان منبع یا مخزن مهم N/MPs عمل کرده و از طرف دیگر این آلاینده‌های نوظهور تهدیدی برای سلامت اکوسیستم‌ها، انسان و سایر موجودات محسوب می‌شوند، در مقالات متعدد N/MPs از جنبه‌های مختلف از جمله روش‌های شناسایی و حذف آنها و خطرات آنها برای موجودات تالابی بررسی شده است. به عنوان مثال هوانگ و همکاران (۲۰۲۰) در تالاب مانگرو ژانجیانگ و گیل دلگادو و همکاران (۲۰۱۷) در پنج تالاب داخلی در مرکز اسپانیا، وجود N/MPs را در بدن ماهی‌ها و پرندگان آبی بررسی کردند و نتایج مؤید تجمع این آلاینده‌ها در این موجودات بود (Huang et al., 2020, Gil-Delgado et al., 2017). این مطالعه نیز با هدف مرور مطالعات مرتبط با N/MPs در اکوسیستم‌های تالابی انجام شد. به‌طوری‌که منابع ورود N/MPs، شناسایی آنها در محیط‌های آبی، سرنوشت N/MPs در این اکوسیستم‌ها و تأثیر N/MPs بر انتشار گازهای گلخانه‌ای و گرمایش جهانی مورد بررسی قرار گرفت.

منابع و روش‌های شناسایی N/MPs

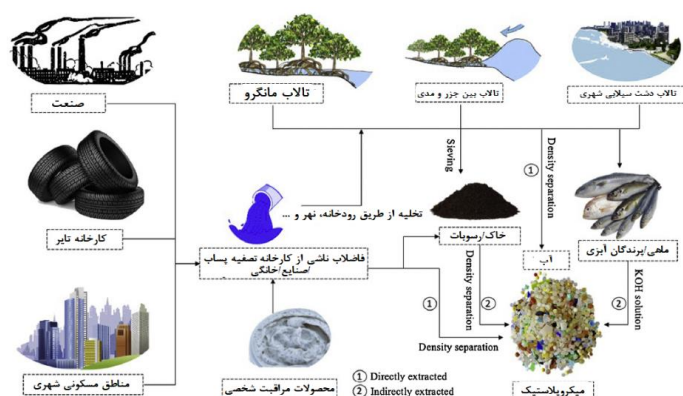
منابع ورود N/MPs به تالاب

آب‌های سطحی و زیرسطحی بزرگترین مخازن تجمع N/MPs هستند (Lin et al., 2021a). غنای N/MPs در اکوسیستم‌های آبی، نتیجه تخریب مداوم ذرات پلاستیک بزرگ به تکه‌های کوچک است (Fendall & Sewell, 2009). منبع اصلی آلودگی N/MPs در اکوسیستم‌های آبی، پساب تخلیه شده از تصفیه‌خانه‌های خانگی و صنعتی، زهکشی کشاورزی، رواناب شهری، محصولات مراقبت شخصی و غیره می‌باشد (Fendall & Sewell, 2009). جالب توجه است که آلودگی N/MPs عمدتاً در محیط‌های آبی از طریق انتقال اتمسفری است (Chen et al., 2020) (تصویر ۱). علاوه بر این، محصولات پلاستیکی مورد استفاده در تولیدات کشاورزی مانند گلخانه‌ها، ظروف آفت‌کش و بسته‌بندی کود، منابع مهم N/MPs در رودخانه‌ها یا دریاچه‌ها هستند (Seo & Park, 2020). در سال‌های اخیر از گلخانه‌ها به‌صورت گسترده در تولید محصولات کشاورزی استفاده شده است. بنابراین حجم قابل‌توجهی از بقایای فیلم‌های پلاستیکی مورد استفاده جهت حفظ گرما و افزایش بازدهی اقتصادی گلخانه‌ها منجر به تولید و رهاسازی N/MPs می‌شود (Li et al., 2023) که با ورود به منابع آبی، منجر به اختلال فرآیندهای اکولوژیکی و زیستی، آسیب اقتصادی و تهدید سلامت انسان و سایر موجودات زنده می‌شوند. این N/MPs می‌توانند از طریق جزر و مد، رواناب و جریان‌های سطحی و زیرسطحی به اکوسیستم تالاب تخلیه شوند.

برای تالاب‌های ساحلی، علاوه بر منابع N/MPs مذکور، آبی‌پروری، ماهیگیری و فعالیت‌های دریایی نیز منابع مهمی هستند، به‌ویژه در مناطق ساحلی مانند تالاب‌های مانگرو (Qian et al., 2020). فعالیت‌های ماهیگیری و آبی‌پروری در اقیانوس اغلب منجر به تولید زباله پلاستیکی می‌شود که توسط جزر و مد یا امواج از محیط اطراف به تالاب‌های ساحلی منتقل می‌شود. به عنوان مثال، لی و همکاران (۲۰۱۸) دریافتند که N/MPs در تالاب‌های مانگرو عمدتاً از شناورهای فوم پلی‌استایرن^۴ (PS) و تورهای ماهیگیری سرچشمه می‌گیرند (Li et al., 2018).

شناسایی N/MPs با استفاده از نانو/زیست‌حسگرها

سنسور یک دستگاه آنالیزی است که سیگنال دریافتی مانند گرما، حرکت، صدا، نور یا اثر الکتریکی را به سیگنال الکتریکی یا تشخیص و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی یا شیمیایی در هر نوع نمونه تبدیل می‌کند (Singh, 2020). ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی برجسته نانومواد آنها را به گزینه‌های مطلوب (میدل سیگنال) در ساخت نانوحسگرها تبدیل می‌کند. هنگامی که نانومواد در اجزای سنسورها به کار می‌رود، به آنها «نانوحسگرها» می‌گویند. هدف اصلی یک نانوحسگر جمع‌آوری داده‌ها/سیگنال‌ها در مقیاس اتمی برای افزایش حساسیت تشخیص یک آنالیت است.



تصویر ۱. منابع اصلی نانو/میکروپلاستیک‌ها در انواع اکوسیستم‌های تالابی مانند تالاب مانگرو، جزر و مدی و سیلابی: منابع اولیه نانو/میکروپلاستیک‌ها شامل مواد تخلیه شده از صنایع مانند کارخانه تایر سازی، فاضلاب ناشی از فعالیت‌های خانگی و تصفیه‌خانه‌ها می‌باشد که در خاک و رسوبات، ماهی‌ها و پرندگان آبی جمع می‌یابند. با این حال، ورود این مواد به تالاب‌های ساحلی از طریق رودخانه‌ها، سیلاب‌ها و فرایندهای جزر و مدی می‌باشد. <https://www.hiclipart.com/>

در سال‌های اخیر، حسگرهای مبتنی بر نانومواد به دلیل حساسیت بالا، ویژگی منحصر به فرد، نسبت سطح به حجم زیاد، اثرات کوانتومی، تشخیص سریع و خواص مغناطیسی، الکتریکی و نوری قابل تنظیم، تکرارپذیری، ظرفیت چندگانه‌سازی، و انتخاب گسترده‌تر مواد متناسب با نیاز به عنوان یک راه‌حل جدید در شناسایی مواد و آلاینده‌های نوظهور هستند (Hojjati-Najafabadi et al., 2022, Shamsavari et al., 2022). به‌طور کلی، هر نانوحسگر شامل موارد زیر است: ۱. نانومواد منفرد یا کامپوزیت (فلزات، نانومواد مغناطیسی، نقاط کوانتومی، نانومواد کربنی)، ۲. آنالیت‌های هدف و ۳. مبدل توانایی نانوحسگرها در برهم‌کنش و شناسایی آنالیت به‌عنوان سیستم تشخیص، اولین بخش نانوحسگر در نظر گرفته می‌شود (Gupte & Pradeep, 2022). بعد از سیستم تشخیص، سیستم برگردان وجود دارد که در آن مبدل به‌عنوان یک سنسور ساخته شده با نانومواد، برهم‌کنش بین آنالیت و آشکارساز را به یک سیگنال خروجی قابل خواندن تبدیل می‌کند (Singh, 2020). بیشتر نانوحسگرها عمدتاً از پلت‌فرم‌های مبدل سیگنال نوری و الکتروشیمیایی استفاده می‌کنند. آنها به شکل کیت‌های رنگ‌سنجی ساده، دستگاه‌های مبتنی بر کاغذ با جریان جانبی، یا نوارها/کیت‌ها/الکتروده‌های نوری/الکتریکی/الکتروشیمیایی یک بار مصرف در دسترس هستند. سنسورهای مجهز به فناوری نانو امکان ادغام در دستگاه‌های کوچک و خودکار را فراهم می‌کنند (تصویر ۲-الف).

نانوحسگرها می‌توانند شامل نانوالیاف، نانولوله‌ها، نانوسیم‌ها، نانوذرات، نانومیله‌ها، نانوکامپوزیت‌ها و نقاط کوانتومی باشند که پتانسیل استفاده در پایش محیط‌زیست را داشته و هر یک دارای مزایایی هستند. به‌عنوان مثال نانولوله‌ها را می‌توان عامل‌دار کرد تا مبدل الکتریکی بهتری باشند. نانوسیم‌ها بسیار متنوع هستند و رسانایی بار بهتری دارند، نقاط کوانتومی خاصیت فلورسانس و انرژی باند قابل تنظیم دارند. فاصله باند نقاط کوانتومی به اندازه نانوکریستال بستگی دارد. این مسئله به دلیل تفاوت زیاد در سطوح انرژی نانوکریستال‌های کوچک‌تر است که منجر به بزرگ‌تر شدن شکاف انرژی و کوتاه‌تر شدن طول موج فلورسانس می‌شود (Long et al., 2013, Touhami, 2014). نانوزیست حسگرها همان مفهوم نانوحسگرها هستند اما دارای یک عنصر فعال بیولوژیکی به‌عنوان گیرنده برای تولید یک سیگنال قابل اندازه‌گیری متناسب با غلظت آنالیت هدف هستند. تشخیص و شناسایی آنالیت مبتنی بر گونه بیولوژیکی است؛ بنابراین، آنها زیست‌سازگاری، حساسیت و انتخاب‌پذیری قابل توجهی نسبت به اکثر سیستم‌های سنجش رایج را دارند (Touhami, 2014). بازار نانوحسگر طی سال‌های ۲۰۱۸ تا ۲۰۲۲ به میزان ۳/۲ میلیارد دلار رشد داشته است. این رشد عظیم به اهمیت فعلی نانو/زیست‌حسگرها اشاره دارد، زیرا آنها بسیار کوچک بوده و کاربردی آسان با حساسیت و انتخاب‌پذیری بالا دارند (Jadhav et al., 2024). گیرنده‌های زیستی در شناسایی میکرو/نانوپلاستیک اغلب شامل یک عنصر بیولوژیکی یا یک مولکول زیستی خاص مانند آنزیم‌ها، آنتی‌بادی‌ها، پروتئین‌های غشایی، اسیدهای نوکلئیک (از جمله آپتامرها)، ویروس‌ها، باکتری‌ها و سلول‌ها هستند. این گیرنده‌های زیستی می‌توانند روی مبدل‌های

الکتروشیمیایی، نوری، حرارتی یا پیزوالکتریک برای یک آنالیت هدف قرار گیرند. در حالی که استفاده از حسگرهای زیستی برای شناسایی و تعیین کمیت MNP ها و سوسه‌انگیز است، ولی یافتن گیرنده‌های زیستی اختصاصی برای هر یک از N/MPs چالش برانگیز می‌باشد زیرا بسیاری از گیرنده‌های زیستی، به عنوان مثال، آنزیم‌ها، آنتی‌بادی‌ها و آپتامرها، مولکول‌های هدف را با مکانیزم «قفل و کلید» تشخیص می‌دهند، با این فرض که مولکول هدف باید ساختار مولکولی منحصر به فردی داشته باشد. با این حال، N/MPs یک ساختار مولکولی استاندارد در یک نوع مشابه ندارند. به عنوان مثال، مورفولوژی^۵ PE N/MPs ها بسته به نحوه انجام فرآیند تجزیه طبیعی به طور قابل توجهی متفاوت است. ثانیاً، N/MPs به طور طبیعی در اکوسیستم یافت نمی‌شوند، بنابراین موجودات زنده لزوماً مولکول‌های گیرنده خاصی (آنزیم‌ها، آنتی‌بادی‌ها، توالی‌های اسید نوکلئیک، یا توالی‌های پپتیدی) تولید نمی‌کنند. به دلیل فقدان گیرنده‌های زیستی خاص پلاستیک، تکنیک‌های شناسایی بر اساس حسگرهای زیستی توسعه اندکی در این زمینه داشته است (Yousefi et al., 2021, Tang et al., 2023).

علاوه بر گیرنده‌های زیستی، مواد دیگری مانند پلیمر، رنگ فلورسنت و نانوساختارها می‌توانند به عنوان گیرنده N/MPs عمل کنند. آنها دارای گروه‌های فعال حیاتی و خصوصیات خاصی هستند که می‌توانند با N/MPs هدف واکنش دهند یا با ساختارهای منحصر به فردی طراحی شده‌اند که به N/MPs هدف متصل می‌شوند. گیرنده یک جزء مهم در دستیابی به انتخاب‌پذیری و شناسایی N/MPs هدف است. هنگامی که گیرنده N/MPs هدف را جذب می‌کند، باید تحت یک تغییر ساختاری یا یک واکنش بیوشیمیایی قرار گیرد. چنین تغییر یا واکنشی باید فلورسانس، بیولومینسانس یا تغییر جریان ایجاد کند که بتوان به یک سیگنال الکتریکی تبدیل شود. تاکنون، سلول‌ها، پروتئین‌ها، پپتیدها، رنگ‌های فلورسنت، پلیمرها و میکرو/نانوساختارها به طور خاص برای شناسایی N/MPs استفاده شده‌اند (Tang et al., 2023). برخی از نانوذرات طلا^۶ (AuNP) و نانوساختارها به دلیل اثر پلاسمونیک قابل توجه طلا، به طور گسترده در ساخت سنسور استفاده می‌شوند. امروزه برخی از نانوساختار طلا برای تشخیص N/MPs به کار برده می‌شوند. شناسایی آنالیت‌های PS با اندازه ۳۶۰ نانومتر، استفاده از بستر اسفنجی اصلاح شده با نانوذرات طلا در جمع‌آوری MPs از آب، نمونه‌ای از تحقیقات انجام شده در شناسایی N/MPs می‌باشند (Xu et al., 2022). اثر پلاسمونیک نانوساختارها یا نانوذرات همچنین می‌تواند سیگنال فلورسانس را از جمله تشخیص N/MPs مبتنی بر رنگ فلورسنت در سنسورهای نوری افزایش دهد (Joyce et al., 2020). با این حال، تحقیقات بیشتری برای شناسایی انواع مختلف نانوساختارهایی که می‌توانند به طور خاص N/MPs را شناسایی کنند، مورد نیاز است.

۱- سلول‌ها (باکتری‌ها): یک سنسور سلولی N/MPs معمولاً با ترکیب باکتری‌های سالم و دست نخورده روی یک مبدل ساخته می‌شود (تصویر ۲-ب). هنگامی که باکتری به یک N/MPs خاص متصل می‌شود، واکنش بیوشیمیایی فعال یا غیرفعال، باعث ایجاد تغییر در سیگنال مبدل (الکتروشیمیایی یا نوری) می‌شوند. در شناسایی N/MPs به روش الکتروشیمیایی (پتانسیومتری، آمپرومتری، امپدیمتری، هدایت‌سنجی و خازنی) مبتنی بر سلول، باکتری‌ها باید با الکتروود جفت شوند تا الکترون‌ها را انتقال دهند. متعاقباً نیاز به اصلاح سطح و بی‌حرکتی سلول دارد. در روش شناسایی مبتنی بر سلول‌های نوری^۷، باکتری‌ها به گونه‌ای مهندسی ژنتیکی می‌شوند که یک سیستم مبدل بیولومینسانس یا فلورسنت را در خود جای دهند که امکان شناسایی بصری یا تشخیص نوری را فراهم می‌کند (Belkin, 2003). در صورت استفاده از بسترهای تخصصی، باکتری‌ها را می‌توان به صورت اپتیکی کنترل کرد (Akhavan et al., 2012). متأسفانه، زیست‌حسگرهای توسعه‌یافته در شناسایی میکرو/نانوپلاستیک‌ها هنوز در مرحله آزمایشگاهی هستند و برای اندازه‌گیری به ابزارهای حجیمی مانند میکروسکوپ فلورسانس (Raghavan et al., 2019) یا دستگاه میکروپلیت‌ریدر (Puhakka & Santala, 2022) نیاز دارند. این حسگرها در تشخیص N/MPs در آنالیز میدانی استفاده نشده‌اند. اخیراً برخی از دستگاه‌های نوری در پلت‌فرم‌های قابل حمل و دستی در پردازش نمونه‌ها استفاده می‌شوند که ممکن است در آینده در حسگر زیستی N/MPs استفاده شوند.

5. Polyethylene

6. Au Nanoparticles

7. Optical cell-based

۲- پروتئین‌ها (آنتی‌بادی‌ها، آنزیم‌ها و گیرنده‌ها): آنتی‌بادی‌ها می‌توانند اپی‌توپ‌های^۸ منحصر به فرد روی سطح آنالیت (آنتی ژن) را با بالاترین حساسیت و میل ترکیبی زیاد تشخیص دهند (تصویر ۲-ج). با این حال، سنجش پلاستیک مبتنی بر آنتی‌بادی چالش‌برانگیز است زیرا یافتن اپی‌توپ‌های خاص روی پلاستیک‌ها به دلیل ناپایداری مورفولوژیکی دشوار است. اگرچه آنتی‌بادی‌هایی وجود دارند که به طور اختصاصی می‌توانند مواد شیمیایی سمی مرتبط با پلاستیک مانند (Teuten et al., 2009)، بی‌فیل‌پلی‌کلره (Shimomura et al., 2001)، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (Scharnweber et al., 2001) و بیسفنول-A (Ragavan et al., 2013) را شناسایی کنند. با این حال، یافتن یک آنتی‌بادی عمومی که بتواند طیف وسیعی از N/MPs را شناسایی کند، همچنان چالش‌برانگیز است.

آنزیم‌ها می‌توانند با گزینش‌پذیری بالا به مولکول هدف (سوبسترا) متصل شوند و واکنش تبدیل سوبسترا را کاتالیز کنند. به عنوان مثال سوبیه باکتری، *Ideonella sakaiensis* 201-F6، که از PET^۹ به عنوان منبع کربن و انرژی استفاده می‌کند، با تولید آنزیم پتاز^{۱۰} و موتاز^{۱۱} قادر به هیدرولیز PET و تبدیل آن به دو مونومر اسید ترفتالیک و اتیلن‌گلیکول که از نظر محیط‌زیستی بی‌خطر هستند، می‌باشد. این دو آنزیم برای افزایش تجزیه‌پذیری با نانومواد کبالت (Jia et al., 2021) و نانوذرات اکسید آهن مغناطیسی (Schwaminger et al., 2021) مورد استفاده قرار گرفته بودند. از آنجایی که حسگرهای مبتنی بر آنزیم تمایل به تولید یا مصرف پروتئین‌ها و/یا گونه‌های الکترواکتیو دارند، بیشتر حسگرهای آنزیمی از الکتروده به عنوان مبدل استفاده می‌کنند (Wilson & Hu, 2000). تشخیص سیگنال را می‌توان با استفاده از روش‌های الکتروشیمیایی اندازه‌گیری کرد. گیرنده‌ها می‌توانند به یک مولکول لیگاند خاص متصل شده (Casem, 2016) و برای سنجش زیستی استفاده شوند. بسته به مکان آنها در سلول، گیرنده‌ها به گیرنده‌های بین غشایی و درون سلولی تقسیم می‌شوند. در سال ۲۰۲۱، هوانگ و همکاران یک حسگر رزونانس پلاسمون سطحی (SPR)^{۱۲} با گیرنده استروژن برای تشخیص MPs ارائه کردند (Huang et al., 2021). SPR (تصویر ۲-ج) یکی از رایج‌ترین مبدل‌های مورد استفاده برای گیرنده‌های پروتئین است. یک پلاسمون سطحی- یک نوسان رزونانسی از الکترون‌های رسانا- توسط یک نور فرودی در سطح مشترک بین یک فیلم فلزی (طلا) و یک محیط دی‌الکتریک برانگیخته می‌شود. سطح فیلم فلزی با گیرنده‌ها اصلاح شده است. تغییر ضریب شکست ناشی از اتصال پلاستیک بر برهم‌کنش بین سطح پلاسمون و نور فرودی تأثیر می‌گذارد و زاویه، طول موج، شدت، فاز یا مدولاسیون پلاریزاسیون نور را تغییر می‌دهد (Homola, 2008). نور منعکس شده از محیط دی‌الکتریک در نهایت توسط اسپکتروفتومتر تشخیص داده می‌شود. با این روش سه نوع N/MPs (PVC، PS و PE) با موفقیت شناسایی شدند (Huang et al., 2021). بزرگترین چالش حسگرهای مبتنی بر پروتئین در شناسایی میکروپلاستیک‌ها این است که طیف وسیعی از آنتی‌بادی‌ها، آنزیم‌ها و گیرنده‌ها باید شناسایی شوند تا انواع پلاستیک‌های مختلف را به طور خاص شناسایی کنند. همچنین تغییرات مورفولوژیکی در N/MPs می‌تواند بر حساسیت و ویژگی حسگرهای پلاستیکی مبتنی بر پروتئین تأثیر بگذارد.

۱- پپتیدهای کوتاه: پپتیدها پلیمرهایی از اسیدهای آمینه هستند که توسط پیوندهای پپتیدی و بلوک‌های سازنده پروتئین‌ها به هم مرتبط شده‌اند. در دهه گذشته، ماتریس‌های پلیمری برای توالی‌های پپتیدی خاص با استفاده از فناوری‌های چاپ مولکولی موسوم به «آنتی‌بادی‌های پلاستیکی» طراحی شده‌اند (Hoshino et al., 2008, Hoshino et al., 2010) که می‌توان عکس این نیز در نظر گرفته شود یعنی استفاده از توالی پپتیدی خاص برای تشخیص انواع خاصی از پلاستیک‌ها. از رنگ‌های فلورسنتی و نانومواد در این نوع حسگرها برای افزایش حساسیت و بصری بودن روش شناسایی نیز می‌توان استفاده کرد (تصویر ۲-د). اخیراً پپتیدهای اتصال پلاستیکی برای شناسایی N/MPs استفاده شده است. اوه و همکاران یک سیستم تشدید پلاسمون سطحی موضعی (Cs'aki et al., 2018)

8. Epitopes

9. Polyethylene terephthalate

10. PETase

11. MHETase

12. Surface plasmon resonance

13. Polyvinyl chloride

(LSPR)^{۱۴} که شامل یک تراشه حسگر با لایه طلا و نانوذرات طلا ۵ نانومتری عاملدار با پپتید اتصال‌دهنده PS، (HWGMWSY) بود را برای شناسایی PS استفاده کردند.

۲- رنگ‌های فلورسنت: رنگ‌های فلورسنت ترکیبات شیمیایی هستند که در هنگام برانگیختگی، نور با طول موج‌های منحصربه‌فرد ساطع می‌کنند (تصویر ۲-ه). برخی از رنگ‌های فلورسنت می‌توانند پلاستیک‌ها را رنگی یا لکه‌دار کنند و روشی برای شناسایی میکرو/نانوپلاستیک‌ها هستند. نیل قرمز رایج‌ترین رنگ چربی دوست برای N/MPs است که آندرادی آن را برای اولین بار در سال ۲۰۱۰ پیشنهاد کرد (Andrady, 2011). میس و همکاران در سال ۲۰۱۷ یک رویکرد غربالگری سریع برای تعیین کمیت N/MPs توسط نیل قرمز ایجاد کردند (Maes et al., 2017). پس از رنگ‌آمیزی، نمونه‌ها بر اساس چگالی فیلتر شدند و سیگنال‌های فلورسنت با استفاده از میکروسکوپ فلورسانس جمع‌آوری شدند. میکروسکوپ فلورسانس در ارائه اطلاعات مورفولوژیکی مفید می‌باشد که می‌تواند به تمایز پلاستیک از سایر مواد زیستی کمک کند. شناسایی ماهیت شیمیایی ذرات پلاستیکی به روش طیف‌سنجی مانند مادون قرمز تبدیل فوری با میکروسکوپ فلورسانس نیاز دارد (Galvão et al., 2023). رنگ‌آمیزی نیل قرمز را می‌توان در یک تراشه میکروسیال برای تشخیص مداوم N/MPs (حدوداً ۱۰ میکرون) نیز استفاده کرد (Mesquita et al., 2022). این یک پلت‌فرم کوچک و کم‌هزینه است که می‌تواند در فیلد و با استفاده از فیلتر و لنزهای متصل به گوشی هوشمند استفاده شود. علاوه بر نیل قرمز، رنگ‌های دیگری (به‌عنوان مثال استیلین عاملدار تری‌فلوئورواستیل)، نیز برای تشخیص N/MPs گزارش شده است (Funtan et al., 2021).

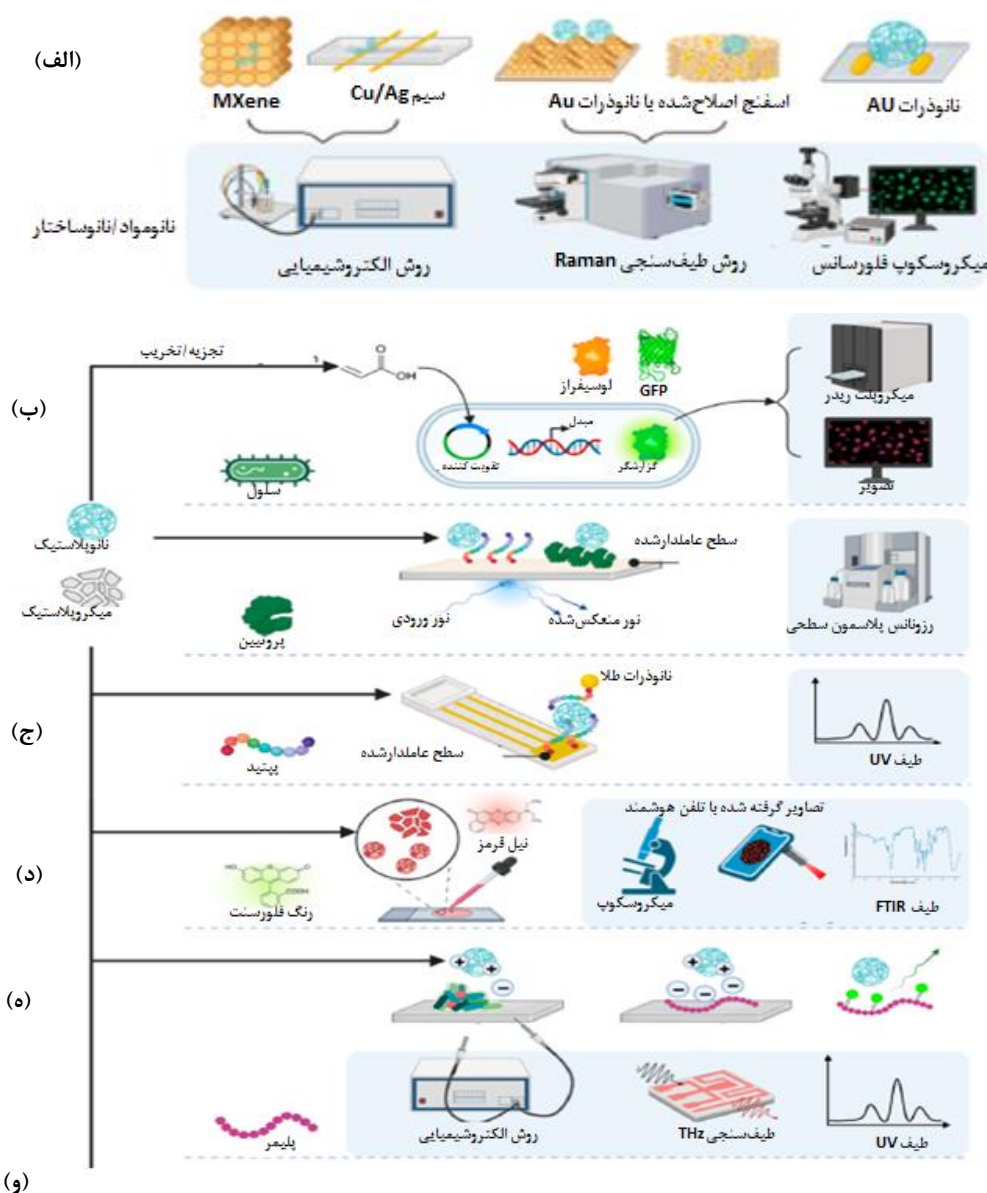
۳- پلیمرها (طبیعی و مصنوعی): در طول ۲۰ سال گذشته، پلیمرها در ساخت دستگاه‌های حسگر مدرن از جمله دما، pH، گاز، یون انتخابی و حسگرهای بیولوژیکی به‌طور گسترده استفاده می‌شوند (Cichosz et al., 2018). مواد پلیمری همچنین می‌توانند در مواد شیمیایی منحصربه‌فردی مانند تشخیص گازهای متعدد از هوا استفاده شوند (Zee & Judy, 2001). پلیمرها از زیر واحدهای تکرارشونده زیادی به نام مونومر که دارای بارهای مثبت یا منفی هستند، تشکیل شده‌اند که می‌توانند پیوند الکترواستاتیکی تشکیل دهند. از پلیمرها می‌توان در شناسایی N/MPs نیز استفاده کرد (تصویر ۲-و). به‌طوری که در سال ۲۰۲۲، اولین تحقیق در مورد حسگرهای زیستی مبتنی بر مواد پلیمری خارج سلولی (EPS)^{۱۵} در تشخیص MPs توسط ارائه شد. EPS، یک بیوپلیمر طبیعی است که از کشت سیانوباکتری *Gloeocapsa gelationosa* استخراج و به‌عنوان محلول فیلم تهیه شد. محلول تشکیل‌دهنده فیلم EPS روی یک الکتروود طلا پوشش داده شد. طیف‌سنجی امپدانس الکتروشیمیایی برای آنالیز برهم‌کنش‌های EPS-MP استفاده شد.

از پلیمرهای مصنوعی نیز می‌توان برای تشخیص پلاستیک استفاده کرد. به‌عنوان مثال، استفاده از پلیمر پلی‌فنولی با گیرنده (تری‌فلوئورواستیل) آزوبنزن که با تغییر رنگ حضور میکروپلاستیک حاوی آمین را نشان می‌دهد. گروه تری‌فلوئورواستیل با آمین‌ها واکنش داده و یک گروه همی‌آمینی تشکیل می‌دهد. بنابراین طول سیستم پیوند دوگانه π تغییر کرده و تغییر رنگ رخ می‌دهد که با چشم غیرمسلح نیز قابل تشخیص است. این یک مزیت برای آنالیز میدانی است. از سال ۲۰۰۰، یک پلیمر مصنوعی پیشرفته به‌عنوان پلیمر قالب مولکولی (MIP)^{۱۶} به‌عنوان یک گیرنده مصنوعی جدید پیشنهاد شد. این پلیمرها مانند آنزیم‌ها و آنتی‌بادی‌ها، می‌توانند با ساختن الگویی با مکانیسم قفل و کلید، برای اهداف و آنالیت هدف استفاده شوند. متأسفانه، هیچ MIP برای شناسایی N/MPs به‌طور خاص و انتخابی تولید و اثبات نشده است (Cormack & Elorza, 2004).

14. Localized surface plasmon resonance

15. Extracellular polymeric substances

16. Molecularly imprinted polymer



تصویر ۲. شماتیک اصول شناسایی N/MPs با استفاده از روش نانو/زیست حسگر (الف) استفاده از نانومواد به تنهایی و یا ترکیب با زیست شناسایی N/MPs؛ (ب) شناسایی مبتنی بر گیرنده سلول: مونومر حاصل از تجزیه N/MPs می تواند باعث تحریک و یا افزایش بیان یک ژن در سلول شود. یک ژن گزارشگر بیولومینسنت یا فلورسنت نیز در سلول درج شده است. میکروپلیت ریدر و یا استفاده از تکنیک تصویربرداری می توانند چنین تغییرات ژنی را به صورت کمی نشان دهند؛ (ج-د) پپتید و پروتئین: پوشش طلای سطح حسگر رزونانس پلاسمون با پپتید یا پروتئین عاملدار اصلاح می شود. برهم کنش N/MPs باعث تغییر ساختاری پپتید یا پروتئین موجود در سطح شده که منجر به تغییر در نور فرودی می شود؛ (ه) رنگ فلورسنت: نمونه های پلاستیکی با رنگ فلورسنت رنگ آمیزی شده و سپس تصویربرداری با استفاده از گوشی هوشمند، میکروسکوپ و یا آنالیز ساختاری با استفاده از روش های طیف سنجی انجام می شود؛ (و) پلیمر: این گیرنده ها می توانند از طریق برهم کنش الکترواستاتیکی N/MPs را جذب کرده و تغییرات کروموزنیک (رنگ سنجی) را القا کنند. تغییرات القا شده با استفاده از روش های طیف سنجی به منظور شناسایی N/MPs ثبت و بررسی می شود (Tang et al., 2023).

سرنوشت N/MPs در اکوسیستم های تالابی

تکه تکه شدن و تجزیه نوری N/MPs توسط تشعشع خورشید

تخریب پلاستیک ها دشوار بوده و ده ها تا صدها سال طول می کشد تا به طور کامل به CO_2 و آب تبدیل شوند. سرنوشت N/MPs عمدتاً شامل تکه تکه شدن و تخریب نور توسط تابش خورشیدی، بلع توسط موجودات، تخریب میکروبی و ادغام در رسوبات است. فرآیند

تکه‌تکه شدن برای پیش‌بینی سرنوشت N/MPs حائز اهمیت است (Song et al., 2017). عوامل غیرزیستی (در معرض اشعه ماوراء بنفش و سایش مکانیکی) و زیستی (بلع، تجزیه زیستی) می‌توانند بر روی فرآیندهای انتقال و سرنوشت N/MPs تأثیر گذارند. نور و گرمای ناشی از تابش خورشیدی باعث افزایش اکسیداسیون N/MPs می‌شود که با از دست دادن خواص مکانیکی، ترک‌هایی بر سطح آنها ایجاد می‌شود (TerHalle et al., 2016). سایش مکانیکی (اصطکاک بین N/MPs و باد، امواج/ جزر و مد، بسترها) N/MPs را به قطعات کوچکتری که برای تجزیه زیستی بعدی آسان‌تر هستند، می‌شکند (Gewert et al., 2015). تجزیه نوری یکی از مسیرهای اصلی تکه‌تکه شدن N/MPs است (TerHalle et al., 2016).

بلعیدن و انتقال N/MPs توسط حیوانات آبی

از آنجایی که اندازه N/MPs تقریباً به‌طور کامل با اندازه پلانکتون‌ها همپوشانی دارد (DiMauro et al., 2017)، مصرف بیولوژیکی و احتمال وقوع انتقال زنجیره‌ای غذای بالقوه وجود دارد (Athey et al., 2020). به‌دنبال فعالیت‌های بیولوژیکی، N/MPs را می‌توان از محیط‌زیست خارج نمود. هوانگ و همکاران (۲۰۲۰) N/MPs را در آبشش، روده و معده ۳۰ گونه از ۳۲ گونه ماهی در تالاب مانگرو ژانجیانگ شناسایی کردند (Huang et al., 2020).

اگر چه در حال حاضر خطر محیط‌زیستی N/MPs برای موجودات ناشناخته است، تجمع N/MPs ناشی از انتقال آنها در طول زنجیره غذایی امکان‌پذیر است (Bagheri et al., 2020). لورنسو و همکاران (۲۰۱۷) الیاف بسیار ریز را در فاضلاب خانگی محلی در جنوب اروپا و غرب آفریقا بررسی کردند. آنها همراه با شبکه‌های غذایی جزر و مدی تحت شرایط هیدرودینامیکی به پرندگان منتقل شدند (Lourenço et al., 2017). حدود نیمی از مدفوع گونه‌های پرندگان آبی موجود در پنج تالاب داخلی در مرکز اسپانیا حاوی N/MPs بودند که مشخص شد که از بقایای پلاستیکی مورد استفاده در زمین‌های کشاورزی و اطراف دریاچه‌ها به‌دست می‌آید (Gil-Delgado et al., 2017).

تجزیه میکروبی در سطح N/MPs

تحت شرایط کاهش تجزیه نوری، میکروارگانیسم‌ها می‌توانند نقش مهمی در تخریب N/MPs داشته باشند (Welden & Cowie, 2017). مطالعات نشان داد که N/MPs یک نیچ^{۱۷} میکروبی جدید در محیط آبی ایجاد کردند (Yang et al., 2020) که برای بقای باکتری‌های حاصل از پساب در محیط مفید بوده و گسترش ژن‌های مقاوم به آنتی بیوتیک را افزایش داد (Eckert et al., 2018). علاوه بر این، کلونی‌های بیوفیلم آب شیرین بر روی سطح N/MPs نیز بر فرایند رسوب آن تأثیر می‌گذارد (Chen et al., 2019). تنوع و غنای میکروارگانیسم‌های تجزیه‌پذیر را می‌توان با افزودن کودهای نیتروژن و فسفر افزایش داد. به طوری که مطالعات انجام شده نشان می‌دهد افزودن مواد مغذی فرایند تکه‌تکه شدن پلی‌اتیلن با چگالی کم را تسریع می‌کند (Zhang et al., 2020). تجزیه پلاستیک توسط میکروب‌ها تحت تأثیر غلظت نیتروژن و فسفر در تالاب‌ها قرار می‌گیرد، در حالی که تالاب‌ها اغلب غلظت‌های بالاتر نیتروژن و فسفر را از پساب و سایر محیط‌های طبیعی می‌پذیرند (Di Luca et al., 2017). بنابراین تجزیه زیستی از مهمترین فرآیندهای اثرگذار بر انتقال و سرنوشت N/MPs در تالاب است.

N/MPs و ترکیبات آلی در رسوب

N/MPs و ترکیبات آلی سرنوشت مشترکی در اکوسیستم‌های تالابی دارند. مواد آلی ادغام شده در رسوب می‌تواند بر سرنوشت N/MPs تأثیر بگذارد. ذرات ریز پلاستیک و ترکیبات آلی به‌طور کلی در تالاب تجمع می‌یابند (Zhou et al., 2020). گروه‌های عاملی، مورفولوژی، قدرت یونی و ترکیبات آلی عوامل کلیدی اثرگذار بر برهم‌کنش‌ها N/MPs و دیگر ترکیبات و یا سطوح هستند (Mei et al., 2020). مطالعات نشان داده است که یک رابطه نمایی مثبت بین فراوانی N/MPs در تالاب‌های مانگرو و کل محتوای کربن آلی در

رسوبات وجود دارد (Li et al., 2020). هر چه محتوای کربن آلی بیشتر باشد، رسوب N/MPs، مطلوب‌تر است. مطالعه لو و همکاران (۲۰۲۰) نشان داد، کربن ارگانیک، خاک رس و اکسید آهن موجود در خاک می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی بر کارایی جذب N/MPs تأثیر بگذارد (Lo et al., 2020).

عوامل مؤثر بر انتقال N/MPs به اکوسیستم‌های تالابی

مطالعات نشان داده است که N/MPs پس از رها شدن در محیط‌زیست می‌توانند تحت انتقال عمودی یا افقی در بخش‌های مختلف محیط‌زیست از جمله آب، خاک و هوا حرکت کنند. عوامل مختلف غیر بیولوژیکی (مانند باد، بارندگی، رواناب سطحی، شستشو و گرانس) و عوامل بیولوژیکی (مانند حیوانات، گیاهان و فعالیت میکروبی) بر انتقال اثر می‌گذارد (Lo et al., 2020).

پارامترهای غیربیولوژیکی مؤثر بر انتقال N/MPs در تالاب‌ها

خواص فیزیکوشیمیایی N/MPs، مانند چگالی و ظرفیت جذب نقش مهمی در انتقال آنها به داخل اکوسیستم‌های تالابی دارند (Birami et al., 2022). N/MPs مختلف طیف وسیعی از چگالی را دارند که بر توزیع عمودی آنها در آب و رسوبات تأثیر می‌گذارد. N/MPs چگالی بیشتر از آب (به‌عنوان مثال، PS، نایلون و اپوکسی)، تمایل به ته‌نشینی در رسوب به‌دلیل شناوری منفی دارند (Daily & Hoffman, 2020). با این حال، در مرحله اولیه ورود N/MPs به رسوبات، برخی از N/MPs با چگالی کم روی سطح رسوب می‌توانند دوباره معلق شوند و به دلیل شناور بودن به‌صورت افقی در تالاب مهاجرت کنند (Mohlenkamp et al., 2018). زیست آشوبی‌ها^{۱۸} در محیط‌های تالابی می‌توانند این فرآیند را تسهیل کنند (Qian et al., 2020). برعکس، برخی از N/MPs مانند ^{۱۹}PP و PE چگالی نزدیک به آب دارند. وقتی N/MPs وارد آب‌های سطحی تالاب‌ها می‌شوند، عواملی مانند اشعه ماوراءبنفش و جریان آب شستشو می‌تواند زبری سطح آنها را افزایش داده و سایت‌های جذب بیشتری را ایجاد کند که به آنها اجازه می‌دهد با جلبک‌ها، فلزات سنگین و سایر مواد معدنی موجود در تالاب‌ها برهم‌کنش داشته باشند (Liu et al., 2021a). این روند، مهاجرت عمودی آنها در تالاب‌ها را افزایش می‌دهد (Wu et al., 2020). علاوه بر این، سطح آبریز N/MPs کلونی شدن میکروبی را تسهیل می‌کند که منجر به افزایش چگالی آنها شده و بر سرنوشت و انتقال عمودی N/MPs اثر می‌گذارد (Rummel et al., 2017). تجمع N/MPs با سایر مواد می‌تواند منجر به تغییر در شناوری آنها شده و این تجمع برای مهاجرت عمودی N/MPs از آب‌های سطحی به رسوبات در تالاب‌ها بسیار اهمیت دارد (Lagarde et al., 2016).

برای تالاب‌های داخلی (رودخانه‌ها) و تالاب‌های ساحلی (خورها)، مهاجرت N/MPs تحت تأثیر ویژگی‌های رسوب و شرایط هیدرودینامیکی است (Birami et al., 2022). رسوبات درشت دانه با اندازه منافذ بزرگ می‌تواند N/MPs بیشتری نسبت به ذرات کوچکتر در خود جای دهد که منجر به یک همبستگی مثبت قوی بین فراوانی N/MPs و رسوبات درشت دانه می‌شود (Birami et al., 2022). با این حال، در مناطقی با جریان آب کند و در شرایط کم عمق، فراوانی N/MPs به شدت با ذرات ریز در رسوبات همبستگی مثبت دارد (Soltani et al., 2022). ویسکوزیته بالاتر ذرات ریز باعث می‌شود با N/MPs تجمع یابند (Helcoski et al., 2020). یک عامل واحد نه تنها تعیین مهاجرت N/MPs در اکوسیستم‌های تالابی را تعیین نمی‌کند بلکه این فرایند، ترکیبی از عوامل متعدد است. علاوه بر این، در برخی از رودخانه‌ها یا تالاب‌های ساحلی با سرعت جریان و آبشویی با بارندگی بیشتر می‌تواند باعث مهاجرت افقی N/MPs واقع بر روی رسوب سطح در امتداد جهت جریان آب شود (Zhou et al., 2020).

برای برخی از دریاچه‌های داخلی و تالاب‌های رودخانه‌ای در مناطق حومه شهر، مهاجرت N/MPs تحت تأثیر باد است. چگالی کم و اندازه کوچک N/MPs آنها را قادر می‌سازد در جو معلق بمانند و فواصل طولانی را با باد طی کرده که منجر به توزیع گسترده و حمل در مناطق دور افتاده می‌شود. حتی در مناطقی با دخالت کمتر انسان یا کمتر صنعتی شده، N/MPs در تالاب‌ها و سایر بخش‌های محیطی

18. Bioturbation

19. Polypropylene

شناسایی شده‌اند (Wong et al., 2020). به عنوان مثال، فیلم کوچکتر از ۳۰۰ میکرومتر و لیاف پلاستیکی کمتر از ۷۰۰ میکرومتر می‌تواند از مناطق صنعتی به مناطق دوردست از طریق انتشار اتمسفری حمل شده و سپس در تالاب‌ها تجمع یابد (Wong et al., 2020). این یافته‌ها نشان می‌دهد که N/MPs می‌توانند در فواصل طولانی حمل شوند و در مناطق دور رسوب کنند که در آلودگی ثانویه محیط زیست نقش دارند (Cau et al., 2020). باد یک عامل محیطی مهم است به این دلیل که به آلاینده‌ها اجازه می‌دهد تا بسیار فراتر از منابع خود پراکنده شوند و در اکوسیستم‌های مختلف از جمله تالاب‌ها تجمع می‌یابند. این مسئله می‌تواند به آلودگی محیطی گسترده منجر شود و خطر بالقوه‌ای را برای سلامت حیات وحش و انسان ایجاد نماید (Li et al., 2024).

عوامل بیولوژیکی مؤثر بر مهاجرت N/MPs به تالاب‌های داخلی و ساحلی

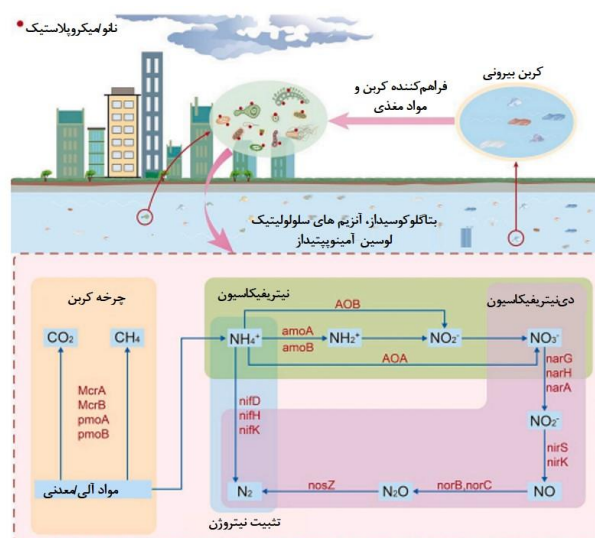
مهاجرت N/MPs در اکوسیستم‌های تالابی تحت تاثیر برخی از عوامل بیولوژیکی مانند وجود گیاهان به‌ویژه پوشش گیاهی متراکم نیز قرار می‌گیرد. گیاهان می‌توانند به عنوان یک مانع فیزیکی عمل کنند و از مهاجرت عمودی N/MPs در اکوسیستم‌های تالابی جلوگیری کنند (Helcoski et al., 2020). به عنوان مثال، لی و همکاران (۲۰۱۸) دریافتند که تنه‌های مانگرو در تالاب‌های مانگرو خلیج کینزو، چین، به طور مؤثر مانع از مهاجرت N/MPs معلق شده است (Li et al., 2018). با این حال، برای برخی از گیاهان با سیستم‌های ریشه‌ای توسعه یافته، فعالیت‌هایی مانند رشد ریشه، گسترش و جذب آب می‌تواند مهاجرت عمودی N/MPs را افزایش دهد (Rillig et al., 2017a). زیرا سیستم ریشه این گیاهان منافذ متعددی در خاک در طول رشد خود ایجاد کرده و افزایش عمر و تجزیه ریشه‌های گیاه این منافذ را بزرگ کرده و نفوذ آب و در نتیجه مهاجرت N/MPs را تسریع می‌کند. علاوه بر این، مهاجرت در اکوسیستم‌های تالابی می‌تواند از طریق فعالیت‌های حیوانات تالاب، از جمله تغذیه، نقب‌زدن، هضم، فعالیت‌های دفع و چسبندگی سطحی نیز اتفاق افتد (Rillig et al., 2017b). به عنوان مثال، پرندگان مهاجر و آبی به عنوان حامل N/MPs شناسایی شده‌اند که در تجمع N/MPs در تالاب‌های دریاچه‌های داخلی و تالاب‌های ساحلی از طریق مدفوع خود نقش دارند (Gil-Delgado et al., 2017).

تأثیر N/MPs بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در اکوسیستم‌های تالابی

سیستم‌های تالابی مقادیر زیادی کربن آلی و نیتروژن را ذخیره می‌کنند. آنها همچنین منبع قابل توجهی برای انتشار گازهای گلخانه‌ای (CO_2 , CH_4 , N_2O) هستند (Bahram et al., 2022). پتانسیل گرمایش جهانی CH_4 و N_2O به ترتیب ۲۸ و ۲۶۵ برابر بیشتر از CO_2 است (Bahram et al., 2022). CH_4 توسط تخمیر بی‌هوازی در شرایط بدون اکسیژن تولید می‌شود، در حالی که N_2O در طی نیتریفیکاسیون و نیترات‌زدایی تولید می‌شود. گازهای گلخانه‌ای در سیستم‌های تالابی عمدتاً توسط میکروارگانیسم‌های متصل به بسترهای تالاب (رسوب) تولید می‌شوند. این میکروارگانیسم‌ها حامل ژن‌های کاربردی هستند که نقش مهمی در تولید و یا حذف گازهای مؤثر گلخانه‌ای دارند. به عنوان مثال ژن‌های *mcrA* و *pmoA* که در تولید و اکسیداسیون CH_4 (Lin et al., 2021b) نقش داشته و یا ژن‌های *amoA* و *nosZ* که تولید و مصرف N_2O را تسهیل می‌کنند (Bahram et al., 2022) (تصویر ۳).

عوامل مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در اکوسیستم‌های تالابی متنوع هستند از جمله نوع تالاب‌ها (به عنوان مثال، مارش‌ها، دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، یا مانگروها) (Tangen & Bansal, 2022)، نوع و تراکم پوشش گیاهی (که بر هوادهی رسوب، تجزیه ماده آلی و فعالیت میکروبی تاثیر می‌گذارد) (Yang et al., 2022)، ویژگی‌های رسوبات تالاب (که بر روی فعالیت میکروب‌ها تاثیر می‌گذارد) (Qi et al., 2020)، عوامل اقلیمی (به عنوان مثال، دما، بارندگی و تغییرات فصلی) (Perry et al., 2022)، جوامع میکروبی (شرکت در تجزیه، نیتریفیکاسیون، و نیترات‌زدایی) (Bahram et al., 2022)، و ورودی آلاینده‌های خارجی (به عنوان مثال، مواد آلی، زباله‌های انسانی، و N/MPs) (Chen et al., 2021). همان‌طور که ذکر شد N/MPs در سیستم‌های تالابی می‌توانند بر ساختار جامعه میکروبی درون بستر یا رسوب تاثیر گذاشته و در نتیجه انتشار گازهای گلخانه‌ای را تغییر دهند (Su et al., 2022). N/MPs به دو دلیل عمده میزان انتشار N_2O را به طور قابل توجهی افزایش می‌دهند: ۱. N/MPs بر میکروارگانیسم‌های عملگر نیتریفیکاسیون و نیتریفیکاسیون اثر می‌گذارند که به نوبه خود بر تبدیل نیتروژن در سیستم تاثیرگذار است و ۲. N/MPs با تغییر ماهیت فیزیکوشیمیایی خاک تولید N_2O را تحت تاثیر

قرار می‌دهند. علاوه بر این، میزان پیری N/MPs ممکن است بر انتشار گازهای گلخانه‌ای تاثیر بگذارد، N/MPs قدیمی احتمالاً به دلیل افزایش بهره‌وری انرژی متابولیسم میکروبی و مهار کاهش N_2O در طول دنتریفیکاسیون منجر به انتشار CO_2 و N_2O بیشتری می‌شوند (Yu et al., 2022).



تصویر ۳. تاثیر N/MPs بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در اکوسیستم‌های تالاب: میکروپلاستیک‌ها می‌توانند بر فراوانی ژن‌های مربوط به اکسیداسیون متان ($pmoA$, $pmoB$)، تولید متان ($mcrA$, $mcrB$)، نیتریفیکاسیون ($amoA$, $amoB$)، نیترات‌زدایی ($norB$, $norC$, $norZ$) و تثبیت نیتروژن ($nifK$, $nifH$, $nifD$) و نیز فراوانی ژن کدکننده نیتريت ردوکتاز ($nirS$) تاثیر گذاشته و بنابراین انتشار کلی گازهای گلخانه‌ای در تالاب‌ها را تحت تاثیر قرار دهند (Li et al., 2024).

نقش N/MPs در افزایش گرمایش جهانی به این صورت است که ۱. N/MPs بر فراوانی جنس‌های باکتریایی نیتریفیکاسیون (نیتروزوموناس، نیتروواسپیرا) و جنس باکتری نیترات‌زدایی کننده (باسیلوس، سودوموناس، فلاوباکتریوم، پاراکوکوس و اسیتوباکتر)، و در نتیجه بر تبدیل نیتروژن در رسوب اکوسیستم‌های تالابی اثر می‌گذارند. به عنوان مثال، N/MPs زیست تخریب‌پذیر پلی‌لاکتیک اسید به طور قابل توجهی فراوانی نسبی نیتروسپیرا، باسیلوس، سودوموناس، پاراکوکوس و اسیتوباکتر را افزایش می‌دهند؛ پلی‌وینیل کلراید باعث افزایش قابل توجه فراوانی نسبی نیتروزوموناس و نیتروواسپیرا می‌شود. پلی‌اتیلن به طور قابل توجهی فراوانی نسبی سودوموناس، پاراکوکوس، اسیتوباکتر و فلاوباکتریوم را افزایش می‌دهد (Chen et al., 2022). ۲. N/MPs می‌توانند بر تولید N_2O با تغییر خواص فیزیکی و شیمیایی رسوبات تاثیر گذارند (Zhou et al., 2021). ۳. N/MPs می‌توانند آشیان‌های اکولوژیکی را نیز فراهم کرده و به عنوان بسترهای کربن آلی برای میکروارگانیسم‌ها مورد استفاده قرار گیرند (Rillig, 2018). به‌ویژه N/MPs زیست تخریب‌پذیر پلی‌لاکتیک اسید به برش هیدرولیتیک و هوازدگی میکروبی یا تخریب، با بهره‌وری بیشتر از کربن حساس هستند (Yang et al., 2021).

نتیجه‌گیری

تالاب‌ها اکوسیستم‌های منحصربه‌فرد و مهم با تنوع‌زیستی غنی هستند. با این حال، افزایش آلودگی نانو/میکروپلاستیک در سطح جهان، این اکوسیستم‌های حساس و شکننده را تحت تاثیر قرار داده است. با توجه به ماهیت ساختاری (فاز جامد-مایع-گاز) و نزدیکی به منابع آبی سطحی و ارتباط با منابع آبی زیرزمینی N/MPs در سطوح مختلف تالاب از جمله ستون آب، رسوبات، ماهی‌ها، صدف‌ها، حلزون‌ها و سایر موجودات کفزی این اکوسیستم‌ها در سراسر جهان یافت می‌شوند. به‌طوری که وجود N/MPs از آب منفذی رسوبات تا بافت ماهیچه‌ای ماهیانی که در این زیستگاه‌ها زندگی می‌کنند تایید شده است. روش‌های شناسایی N/MPs با توجه به استفاده از خصوصیات

فیزیکی و یا شیمیایی در سه دسته بصری، طیف‌سنجی و کروماتوگرافی قرار می‌گیرد. اگر چه سال‌های زیادی صرف توسعه تکنیک‌های طیف‌سنجی قوی در شناسایی N/MPs شده است. با این حال، محققان هنوز در تلاش برای یافتن روش‌های کارآمد و ساده از جمله استفاده از نانو/زیست‌حسگر برای آنالیز و شناسایی N/MPs هستند. نانو/زیست‌حسگرهای از گیرنده‌های مختلف مانند سلول‌ها، پروتئین‌ها، پپتیدها، رنگ‌های فلورسنت، پلیمرها و میکرو/نانو ساختار در شناسایی N/MPs استفاده می‌کنند که می‌توانند انواع N/MPs را از محیط‌های مختلف با حد تشخیص پایین شناسایی کنند. با این حال مطالعات در این زمینه اندک بوده و فضای زیادی برای تحقیقات آینده برای پر کردن این شکاف‌ها وجود دارد.

بررسی‌ها نشان می‌دهد که ذرات N/MPs اثرات سمی داشته و در آینده نزدیک و از طریق تجمع زیستی و انتقال در طول زنجیره‌ غذایی می‌توانند تاثیر زیادی بر انسان و جوامع اکولوژیکی داشته باشند. بنابراین درک صحیح از منابع انتشار، ویژگی‌های N/MPs، عوامل موثر بر رفتار انتقال و سرنوشت آنها در اکوسیستم‌های تالابی و همچنین تاثیر N/MPs بر موجودات تالاب، لازم و ضروری است. حضور N/MPs در تالاب‌ها با موقعیت جغرافیایی، سطوح شهرنشینی و فعالیت‌های انسانی از جمله تخلیه فاضلاب، صنایع، پسماندهای آبی‌پروری و همچنین فرایندهای طبیعی مانند باد، امواج و رواناب ارتباط نزدیکی دارد. فرایندهای پیچیده (تجمع، رسوب، جذب و تخریب) و عوامل مختلف زیستی (مانند حیوان، گیاه و فعالیت میکروبی) و غیرزیستی (مانند باد، بارندگی، رواناب سطحی، شستشو و گرانش) بر رفتار انتقال و سرنوشت N/MPs نقش دارند. گیاهان با توجه به نوع گونه و تراکم می‌توانند به‌عنوان یک مانع فیزیکی عمل کرده و از مهاجرت عمودی N/MPs در اکوسیستم‌های تالابی جلوگیری کنند و یا به دلیل ایجاد کانال‌های زیرسطحی از طریق ریشه باعث گسترش انتشار و یا جذب و پایداری آنها شوند. موجودات تالابی نیز می‌توانند در پایداری N/MPs از طریق تجمع زیستی و انتقال N/MPs در سطوح مختلف آب و رسوب نقش داشته باشند. همچنین حضور N/MPs می‌تواند باعث تغییر ساختار جامعه میکروبی و فعالیت آنزیمی مرتبط با فرایندهای چرخه کربن و نیتروژن در رسوبات تالاب شود که به نوبه خود بر انتشار گازهای گلخانه‌ای اثر دارد. بنابراین، به دلیل استفاده روز افزون از پلاستیک‌ها و ورود نانو/میکروپلاستیک‌ها به اکوسیستم‌های طبیعی از جمله تالاب‌ها و با توجه به این که این آلاینده‌ها علاوه بر سمیت ذاتی می‌توانند دیگر آلاینده‌های سمی را نیز جذب و حمل کنند، به کارگیری روش‌های نوین و درجا برای تشخیص این آلاینده‌های نوظهور و سپس پالایش آنها از این اکوسیستم‌های حساس و شکننده ضروری می‌باشد.

منابع

- Akhavan, O., Ghaderi, E. & Rahighi, R. (2012). Toward Single-DNA Electrochemical Biosensing by Graphene Nanowalls. *ACS Nano* 6, 2904–2916.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605.
- Athey, S. N., Albotra, S. D., Gordon, C. A., Monteleone, B., Seaton, P., Andrady, A. L., Taylor, A. R. & Brander, S. M. (2020). Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant. *Limnology and Oceanography* 5, 154–162.
- Bagheri, T., Gholizadeh, M., Abarghouei, S., Zakeri, M., Hedayati, A., Rabaniha, M., Aghaeimoghadam, A. & Hafezieh, M. (2020). Microplastics distribution, abundance and composition in sediment, fishes and benthic organisms of the Gorgan Bay, Caspian Sea. *Chemosphere*, 257, 127201.
- Bahram, M., Espenberg, M., Parn, J., Lehtovirta-Morley, L., Anslan, S., Kasak, K., Kõljalg, U., Liira, J., Maddison, M., Moora, M., Niinemets, Ü., Öpik, M., Pärtel, M., Soosaar, K., Zobel, M., Hildebrand, F., Tedersoo, L. & Mander, Ü. (2022). Structure and function of the soil microbiome underlying N₂O emissions from global wetlands. *Nature Communication*, 13, 1430.
- Barnes, D. K. A., 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, 1985–1998.
- Belkin, S. (2003). Microbial whole-cell sensing systems of environmental pollutants. *Current Opinion in Microbiology*, 6, 206–212.

- Birami, F. A., Keshavarzi, B., Moore, F., Busquets, R., Ghorbanzadeh Zafarani, S. G. & Golshani, R. (2022). Microplastics in surface sediments of a highly urbanized wetland. *Environmental Pollution*, 314, 120276.
- Casem, M. L. (2016). *Chapter 9 - endocytosis*, Boston, Academic Press.
- Cau, A., Avio, C. G., Dessì, C., Moccia, D., Pusceddu, A., Regoli, F., Cannas, R. & Follesa, M. C. (2020). Benthic crustacean digestion can modulate the environmental fate of microplastics in the Deep Sea. *Environmental Science & Technology*, 54, 4886–4892.
- Chen, C., Pan, J. Y., Xiao, S. X. Wang, J., Gong, X., Yin, G., Hou, L., Liu, M. & Zheng, Y. (2022). Microplastics alter nitrous oxide production and pathways through affecting microbiome in estuarine sediments. *Water Research*, 221, 118733.
- Chen, G., Feng, Q. & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of The Total Environment*, 703, 135504.
- Chen, X., Xiong, X., Jiang, X., Shi, H. & Wu, C. (2019). Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. *Chemosphere* 222, 856–864.
- Chen, X., Wang, W., Chen, S. Sun, Y., Tan, Q., Ding, Zh., Lu, Y. & Yu, Y. (2021). Microplastics as carbon-nutrient sources and shaper for microbial communities in stagnant water. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126662.
- Cichosz, S., Masek, A. & Zaborski, M. (2018). Polymer-based sensors: A review. *Polymer Testing*, 67, 342–348.
- Cormack, P. a. G. & Elorza, A. Z. (2004). Molecularly imprinted polymers: synthesis and characterisation. *Journal of Chromatography B*, 804, 173–182.
- Cs' Aki, A., Stranik, O. & Fritzsche, W. (2018). Localized surface plasmon resonance based biosensing. *Expert Review of Molecular Diagnostics*, 18, 279–296.
- Daily, J. & Hoffman, M. J. (2020). Modeling the three-dimensional transport and distribution of multiple microplastic polymer types in Lake Erie. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111024.
- Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarregge, M. M., Hadad, H. R., Pedro, M. C., Sánchez, G. C. & Caffaratti, S. E. (2017). Phosphorus distribution pattern in sediments of natural and constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 108, 227–233.
- Dimauro, R., Kupchik, M. J. & Benfield, M. C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 230, 798–809.
- Eckert, E. M., Dicesare, A., Kettner, M. T., Arias-Andres, M., Fontaneto, D., Grossart, H. P. & Corno, G. (2018). Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. *Environmental Pollution*, 234, 495-502.
- El Hadri, H., Gigault, J., Maxit, B., Grassl, B. & Reynaud, S. (2020). Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. *Nano Impact*, 17, 100206.
- Fendall, L. S. & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1225–1228.
- Funtan, A., Michael, P., Rost, S., Omeis, J., Lienert, K. & Binder, W. H. (2021). Self-Diagnostic Polymers—Inline Detection of Thermal Degradation of Unsaturated Poly(ester imide)s. *Advanced Materials*, 33 (18), 2100068.
- Galv~Ao, L. S., Ferreira, R. R., Fernandes, E. M. S., Correia, C. A., Valera, T. S., Dos Santos Rosa, D. & Wiebeck, H. (2023). Analysis of selective fluorescence for the characterization of microplastic fibers: Use of a Nile Red-based analytical method to compare between natural and synthetic fibers. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130217.
- Gewert, B., Plassmann, M. M. & Macleod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes Impacts*, 17, 1513–1521.
- Gil-Delgado, J. A., Guijarro, D., Gosálvez, R. U., López-Iborra, G. M., Ponz, A. & Velasco, A. (2017). Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. *Environmental Pollution*, 220, 732–736.

- Gupte, T. & Pradeep, T. (2022). Nanosensors for water quality monitoring. *Separation science and technology*. Elsevier.
- Halsband, C. (2021). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics in aquatic environments. *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer.
- He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W. & Wang, J. (2022). Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. *Gondwana Research*, 108, 120-126.
- Helcoski, R., Yonkos, L. T., Sanchez, A. & Baldwin, A. H. (2020). Wetland soil microplastics are negatively related to vegetation cover and stem density. *Environmental Pollution*, 256, 113391.
- Hojjati-Najafabadi, A., Mansoorianfar, M., Liang, T., Shahin, K. & Karimi-Maleh, H. (2022). A review on magnetic sensors for monitoring of hazardous pollutants in water resources. *Science of The Total Environment*, 824, 153844.
- Homola, J. (2008). Surface Plasmon Resonance Sensors for Detection of Chemical and Biological Species. *Chemical Reviews*, 108, 462–493.
- Horton, A. A., Jürgens, M. D., Lahive, E., Van Bodegom, P. M. & Vijver, M. G. (2018). The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236, 188-194.
- Hoshino, Y., Kodama, T., Okahata, Y. & Shea, K. J. (2008). Peptide Imprinted Polymer Nanoparticles: A Plastic Antibody. *Journal of the American Chemical Society*, 130, 15242–15243.
- Hoshino, Y., Koide, H., Urakami, T., Kanazawa, H., Kodama, T., Oku, N. & Shea, K. J. (2010). Recognition, Neutralization, and Clearance of Target Peptides in the Bloodstream of Living Mice by Molecularly Imprinted Polymer Nanoparticles: A Plastic Antibody. *Journal of the American Chemical Society*, 132, 6644–6645.
- Huang, C.-J., Narasimha, G. V., Chen, Y.-C., Chen, J.-K. & Dong, G.-C. (2021). Measurement of Low Concentration of Micro-Plastics by Detection of Bioaffinity-Induced Particle Retention Using Surface Plasmon Resonance Biosensors. *Biosensors*, 11 (7), 219.
- Huang, J. S., Koongolla, J. B., Li, H. X., Lin, L., Pan, Y. F., Liu, S., He, W. H., Maharana, D. & Xu, X. R. (2020). Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland South China. *Science of The Total Environment*, 708, 134839.
- Jadhav, V. R., Tagad, C. K. & Palake, A. (2024). Economic and commercial aspects related to nanotechnology-based sensors. *Nanotechnology-Based Sensors for Detection of Environmental Pollution*. Elsevier.
- Jia, Y., Samak, N. A., Hao, X., Chen, Z., Yang, G., Zhao, X., Mu, T., Yang, M. & Xing, J. (2021). Nano-immobilization of PETase enzyme for enhanced polyethylene terephthalate biodegradation. *Biochemical Engineering Journal*, 176, 108205.
- Joyce, C., Fothergill, S. & Xie, F. (2020). Recent advances in gold-based metal enhanced fluorescence platforms for diagnosis and imaging in the near-infrared. *Materials Today Advances*, 7, 100073.
- Junaid, M., Ali Siddiqui, J., Sadaf, M., Liu, S. & Wang, J. (2022). Enrichment and Dissemination of Bacterial Pathogens by Microplastics in the Aquatic Environment. *Science of The Total Environment*, 154720.
- Karstens, S., Buczko, U. & Glatzel, S. (2015). Phosphorus storage and mobilization in coastal Phragmites wetlands: Influence of local-scale hydrodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, 124-133.
- Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S. & Caruso, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331–339.
- Langan, C., Farmer, J., Rivington, M. & Smith, J. U. (2018). Tropical wetland ecosystem service assessments in East Africa, A review of approaches and challenges. *Environmental Modelling & Software*, 102, 260-273.
- Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R. & Li, Y. (2018). Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 401-406.

- Li, Z., Junaid, M., Chen, G. & Wang, J. (2022). Interactions and associated resistance development mechanisms between microplastics, antibiotics and heavy metals in the aquaculture environment. *Reviews in Aquaculture*, 14, 1028-1045.
- Li, N. Y., Qu, J. H. & Yang, J. Y. (2023). Microplastics distribution and microbial community characteristics of farmland soil under different mulch methods. *Journal of Hazardous Materials*, 445, 130408.
- Li, N. Y., Zhong, B., Guo, Y., Li, X. X., Yang, Z. & He, Y. X. (2024). Non-negligible impact of microplastics on wetland ecosystems. *Science of the Total Environment*, 924, 171252.
- Lin, L., Pan, X., Zhang, S., Li, D., Zhai, W., Wang, Z., Tao, J., Mi, C., Li, Q. & Crittenden, J. C. (2021a). Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir-Danjiangkou Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, 102, 74-84.
- Lin, Y., Yuan, J., Liu, D., Kang, H., Freeman, C., Hu, H. W., Ye, G. & Ding, W. (2021b). Divergent responses of wetland methane emissions to elevated atmospheric CO₂ dependent on water table. *Water Research*, 205, 117682.
- Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z. & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastic during the conventional activated sludge process in one WW treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176-182.
- Liu, Y., Liu, W. Z., Yang, X. M., Wang, J., Lin, H. & Yang, Y. (2021a). Microplastics are a hotspot for antibiotic resistance genes: progress and perspective. *Science of The Total Environment*, 773, 145643.
- Liu, Y., Zhang, J., Tang, Y., He, Y., Li, Y., You, J., Breider, F., Tao, S. & Liu, W. (2021b). Effects of anthropogenic discharge and hydraulic deposition on the distribution and accumulation of microplastics in surface sediments of a typical seagoing river: The Haihe River. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124180.
- Lo, H. S., Lee, Y. K., Po, B. H. K., Wong, L. C., Xu, X., Wong, C. F., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y. & Cheung, S. G. (2020). Impacts of Typhoon Mangkhut in 2018 on the deposition of marine debris and microplastics on beaches in Hong Kong. *Science of The Total Environment*, 716, 137172.
- Long, F., Zhu, A., Gu, C. & Shi, H. (2013). Recent progress in optical biosensors for environmental applications. State of the Art in Biosensors: *Environmental and Medical Applications*, 4-28.
- Lourenço, P. M., Serra-Gonçalves, C., Ferreira, J. L., Catry, T. & Granadeiro, J. P. (2017). Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and West Africa. *Environmental Pollution*, 231, 123-133.
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K. & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7, 44501.
- Mei, W., Chen, G., Bao, J., Song, M., Li, Y. & Luo, C. (2020). Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments: a mini review. *Science of The Total Environment*, 736.
- Mesquita, P., Gong, L. & Lin, Y. (2022). A Low-Cost Microfluidic Method for Microplastics Identification: Towards Continuous Recognition. *Micromachines*, 13 (4), 499.
- Mohlenkamp, P., Purser, A. & Thomsen, L. (2018). Plastic microbeads from cosmetic products: an experimental study of their hydrodynamic behaviour, vertical transport and resuspension in phytoplankton and sediment aggregates. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6, 61.
- Perry, D. C., Ferguson, W. & Thornber, C. S. (2022). Salt marsh climate adaptation: using runnels to adapt to accelerating sea level rise within a drowning New England salt marsh. *Restoration Ecology*, 30, 13466.
- Pozzobom, U. M., Heino, J., Brito, M. T. D. S. & Landeiro, V. L. (2020). Untangling the determinants of macrophyte beta diversity in tropical floodplain lakes: insights from ecological uniqueness and species contributions. *Aquatic Sciences*, 82, 1-11.
- Puhakka, E. & Santala, V. (2022). Method for acrylic acid monomer detection with recombinant biosensor cells for enhanced plastic degradation monitoring from water environments. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113568.
- 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.

- Qian, J., Tang, S., Wang, P., Lu, B., Li, K., Jin, W. & He, X. (2020). From source to sink: review and prospects of microplastics in wetland ecosystems. *Science of The Total Environment*, 758, 143633.
- Ragavan, K. V., Rastogi, N. K. & Thakur, M. S. (2013). Sensors and biosensors for analysis of bisphenol-A. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 52, 248–260.
- Raghavan, S. S., Chee, S., Li, J., Poschmann, J., Nagarajan, N., Jia Wei, S., Verma, C. S. & Ghadessy, F. J. (2019). Development and application of a transcriptional sensor for detection of heterologous acrylic acid production in *E. coli*. *Microbial Cell Factories*, 18 (139).
- Rillig, M. C., Ingraffia, R. & Machado, A. a. D. (2017a). Microplastic incorporation into soil in agroecosystems, *Frontiers in Plant Science*, 8.
- Rillig, M. C., Ziersch, L. & Hempel, S. (2017b). Microplastic transport in soil by earthworms Scientific Reports, 7.
- Rillig, M. C. (2018). Microplastic disguising as soil carbon storage. *Environmental Science & Technology*, 52, 6079–6080.
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D. & 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, 258–267.
- Salahshoor, Z., Madanian, M. & Shokri, E. (2024). Release and fate of microplastics in groundwater and nano technology approaches to control and remediation of pollution sources. Environment and Water engineering. In print [In Persian].
- Scharnweber, T., Fisher, M., Such`Anek, M., Knopp, D., Niessner, R. & J., F. (2001). Monoclonal antibody to polycyclic aromatic hydrocarbons based on a new benzo[a]pyrene immunogen. *Analytical Chemistry*, 371, 578-585.
- Scholte, S. S., Todorova, M., Vanteeffelen, A. J. & Verburg, P. H. (2016). Public support for wetland restoration: what is the link with ecosystem service values?. *Wetlands* 36, 467–481.
- Schwaminger, S. P., Fehn, S., Steegmüller, T., Rauwolf, S., L`Owe, H., Pflüger-Grau, K. & Berensmeier, S. (2021). Immobilization of PETase enzymes on magnetic iron oxide nanoparticles for the decomposition of microplastic PET. *Nanoscale Advances*, 3, 4395–4399.
- Seo, S. & Park, Y. G. (2020). Destination of floating plastic debris released from ten major rivers around the Korean peninsula. *Environment International*, 138, 105655.
- Shahsavari, K., Shokri, E. & Hosseini, M. (2022). Sensitive colorimetric detection of miRNA-155 via G-quadruplex DNAzyme decorated spherical nucleic acid. *Microchim Acta*, 189 (9), 357.
- Shi, Q., Tang, J., Liu, R. & Wang, L. (2022). Toxicity in vitro reveals potential impacts of microplastics and nanoplastics on human health: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52, 3863-3895.
- Shimomura, M., Nomura, Y., Zhang, W., Sakino, M., Lee, K.-H., Ikebukuro, K. & Karube, I. (2001). Simple and rapid detection method using surface plasmon resonance for dioxins, polychlorinated biphenyls and atrazine. *Analytica Chimica Acta*, 434, 223–230.
- Shruti, V., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I. & Kutralam-Muniasamy, G. (2021). Current trends and analytical methods for evaluation of microplastics in stormwater. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 30, e00123.
- Singh, K. (2020). Nanosensors for food safety and environmental monitoring. *Nanotechnology for Food, Agriculture, and Environment*, 63-84.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Busquets, R., Nematollahi, M. J., Javid, R. & Gobert, S. (2022). Effect of land use on microplastic pollution in a major boundary waterway: the Arvand River. *Science of The Total Environment*, 830, 154728.
- 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. *Environmental Science & Technology*, 51, 4368–4376.
- Su, P., Gao, C., Zhang, X., Zhang, D., Liu, X., Xiang, T. Luo, Y., Chu, K., Zhang, G., Bu, N. & Li, Zh. (2022). Microplastics stimulated nitrous oxide emissions primarily through denitrification: A metaanalysis. *Journal of Hazardous Materials*, 445, 130550.

- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C. & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water research*, 152, 21-37.
- Tang, Y., Hardy, T. J. & Yoon, J.-Y. (2023). Receptor-based detection of microplastics and nanoplastics: Current and future. *Biosensors and Bioelectronics*, 234, 115361.
- Tangen, B. A. & Bansal, S. (2022). Prairie wetlands as sources or sinks of nitrous oxide: effects of land use and hydrology. *Agricultural and Forest Meteorology*, 320, 108968.
- Terhalle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B. & Perez, E. (2016). Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 50 (11), 5668–5675.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. & Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2027–2045.
- Touhami, A. (2014). Biosensors and nanobiosensors: design and applications.
- Wang, W., Kang, S., Zhou, W. & Vikesland, P. J. (2023). Environmental routes of virus transmission and the application of nanomaterial-based sensors for virus detection. *Environmental Science: Nano*, 10, 393-423.
- Welden, N. A. & Cowie, P. R. (2017). Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 118, 248–253.
- Willner, M. R. & Vikesland, P. J. (2018). Nanomaterial enabled sensors for environmental contaminants. *Journal of Nanobiotechnology*, 16, 1-16.
- Wilson, G. S. & Hu, Y. (2000). Enzyme-Based Biosensors for in Vivo Measurements. *Chemical Reviews*, 100, 2693–2704.
- Wong, J. K. H., Lee, K. K., Tang, K. H. D. & Yap, P. S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of The Total Environment*, 719, 137512.
- Wu, M. J., Yang, C. P., Du, C. & Liu, H. (2020). Microplastics in waters and soils: occurrence, analytical methods and ecotoxicological effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 202, 110910.
- Xu, K., W. Ai, Wang, Q., Tian, L., Zhuang, Z. & Wang, J. (2021). Toxicological effects of microplastics and phenanthrene to zebrafish (*Danio rerio*). *Science of The Total Environment*, 757, 143730.
- Xu, D., Su, W., Lu, H., Luo, Y., Yi, T., Wu, J., Wu, H., Yin, C. & Chen, B. (2022). A gold nanoparticle doped flexible substrate for microplastics SERS detection. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 24, 12036-12042.
- Yang, P., Zhang, L., Lai, D. Y. F., Yang, H., Tan, L., Luo, L., Tong, C., Hong, Y., Zhu, W. & Tang, K. W. (2022). Landscape change affects soil organic carbon mineralization and greenhouse gas production in coastal wetlands. *Global Biogeochemical Cycles*, 36, 007469.
- Yang, W., Cheng, P., Adams, C. A., Zhang, S., Sun, Y., Yu, H. & Wang, F. (2021). Effects of microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles. *Soil Biology and Biochemistry*, 155, 108179.
- Yang, Y., Liu, W., Zhang, Z., Grossart, H. P. & Gadd, G. M. (2020). Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 104, 6501–6511.
- Yousefi, S. R., Alshamsi, H. A., Amiri, O. & Salavati-Niasari, M. (2021). Synthesis, characterization and application of Co/Co3O4 nanocomposites as an effective photocatalyst for discoloration of organic dye contaminants in wastewater and antibacterial properties. *Journal of Molecular Liquids*, 337, 116405.
- Yu, Y., Li, X., Feng, Z., Xiao, M., Ge, T., Li, Y. & Yao, H. (2022). Polyethylene microplastics alter the microbial functional gene abundances and increase nitrous oxide emissions from paddy soils. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 128721.

- Yuan, W., Zhou, Y., Chen, Y., Liu, X. & Wang, J. (2020). Toxicological effects of microplastics and heavy metals on the *Daphnia magna*. *Science of The Total Environment*, 746, 141254.
- Zee, F. & Judy, J. W. (2001). Micromachined polymer-based chemical gas sensor array. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 72, 120–128.
- Zhang, S., Wang, J. & Hao, X. (2020). Fertilization accelerates the decomposition of microplastics in mollisols. *Science of The Total Environment*, 722, 137950.
- Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J. J. & Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of The Total Environment*, 703, 134807.
- Zhou, J., Gui, H., Banfield, C. C., Wen, Y., Zang, H., Dippold, M. A., Charlton, A. & Jones, D. L. (2021). The microplastisphere: biodegradable microplastics addition alters soil microbial community structure and function. *Soil Biology and Biochemistry*, 156, 108211.



Investigating the Transport of Nano/Microplastics in Wetland Ecosystems and Their Rapid Detection Using Nanosensors

Zeinab Salahshoor¹, Maliheh Madanian², Ehsan Shokri^{*3}

1. Expert in Environmental Engineering, Health, Safety, Environment and Energy (HSEE) department, Ministry of Industry, Mine and Trade, Tehran, Iran. Email: zsalahshoor@yahoo.com
2. Researcher, Department of Soil and Water Research, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Training Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Isfahan, Iran. Email: madanian.ma@yahoo.com
3. Corresponding Author, Assistant Professor, Nanotechnology Research Department, Agricultural Biotechnology Research Institute of Iran (ABRII), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. Email: e.shokri@abrii.ac.ir

Received: 2025/02/06

Accepted: 2025/06/30

Abstract

Wetland ecosystems, as transitional zones between land and water, are particularly vulnerable to pollution from nano- and microplastics (N/MPs). These particles pose a significant ecotoxicological threat due to their ability to co-transport other pollutants and transfer through food webs. This study investigates the sources, fate, and detection of N/MPs in wetland environments. Anthropogenic activities, including wastewater discharge, agricultural runoff, and industrial production, are primary sources, alongside natural pathways such as atmospheric deposition and tidal action. The most prevalent N/MPs in wetlands are polyethylene and polypropylene, typically found as fibers and fragments. Advanced detection methods, particularly nano- and biosensors, offer the low limits of detection (LOD) required for effective environmental monitoring at the molecular level. The transport and ultimate fate of N/MPs are influenced by factors like photodegradation, ingestion by biota, microbial degradation, and sedimentation. These pollutants can adversely affect wetland plants, animals, and microorganisms. Furthermore, microplastics may indirectly contribute to global warming by altering sediment microbial community structure and the abundance of genes governing carbon and nitrogen cycles, processes linked to greenhouse gas emissions. In conclusion, N/MP accumulation in wetlands has far-reaching consequences for ecosystem integrity, public health, and climate dynamics. The development of novel detection techniques is therefore essential to inform effective management strategies for protecting these vital ecosystems.

Keywords: Nano/Microplastics, Wetland, Environmental Fate, Pollution Detection, Nano/Biosensors, Global Warming.

Cite this article: Salahshoor, Z., Madanian, M., & Shokri, E. (2025). Investigating the Transport of Nano/Microplastics in Wetland Ecosystems and Their Rapid Detection Using Nanosensors. *Environment and Development Journal*, 16 (31), 41-60. <https://doi.org/10.22034/eiat.2025.248437>

© The Author(s).

Publisher: Iranian Association for Environmental Assessment



DOI: <https://doi.org/10.22034/eiat.2025.248437>
