2022, Vol.9, No.2, Pages 95 to 108
Journal of Water and Sustainable Development

سال نهم، شماره ۲، ۱۴۰۱، صفحات ۹۵ تا ۱۰۸
نشریه آب و توسعه پایدار

Article Type: Review Article

نوع مقاله: مروری

Methods for Removing Microplastics from Aqueous Media

A.R. Radkhah[1*], S. Eagderi[2], H. Poorbagher[2], E. Sadeghinejad Masouleh[3]

1,2-Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. 3-M.Sc. Graduated, Inland Waters Aquaculture Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI), Agriculture Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar-e Anzali, Iran.

*(Corresponding Author Email: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

Received: 27-10-2021 Revised: 07-02-2022
Accepted: 22-02-2022 Available Online: 21-09-2022

روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی

علیرضا رادخواه[1*]، سهیل ایگدری[2]، هادی پورباقر[2]، اسماعیل صادقی‌نژاد ماسوله[3]

۱و۲- به ترتیب دانشجوی دکترا و دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. ۳- دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد، پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندر انزلی، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۸/۰۵ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۱۱/۱۸
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۲/۰۳ تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۰۶/۳۰

Abstract

The present study was conducted to review the methods of removing microplastics from aquatic environments. According to the literature review, common physical methods for removing microplastics from municipal and industrial effluents include ultrafiltration, reverse osmosis, and membrane bioreactors. Among chemical methods, the use of coagulants and flocculants in the treatment of microplastic wastewater has received more attention. In addition, one of the biological methods in removing microplastics is their removal using green algae and bacteria. The results showed that among the mentioned methods, the application of physical and biological methods has a higher priority due to their ease as well as economic efficiency. Many researchers consider the use of a combination of physical and biological methods to be the best option for removing microplastic wastes from aquatic environments. Due to the importance and application of physical methods in the removal of microplastics from aqueous media, pre-treatment steps and then the use of membrane separation techniques and membrane bioreactors (MBR) along with other treatment processes such as reverse osmosis, can significantly increase the efficiency of treatment methods. In the physical method, which is often membrane filtration, various factors are involved in the removal of microplastics, the most important of which are the properties of the membrane (membrane material, pore size, membrane thickness, surface properties) as well as the characteristics of the effluent (shape, size, mass, chemical composition, and concentration).

Keywords: Microplastics, Aqueous media, Physical methods, Ultrafiltration, Coagulants.

چکیده

مطالعه حاضر با هدف بررسی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی در قالب یک تحقیق مروری به نگارش درآمد. بر اساس اطلاعات به‌دست آمده، روش‌های فیزیکی رایج برای حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های شهری و صنعتی شامل اولترافیلتراسیون، اسمز معکوس و بیوراکتور غشایی می‌باشند. در بین روش‌های شیمیایی استفاده از منعقدکننده‌ها و لخته‌سازها در تصفیه پساب‌های میکروپلاستیک بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. علاوه‌بر این، از جمله روش‌های بیولوژیکی مطرح در حذف میکروپلاستیک‌ها نیز می‌توان به حذف آن‌ها با استفاده از جلبک‌های سبز و باکتری‌ها اشاره نمود. نتایج نشان داد در بین روش‌های مذکور، کاربرد روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی به‌دلیل آسانی و همچنین صرفه اقتصادی نسبت به سایر روش‌ها برتری دارد. بسیاری از پژوهشگران استفاده از مجموعه روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی را بهترین گزینه برای حذف پسماندهای میکروپلاستیک از محیط‌های آبی می‌دانند. باتوجه‌به اهمیت و کاربرد روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی، انجام مراحل پیش‌تصفیه و سپس استفاده از تکنیک‌های جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی همراه با سایر فرآیندهای تصفیه مانند اسمز معکوس می‌تواند کارایی روش‌های تصفیه را تا حد قابل توجهی افزایش دهد. شایان ذکر است در روش فیزیکی که اغلب فیلتراسیون غشایی می‌باشد، عوامل مختلفی در میزان حذف میکروپلاستیک‌ها دخالت دارند که از جمله مهمترین آن‌ها می‌توان به پارامترهای غشا (مواد غشا، اندازه منافذ، ضخامت غشا، ویژگی‌های سطح غشا) و ویژگی‌های پساب (شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و غلظت آن) اشاره کرد.

واژه‌های کلیدی: میکروپلاستیک‌ها، محیط‌های آبی، روش‌های فیزیکی، اولترافیلتراسیون، منعقدکننده‌ها.

HomePage: https://jwsd.um.ac.ir
How to cite this article: Radkhah A.R., Eagderi S., Poorbagher H. and Sadeghinejad Masouleh E. 2022. Methods for Removing Microplastics from Aqueous Media. Journal of Water and Sustainable Development, 9(2): 95-108. doi: http://dx.doi.org/10.22067/jwsd.v9i2.2110.1091

مقدمه

پلاستیک‌ها طیف وسیعی از مواد مصنوعی یا نیمه‌مصنوعی هستند که از پلیمرها به‌عنوان ماده اصلی استفاده می‌کنند. پلاستیسیته آنها این امکان را فراهم می‌کند که پلاستیک‌ها امکان قالب‌گیری، اکسترود یا فشرده شدن داشته باشند و به اشیاء جامد با اشکال مختلف تبدیل شوند. این سازگاری، به‌علاوه طیف گسترده‌ای از خواص دیگر، مانند وزن سبک، بادوام، انعطاف‌پذیر و ارزان بودن تولید، منجر به استفاده گسترده از این مواد شده است (Andrady و Neal، ۲۰۰۹). پلاستیک‌ها معمولاً از طریق سیستم‌های صنعتی ساخته می‌شوند. بیشتر پلاستیک‌های مدرن از مواد شیمیایی مبتنی بر سوخت‌های فسیلی مانند گاز طبیعی یا نفت به‌دست می‌آیند. با این حال، در روش‌های صنعتی اخیر از انواع پلاستیک‌های ساخته شده از مواد تجدیدپذیر، مانند ذرت یا مشتقات پنبه نیز استفاده می‌شود (Conkle و همکاران، ۲۰۱۸).

تولید پلیمرهای مصنوعی از اواسط قرن بیستم به بیش از ۱۰۰ برابر افزایش یافته است به‌طوری‌که بر اساس گزارش‌های دریافت شده میزان تولید سالیانه مواد پلاستیکی به ۲۸۰ میلیون تن در سراسر جهان رسیده است. بیشتر این مواد پلاستیکی اغلب به‌عنوان مواد یکبار مصرف استفاده می‌شوند (Espinosa و همکاران، ۲۰۱۶). تولید بالای این مواد همراه با ویژگی‌های فیزیکی ویژه، بی‌تحرکی شیمیایی و سرعت بسیار کم تجزیه بیولوژیکی، منجر به تجمع زباله‌های پلاستیکی در محیط شده است (Eubeler و همکاران، ۲۰۱۰). عدم مدیریت صحیح مسیرهای تخلیه و دفع نامناسب زباله‌ها و رواناب‌های شهری ممکن است منجر به ورود مقادیر قابل توجهی از این مواد پلاستیکی به محیط آبزی شود (Andrady، ۲۰۱۱).

تولید پلاستیک در جهان به‌طور مداوم در حال رشد است. آسیا بزرگترین تولیدکننده پلاستیک (۵۰/۱ درصد) است و پس از آن، اروپا (۱۸/۵ درصد)، آمریکای شمالی (۱۷/۷ درصد)، خاورمیانه، آفریقا (۷/۷۱ درصد) و آمریکای لاتین (۴ درصد) به‌ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار می‌گیرند. افزایش چشمگیر و تولید گسترده پلاستیک‌ها در سطح جهان باعث رهاسازی مقدار زیادی از ضایعات پلاستیک در خشکی می‌شود که در مراحل بعدی ممکن است به محیط آبزی منتقل شوند و نگرانی‌های فزاینده‌ای را ایجاد کنند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). بر اساس گزارش‌های منتشر شده، بقایای پلاستیک‌ها بسیاری از مناطق ساحلی و دریایی در سراسر جهان را فراگرفته است. در محیط‌های دریایی، پلاستیک‌ها تحت تأثیر فرایند هوازدگی و تجزیه، به قطعات ریز و نانوذرات تبدیل می‌شوند. این پدیده تحت تأثیر نیروهای مکانیکی به‌عنوان مثال امواج یا فرآیندهای فتوشیمیایی ناشی از نور خورشید قرار دارد (Espinosa و همکاران، ۲۰۱۶).

میکروپلاستیک‌ها معمولاً به‌عنوان ذرات پلاستیکی که اندازه آن‌ها ۱ نانومتر تا کمتر از ۵ میلی‌متر می‌باشد، مشخص می‌شوند (Iyare و همکاران، ۲۰۲۰). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها، علاوه‌بر ایجاد انسداد در دستگاه گوارش، می‌تواند انتقال آلاینده‌های جذب شده توسط پلاستیک را تسهیل کند و عواقب نامشخصی بر سلامت موجودات آبزی و انسان داشته باشد (Davidson و Dudas، ۲۰۱۶). یک مشکل عمده در زمینه میکروپلاستیک‌ها، توانایی آن‌ها در جذب سایر آلاینده‌های معمول مانند فلزات، داروها و غیره می‌باشد. از این‌رو، این مواد می‌توانند به‌طور نهفته باعث ایجاد بیماری‌هایی از قبیل سرطان، ناهنجاری در حیوانات و انسان‌ها، اختلال در فعالیت باروری و کاهش پاسخ ایمنی شوند (Li و همکاران، ۲۰۱۸b؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

امروزه حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبزی مانند دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، اقیانوس‌ها و پساب‌های شهری باتوجه‌به تأثیرات فاجعه‌باری که بر گونه‌های آبزی و انسان دارد، به‌عنوان یک چالش جهانی مطرح شده است. در عصر حاضر، به‌دلیل انتشار بیماری پاندمیک کووید-۱۹، تولید محصولات پلاستیکی از قبیل ماسک‌ها، دستکش، ظروف یکبار مصرف و غیره افزایش یافته و درپی آن، حجم رهاسازی زباله‌های حاصل از این مواد نیز در سطح جهان روبه‌فزونی است. در مجموع، شیوع بیماری کووید-۱۹ به چالش‌های ناشی از انتشار پسماندهای پلاستیکی در محیط‌زیست دامن زده و شرایط را وخیم‌تر ساخته است. باتوجه‌به اهمیت شرایط چالش برانگیز کنونی و نظر به انتشار گسترده زباله‌های پلاستیکی به محیط‌های طبیعی از جمله اکوسیستم‌های آبی (Kazour و همکاران، ۲۰۱۹)، پژوهش حاضر با هدف بررسی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی در قالب یک تحقیق مروری به نگارش درآمد. در این تحقیق، انواع روش‌های حذف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی بررسی شد و علاوه‌بر آن، سعی شد به عوامل موثر بر میزان حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی نیز اشاره شود.

• منشأ پلاستیک‌ها و انواع آن‌ها

صنعت پوشاک، صنایع آرایشی و بهداشتی، کارخانه‌های تولید پلاستیک، صنعت شیلات، خطوط کشتیرانی، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، لاستیک‌های خودرو و کامیون از منابع اصلی انتشار پسماندهای پلاستیکی در محیط می‌باشند (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس اندازه ذرات، پلاستیک‌ها را می‌توان به میکروپلاستیک (MP) و نانوپلاستیک (NP) تقسیم‌بندی نمود. بر طبق گزارش‌های سازمان ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی (NOAA)، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان ذرات پلیمر مصنوعی در برابر تخریب (زیستی) مقاومت می‌کنند (Thompson و همکاران، ۲۰۰۴). از طرف دیگر، نانوپلاستیک‌ها به‌عنوان ذرات (نانوسفرها، نانوسیم‌ها/نانولوله‌ها و نانوفیلم‌ها) با ابعاد کوچکتر بین ۱ تا ۱۰۰ نانومتر تعریف شده‌اند (Yee و همکاران، ۲۰۲۱). متداول‌ترین مواد پلاستیکی شناسایی شده در پساب‌های تصفیه‌خانه‌ها شامل پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌استایرن

(PS)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌کربنات (PC)، پلی‌آمیدها (PA)، پلی‌استر (PES) و پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) می‌باشند. لازم به ذکر است این مواد پلیمرهای ترموپلاستیک برگشت‌پذیر و قابل بازیافت هستند (Talvitie و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه‌بر پلیمرهای ترموپلاستیک که قابلیت بازیافت دارند، پلیمرهای ترموست (Thermosetting polymer) نیز شناسایی شده‌اند. پلیمرهای ترموست مواد برگشت‌ناپذیری هستند که پس از گرم شدن و تشکیل مجدد، قابلیت ذوب دوباره، اصلاح و بازیافت را ندارند. رایج‌ترین مواد ترموست شامل رزین‌های اپوکسی، وینیل استر، سیلیکون، رزین ملامین، پلی‌استر غیراشباع، رزین‌های فنولیک، پلی‌اورتان، فرمالدئید و رزین‌های اکریلیک می‌باشند (Talvitie و همکاران، ۲۰۱۷؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

• میزان تولید و انتشار پسماندهای پلاستیکی در سال‌های اخیر

میزان انتشار میکروپلاستیک‌ها (MP) در اکوسیستم‌های آبی همراه با افزایش تدریجی تولید این مواد در هر سال افزایش می‌یابد. در حال حاضر، نزدیک به ۷۱ درصد از زباله‌های پلاستیکی به‌طور مستقیم وارد محیط می‌شوند (شکل ۱) و باقی‌مانده در قالب دیگری دوباره استفاده می‌شوند. بنابراین، آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خشکی و آبی به یک فاجعه محیط‌زیستی تبدیل شده است. در سال ۲۰۱۶، تولید جهانی پلاستیک تقریبا ۳۳۵ میلیون تُن بود. درحالی‌که میزان تولید پلاستیک در سطح جهان، در سال ۲۰۱۷ به ۳۴۸ میلیون تُن افزایش یافت (Kumar و همکاران، ۲۰۲۱). این نتایج نشان می‌دهد، تولید جهانی پلاستیک‌ها، تنها در مدت ۱ سال نزدیک به ۴ درصد افزایش یافته است که رقم قابل توجهی است (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس Kumar و همکاران (۲۰۲۱)، آخرین آمار از تولید جهانی پلاستیک مربوط به سال ۲۰۱۹ است که نشان دهنده تولید ۳۷۰ میلیون تن می‌باشد.

شکل ۱- رهاسازی زباله‌های پلاستیکی در محیط‌های ساحلی و دریایی (Chatterjee و Sharma، ۲۰۱۹)

در حال حاضر، نزدیک به ۸ میلیون تُن زباله پلاستیکی هر سال یکسره وارد اکوسیستم‌های دریایی می‌شود که پیش‌بینی می‌شود این مقدار تا سال ۲۰۵۰ به چهار برابر افزایش یابد (Dey و همکاران، ۲۰۲۱). به‌طور کلی، بررسی آمارها و گزارش‌های مستند بین‌المللی نشان‌دهنده افزایش تولید میکروپلاستیک‌ها و درپی‌آن، رهاسازی و انتشار گسترده آن‌ها در محیط‌های آبی می‌باشد (شکل ۱).

• تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر محیط‌زیست

بررسی مسیرهای اثرگذاری میکروپلاستیک‌ها نشان می‌دهد که این مواد می‌توانند در سطوح مختلف تغذیه‌ای به زنجیره غذایی راه پیدا کنند. میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل اندازه بسیار کوچکی که دارند، به‌راحتی توسط پلانکتون‌ها و فیلترفیدرهایی که قادر به انتخاب درست غذای خود نیستند، بلعیده می‌شوند (Anderson و همکاران، ۲۰۱۶). مرور تحقیقات پیشین نشان‌دهنده وجود میکروپلاستیک‌ها در زیستگاه آبزیان از سال ۱۹۶۰ است و چندین مطالعه در مورد جذب میکروپلاستیک توسط پستانداران آبزی و پرندگان دریایی نیز به‌طور مستند ارائه شده است (Anderson و همکاران، ۲۰۱۶؛ Westphalen و Abdelrasoul، ۲۰۱۷).

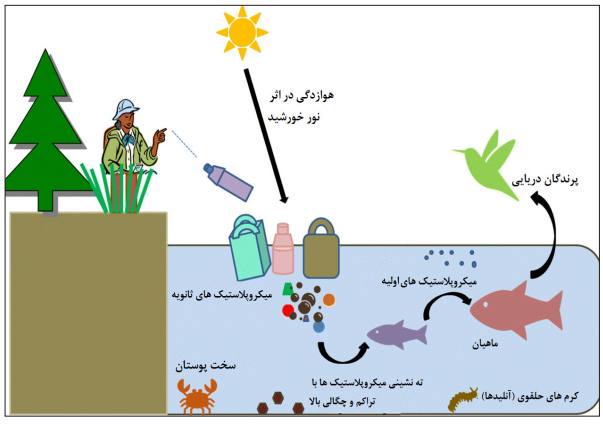
در بسیاری از تحقیقات اثبات شده است میکروپلاستیک‌ها وارد شبکه غذایی انسان می‌شوند. در مطالعه‌ی Davidson و Dudas (۲۰۱۶) وجود میکروپلاستیک‌ها در صدف‌های مانیلا (*Venerupis philippinarum*) در بریتیش کلمبیا بررسی شد. نتایج نشان داد به‌طور میانگین هر صدف حداقل دارای یک قطعه میکروپلاستیک می‌باشد. Davidson و Dudas (۲۰۱۶) میزان میکروپلاستیک‌ها در صدف‌های مورد مطالعه را بین ۰/۰۷ تا ۵/۵ ذره در گرم برآورد کردند. تحقیقات Miranda و Carvalho-Souza (۲۰۱۶) در برزیل، مقادیر قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها را در معده دو گونه از مهمترین ماهیان خوراکی تشخیص داد. براساس تحقیقات منتشرشده Santillo و همکاران (۲۰۱۷) میکروپلاستیک‌ها در بسیاری از گونه‌های دریایی از کشورهای مختلف جهان مانند کانادا، برزیل، پرتغال، چین، اندونزی، ایالات متحده و اسپانیا و مناطق مهم دیگر مانند شمال اقیانوس آرام، شمال آتلانتیک، دریای بالتیک و مدیترانه گزارش شدند. میکروپلاستیک‌ها از طریق مسیرهای مختلف بر برای موجودات آبزی تأثیر می‌گذارند. یکی از مهمترین این مسیرها، تغذیه می‌باشد که می‌تواند به‌واسطه تغذیه با فیلتر، تغذیه با سوسپانسیون، استنشاق در سطح آب‌وهوا و مصرف طعمه‌ای است که در معرض میکروپلاستیک‌ها قرار گرفته است، صورت گیرد (شکل ۲). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها می‌تواند باعث انسداد فیزیکی و زخم‌های داخلی و خارجی شود. از این‌رو، موجودات زنده در معرض آسیب قرار می‌گیرند که در نهایت ممکن است به مرگ منجر شود. ثانیاً، موجودات زنده می‌توانند در معرض نشت مواد افزودنی سمی مانند نرم‌کننده‌ها، تثبیت کننده‌ها، رنگدانه‌ها قرار گیرند. این مواد

نه تنها سمی، بلکه سرطان‌زا نیز هستند و می‌توانند بر عملکرد باروری گونه‌ها تأثیر بگذارند. علاوه‌بر این، به‌دلیل نسبت سطح به حجم زیاد و برخی از ویژگی‌های ذاتی میکروپلاستیک‌ها، این مواد به‌واسطه ماهیت آب‌گریز بودن قادر به جذب آلاینده‌های مختلف مانند فلزات سنگین، ترکیبات گُلر و معطر و آلاینده‌های آلی پایدار هستند (Issac و Kandasubramanian، ۲۰۲۱).

میکروپلاستیک‌ها به‌واسطه نسبت سطح به حجم زیادی که دارند، می‌توانند برای آبزیان بسیار خطرناک باشند. این مواد آلاینده‌های آب‌گریز را از آب جذب می کنند، سپس این آلودگی‌ها را به سایر زیستگاه‌ها انتقال می‌دهند (Setälä و همکاران، ۲۰۱۴). بلعیدن میکروپلاستیک‌ها توسط موجودات زنده یک روش معمول برای ایجاد اثرات سمی است (Davidson و Dudas، ۲۰۱۶). بررسی پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن، زیست‌فراهمی ترکیبات فلوراتن در صدف‌های دریایی (*Mytilus spp*) را پس از ۷ روز مواجهه افزایش می‌دهند (Paul-Pont و همکاران، ۲۰۱۶). این نتایج به‌این‌معنی است که تجمع بیشتر فلوراتن در صدف‌هایی صورت می‌گیرد که در معرض میکروپلاستیک‌های حاوی فلوراتن قرار داشتند. درحالی‌که صدف‌هایی که در معرض فلوراتن خالص قرار داشتند، نسبت به صدف‌هایی که در مواجهه با میکروپلاستیک‌ها بودند، تجمع کمتری از فلوراتن را نشان دادند. این مسئله نشان داد اثرات فلوراتن به تنهایی کمتر از هنگامی است که در میکروپلاستیک‌ها ذخیره شده باشد. باتوجه‌به این موضوع، میکروپلاستیک‌ها علاوه‌بر اثرات مستقیمی که خود بر اکوسیستم‌های آبی می‌گذارند، باعث تشدید اثرات آلاینده‌های دیگر نیز می‌شوند.

در مطالعات جدیدتر، اثرات اکولوژیکی میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل ترکیبات سمی مورد توجه قرار گرفته است. اگرچه تصفیه‌خانه‌های متعارف آب و فاضلاب از روش‌های انعقاد، لخته‌سازی، ته‌نشینی و فیلتراسیون استفاده می‌کنند که در حذف میکروپلاستیک‌ها کارایی قابل توجهی نیز دارند، اما با این حال، باتوجه‌به اینکه مقدار زیادی از مواد آلاینده در این تصفیه‌خانه‌ها وجود دارند و از آنجا که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند مواد سمی آب‌گریز را جذب و ذخیره کنند، می‌توان اظهار داشت که میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل‌های انتقال‌دهنده این مواد سمی به محیط‌های آبی عمل می‌کنند (Chatterjee و Sharma، ۲۰۱۹).

تلاش‌های تحقیقاتی زیادی برای شناسایی عوامل اصلی آلودگی میکروپلاستیک‌ها انجام شده است. در حال حاضر، محققان زیادی در حال بررسی وجود میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌ها و محیط‌های آبی هستند. Ontario (۲۰۱۶) در مطالعه‌ای که در مجاورت خلیج هومبر (Humber Bay) در شهر تورنتو انجام داد، بیان کرد میکروپلاستیک‌های اولیه نزدیک به ۱۴ درصد از مواد جمع‌آوری شده را تشکیل می‌دهند و غلظت بالاتری از میکروپلاستیک‌ها در نزدیکی مناطق شهری مانند خلیج هومبر (Humber Bay) تورنتو مشاهده شد. وی مقادیر بیشتری از میکروپلاستیک‌های ثانویه که شامل قطعاتی از زباله‌های خرد شده، تکه‌های پلاستیک، فوم پلی استایرن و الیاف بودند، نیز مشاهده نمود. Westphalen و Abdelrasoul (۲۰۱۷) به بررسی شکل ترکیبات پساب در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب پرداختند و مشاهده کردند میکروپلاستیک‌ها ۳۰ درصد از نمونه‌های موجود در پساب را تشکیل دادند، در حالی‌که الیاف بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده بودند (Westphalen و Abdelrasoul، ۲۰۱۷).



شکل ۲- نمای شماتیکی از حضور میکروپلاستیک‌ها و اثرات آن‌ها در اکوسیستم‌های آبزی (Issac و Kandasubramanian، ۲۰۲۱)

روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی

• روش‌های فیزیکی

۱- حذف با استفاده از فناوری غشایی

فیلتراسیون غشایی شامل فیلتراسیون تحت فشار از طریق منافذ کوچک برای حذف آلاینده‌هایی است که معمولاً از طریق فیلتراسیون درشت فیزیکی حذف نمی‌شوند (Roegner و همکاران ۲۰۱۴؛ Li و همکاران، ۲۰۱۸a). فیلتراسیون غشایی شامل چهار نوع است که با اندازه منافذ غشای مربوطه مشخص می‌شوند. انواع فیلتراسیون غشایی شامل میکروفیلتراسیون (MF: ۰/۱ تا ۱۰ میلی‌متر)، اولترافیلتراسیون (UF: ۱ تا ۱۰۰ نانومتر)، نانوفیلتراسیون (NF: حدود ۱ نانومتر) و اسمز معکوس (RO: ۰/۱ نانومتر) می‌باشد (Ezugbe و Rathilal، ۲۰۲۰). این روش‌های فیلتراسیون به‌دلیل کاربرد گسترده‌ای که در حذف ریز آلاینده‌ها در تصفیه‌خانه‌ها دارند، توجه زیادی را به سوی خود جلب کرده‌اند (Bui و همکاران، ۲۰۱۹). در ادامه، به برخی از مهمترین روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی پرداخته می‌شود.

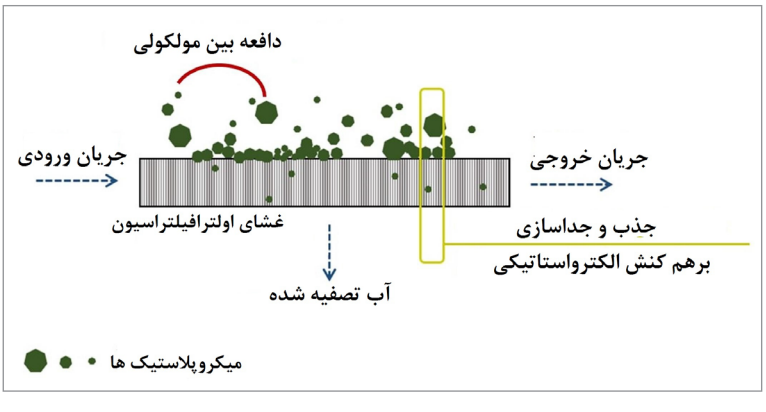
-اولترافیلتراسیون:

اولترافیلتراسیون (UF) به دلیل مصرف کم انرژی، راندمان جداسازی بالا و صرفه اقتصادی به‌عنوان یک روش مناسب برای تصفیه آب (شکل ۳) مورد توجه قرار گرفته است (Moslehyani و همکاران، ۲۰۱۹). این روش در واقع یک فرآیند فشار پایین (۱ تا ۱۰ بار) است

که با استفاده از غشاهای اولترافیلتراسیون، با اندازه منافذ بین ۱ تا ۱۰۰ نانومتر، می‌تواند ذرات و درشت مولکول‌هایی مانند پروتئین‌ها، اسیدهای چرب، باکتری‌ها، تک‌یاخته‌ها، ویروس‌ها و جامدات معلق را حذف کند (رادخواه و صادقی‌نژاد ماسوله، ۱۴۰۰؛ رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰). روش اولترافیلتراسیون به‌طور خاص می‌تواند میزان مواد آلی و BOD (نیاز اکسیژن بیولوژیکی) را حداقل ۹۵ درصد کاهش دهد. این روش که کدورت آب را تا حد زیادی کاهش می‌دهد، قادر است از استانداردهای نظارت کیفیت آب فراتر رفته و ۱۰۰-۹۰ عامل بیماری‌زا را از سیستم حذف کند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). علاوه‌بر این، بسیاری از تأسیسات تصفیه آب شهری از روش اولترافیلتراسیون در برابر آلودگی‌های ناشی از کریپتوزپوریدیوم (Cryptosporidium)، ژیاردیا (Giardia) و سایر ارگانیسم‌ها استفاده می‌کنند. این ارگانیسم‌ها از عوامل بیماری‌زایی هستند که در صورت مصرف آب، وارد بدن انسان می‌شوند و می‌توانند باعث امراض جدی شوند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). به‌طور کلی، مجموع موارد ذکر شده باعث شده است که اولترافیلتراسیون به‌عنوان جایگزینی برای روش‌های ثانویه تصفیه (ته‌نشینی، لخته شدن، انعقاد) در تصفیه‌خانه‌ها استفاده شود (Moslehyani و همکاران، ۲۰۱۹). این روش می‌تواند امکان استفاده مجدد از آب را فراهم سازد.

اولترافیلتراسیون، بااینکه دامنه گسترده وزن مولکولی، در حذف مواد آلی با وزن مولکولی پایین کارایی کمتری دارد. در بسیاری از موارد، اولترافیلتراسیون در کنار فرآیندهای اولیه (شناورسازی و فیلتراسیون) و برخی از روش‌های ثانویه تصفیه به‌عنوان مرحله پیش‌تصفیه استفاده می‌شود (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). امروزه فرآیند اولترافیلتراسیون همراه با مرحله انعقاد یکی از فن‌آوری‌های اصلی تصفیه آب است که حذف قابل توجهی از مواد آلی در آب را انجام می‌دهد. در واقع، اکثر مطالعات حذف ماده آلی طبیعی (NOM) را که ماتریس پیچیده‌ای از ترکیبات آلی با طیف گسترده‌ای از خواص شیمیایی، ترکیب شیمیایی و وزن مولکولی است، گزارش کردند (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

سطوح نگران کننده میکروپلاستیک در آب‌های شیرین، موجب شده مطالعات عمیقی در مورد حذف میکروپلاستیک‌ها در طول فرآیندهای انعقاد و اولترافیلتراسیون (UF) صورت گیرد. باتوجه‌به اینکه روش‌های مذکور به‌عنوان فناوری‌های تصفیه در تولید آب آشامیدنی نیز مطرح می‌شوند، بر اهمیت این مسئله افزوده شده است (Xia و همکاران، ۲۰۰۷). تا به امروز، چندین مطالعه حذف میکروپلاستیک‌ها به‌واسطه فرآیندهای انعقاد و UF برای تولید آب آشامیدنی را گزارش کردند (Ma و همکاران، ۲۰۱۹؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). پلی اتیلن فراوان‌ترین آلاینده پلاستیکی است که در آب شناسایی شده است و علاوه‌بر این، چگالی آن (۰/۹۲ تا ۰/۹۷ گرم بر سانتی‌متر مکعب) بسیار نزدیک به چگالی آب است. این مسئله، حذف آن توسط فرآیندهای تصفیه آب را دشوار کرده است. Ma و همکاران (۲۰۱۹) کارایی فرآیند اولترافیلتراسیون در حذف پلیمرهای پلاستیکی شامل پلی‌اتیلن (PE) از آب آشامیدنی را بررسی کردند. آن‌ها اظهار داشتند در فرآیند اولترافیلتراسیون، راندمان حذف پلی‌اتیلن با اندازه ذرات کوچک (قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) به‌طور قابل توجهی تا ۹۱ درصد افزایش یافت. در این تحقیق، یک نتیجه جالب در مورد عملکرد اولترافیلتراسیون حاصل شد که رسوب غشا[1] به تدریج پس از استفاده از عوامل انعقادکننده با PE کاهش یافت. در اینجا، منظور از رسوب غشاء، نشست ذرات بر روی یک غشاء است که باعث مسدود شدن آن می‌شود. این امر یک اثر ناخواسته است که می‌تواند در طی فرآیندهای نانوفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون و اسمز معکوس رخ دهد. گرفتی یا رسوب غشا باعث مصرف انرژی بیشتر و طول عمر کوتاه‌تر غشاها می‌شود، چراکه این غشاها به تمیز کردن بیشتری نیاز دارند (Matin و همکاران، ۲۰۱۹). نتایج Ma و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد به‌طور ویژه، با افزایش دوز منعقدکننده، تخلخل لایه غشا به‌دلیل وجود ذرات پلی‌اتیلن به‌ویژه ذرات بزرگ افزایش یافت. در نتیجه، گرفتگی غشاء با شدت کمتری ایجاد شد و حضور ذرات پلی‌اتیلن بزرگتر تأثیرات کمتری بر رسوب غشاء داشت. نظر نهایی Ma و همکاران (۲۰۱۹) به‌عنوان محققان این مطالعه نشان داد که به‌عنوان یک اصل کلی، اولترافیلتراسیون می‌تواند برای حذف کامل ذرات پلی‌اتیلن استفاده شود، اما لازم است که پژوهش‌های بیشتری با هدف درک چگونگی تشکیل رسوب در غشا تحت تأثیر حضور ذرات میکروپلاستیک صورت گیرد.



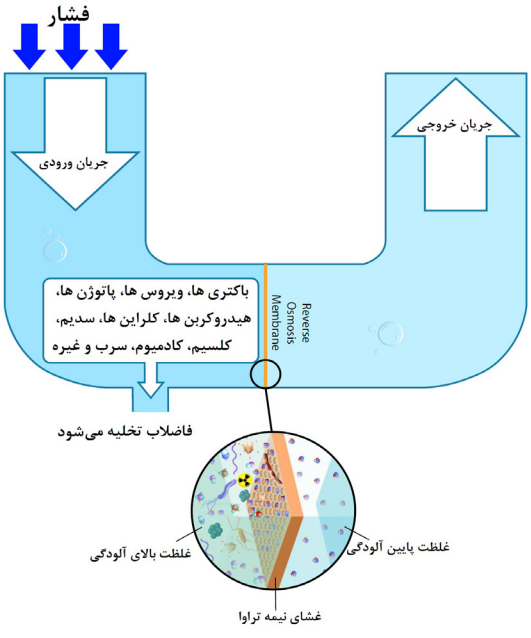
شکل ۳- تصویر شماتیکی از فناوری اولترافیلتراسیون در حذف میکروپلاستیک‌ها (Enfrin و همکاران، ۲۰۲۰)

- اسمز معکوس (RO):

اسمز معکوس در سیستم‌های تصفیه آب شهری و صنعتی به‌منظور حذف نمک‌ها، آلاینده‌ها، فلزات سنگین و سایر ناخالصی‌ها استفاده می‌شود (شکل ۴). در این روش، فشار بالایی (۱۰-۱۰۰ بار) به محلول غلیظ اعمال می‌شود که آب را از بین یک غشای نیمه‌تراوا عبور می‌دهد و همه مواد دیگر را از ریشه در یک محلول غلیظ‌تر باقی می‌گذارد. در حال حاضر، از فناوری RO در تولید مواد غذایی و نوشیدنی، تولید زیست دارو، تولید برق، تولید آب با خلوص بالا، نمک‌زدایی از آب‌های شور و آب دریا و همچنین در بازیافت فاضلاب‌های صنعتی و شهری استفاده می‌شود (Antony و همکاران، ۲۰۱۱).

رسوب غشاء در فناوری RO یک چالش عمده برای عملکرد این روش است (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹). از این‌رو، استفاده از مرحله پیش تصفیه برای کنترل رسوب غشاء، به حداقل رساندن نظافت غشاها و افزایش عمر مفید تجهیزات RO الزامی است (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰). برخی از پیش تصفیه‌های متداول شامل استفاده از مواد شیمیایی مانند منعقدکننده‌ها، آنتی‌اسکالانت‌ها، عوامل اکسیدکننده و ضدعفونی‌کننده‌ها هستند (Goh و همکاران،۲۰۱۸). راهکارهای دیگری نیز برای کاهش رسوب وجود دارد که شامل تمیز کردن، اصلاح سطح و استفاده از مواد غشایی جدید است (Jiang و همکاران، ۲۰۱۷؛ Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).

از جمله تحقیقاتی که به‌منظور استفاده از فناوری اسمز معکوس در حذف میکروپلاستیک‌ها از سیستم‌های فاضلاب استفاده شده است، می‌توان به مطالعه Ziajahromi و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد. Ziajahromi و همکاران (۲۰۱۷) به‌منظور حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب از روش‌های ته‌نشینی، لخته‌سازی، اولترافیلتراسیون و در نهایت فرآیند اسمز معکوس در یک تصفیه‌خانه در استرالیا استفاده کردند. نتایج نشان داد پس از انجام روش‌های اولیه، اسمز معکوس تأثیر قابل توجهی در کاهش الیاف میکروپلاستیک در طول تصفیه فاضلاب داشت. با کاربرد این روش، میانگین تعداد میکروپلاستیک‌ها از ۰/۵۰ در هر لیتر پساب به مقدار صفر کاهش یافت. این مقدار بسیار بالاتر از نتایجی بود که توسط سایر محققان در مورد استفاده از روش‌های دیگر مانند بیوراکتور غشایی گزارش شد. یافته‌ها نشان داد کارایی بهتر فناوری اسمز معکوس در مقایسه با روش‌های دیگر مانند اولترافیلتراسیون و بیوراکتور می‌تواند به‌دلیل اندازه کوچک‌تر منافذ غشا در سیستم RO در مقایسه با سایر روش‌های مذکور باشد. با این حال، محققان دیگر از جمله Yan و همکاران (۲۰۱۵) و Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) بیان داشتند که وجود منافذ بزرگتر روی غشاء و سایر عیوب می‌تواند باعث فرار میکروپلاستیک‌ها از طریق غشای RO شود. لازم به ذکر است بیشتر کاربردهای موثر RO در حذف میکروپلاستیک‌ها زمانی حاصل می‌شود که این روش با فناوری بیوراکتور غشایی (که بعداً مورد بحث قرار خواهد گرفت) همراه شود (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹).



شکل ۴- نمای کلی از فرآیند اسمز معکوس (Antony، ۲۰۲۱)

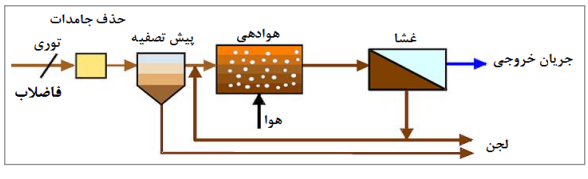
- بیوراکتور غشایی (MBR)

بیوراکتور غشایی تلفیقی از تصفیه به روش‌های فیزیکی، لجن فعال و فیلتراسیون غشایی می‌باشد (شکل ۵). در این روش، از فیلترهای بسیار قوی شامل میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون استفاده می‌شود. فیلترهای که در فناوری بیوراکتور غشایی استفاده می‌شوند، معمولا از مواد پلیمری مانند پلی‌سولفون، پلی‌وینیلیدین دی فلوراید، پلی‌پروپلین و پلی‌اتر سولفون تشکیل می‌شوند (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰؛ Judd، ۲۰۰۶).

بیوراکتور غشایی سیستمی است که تفاوت آن با فرآیند لجن فعال متعارف، جایگزینی حوضچه ته‌نشینی ثانویه با یک جداکننده غشایی است (Judd، ۲۰۰۶؛ Xiao و همکاران، ۲۰۱۹). امروزه MBR به‌عنوان یکی از قدرتمندترین فناوری‌ها برای تصفیه کارآمد فاضلاب شهری و صنعتی در سراسر جهان تلقی می‌شود (Judd، ۲۰۰۶، ۲۰۱۶). بااین‌حال، زمینه‌های کاربردی جدید برای این فناوری، از قبیل مواد غذایی، داروسازی، زیست پالایش (biorefinery) و تولید بیودیزل به شدت در حال رشد هستند (Mazzei و همکاران،۲۰۱۷). در سال‌های گذشته، بیوراکتورهای غشایی کاربرد گسترده و رشد بسیار سریعی در تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی پیدا کردند. موفقیت این فناوری با احترام به روش‌های سنتی تصفیه آب حاصل شده است. تاکنون، از این روش در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط آب نیز استفاده شده است که از جمله مطالعات مطرح در این زمینه می‌توان به Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد.

Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های فاضلاب با استفاده از فن‌آوری‌های پیشرفته پرداختند. این پژوهش حذف میکروپلاستیک‌ها را در چهار تصفیه‌خانه مختلف با

استفاده از فن‌آوری‌های متفاوت بررسی کرد. روش‌های مورد استفاده شامل بیوراکتور غشایی برای تصفیه پساب اولیه و فن‌آوری‌های تصفیه ثالثیه (دیسک فیلتر، فیلتراسیون ماسه‌ای سریع و شناورسازی با هوای محلول) برای تصفیه پساب ثانویه بود. به‌طورکلی این مطالعه نشان داد کارایی روش بیوراکتور غشایی در حذف ذرات میکروپلاستیک ۹۹/۹ درصد می‌باشد که مقدار بسیار عالی را نشان می‌دهد. Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) اظهار داشتند استفاده از بیوراکتور غشایی می‌تواند به میزان قابل توجهی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی را کاهش دهد. بر اساس گزارش Poerio و همکاران (۲۰۱۹) هنگامی‌که فرآیند جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی (MBR) با سایر فرآیندهای تصفیه ترکیب شوند، حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های فاضلاب به‌طور موثرتر صورت خواهد پذیرفت.



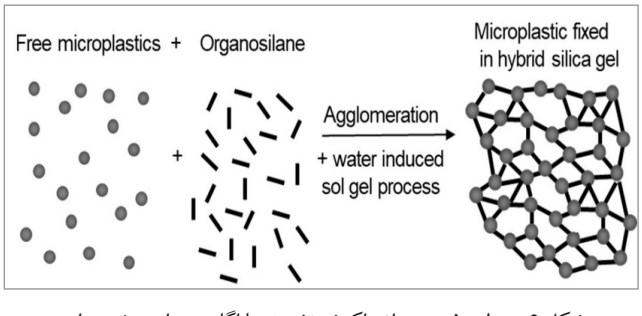
شکل ۵- تصویر شماتیکی از بیوراکتور غشایی (Judd، ۲۰۰۶)

• روش‌های شیمیایی

محققانی همچون Conley و همکاران (۲۰۱۹) و Sol و همکاران (۲۰۲۱) تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و صنعتی را به‌عنوان منابع مهم میکروپلاستیک‌ها در محیط معرفی کردند. در بسیاری از مطالعات بیان شد باوجود حذف بسیار قابل توجه میکروپلاستیک‌ها از فاضلاب ورودی، میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها آنقدر بالا است که پساب هنوز به شدت آلوده به‌حساب می‌آید. این امر لزوم نظارت دقیق بر آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی و پساب‌های تصفیه‌خانه فاضلاب را نشان می‌دهد. پیرو این مسئله، بسیاری از کارشناسان به‌منظور جلوگیری از انتشار ذرات میکروپلاستیک در محیط‌زیست، لزوم بهبود فرآیند تصفیه در فاضلاب‌های شهری و صنعتی را خواستار شدند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰؛ Sturm و همکاران، ۲۰۲۱). علاوه‌بر آنچه بیان شد، روش‌های فیزیکی تصفیه در برخی شرایط با چالش‌هایی همراه هستند، ازاین‌رو، لازم است از روش‌های تصفیه مناسب برای این موارد خاص استفاده کرد. به‌عنوان مثال؛ از آنجایی‌که تصفیه آب دریا از طریق فیلتراسیون با مشکلات متعددی از قبیل خطر رسوب غشا همراه است (Nagar و Pradeep، ۲۰۲۰)، ضروری است که از روش‌ها و فرآیندهای مناسب‌تری به‌منظور حذف میکروپلاستیک‌ها از آب اتخاذ نمود (EFSA CONTAM Panel، ۲۰۱۶؛ Nagar و Pradeep، ۲۰۲۰). Westphalen و Abdelrasoul (۲۰۱۷) اظهار داشتند فیلتراسیون یک روش معمول برای حذف جامدات در طول تصفیه آب است و می‌تواند برای حذف میکروپلاستیک‌ها اعمال شود، اما هرچه ذرات کوچکتر شوند، فرآیند تصفیه پیچیده‌تر و گران‌تر می‌شود (Westphalen و Abdelrasoul، ۲۰۱۷). بنابراین، فرآیندهایی مانند فیلتراسیون غشایی معایبی مانند هزینه‌های بالای سرمایه‌گذاری، مصرف بالای انرژی و نگهداری زیاد (به‌دلیل رسوب‌گذاری غشاء) دارند (Othman و همکاران، ۲۰۲۱).

منعقدکننده‌ها[۲] موادی شیمیایی هستند که به‌صورت منشعب یا خطی می‌باشند، اما حامل بار یونی در طول زنجیره خود هستند. برخی از منعقدکننده‌ها برپایه پلی‌الکترولیت هستند، درحالی‌که برخی دیگر، این گونه نیستند. این مواد بارهای سطحی سلول‌ها را خنثی می‌کنند و ذرات را با نیروهای فیزیکی یا شیمیایی به یکدیگر متصل می‌کنند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰). بسیاری از منعقدکننده‌ها شامل کاتیون‌های چندظرفیتی مانند آلومینیوم، آهن، کلسیم یا منیزیم هستند (Saranya و همکاران، ۲۰۲۲).

در تصفیه آب، بیشتر از منعقدکننده‌هایی که برپایه آهن یا آلومینیوم هستند، استفاده می‌شود (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰). این مواد به‌دلیل حلالیت‌شان (وجود مونومرها دلیل اصلی اثرات محیط‌زیستی این مواد است) در آب باقی می‌مانند و می‌توانند به موجودات آبزی و اکوسیستم‌ها آسیب برسانند. در مواجهه با این چالش، Herbort و Schuhen (۲۰۱۷) یک روش جدید جهت حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط آبی را با استفاده از ارگانوسیلان طراحی نمودند. مدل مفهومی ساده‌ای از این روش در شکل (۶) ارائه شده است. ارگانوسیلان‌ها از یک گروه آلی و سه گروه واکنشی تشکیل شده‌اند. به‌دلیل برهم کنش گروه آلی و سطح میکروپلاستیک‌ها، بخش‌های آلی به سطح میکروپلاستیک متصل شده و در اولین مرحله فرآیند تثبیت، آن‌ها را جمع‌آوری می‌کنند (Herbort و همکاران، ۲۰۱۸). در مرحله دوم فرآیند تثبیت، سه گروه واکنشی یک ژل سیلیکا (ترکیب جامد) تشکیل می‌دهند (شکل ۶) که شامل میکروپلاستیک‌هایی است که به‌طور شیمیایی توسط فرآیند سل-ژل هدایت می‌شوند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۱). در طی فرآیند سل ژل، گروه‌های واکنشی به سیلانول‌های (Silanol) بسیار واکنش‌پذیر هیدرولیز می‌شوند که پس‌ازاین متراکم شده و پیوندهای سیلوکسان (Siloxane) ایجاد می‌کنند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۰؛ Sturm و همکاران، ۲۰۲۱).



شکل ۶- مدل مفهومی از واکنش تثبیت یا اگلومریزاسیون. در این روش، ارگانوسیلان‌ها (organosilanes). به سطح میکروپلاستیک‌ها متصل می‌شوند و یک ترکیب سیلیسی جامد در طی فرایند سُل ژل تشکیل می‌دهند (Sturm و همکاران، ۲۰۲۱)

بسیاری از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در سراسر جهان از فرآیندهای لخته‌سازی و ته‌نشینی برای حذف ذرات آلوده بزرگ استفاده می‌کنند. در این روش، امکان جدا کردن و حذف ذرات آلوده آسان‌تر است. این فرآیندها که شامل نمک‌های حاوی Fe^{-} و Al و سایر مواد منعقدکننده هستند، ذرات ریز را از طریق مکانیسم‌های جذب به‌هم متصل کرده و در نهایت، پیوندهای قوی بین ذرات زباله ایجاد می‌کنند (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰).

Ariza-Tarazona و همکاران (۲۰۱۹) حذف میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن را با استفاده از منعقدکننده‌های نمک آهن و آلومینیوم و اولترافیلتراسیون مطالعه کردند. در پژوهش مذکور، آزمایش‌ها تحت غلظت‌های مختلف یون‌های Al^{3+} و Fe^{3+} انجام شد و نتایج نشان داد عملکرد Al^{3+} در منعقدسازی بهتر از Fe^{3+} بود و منعقدکننده‌های Al^{3+}، راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها را افزایش دادند. همچنین، راندمان حذف با افزایش pH، به‌ویژه برای میکروپلاستیک‌های کوچک (با قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) کاهش یافت. محققان دریافتند پلی آکریل آمید (PAM)، به‌عنوان یک عامل تقویت‌کننده انعقاد، راندمان حذف را برای میکروپلاستیک‌های کوچک بسیار بهتر از ذرات بزرگ تحت دوز بالای 1 افزایش می‌دهد. هنگامی که پلی‌آکریل آمید آنیونی برای افزایش راندمان حذف میکروپلاستیک‌های کوچکتر (با قطر کمتر از ۰/۵ میلی‌متر) استفاده شد، سرعت حذف بسیار افزایش یافت و حذف از ۲۵/۸۳ درصد بدون پلی آکریل آمید به ۶۱/۱۹ درصد با ۱۵ میلی‌گرم در لیتر پلی‌آکریل آمید افزایش یافت (Ariza-Tarazona و همکاران، ۲۰۱۹).

تاکنون تحقیقات مختلفی در مورد حذف میکرو پلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌های آب انجام شده است که از جمله جدیدترین آن‌ها می‌توان به مطالعه Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) اشاره کرد. این محققان بیش از ۸۰ مقاله علمی منتشر شده در ۱۰ سال گذشته را بررسی کردند. این مطالعه کارایی بسیار متغیر فن‌آوری‌های تصفیه آب با تصفیه اولیه برای حذف ۱۶/۵ تا ۹۸/۴ درصد میکروپلاستیک‌ها را نشان داد. تصفیه ثانویه دارای راندمان کلی حذف میکروپلاستیک از ۷۸/۱ تا درصد و راندمان مرحله‌ای از ۷ درصد (لجن فعال) تا ۹۹/۹ درصد (راکتور غشایی) است. تصفیه سوم ۸۷/۳ درصد تا بالای ۹۹/۹ درصد میکروپلاستیک‌ها را حذف نمود. نتایج نشان داد به‌طور معمول، در تصفیه‌خانه‌های آب آشامیدنی، انعقاد اولیه و ته‌نشینی می‌تواند ۱/۸ درصد تا ۵۴/۵ درصد از میکروپلاستیک‌ها را حذف کند. درحالی‌که تصفیه پیشرفته حذف میکروپلاستیک‌ها را به ۸۸/۶ درصد کاهش می‌دهد. به طور تجربی استفاده از دوز بالاتر از حد معمول لخته می‌تواند به‌طور قابل توجهی حذف میکروپلاستیک‌ها را تا ۶۲ درصد افزایش دهد.

بزرگترین بخش میکروپلاستیک‌هایی که به‌طور متعارف حذف می‌شوند، در لجن به دام می‌افتند. مطالعه Tang و Hadibarata (۲۰۲۱) بهبود تصفیه آب از طریق تنظیم منعقدکننده‌ها، استفاده بالقوه از فناوری سُل-ژل[۳] و ادغام تصفیه پیشرفته برای حذف موثرتر میکروپلاستیک‌ها را توصیه نمود. همچنین، این مطالعه استفاده از پیش تصفیه حرارتی لجن برای تسهیل شکست میکروپلاستیک‌ها و بازیافت غشاء برای کاهش ورود مجدد میکروپلاستیک‌ها به محیط را پیشنهاد کرد.

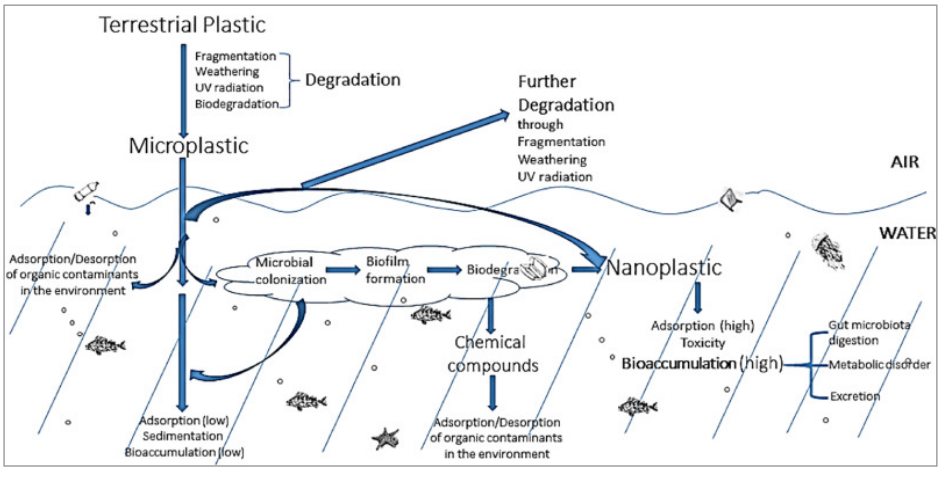
• روش‌های بیولوژیکی

۱- حذف بیولوژیکی

Harrison و همکاران (۲۰۱۱) تعامل بین میکروپلاستیک‌ها و میکروارگانیسم‌های دریایی را بررسی کردند تا پتانسیل برجسته میکروارگانیسم‌ها، از جمله پیکوئاریوت‌ها و باکتری‌ها را برای تسهیل تخریب بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات ساحلی مورد مطالعه قرار دهند. این محققان بر تعاملات و برهم‌کُنش‌های بین میکروپلاستیک‌های مصنوعی و میکروارگانیسم‌های دریایی تأکید کردند. در کنار تأثیر میکروارگانیسم‌ها بر تخریب زیستی میکروپلاستیک‌ها، گزارش‌های دیگری از سایر موجودات آبزی نیز ارائه شده است. به‌عنوان مثال؛ Dawson و همکاران (۲۰۱۸) میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن و تغییرات اندازه‌های بلعیده شده این مواد توسط کریل قطب جنوب (Euphausia superba)، از سخت‌پوستان پلانکتونی در استرالیا، را بررسی کردند. آن‌ها بیان کردند مکانیسم تجزیه و نوع فعل و انفعالات بین میکروپلاستیک‌ها و زئوپلانکتون‌ها، هنوز مبهم باقی‌مانده است، اما با این حال، شواهدی از تخریب و تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها ارائه شده است. Ter Halle و همکاران (۲۰۱۶) در تأیید این مسئله بیان داشتند میکروپلاستیک‌های کوچکتر به‌راحتی در شرایط محیطی تخریب و تجزیه می‌شوند (Ter Halle و همکاران، ۲۰۱۶). این پژوهشگران بر اساس مشاهدات حاصل از میکروسکوپ الکترونی، کوچکتر شدن میکروپلاستیک‌های پلی‌اتیلن را تأیید نمودند، تاجایی که اندازه فیزیکی ذرات از ۳۱ میکرون برای میکروپلاستیک‌ها به کمتر از ۱ میکرومتر در ذرات کوچکتر کاهش یافت (Dawson و همکاران، ۲۰۱۸). در مجموع، یافته‌های حاصل از مطالعات مختلف از قبیل Ter Halle و همکاران (۲۰۱۶) و Dawson و همکاران (۲۰۱۸) شواهدی از تبدیل بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها به نانوپلاستیک‌ها ارائه می‌دهند.

در محیط آبی، میکروپلاستیک‌ها (MPs) می‌توانند از طریق فرآیندهای تخریب فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مانند قطعه قطعه شدن، هوازدگی، تابش UV و تجزیه زیستی به نانوپلاستیک‌ها (NPs، کمتر از ۱ میلی‌متر)، مونومرها یا کوپلیمرها تجزیه شوند (شکل ۷). تخریب پلاستیک‌ها (MPs/NPs) در ناحیه نوری محیط آبی بیشتر از طریق فتوکاتالیزور مانند تخریب ناشی از اشعه ماوراء بنفش حاصل می‌شود (Ogonowski و همکاران، ۲۰۱۸). بااین‌حال، به‌دلیل کاهش شناوری در نتیجه کلونیزاسیون میکروبی یا بیوفیلم، میکروپلاستیک‌ها

ممکن است در رسوبات مستقر شوند. در رسوبات، تخریب ناشی از UV محدود خواهد بود (Gorokhova، ۲۰۱۵). در نتیجه، فرآیند اصلی تخریب MPs/NPs به‌طور بالقوه تخریب زیستی خواهد بود. تجزیه MPs به NP یا حتی واحدهای کوچکتر مانند پلیمرها و کوپلیمرها نیز ممکن است تجمع آنها توسط میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک (MOs) را تسهیل کند. بر اساس گزارش‌های به‌دست آمده، احتمال تجمع زیستی MPs در مقایسه با NPها کمتر است، زیرا فرآیندهای واسطه تجمع زیستی، جذب آسان‌تر ذرات کوچکتر مانند NPs و پلیمرها را تسهیل می‌نمایند. علاوه‌بر این، جذب بالقوه مواد شیمیایی به MPs/NPs ممکن است بر سرنوشت میکروپلاستیک‌ها (MPs) در محیط آبی نیز تأثیر بگذارد. مواد شیمیایی جذب‌شده روی MPs می‌توانند اثرات متفاوتی بر فرآیندهای سلولی داشته باشند و به‌طور بالقوه فرآیندهای تجزیه زیستی و تجمع زیستی را تحت تأثیر قرار دهند.



شکل ۷- سرنوشت میکروپلاستی‌ها در محیط آبی (Mammo و همکاران، ۲۰۲۰)

۲- جذب میکروپلاستیک‌ها توسط جلبک‌های سبز

جلبک‌ها اصلی‌ترین تولیدکنندگان اولیه در انواع آب‌ها هستند و به طرق مختلف در آلودگی آب نقش دارند. در مرحله اول، فراهم شدن مواد مغذی موردنیاز جلبک در آب از طریق پساب‌های آلی ممکن است به‌طور انتخابی رشد گونه‌های جلبک را تحریک کند. این پدیده می‌تواند باعث رشد یا شکوفایی عظیمی شود که در نهایت، به‌نوبه خود کیفیت آب را کاهش داده و بر استفاده از آن تأثیر بگذارد (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). بااین‌حال، برخی از جلبک‌ها در آب‌هایی که مواد آلی دارند، شکوفا می‌شوند.

یکی از روش‌های قابل توجه برای حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبزی استفاده از جلبک‌ها می‌باشد که در این زمینه تحقیقات مختلفی صورت گرفته است. Peller و همکاران (۲۰۲۱) بیان کردند مقادیر بسیار زیادی از میکروپلاستیک‌ها در آب‌های سطحی در سراسر جهان وجود دارد. یک دسته اصلی از میکروپلاستیک‌ها میکروالیاف مصنوعی هستند که از منسوجات منشا می‌گیرند. این میکروپلاستیک‌ها که در هنگام شستشو تولید و رها می‌شوند، نمی‌توانند توسط تصفیه‌خانه‌های فاضلاب حذف شوند، بنابراین، وارد آب‌های سطحی می‌شوند. بیشتر پلیمرهایی که بسیاری از میکرو الیاف مصنوعی رایج را تشکیل می‌دهند؛ چگال‌تر از آب هستند و سرانجام در محیط‌های آبی ته‌نشین می‌شوند (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). گزارش‌ها نشان می‌دهد ذرات پلاستیکی معلق در ستون آب می‌توانند توسط جلبک‌هایی از قبیل Pseudokirchneriella subcapitata حذف شوند (Nolte و همکاران، ۲۰۱۷؛ Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). Nolte و همکاران (۲۰۱۷) این موضوع را تایید و بیان کردند جلبک سبز تک‌سلولی P. subcapitata قادر به جذب ذرات پلی‌استایرن با اندازه ۲۰ تا ۵۰۰ نانومتر از محیط آب می‌باشند.

۳- حذف میکروپلاستیک‌ها توسط باکتری‌ها

زیست‌لایه یا بیوفیلم (Biofilm) ماده چسبنده‌ای است که توسط میکروارگانسیم‌ها از قبیل باکتری‌ها تولید می‌شود. در سال‌های اخیر، از بیوفیلم‌های باکتریایی جهت به دام انداختن ذرات آلاینده از جمله میکروپلاستیک‌ها استفاده شده است. به‌طورکلی، بیوفیلم‌ها قابلیت جمع‌آوری ذرات آلاینده از محیط‌های آبی را دارند و پس از اتمام این فرآیند، ذرات جمع‌آوری شده را آزاد می‌کنند (Yang، ۲۰۲۱). سودوموناس (Pseudomonas) نوعی باکتری فرصت‌طلب است که بیشتر در همه محیط‌ها مانند خاک و آب یافت می‌شود. از بین انواع مختلف سودوموناس، نوعی که اغلب باعث ایجاد عفونت در انسان می شود Pseudomonas aeruginosa نام دارد که می‌تواند باعث عفونت در خون، ریه‌ها (ذات‌الریه) یا سایر قسمت‌های بدن پس از عمل جراحی شود (Diggle و Whiteley، ۲۰۲۰).

Lee و همکاران (۲۰۲۰) از باکتری آئروژینوزا که به‌عنوان یک

سویه فرصت‌طلب نیز شناخته می‌شود، به‌منظور به دام انداختن ذرات میکروپلاستیک استفاده کردند. آن‌ها در مشاهدات خود بیان کردند که بیوفیلم‌های Pseudomonas aeruginosa موجب جمع‌آوری ذرات میکروپلاستیک و در نتیجه، رسوب آن‌ها در محیط آب می‌شود. بر اساس تحقیقات Lee و همکاران (۲۰۲۰)، پس از اینکه میکروپلاستیک‌ها توسط بیوفیلم‌های باکتریایی جمع‌آوری شدند، از یک ژن پراکندگی به‌منظور رهاسازی میکروپلاستیک‌ها از ماتریس بیوفیلم استفاده شد. بسیاری از پژوهشگران معتقدند میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از این روش را می‌توان بازیافت نمود (Yang، ۲۰۲۱). نکته بسیار مهمی که در مورد استفاده از باکتری‌ها در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی وجود دارد، جداکردن این ارگانیسم‌ها از پساب می‌باشد که نیازمند توجه ویژه می‌باشد، چراکه در صورت عدم نظارت صحیح در حذف این ارگانیسم‌ها ممکن است خسارات قابل توجهی از نظر شیوع عوامل بیماری‌زا بر موجودات آبزی و حتی در نهایت، انسان تحمیل شود. تاکنون، تحقیقات اندکی پیرامون حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از باکتری‌ها انجام شده است. از جمله تحقیقات شاخصی که در این زمینه به ثبت رسیده است، می‌توان به مطالعه Auta و همکاران (۲۰۱۷) در سال‌های اخیر اشاره کرد. Auta و همکاران (۲۰۱۷) حذف میکروپلاستیک‌های مختلف متشکل از پلی‌اتیلن، پلی‌استایرن، پلی‌اتیلن ترفتالات و پلی‌پروپیلن توسط *Bacillus cereus* و *Bacillus gottheilii* (دو نوع سویه باکتری *Bacillus* جدا شده از رسوبات حرا) را بررسی کردند. در این مطالعه، علاوه‌بر ثبت تغییرات مورفولوژیکی و ساختاری با استفاده از میکروسکوپ الکترونی و آنالیز طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR)[۴]، میزان تجزیه بیولوژیکی از طریق اندازه‌گیری کاهش وزن میکروپلاستیک‌ها ارزیابی شد. بر اساس نتایج، سریع‌ترین کاهش جرم (۰/۰۰۱۹ در روز) و کوتاه‌ترین نیمه عمر تخریب (۳۶۳/۱۶ روز) با استفاده از *B. cereus* و روی میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن مشاهده شد. درحالی‌که اثر سویه *B. gottheilii* روی پلی‌اتیلن با کاهش جرم ۰/۰۰۱۶ در روز و نیمه‌عمر تخریب ۴۳۱/۲۵ روز ثبت شد (Padervand و همکاران، ۲۰۲۰). به‌طورکلی، این پژوهش نشان داد سویه‌های باکتریایی *B. cereus* و *B. gottheilii* به‌ترتیب قابلیت بالایی در تخریب و تجزیه میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن دارند.

عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک‌ها

حذف میکروپلاستیک‌ها به‌شدت به برخی از پارامترهای مورد استفاده برای طبقه‌بندی آن‌ها بستگی دارد که این عوامل می‌تواند شامل شکل و اندازه ذرات پلاستیک باشد. عوامل اصلی که می‌توانند عملکرد فرآیندهای غشایی برای حذف میکروپلاستیک‌ها (MPs) را تحت تأثیر قرار دهند، در جدول (۱) فهرست شده است. این عوامل علاوه‌بر اینکه تحت تأثیر فرآیند فیلتراسیون غشایی است، به ویژگی‌های پساب مانند شکل، اندازه، ترکیب شیمیایی و غلظت آن نیز بستگی دارد (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). بر اساس جدول (۱)، عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک‌ها در دو دسته مطرح می‌شوند که شامل نوع فرآیند و روش مورد استفاده و ویژگی‌های پساب می‌باشد. در بین مشخصات فرآیندهای غشایی، فاکتورهایی از قبیل نوع مواد غشا، اندازه منافذ غشا، ضخامت غشا، ویژگی‌های سطح غشا و نوع منبع آب آلوده قرار دارند. اگر چنانچه نوع مواد غشا به‌گونه‌ای باشد که موجب چسبیدن ذرات در منافذ شود، این مسئله عملکرد سیستم در حذف میکروپلاستیک‌ها را تا حد زیادی کاهش می‌دهد و از طرف دیگر، موجب مصرف بیش از اندازه انرژی نیز می‌شود. علاوه‌بر این، اگر اندازه منافذ غشا به‌طور مناسب تنظیم نشده باشد، ممکن است باعث عبور بسیاری از ذرات پلاستیک از فرآیند تصفیه شود. لازم به ذکر است که شکل، اندازه، حجم، ترکیب شیمیایی و غلظت میکرو/نانوپلاستیک‌ها نیز بر عملکرد فرآیندهای غشایی در تأثیر می‌گذارد. در صورتی‌که بتوان خواص ذرات برای فیلتراسیون را مشخص کرد، لازم است که اندازه ذرات تا حد امکان نزدیک به کروی و توزیع یک اندازه باشد (Wakeman، ۲۰۰۷). اگر چنانچه اندازه و حجم ذرات میکروپلاستیک در پساب مورد نظر بالا باشد و یا اینکه شکل ذرات به‌گونه‌ای باشد که قابلیت عبور از منافذ غشا را نداشته باشد، در این صورت، امکان انباشته‌شدن و رسوب‌دهی ذرات در سطح غشا افزایش می‌یابد.

شایان ذکر است فشار وارده در فرآیندهای غشایی به‌عنوان یکی از مهمترین عوامل شناخته می‌شود چراکه در صورت کاهش فشار، جریان شار در منافذ غشا نیز کاهش خواهد یافت و در نتیجه، فرآیند حذف ذرات میکروپلاستیک به‌کُندی صورت خواهد گرفت.

جدول ۱- عوامل موثر بر حذف میکروپلاستیک‌ها در فرآیندهای غشایی (Poerio و همکاران، ۲۰۱۹)

	فاکتورهای موثر	پارامترهای فرآیند غشایی
فرآیند غشایی	مواد غشا	شار (flux)
	اندازه منافذ غشا	فشار انتقالی غشا (ترانس ممبران)
	ضخامت غشا	غلظت پلاریزاسیون (Polarization)
	ویژگی‌های سطح غشا	شکل لایه و رسوب‌دهی
	منبع آب آلوده	-
میکرو/ نانوپلاستیک‌ها	شکل	حذف/عبور
	اندازه	مصرف انرژی ویژه
	ترکیب شیمیایی	-
	غلظت	-

Liu و همکاران (۲۰۲۱) به بررسی میزان حذف ذرات پلاستیک در طول فرآیندهای تصفیه اولیه، ثانویه و ثالثیه پرداختند. نتایج نشان داد در میان چهار شکل میکروپلاستیک، الیاف بیشترین فراوانی را داشتند. تصفیه اولیه نسبت به تصفیه ثانویه و ثالثیه برای حذف میکروپلاستیک‌ها از نظر فیبر برتری داشت. الیاف در طول تصفیه اولیه به‌دلیل لخته شدن و ته نشین شدن به راحتی به دام افتادند. پس از فرآیند تصفیه اولیه، بیشتر ذرات به راحتی ته نشین شدند، اما بقیه شناوری خنثی از خود نشان دهند. در مقابل، قطعات میکروپلاستیک راندمان حذف عالی را در طول فرآیند تصفیه ثانویه نشان دادند. قطعاتی که ساختار لایه‌ای داشتند، به‌تدریج تجمع یافته و توسط لجن فعال حذف شدند (Jeong و همکاران، ۲۰۱۶). به‌طور کلی، راندمان حذف میکروپلاستیک‌ها در فرآیندهای تصفیه اولیه و ثانویه بالاتر از فرآیندهای تصفیه ثالثیه بود. بااین‌حال، تصفیه ثالثیه کارایی بسیار بالایی در حذف میکروپلاستیک‌ها با اندازه ذرات بسیار کوچک نشان داد (Liu و همکاران، ۲۰۲۱). نتایج مطالعه Liu و همکاران (۲۰۲۱) حاکی از این است که مراحل حذف میکروپلاستیک‌ها باتوجه‌به اندازه و شکل ذرات می‌تواند توسط کارشناسان تصفیه فاضلاب سازماندهی شود.

نحوه ارزیابی کارایی روش‌های حذف میکروپلاستیک‌ها

تحقیقات مختلفی به‌منظور ارزیابی روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی صورت گرفته است. بررسی‌ها نشان داد استفاده از روش‌های فیزیکی رواج بیشتری دارد چراکه روش‌های شیمیایی باتوجه‌به ماهیت شیمیایی مواد، پیچیده بودن واکنش‌ها و همچنین امکان ایجاد آلودگی‌های شیمیایی در محیط آب کمتر استفاده می‌شوند. درحالی‌که استفاده از روش‌های بیولوژیکی به‌ویژه حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از باکتری‌ها همچنان نیاز به تحقیقات بیشتری دارد و از طرف دیگر، استفاده از این روش‌ها اگرچه سودمند و کم‌هزینه است اما از نظر زمان تصفیه، نیاز به وقت بیشتری دارد. با این حال، محققان استفاده توامان از روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی را مفید می‌دانند (Park و Park، ۲۰۲۱). باتوجه‌به اهمیت و کاربرد روش‌های فیزیکی در حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی، انجام مراحل پیش تصفیه و سپس استفاده از تکنیک‌های جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی (MBR) توام با سایر فرآیندهای تصفیه مانند اسمز معکوس می‌تواند کارایی روش‌های تصفیه را تا حد قابل توجهی افزایش دهد.

نتیجه‌گیری و چشم‌انداز آینده

بسیاری از محققان بیان کردند میکروپلاستیک‌ها بسیار مشکل‌زا هستند و خطرات عمده‌ای برای زنجیره‌های غذایی و سلامت انسان ایجاد می‌کنند. از دیدگاه پژوهشگران، این مواد به‌راحتی زیست‌تخریب‌پذیر نیستند، چرا که برای مدت زمان طولانی در اکوسیستم باقی می‌مانند. این پدیده منجر به احتمال جذب بیشتر میکروپلاستیک‌ها توسط ارگانیسم‌ها می‌شود. میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل مساحت زیاد و ظرفیت جذب بالا می‌توانند آلاینده‌های سمی مانند آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و بقایای دارو را در غلظت‌های بالا جذب و ذخیره کنند. این امر منجر به سمیت بیولوژیکی و شیمیایی برای موجودات زنده می‌شود. بر اساس بسیاری از گزارش‌های به‌دست آمده، حذف میکروپلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب بسیار دشوار است و در نهایت منجر به انتشار نامطلوب آنها در محیط می‌شود. ازاین‌رو، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلایندهایی پیچیده محسوب می‌شوند که علاوه‌بر اثرات مستقیم خودشان، باعث تشدید اثرات منفی سایر آلاینده‌ها نیز می‌شوند. شایان ذکر است این اثرات، امروزه باتوجه‌به شیوع بیماری کووید ۱۹، تولید انبوه و رهاسازی زباله‌های پلاستیکی به محیط‌های طبیعی از جمله اکوسیستم‌های آبزی، به مراتب بسیار شدیدتر نیز شده است.

پژوهش حاضر نشان داد که حذف میکروپلاستیک‌ها با استفاده از روش‌های فیزیکی (مانند فیلتر غشایی)، شیمیایی و بیولوژیکی (به واسطه جلبک‌ها و عوامل باکتریایی) صورت می‌گیرد. در بین روش‌های مذکور، کاربرد روش‌های فیزیکی و بیولوژیکی به‌دلیل آسانی و همچنین صرفه اقتصادی برتری دارد. بسیاری از پژوهشگران استفاده از مجموعه روش‌های فیزیکی (فیلتراسیون غشایی) و بیولوژیکی را بهترین گزینه برای حذف پسماندهای میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی می‌دانند. این مطالعه پیشنهاد می‌نماید که تحقیقات بیشتری با هدف حذف میکروپلاستیک‌ها از محیط‌های آبی با تکیه بر روش‌های نوآورانه و جدید در آینده صورت گیرد.

پی‌نوشت

1-Scaling
2-Flocculants
3-Sol-gel
4-Fourier-transform infrared spectroscopy

منابع

رادخواه، ع.ر. و صادقی‌نژاد ماسوله، ا. ۱۴۰۰. بررسی تأثیر عوامل فیزیکوشیمیایی آب بر زیست‌فراهمی، میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات فلزی در اکوسیستم‌های آبزی. نشریه آب و توسعه پایدار، ۸(۲): ۷۱-۹۰.

رادخواه، ع.ر.، ایگدری، س. و صادقی‌نژاد ماسوله، ا. ۱۴۰۰. مروری بر فیلتراسیون غشایی و بررسی کارایی آن در بهبود کیفیت آب در سیستم‌های آبزی‌پروری مداربسته (RAS). نشریه آب و توسعه پایدار، ۸(۳): ۸۱-۸۸.

Anderson J.C., Park B.J. and Palace V.P. 2016. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. Environmental Pollution, 218: 269-280.

Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62: 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): 1977-1984.

Antony A. 2021. What is a Reverse Osmosis system? Andrew's Water Treatment, 1: 1-8.

Antony A., Low J.H., Gray S., Childress A.E., Le-Clech P. and Leslie G. 2011. Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: A review. Journal of Membrane Science, 383: 1–16.

Ariza-Tarazona M.C., Villarreal-Chiu J.F., Barbieri V., Siligardi C. and Cedillo-González E.I. 2019. New strategy for microplastic degradation: green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO2 semiconductor. Ceramics International, 45(7): 9618-9624.

Auta H., Emenike C. and Fauziah S. 2017. Screening of Bacillus strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. Environmental Pollution, 231: 1552–1559.

Bui X-T., Chiemchaisri C., Fujioka T. and Varjani S. 2019. Water and wastewater treatment technologies. Springer Publishing, Volume 1. 3st Edition. Amsterdam, Netherlands.

Chatterjee S. and Sharma S. 2019. Microplastics in our oceans and marine health. The Journal of Field Actions, 19: 18-35.

Conkle J.L., Báez Del Valle C.D. and Turner J.W. 2018. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? Environmental Management, 61(1): 1-8.

Conley K., Clum A., Deepe J., Lane H. and Beckingham B. 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. Water Research, 3: 100030.

Davidson K. and Dudas S.E. 2016. Microplastic ingestion by wild and cultured manila clams (Venerupis philippinarum) from Baynes Sound, British Columbia. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 71: 147-156.

Dawson A.L., Kawaguchi S., King C.K. and Nash S.M.B. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. Nature Communications, 9: 1001.

Dey T.K., Uddin M.E. and Jamal M. 2021. Detection and removal of microplastics in wastewater: evolution and impact. Environmental Science and Pollution Research, 28: 16925-16947.

Diggle S.P. and Whiteley M. 2020. Microbe Profile: Pseudomonas aeruginosa: Opportunistic pathogen and lab rat. Microbiology, 166(1): 30-33.

EFSA CONTAM Panel. 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. EFSA Journal, 14(6): 1-10.

Enfrin M., Lee J., Le-Clech P. and Ludovic F.D. 2020. Kinetic and mechanistic aspects of ultrafiltration membrane fouling by nano- and microplastics. Journal of Membrane Science, 601: 117890.

Espinosa C., Ángeles Esteban M. and Cuesta A. 2016. Microplastics in aquatic environments and their toxicological implications for fish, toxicology - new aspects to this scientific conundrum. IntechOpen, 2: 10-30.

Eubeler J.P., Bernhard M. and Knepper T.P. 2010. Environmental biodegradation of synthetic polymers II. Biodegradation of different polymer groups. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 29: 84-100

Ezugbe E.O. and Rathilal S. 2020. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. Membranes, 10(5): 89-117.

Goh P.S., Lau W.J., Othman M.H.D., Ismail A.F. 2018. Membrane fouling in desalination and its mitigation strategies. Desalination, 425:130–155. Gorokhova E. 2015. Screening for microplastic particles in plankton samples: how to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? Marine Pollution Bulletin, 99(1–2): 271-275.

Harrison J.P., Sapp M,, Schratzberger M, and Osborn A.M. 2011. Interactions Between Microorganisms and Marine Microplastics: A Call for Research. Marine Technology Society Journal, 45(2): 12-20.

Herbort A.F. and Schuhen K. 2017. A concept for the removal of microplastics from the marine environment with innovative host-guest relationships. Environmental Science and Pollution Research, 24(12): 11061-11065.

Herbort A.F., Sturm M.T. and 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(12): 15226–15234.

Issac M.N. and Kandasubramanian B. 2021. Effect of micro-

Liu W., Zhang J., Liu H., Guo X., Zhang X., Yao X., Cao Z. and Zhanga T. 2021. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. Environment International, 146: 3-20.

Ma B., Xue W., Ding Y., Hu C., Li H. and Qu J. 2019. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. Journal of Environmental Sciences, 78: 267–275.

Mammo F.K.. Amoah I.D., Gani K.M., Pillay L., Ratha S.K., Bux F. and Kumari S. 2020. Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. Science of The Total Environment, 743: 140518.

Matin A., Rahman F., Shafi H.Z. and Zubair S.M. 2019. Scaling of reverse osmosis membranes used in water desalination: Phenomena, impact, and control; future directions. Desalination, 455: 135-157.

Mazzei R., Piacentini E., Gebreyohannes Y.A. and Giorno L. 2017. Membrane bioreactors in food, pharmaceutical and biofuel applications: State of the art, progresses and perspectives. Current Organic Chemistry, 21(17): 1671-1701.

Yang A. 2021. Using microbes to remove microplastics from the environment. Microbiology Society, 3: 5-10.

Miranda D.D.A. and Carvalho-Souza G.F.D. 2016. Are we eating plastic-ingesting fish? Marine Pollution Bulletin, 103: 1-2.

Moslehyani A., Ismail A.F., Matsuura T., Rahman M.A. and Goh P.S. 2019. Recent progresses of ultrafiltration (UF) membranes and processes in water treatment. Elsevier Publishing, Volume 1. 1st Edition. Amsterdam, Netherlands.

Nolte T.M., Hartmann N.B., Kleijn J.M., Garnæs J., van de Meent D., Hendriks A.J. and Baun A. 2017. The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness and cellular adsorption. Aquatic Toxicology, 183: 11-20.

Ogonowski M., Motiei A., Ininbergs K., Hell E., Gerdes Z., Udekwu K.I., Bacsik Z. and Gorokhova E. 2018. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. Environmental Microbiology, 20(8): 2796-2808.

Ontario A. 2016. Microplastics and Microbeads. Environment and Energy, 20: 7-13.

Othman N.H., Alias N.H., Fuzil N.S., Marpani F., Shahruddin M.Z., Chew C.M., David N.K.M., Lau W.J. and Ismail A.F. 2021. A Review on the use of membrane technology systems in developing countries. Membranes, 12(1): 1-37.

plastics in water and aquatic systems. Environmental Science and Pollution Research, 28: 19544-19562.

Iyare P.U., Oukia S.K. and Bond T. 2020. Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. Environmental Science: Water Research and Technology, 6: 2664-2675.

Jeong C.B., Won E.J., Kang H.M., Lee M.C., Hwang D.S., Hwang U.K., Zhou B., Souissi S., Lee S.J. and Lee J.S. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the Monogonont Rotifer (Brachionus koreanus). Environmental Science and Technology, 50(16): 8849-8857.

Jiang S., Li Y. and Ladewig B.P. 2017. A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies. Science of the Total Environment, 595: 567–583.

Judd S. 2006. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment. Elsevier Publishing, Volume 1. 1st edition. New York, USA.

Judd S. 2016. The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. Chemical Engineering Journal, 305: 37–45.

Kazour M., Terki S., Rabhi K., Jemaa S., Khalaf G. and Amara R. 2019. Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. Marine Pollution Bulletin, 146: 608-618.

Kumar R., Verma A., Shome A., Sinha R., Sinha S., Jha P.K., Kumar R., Kumar P., Shubham Das S., Sharma P. and 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(17): 9963-1003.

Lee H.M., Kim H.R., Jeon E., Yu H.C., Lee S., Li J. and Kim D-H. 2020. Evaluation of the biodegradation efficiency of four various types of plastics by Pseudomonas aeruginosa isolated from the gut extract of superworms. Microorganisms, 8(9): 1341.

Li L., Xu G., Huarong Y. and Xing H.J. 2018a. Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: Performance and influencing factors. Science of The Total Environment, 627: 332-340.

Li J.Y., Liu H.H. and Paul Chen J.P. 2018b. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Water Research, 137: 362-374.

Comparative study of the influence of linear and branched alkyltrichlorosilanes on the removal efficiency of polyethylene and polypropylene-based microplastic particles from water. Environmental Science and Pollution Research, 27: 10888-10898.

Talvitie J., Mikola A., Koistinen A. and Setälä O. 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. Water Research, 123: 401-407.

Tang K.H.D. and Hadibarata T. 2021. Microplastics removal through water treatment plants: Its feasibility, efficiency, future prospects and enhancement by proper waste management. Environmental Challenges, 5: 100264.

Ter Halle A., Ladirat L., Gendre X. and Perez E. 2016. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic Debris. Environmental Science and Technology, 50(11): 5668–5675.

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P., Davis A., Rowland S.J., John A.W.G., McGonigle D. and Russel A.E. 2004. Lost at Sea: Where is all the plastic? Science, 304: 838-845.

Wakeman R. 2007. The influence of particle properties on filtration. Separation and Purification Technology, 58(2): 234-241. Westphalen H. and Abdelrasoul A. 2017. Challenges and treatment of microplastics in water. IntechOpen, 3: 20-40.

Xia S.J., Liu Y.N., Xing L.I. and Yao J.J. 2007. Drinking water production by ultrafiltration of Songhuajiang River with PAC adsorption. Journal of Environmental Sciences, 19: 536–539.

Xiao K., Lianga S., Wanga X., Chena C. and Huanga X. 2019. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. Bioresource Technology, 271: 473–481.

Yan H., Miao X., Xu J., Pan G., Zhang Y., Shi Y., Guo M. and Liu Y. 2015. The porous structure of the fully-aromatic polyamide film in reverse osmosis membranes. Journal of Membrane Science, 475: 504-510.

Yee M.S., Hii L.W., Looi C.K., Lim W.M., Wong S.F., Kok Y.Y., Tan B.K., Wong C.Y. and Leong C.O. 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. Nanomaterials, 11(2):1-22.

Ziajahromi S., Neale P.A., Rintoul L. and Leusch F.D.L. 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. Water Research, 112: 93-99.

Padervand M., Lichtfouse E. and Robert D. 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. Environmental Chemistry Letters, 18: 807-828.

Park H. and Park B. 2021. Review of Microplastic Distribution, Toxicity, Analysis Methods, and Removal Technologies. Water, 13: 2736. Paul-Pont I., Lacroix C. and González Fernández C. 2016. Exposure of marine mussels Mytilus spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. Environmental Pollution, 216: 724–737.

Peller J.R., Nevers M.B., Byappanahalli M.N., Nelson C., Babu B.G., Evans M.A., Kostelnik E., Keller M., Johnston J. and Shidler S. 2021. Sequestration of microfibers and other microplastics by green algae, Cladophora, in the US Great Lakes. Environmental Pollution, 276: 116695.

Poerio T., Piacentini E. and Mazzei R. 2019. Membrane processes for microplastic removal. Molecules (Basel, Switzerland), 24(22): 4148-4163.

Roegner A.F., Brena B., González-Sapienza G. and Puschner B. 2014. Microcystins in potable surface waters: toxic effects and removal strategies. Journal of Applied Toxicology, 34: 441-457.

Santillo D., Miller K. and Johnston P. 2017. Microplastics as contaminants in commercially important seafood species. Integrated Environmental Assessment and Management, 13(3): 516-521.

Saranya P., Ramesh S.T. and Gandhimathi R. 2022. Coagulation performance evaluation of alginate as a natural coagulant for the treatment of turbid water. Water Practice and Technology, 17(1): 395-404.

Nagar A. and Pradeep T. 2020. Clean water through nanotechnology: Needs, gaps, and fulfillment. ACS Nano, 14(6): 6420-6435.

Setälä O., Fleming-Lehtinen V. and Lehtiniemi M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. Environmental Pollution, 185: 77-83.

Sol D., Laca A., Laca A. and Díaz M. 2021. Microplastics in wastewater and drinking water treatment plants: Occurrence and removal of microfibres. Applied Sciences, 11: 10109.

Sturm M.T., Horn H. and Schuhen K. 2021. Removal of microplastics from waters through agglomeration-fixation using organosilanes- effects of polymer types, water composition and temperature. Water, 13(5): 675.

Sturm M.T., Herbort A.F., Horn H. and Schuhen K. 2020.