

تأثیر ذرات میکروپلاستیک پلی اتیلنی بر غلظت برخی عناصر غذایی در یک خاک آهکی

مهدی تفویضی^{۱*}، محمد بابا اکبری ساری^۲، محمدامیر دلاور^۳

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۹/۰۲ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۰/۲۹)

چکیده

میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان یکی از انواع آلاینده‌های نوظهور گزارش شده است و اطلاعات کمی درباره تأثیر و رفتار آنها بر خصوصیات خاک وجود داد. هدف این تحقیق بررسی تغییرات غلظت قابل تبادل (عصاره‌گیری شده با استات آمونیوم ۱ مولار) و محلول در آب (نسبت ۱ به ۲/۵ خاک به آب) عناصر سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم تحت تأثیر ذرات میکروپلاستیک پلی اتیلن سبک در خاک بود. آزمایش به صورت فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار اجرا شد. عوامل آزمایش شامل مقدار ذرات میکروپلاستیک (صفر، ۱، ۲ و ۴ درصد وزنی-وزنی) و دوره انکوباسیون (۳، ۱۷، ۳۱، ۴۵، ۹۰ و ۱۸۰ روز) بود. نتایج نشان داد که ذرات میکروپلاستیک غلظت قابل تبادل و محلول در آب عناصر را تحت تأثیر قرار داد. ذرات میکروپلاستیک غلظت قابل تبادل سدیم، پتاسیم و کلسیم را کاهش داد. بیشترین کاهش مربوط به سطح ۴ درصد میکروپلاستیک بود. به‌طور خلاصه، غلظت سدیم، پتاسیم و کلسیم قابل تبادل در مقایسه با خاک شاهد به ترتیب ۵/۷، ۷/۲ و ۲/۶ درصد کاهش یافت. از سوی دیگر، تحت تأثیر ذرات میکروپلاستیک (سطح ۴ درصد) غلظت پتاسیم و کلسیم محلول در آب به ترتیب ۶/۹۷ و ۸/۴ درصد در مقایسه با خاک شاهد کاهش یافت. ذرات میکروپلاستیک سدیم محلول در آب را در دوره‌های اول (۳ روز) تا چهارم (۴۵ روز) انکوباسیون کاهش داد. همچنین، ذرات میکروپلاستیک غلظت منیزیم قابل تبادل و محلول در آب را نیز کاهش داد، اما معنی‌دار نبود. به‌طور خلاصه حضور ذرات میکروپلاستیک در خاک به‌ویژه با مقادیر بالاتر (مانند ۴ درصد)، می‌تواند قابلیت دسترسی عناصر کاتیونی مانند سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم را تحت تأثیر قرار دهد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده‌های نوظهور، آلودگی خاک، میکروپلاستیک، عناصر غذایی، خاک آهکی

تفویضی م.، بابا اکبری ساری م.، دلاور م. ا. ۱۴۰۲. تأثیر ذرات میکروپلاستیک پلی اتیلنی بر غلظت برخی عناصر غذایی در یک خاک آهکی. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۱۱، شماره ۱. صفحه: ۳۰-۴۲.

۱- دانش آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان، زنجان، ایران (مکاتبه کننده)

۲- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان، زنجان، ایران

۳- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان، زنجان، ایران

*پست الکترونیک: Tafvizi.m.s@gmail.com

مقدمه

امروزه، ذرات میکروپلاستیک (ذرات پلاستیک کوچکتر از ۵ میلی‌متر) به‌طور گسترده در اکوسیستم‌های آبی به‌ویژه اقیانوس‌ها و دریاها شناسایی شده‌اند (Lambert & Wagner, 2018; Ruimin *et al.*, 2019). آلودگی محیط‌های طبیعی با بقایای پلاستیک و اثرات نامعلومی که می‌تواند بر موجودات زنده داشته باشند به یک نگرانی بزرگ جهانی تبدیل شده است (Liu *et al.*, 2021; Rochman *et al.*, 2013). به‌طوری‌که، برنامه محیط زیست سازمان ملل متحد^۱ آلودگی میکروپلاستیک را در لیست ۱۰ آلاینده مشکل‌ساز برای محیط زیست در نظر گرفته است (Book, 2014). آمار انتشار یافته از سوی اتحادیه اروپا نشان می‌دهد که میزان پلاستیک تولید شده در جهان در سال ۲۰۱۵ به بیش از ۳۲۲ میلیون تن در سال رسیده (Europe, 2016) و پیش‌بینی شده که تا پایان سال ۲۰۵۰ میلادی، مقدار تجمعی تولید و دفع ضایعات پلاستیکی به بیش از ۲۶۰۰۰ میلیون تن خواهد رسید (Geyer *et al.*, 2017).

موضوع آلودگی میکروپلاستیک در خاک‌ها از تحقیقات مربوط به محیط‌های آبی سرچشمه گرفته است. اما برآورد می‌شود که محیط‌های خاکی در مقایسه با محیط‌های آبی، سالانه ۴ تا ۲۳ برابر بیشتر زباله‌های پلاستیکی را دریافت می‌کنند (Xu *et al.*, 2020). شواهد اخیر نشان می‌دهد که ذرات میکروپلاستیک می‌توانند در اکوسیستم‌های خاکی نیز حضور داشته باشند (Rillig, 2012). بر اساس یافته‌های اخیر، برآورد شده است که در اروپا سالانه حدود ۶۳ تا ۴۳۰ هزار تن و در امریکای شمالی ۴۴ تا ۳۰۰ هزار تن ذرات میکروپلاستیک از طریق اراضی تحت کشت وارد خاک‌ها می‌شود که مقادیر ذکر شده از مقدار ذرات میکروپلاستیکی که سالانه به آب‌های سطحی اقیانوس‌ها وارد می‌شود، بیشتر است (Guo *et al.*, 2020).

ذرات میکروپلاستیک از منابع مختلفی وارد خاک می‌شوند که از مهمترین این منابع می‌توان به مکان‌های دفن زباله، به‌کارگیری اصلاح‌کننده‌های خاک، استفاده از لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی، آبیاری با استفاده از فاضلاب، کاربرد کودهای آلی و کمپوست در اراضی کشاورزی، بقایای مالچ‌های پلاستیکی کشاورزی،

ساییدگی لاستیک اتومبیل‌ها و همچنین تهنشست‌های اتمسفری اشاره نمود (Guo *et al.*, 2020).

مطالعاتی درباره جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک در محیط‌های آبی انجام شده است. هولمز و همکاران (Holmes *et al.*, 2012) گزارش دادند که علی‌رغم فرض کلی که پلاستیک‌ها در برابر فلزات محلول در آب خنثی هستند اما گرانول‌های پلی اتیلن خام (تازه) که در آب دریای حاوی فلزات کمیاب معلق بودند به سرعت فلزات را جذب نمودند. روچمن و همکاران (Rochman *et al.*, 2014) نیز گزارش دادند که میکروپلاستیک‌ها قادر به جذب برخی فلزات سنگین از قبیل کادمیوم، روی، نیکل و سرب در سطح خود هستند. بررسی‌های انجام شده نشان می‌دهد که ذرات پلاستیک توانایی ارتباط با عناصر معدنی از قبیل آهن، مس، روی و نیز آلاینده‌هایی از قبیل سرب، کادمیوم در محیط زیست را دارند و در محیط خاک، جذب و واجذب آلاینده‌ها و عناصری که در ارتباط با این قبیل ذرات هستند، تحت تأثیر فاکتورهای از قبیل میزان هوازدگی، سطح ویژه، مواد آلی محلول و فعالیت میکروبی قرار می‌گیرد (Bradney *et al.*, 2019). گذشت زمان نیز نقش مهمی را در جذب فلزات توسط ذرات پلاستیک ایفا می‌کند. مطالعه روچمن و همکاران (Rochman *et al.*, 2014) نشان داد که در یک دوره زمانی ۱۲ ماهه، مقدار جذب فلزات توسط ذرات پلاستیک افزایش یافت که نشان دهنده وجود یک رابطه مثبت بین میزان جذب عناصر کمیاب و مدت زمان حضور ذرات پلاستیک در آب دریا است.

ذرات پلاستیک از جنس پلی‌اتیلن دارای اهمیت بسیار زیادی هستند زیرا، تولید جهانی پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن (معمول‌ترین نوع ذرات میکروپلاستیک در خاک) با رشد سالانه حدود ۷ درصد از سال ۱۹۵۰ تا ۲۰۱۲، در حال افزایش است (Andrade *et al.*, 2019). از سوی دیگر، در زمین‌های کشاورزی از پلاستیک‌ها به‌ویژه از پلی‌اتیلن به‌عنوان نوعی مالچ (فیلم کشاورزی) با هدف فراهم نمودن شرایط بهتر برای رشد گیاهان و افزایش راندمان آب مصرفی به‌طور گسترده در مناطق خشک و نیمه‌خشک استفاده می‌شود (Ekebafe *et al.*, 2011).

همانطور که بیان شد ذرات میکروپلاستیک از منابع مختلفی وارد خاک می‌شوند، در ایران نیز همانند بسیاری

1. United Nations Environment Programmer, UNEP

امکان‌پذیر نیست، بنابراین، برای تهیه ذرات ریزتر از نیتروژن مایع استفاده شد. پس از کوبیدن و ریز کردن گرانول‌ها، با استفاده از الک فلزی ذرات بین ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر جدا شد. گروه‌های عاملی در ترکیب پلاستیک با استفاده از دستگاه طیف سنجی مادون قرمز (FT-IR) (مدل Thermo Scientific Nicolet iS 10 ساخت کشور آمریکا)، تعیین گردید. ذرات پودر شده میکروپلاستیک به ابعاد ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر با غلظت‌های یک، دو و چهار درصد (وزنی-وزنی) به ۵۰ گرم خاک در سه تکرار اضافه و نمونه‌های خاک در شش دوره زمانی شامل دوره‌های اول (۳روز)، دوم (۱۷روز)، سوم (۳۱روز)، چهارم (۴۵روز)، پنجم (۹۰روز) و ششم (۱۸۰روز) در شرایط آزمایشگاهی خوابانیده شدند (برای هر زمان به طور جداگانه نمونه خاک در نظر گرفته شد). پس از پایان هر دوره، نمونه خاک هوا خشک شده و عصاره‌گیری گردید. در طی دوره خوابانیدن، دوره‌های تر (رطوبت ظرفیت مزرعه) و خشک شدن برای ایجاد تعادل در نمونه‌های خاک انجام شد، در پایان هر دوره کاتیون‌های قابل تبادل (سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم) با استفاده از استات آمونیوم ۱ مولار (pH=۷) در نسبت ۱ به ۱۰ (خاک به عصاره‌گیر) عصاره‌گیری شد و غلظت سدیم و پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر (مدل Jenway PFP7) و غلظت کلسیم و منیزیم به روش کمپلکسی‌متری (Richards, 1954) اندازه‌گیری شد. برای استخراج عناصر محلول در آب، از نسبت ۱ به ۲/۵ (خاک به آب) استفاده (Rhoades & Miyamoto, 1990)، و غلظت سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم با روش‌های ذکر شده در مرحله قبل اندازه‌گیری شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در شرایط آزمایشگاه اجرا شد. فاکتورهای آزمایش شامل مقدار میکروپلاستیک و زمان انکوباسیون بود. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از ترسیم نمودار جعبه‌ای و محاسبه باقیمانده‌ها، و توزیع نرمال اشتباهات آزمایشی به روش آزمون اندرسون-دارلینگ^۲ بررسی شد. برای آنالیز و تحلیل داده‌ها و ترسیم نمودارها به ترتیب از نرم افزار SAS 9.4 و Excel استفاده شد. مقایسه میانگین داده‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

از کشورها از مالچ‌های پلاستیکی، اصلاح‌کننده‌های خاک مانند کمپوست‌های به‌دست آمده از زباله‌های شهری به منظور افزایش عملکرد محصولات کشاورزی استفاده می‌شود که در نهایت ممکن است منجر به اضافه شدن ذرات پلاستیک به خاک کشاورزی گردد. بررسی اثر ذرات میکروپلاستیک بر خصوصیات خاک به‌طور ویژه مورد توجه محققین قرار گرفته است. اما مطالعات کمی درباره تأثیر این قبیل ذرات بر فراهمی عناصر در خاک به‌ویژه در شکل محلول و قابل تبادل انجام شده است. ضمن اینکه، پتاسیم، کلسیم و منیزیم از عناصری هستند که برای رشد گیاهان ضروری می‌باشند (Cole et al., 2016) و عنصر سدیم نیز یک عنصر غذایی ضروری برای گیاهان نمک دوست (هالوفیت) و بسیاری از گیاهان C4 است (Havlin, 2020). بنابراین، با توجه به اهمیت و نقشی که این عناصر در تغذیه گیاهان دارند، این تحقیق، با هدف بررسی اثر ذرات میکروپلاستیک بر تغییرات غلظت سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک انجام شد.

مواد و روش‌ها

تهیه نمونه خاک و اندازه‌گیری برخی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی

برای انجام تحقیق، نمونه برداری خاک (عمق صفر تا ۲۵ سانتی‌متر) از منطقه‌ای با محدوده جغرافیایی 36°41'10.6"N - 48°23'12.8"E انجام شد. پس از هوا خشک کردن خاک، نمونه از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. برخی ویژگی‌های خاک شامل، بافت خاک به روش هیدرومتر (Bouyoucos, 1962)، پهاش در عصاره ۱ به ۲/۵ خاک به آب (Thomas, 1996) و درصد کربنات کلسیم معادل (Loeppert & Suarez, 1996) اندازه‌گیری شد. ویژگی‌های خاک مورد استفاده در جدول ۱ ارائه شده است. بافت خاک لوم شنی و مقدار کربنات کلسیم معادل و پهاش خاک به ترتیب برابر با ۲۰/۱۵ درصد و ۷/۸۷ بود.

تهیه میکروپلاستیک و آلوده سازی خاک

گرانول‌های پلاستیک از جنس پلی‌اتیلن سبک^۱ (میانگین ابعاد به قطر ۵ میلی‌متر) از بازار پلاستیک تهران تهیه شد. به‌دلیل حالت الاستیکی گرانول‌ها، پودر و آسیاب کردن گرانول‌های پلاستیکی در دمای اتاق با استفاده از آسیاب معمولی

2. Anderson-Darling Test

1. Low-Density Polyethylene, (LDPE)

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1. Some physical and chemical properties of the studied soil.

Texture	EC (1:2.5)	pH	CCE	*Exchangeable				**Water-soluble			
				Na	K	Ca	Mg	Na	K	Ca	Mg
-	dS m ⁻¹	-	%	mg kg ⁻¹		g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		g kg ⁻¹	
Sandy Loam	0.554	7.87	20.15	65.07	197.82	4.8	0.6	26.7	24.01	0.2	0.05

* Extracted by 1 M ammonium acetate (NH₄OAc) at pH 7

** Extracted by Water (1:2.5 soil/water ratio)

CCE: Calcium Carbonate Equivalent

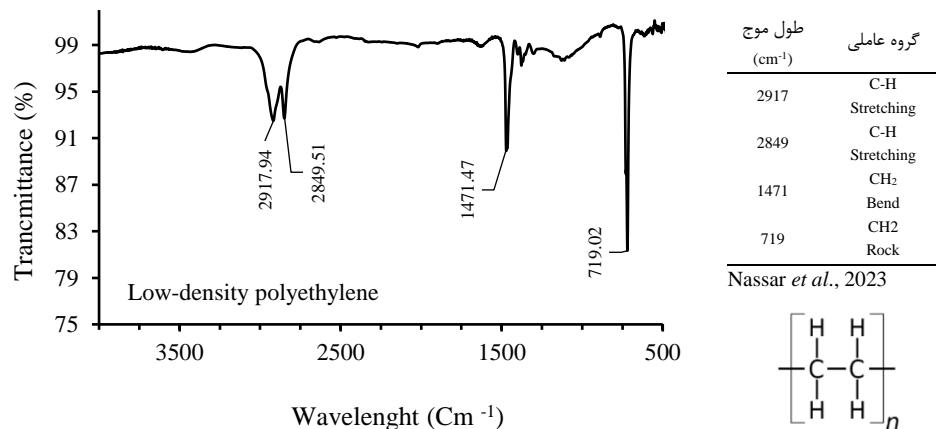
EC: Electrical conductivity (1:2.5 soil/water ratio)

سانتی‌مترمربع متغیر است. بر اساس نتایج طیف سنجی مادون قرمز این ترکیب عمدتاً از زنجیره اتم‌های کربن و هیدروژن (شکل ۱) تشکیل شده است و فاقد گروه عاملی روی زنجیره کربن می‌باشد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های میکروپلاستیک پلی اتیلن سبک

پلی اتیلن سبک نوعی پلی مر ترموپلاستیکی از گروه پلی اتیلن‌ها است که چگالی آن بین ۰/۹۱ تا ۰/۹۴ گرم بر



شکل ۱- طیف‌سنجی مادون قرمز و گروه‌های عاملی پلی اتیلن سبک

Figure 1. Low-density polyethylene FTIR spectra and its functional groups

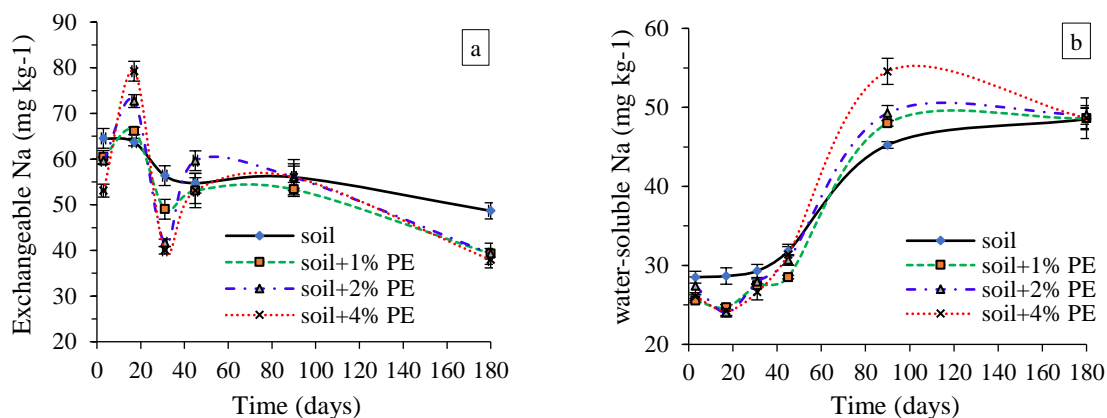
طول دوره انکوباسیون در تیمار ۴ < ۱ < ۲ درصد بود. ذرات پلی اتیلن سبک غلظت سدیم محلول در آب را نیز کاهش داد. اما در مقایسه با سدیم قابل تبادل، کاهش کمتری را نشان داد. به طوری که میزان کاهش سدیم محلول در آب تحت تأثیر بیشترین مقدار میکروپلاستیک، ۰/۳ درصد بود. بررسی اثر عامل زمان بر غلظت سدیم قابل تبادل (P<0.0001) نشان داد که در دوره‌های ۳ تا ۱۷ روز، غلظت سدیم قابل تبادل خاک افزایش یافت اما با گذشت زمان غلظت آن روند کاهش داشت. به طوری که غلظت سدیم قابل تبادل در ۱۸۰ روز از دوره انکوباسیون در مقایسه با ۳ روز اول، به مقدار ۳۰/۵ درصد کاهش یافت. در مقابل، غلظت سدیم محلول در آب با گذشت زمان افزایش یافت. در پایان دوره انکوباسیون (۱۸۰ روز)، غلظت

سدیم قابل تبادل و محلول

تغییرات غلظت سدیم قابل تبادل و محلول با گذشت زمان، به ترتیب در شکل (۲-a) و (۲-b) نشان داده شده است. نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان داد که ذرات پلی اتیلن سبک غلظت سدیم قابل تبادل (P<0.005) و محلول در آب (P<0.005) را تحت تأثیر قرار داد. بررسی اثر مقدار میکروپلاستیک بر غلظت سدیم قابل تبادل نشان داد که بیشترین کاهش در تیمار چهار درصد میکروپلاستیک (با میانگین ۵۳/۲۴ میلی گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد که غلظت سدیم قابل تبادل را در مقایسه با تیمار شاهد (۵۷/۳۴ میلی گرم بر کیلوگرم)، به مقدار ۷/۲ درصد کاهش داد. مقایسه مقادیر مختلف میکروپلاستیک نشان داد که میانگین کاهش غلظت سدیم قابل تبادل در

روز، مقادیر ۱ و ۲ درصد میکروپلاستیک غلظت سدیم محلول در آب را در مقایسه با تیمار شاهد افزایش داد. در سایر زمان‌ها غلظت سدیم محلول در آب تحت تأثیر ذرات پلی اتیلن سبک در مقایسه با تیمار شاهد، کاهش یافت.

سدیم محلول در آب در مقایسه با ۳ روز، به میزان ۸۱/۲ درصد افزایش پیدا کرد. بررسی اثر متقابل مقدار و زمان نشان داد که در هر یک از زمان‌ها (به استثنای ۱۷ روز)، مقادیر مختلف میکروپلاستیک غلظت سدیم قابل تبادل خاک را در مقایسه با تیمار شاهد کاهش داد. دوره ۹۰



شکل ۲- تأثیر مقادیر مختلف میکروپلاستیک (صفر، ۱، ۲ و ۴ درصد وزنی-وزنی) بر غلظت سدیم قابل تبادل (a) و محلول در آب (b) در شش دوره انکوباسیون (۳، ۱۷، ۳۱، ۴۵، ۹۰ و ۱۸۰ روز). هر نقطه نشان دهنده میانگین غلظت بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم \pm خطای استاندارد (سه تکرار) (آزمون دانکن در سطح احتمال پنج درصد).

Figure 2. Effect of various MPs content (0, 1, 2 and 4 % w/w) on exchangeable (a) and water-soluble (b) sodium concentration at six time (3, 17, 31, 45, 90 and 180 days) during 180 days of incubation. Each point represents the mean concentration (mg kg^{-1}) \pm standard error ($n = 3$) (Duncan-test, $P=0.05$).

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثر زمان، مقدار و اثر متقابل آنها بر غلظت سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک

Table 2. Analysis of variance of Content, time and their interactions on Na, K, Ca and Mg concentration

SOV	DF	Mean square							
		Na		K		Ca		Mg	
		WS	EX	WS	EX	WS	EX	WS	EX
Content	3	8.87*	62.546**	9.67**	399.77**	0.001*	0.054*	1.87 ^{ns}	0.006 ^{ns}
Time	5	1488.65**	1234.82**	27.50**	1164.12**	0.020**	0.142**	8.04**	0.006 ^{ns}
C \times T	15	13.40**	85.46**	0.08 ^{ns}	12.42 ^{ns}	0.000 ^{ns}	0.005 ^{ns}	0.1 ^{ns}	0.010 ^{ns}
Error	48	3.01	13.02	1.12	13.59	0.000	0.015	0.000	0.011

** , * , ns: به ترتیب اختلاف معنی دار در سطح احتمال یک و پنج درصد و غیرمعنی دار

* , ** and ns: significant at 1% , 5% probability level and non-significant respectively

WS: Water-soluble (extracted by water, soil to water ratio:1/2.5)

EX: Exchangeable (Extracted by ammonium acetate 1 M, pH=7)

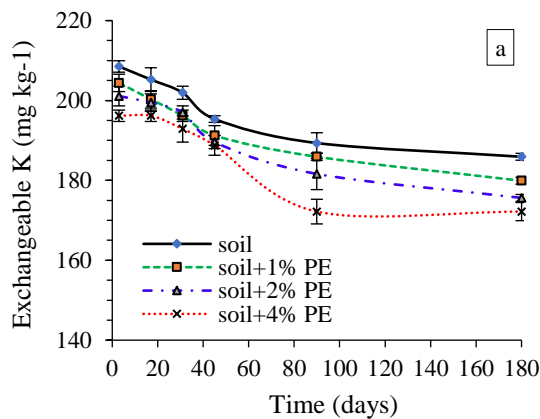
محلول در تیمارهای شاهد $1 < 2 < 4$ درصد بود. مقادیر ۱، ۲ و ۴ درصد میکروپلاستیک در مقایسه با تیمار شاهد غلظت پتاسیم محلول را به ترتیب ۳/۱، ۵/۵ و ۶/۹۷ درصد کاهش دادند.

نتایج نشان داد که با گذشت زمان، غلظت پتاسیم قابل تبادل ($P < 0.0001$) و محلول ($P < 0.0001$) کاهش یافت. در زمان ۱۸۰ روز، بیشترین کاهش غلظت پتاسیم قابل تبادل و محلول مشاهده شد. به طوری که در مقایسه با ۳ روز اول انکوباسیون، پتاسیم قابل تبادل و محلول به

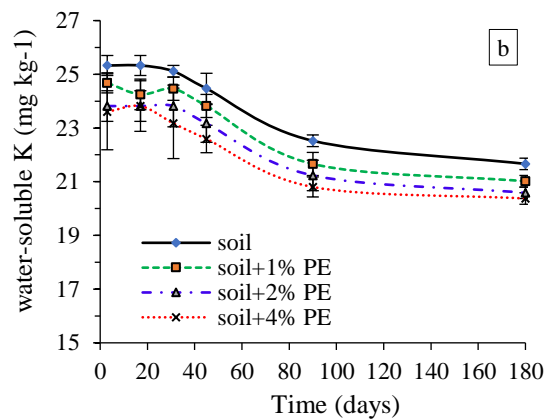
پتاسیم قابل تبادل و محلول

اثر ذرات پلی اتیلن سبک بر پتاسیم قابل تبادل و محلول در شکل ۳-a و ۳-b نشان داده شده است. مقادیر مختلف پلی اتیلن سبک غلظت پتاسیم قابل تبادل خاک را کاهش داد ($P < 0.0001$). در مقایسه با تیمار شاهد، مقدار کاهش غلظت پتاسیم قابل تبادل در تیمارهای ۱، ۲ و ۴ درصد میکروپلاستیک به ترتیب ۲/۴، ۳/۵ و ۵/۷ درصد بود. پتاسیم محلول در آب تحت تأثیر ذرات پلی اتیلن سبک کاهش یافت ($P < 0.0001$). غلظت پتاسیم

انکوباسیون بود. همچنین، نتایج مقادیر مختلف پتاسیم محلول در آب نشان داد که در تیمار شاهد و در ۳ روز اول انکوباسیون، بیشترین غلظت پتاسیم محلول (۲۵/۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد. با این حال، کمترین غلظت آن (۲۰/۳۷ میلی گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار چهار درصد میکروپلاستیک در ۱۸۰ روز انکوباسیون بود.



ترتیب ۱۱/۹۲ و ۱۴/۱۵ کاهش یافت. بررسی اثر متقابل زمان و مقدار نشان داد که بیشترین غلظت پتاسیم قابل تبادل (۲۰۸/۵۱ میلی گرم بر کیلوگرم) در ۳ روز اول انکوباسیون و در تیمار شاهد مشاهده شد. در مقابل، کمترین غلظت آن (۱۷۲/۱۸ میلی گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار چهار درصد میکروپلاستیک در ۱۸۰ روز



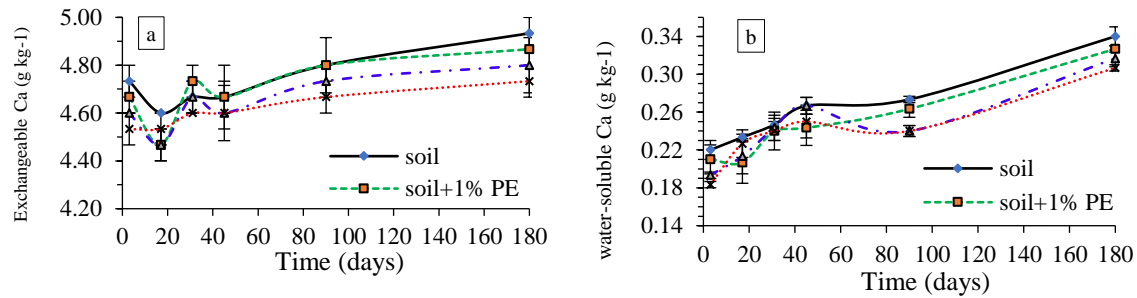
شکل ۳- تأثیر مقادیر مختلف میکروپلاستیک (صفر، ۱، ۲ و ۴ درصد وزنی-وزنی) بر غلظت پتاسیم قابل تبادل (a) و محلول در آب (b) در شش دوره انکوباسیون (۳، ۱۷، ۳۱، ۴۵، ۹۰ و ۱۸۰ روز). هر نقطه نشان دهنده میانگین غلظت بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم \pm خطای استاندارد (سه تکرار) (آزمون دانکن در سطح احتمال پنج درصد).

Figure 3. Effect of various MPs content (0, 1, 2 and 4 % w/w) on exchangeable (a) and water-soluble (b) potassium concentration at six time (3, 17, 31, 45, 90 and 180 days) during 180 days of incubation. Each point represents the mean concentration (mg kg^{-1}) \pm standard error ($n = 3$) (Duncan-test, $P=0.05$).

تبادل و محلول نشان داد که با گذشت زمان غلظت کلسیم قابل تبادل ($P<0.0001$) و محلول در آب ($P<0.0001$) افزایش یافت. بیشترین مقدار افزایش در زمان ۱۸۰ روز انکوباسیون مشاهده شد. به طوری که در مقایسه با ۳ روز اول انکوباسیون، غلظت کلسیم قابل تبادل و محلول را به ترتیب ۴/۳۲ و ۵۹/۹ درصد افزایش داد. نتایج اثر متقابل مقدار و زمان بر غلظت کلسیم قابل تبادل ($P<0.983$) و محلول ($P<0.741$) نشان داد که بیشترین غلظت کلسیم قابل تبادل خاک (۴/۹۳ گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار شاهد در زمان ۱۸۰ روز بود. مشابه با کلسیم قابل تبادل، بیشترین غلظت کلسیم محلول در آب (۰/۳۴ گرم بر کیلوگرم) نیز در تیمار شاهد و در زمان ۱۸۰ روز مشاهده شد. در مقابل، کمترین غلظت آن (۰/۱۸ گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار چهار درصد میکروپلاستیک در زمان ۳ روز انکوباسیون بود.

کلسیم قابل تبادل و محلول

در شکل ۴-a و ۴-b تأثیر ذرات پلی اتیلن سبک بر کلسیم قابل تبادل و محلول نشان داده شده است. مقادیر مختلف پلی اتیلن سبک باعث کاهش غلظت کلسیم قابل تبادل در مقایسه با تیمار شاهد شد ($P<0.023$). مقدار کاهش در تیمارهای ۱، ۲ و ۴ درصد در مقایسه با تیمار شاهد، به ترتیب ۰/۷، ۱/۹ و ۲/۶ درصد بود. به طور خلاصه، میزان کاهش کلسیم قابل تبادل در تیمارهای حاوی ذرات میکروپلاستیک به ترتیب در تیمار ۴ $< 2 < 1$ درصد بود. کلسیم محلول در آب نیز تحت تأثیر ذرات پلی اتیلن سبک کاهش یافت ($P<0.012$). سطح چهار درصد میکروپلاستیک غلظت کلسیم محلول را در مقایسه با تیمار شاهد، ۸/۴ درصد کاهش داد. مقدار کاهش در مقادیر ۱ و ۲ درصد به ترتیب ۵/۷ و ۶/۸ درصد بود. بررسی اثر عامل زمان بر تغییرات غلظت کلسیم قابل



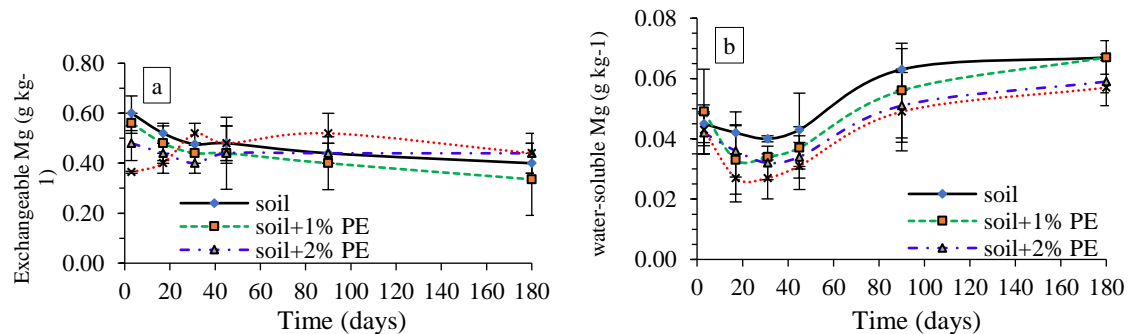
شکل ۴- تأثیر مقادیر مختلف میکروپلاستیک (صفر، ۱، ۲ و ۴ درصد وزنی-وزنی) بر غلظت کلسیم قابل تبادل (a) و محلول در آب (b) در شش دوره انکوباسیون (۳، ۱۷، ۳۱، ۴۵، ۹۰ و ۱۸۰ روز). هر نقطه نشان دهنده میانگین غلظت بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم \pm خطای استاندارد (سه تکرار) (آزمون دانکن در سطح احتمال پنج درصد).

Figure 4. Effect of various MPs content (0, 1, 2 and 4 % w/w) on exchangeable (a) and water-soluble (b) calcium concentration at six time (3, 17, 31, 45, 90 and 180 days) during 180 days of incubation. Each point represents the mean concentration (g kg^{-1}) \pm standard error (n = 3) (Duncan-test, P=0.05).

($P < 0.719$). در زمان ۱۸۰ روز، غلظت آن در مقایسه با ۳ روز اول انکوباسیون، ۱۴/۱۷ درصد کاهش یافت. در مقابل، با گذشت زمان غلظت منیزیم محلول در آب افزایش یافت ($P < 0.0001$). بیشترین مقدار افزایش در زمان ۱۸۰ روز بود. به طوری که در مقایسه با ۳ روز اول، مقدار آن ۳۹/۶۶ درصد افزایش یافت. بررسی اثر متقابل مقدار و زمان بر منیزیم قابل تبادل ($P < 0.539$) و محلول در آب ($P < 1.00$) نشان داد که بیشترین (۰/۶ گرم بر کیلوگرم) و کمترین (۰/۴ گرم بر کیلوگرم) غلظت منیزیم قابل تبادل در تیمار شاهد و به ترتیب در زمان‌های ۳ و ۱۸۰ روز مشاهده شد. از سوی دیگر، در هر یک از زمان‌های مورد مطالعه بیشترین کاهش غلظت منیزیم محلول در آب مربوط به تیمار چهار درصد میکروپلاستیک بود. به طوری که کمترین غلظت منیزیم محلول (۰/۰۲۷ گرم بر کیلوگرم) در زمان‌های ۱۷ و ۳۱ روز و در تیمار ۴ درصد مشاهده شد.

منیزیم قابل تبادل و محلول

تغییرات منیزیم قابل تبادل در شکل (a-۵) نشان داده شده است. حضور ذرات پلی اتیلن سبک در خاک، غلظت منیزیم قابل تبادل خاک را کاهش داد، اما مقدار این کاهش از نظر آماری معنی‌دار نبود ($P < 0.621$). مقدار کاهش در تیمارهای ۱، ۲ و ۴ درصد میکروپلاستیک به ترتیب ۵/۳، ۹/۵ و ۶/۶ درصد بود. شکل (b-۵) تغییرات منیزیم محلول در آب را نشان می‌دهد. منیزیم محلول در آب نیز تحت تأثیر ذرات پلی اتیلن سبک کاهش یافت. غلظت آن در تیمار شاهد $1 < 2 < 4$ درصد بود. مقادیر ۱، ۲ و ۴ درصد میکروپلاستیک در مقایسه با تیمار شاهد غلظت منیزیم محلول در آب را به ترتیب ۸، ۱۵/۳ و ۲۲ درصد کاهش دادند، اما مقدار کاهش از نظر آماری معنی‌دار نبود ($P < 0.147$). همچنین مشاهده گردید که با گذشت زمان غلظت منیزیم قابل تبادل کاهش یافت



شکل ۵- تأثیر مقادیر مختلف میکروپلاستیک (صفر، ۱، ۲ و ۴ درصد وزنی-وزنی) بر غلظت منیزیم قابل تبادل (a) و محلول در آب (b) در شش دوره انکوباسیون (۳، ۱۷، ۳۱، ۴۵، ۹۰ و ۱۸۰ روز). هر نقطه نشان دهنده میانگین غلظت بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم \pm خطای استاندارد (سه تکرار) (آزمون دانکن در سطح احتمال پنج درصد).

Figure 5. Effect of various MPs content (0, 1, 2 and 4 % w/w) on exchangeable (a) and water-soluble (b) magnesium concentration at six time (3, 17, 31, 45, 90 and 180 days) during 180 days of incubation. Each point represents the mean concentration (g kg^{-1}) \pm standard error (n = 3) (Duncan-test, P=0.05).

نتایج و بحث

نتایج به دست آمده نشان داد که با گذشت زمان غلظت پتاسیم در هر دو تیمار خاک شاهد و خاک حاوی ذرات میکروپلاستیک روند کاهشی داشت و در مقابل غلظت کاتیون‌های سدیم، کلسیم و منیزیم به‌ویژه به شکل محلول در آب افزایش یافت. با توجه به اینکه در طی دوره انکوباسیون، چرخه‌های متناوب تر و خشک شدن در خاک انجام شده است. بنابراین، احتمال می‌رود که تحت تأثیر چرخه‌های متناوب تر و خشک شدن، مقدار پتاسیم تثبیت شده در خاک افزایش یافته است. در مقابل، چرخه‌های تر و خشک شدن موجب انحلال بیشتر نمک‌های محلول در آب شده و موجب گردیده تا غلظت عناصری مانند سدیم، کلسیم و منیزیم به خصوص به شکل محلول در آب افزایش یابد. از سوی دیگر، روند تغییرات پتاسیم و کلسیم قابل تبادل و محلول در آب عکس یکدیگر بود. احتمالاً گزینش پذیری خاک برای پتاسیم در مقایسه با کلسیم بیشتر بوده است و با گذشت زمان پتاسیم خاک جایگزین کلسیم شده است. بر اساس سری لیوتروپیک^۱ جایگزینی نسبی کاتیون‌ها روی کلونیدها از سری $Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^{+} > Na^{+}$ تبعیت می‌کند (Cherian & Arnepalli, 2015). اما حضور برخی کانی‌ها مانند ایلایت باعث می‌شود تا جایگزینی نسبی روی کلونیدها از این سری تبعیت ننموده و به صورت سری $Na^{+} > Mg^{+2} > Ca^{+2} > K^{+}$ پیروی کند (Jalali *et al.*, 2020). بنابراین احتمال می‌رود دلیل کاهش پتاسیم با گذشت زمان در خاک شاهد و همچنین تیمارهای مورد آزمایش مربوط به گزینش پذیری بیشتر کانی‌های موجود در خاک مورد مطالعه برای پتاسیم در مقایسه با کلسیم باشد.

همانطور که بیان شد، مطالعات کمی در رابطه با تأثیر ذرات میکروپلاستیک بر فراهمی و جذب عناصر کاتیونی خاک توسط میکروپلاستیک‌ها انجام شده است. پلی اتیلن یک پلی‌مر کریستالی غیرقطبی^۲ است و فاقد گروه‌های عاملی می‌باشد، بنابراین ظرفیت جذب نسبتاً کمی داشته و عناصر را تنها به صورت تک لایه با نیروی وان در والسی جذب می‌کند (Chen *et al.*, 2019). با این حال، علی‌رغم اینکه تصور می‌شود ذرات میکروپلاستیک فاقد بار هستند،

اما زمانی که وارد خاک می‌شوند، می‌تواند قابلیت دسترسی برخی از عناصر را تحت تأثیر قرار دهند. هولمز و همکاران (Holmes *et al.*, 2014) بیان کردند، با وجود اینکه ذرات پلاستیک بار ذاتی و تخلخل قابل توجهی ندارند، اما فرایندهای محیطی مختلفی وجود دارند که می‌توانند ترکیب آنها را تغییر دهند. به‌عنوان مثال، هوازگی و تغییر سطح آنها شرایط مطلوبی را برای جذب سطحی یون‌های فلزی مهیا می‌سازد.

نتایج پژوهش، نشان داد که ذرات پلی اتیلن سبک (با ابعاد ۵-۱۰ میلی‌متر) میزان فراهمی کاتیون‌های سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک را تحت تأثیر قرار داد و باعث کاهش غلظت این کاتیون‌ها به فرم‌های قابل تبادل و محلول در آب شد. ذرات میکروپلاستیک ممکن است بتوانند مستقیماً عناصر غذایی را از خاک جذب نمایند و از این طریق قابلیت دسترسی عناصر را در خاک تغییر دهند. زمانی که این ذرات به مدت طولانی در خاک حضور داشته باشند به دلیل فرایندهای هوازگی و اکسیداسیون، به تدریج متخلخل شده و سطح آنها باردار می‌شود که نتیجه آن افزایش ظرفیت جذب در آنها خواهد بود (Mao *et al.*, 2020). همچنین، ذرات میکروپلاستیک می‌توانند عناصر دو ظرفیتی^۳ مانند مس (Cu^{+2}) را از طریق برهمکنش‌های الکترواستاتیکی^۴ جذب نمایند (Zou *et al.*, 2020). در برخی مطالعات، تعاملات بین میکروپلاستیک و آلاینده‌های شیمیایی شناسایی و بیان شده است که آلاینده‌ها می‌توانند بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها جذب سطحی شوند (& Ivar do sul Costa, 2014). پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که ماهیت آگریز بودن و همچنین سطح ویژه بالای این ذرات می‌تواند جذب برخی آلاینده‌ها را تسهیل نماید (Bradney *et al.*, 2019).

مکانیسم‌ها و دلایل مختلفی از قبیل مدت زمان حضور ذرات میکروپلاستیک در محیط و همچنین برخی عوامل دیگر مانند پهاش برای بررسی علت جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک ارائه شده است. محققین بیان کردند که اتصال فلز به ذرات پلاستیک می‌تواند توسط سه مکانیسم انجام پذیرد: (۱) جذب مستقیم کاتیون‌ها (جذب فیزیکی)، (۲) کمپلکس شدن روی مناطق باردار یا

3. bivalent metals

4. electrostatic interaction

1. lyotropic series

2. non-polar crystalline polymers

قبیل ذرات را به صورت پیوند یافته با مواد آلی محلول در محیط زیست می توان مشاهده کرد. ویجه ساکارا و همکاران (Wijesekara *et al.*, 2018) گزارش دادند که مقدار جذب مس در سطح ذرات پلاستیکی اصلاح شده با مواد آلی مختلف در مقایسه با ذرات پلاستیکی اولیه، به طور معنی دار بیشتر بود. پژوهش های انجام شده نشان می دهد که ماهیت آبریز بودن و همچنین سطح ویژه بالای این ذرات نیز می تواند جذب برخی آلاینده ها را تسهیل نماید (Bradney *et al.*, 2019).

اندازه ذرات میکروپلاستیک از جمله عوامل دیگری است که می تواند جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک را تحت تأثیر قرار دهد. ذرات میکروپلاستیک با اندازه کوچکتر، سطح ویژه بیشتری دارند. بنابراین می توانند در مقایسه با ذراتی با اندازه بزرگتر، عناصر بیشتری را جذب نمایند. میزان تخلخل ذرات نیز از عوامل اثرگذار بر جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک است (Bradney *et al.*, 2019). برخی محققین گزارش دادند که خصوصیات فیزیکی شیمیایی ذرات میکروپلاستیک اهمیت بالایی در جذب عناصر توسط ذرات پلاستیک دارد. به عنوان مثال، روچمن و همکاران (Rochman *et al.*, 2014) میزان جذب برخی از عناصر توسط پنج نوع پلاستیک در آب دریا را بررسی نمودند و گزارش دادند که در جذب برخی عناصر از آب دریا، نوع پلاستیک در مقایسه با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پلاستیک از اهمیت کمتری برخوردار است.

از عوامل احتمالی اثرگذار بر میزان جذب کاتیون های مانند سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم توسط ذرات میکروپلاستیک، می تواند مربوط به پهاش خاک باشد. همانطور که اشاره شد، فاکتورهای محیط زیستی از قبیل پهاش نقش مهمی در جذب فلزات توسط ذرات میکروپلاستیک ایفا می کند. به طوری که برای بسیاری از فلزات، پهاش عاملی بسیار اثرگذار بر جذب فلز توسط ذرات پلاستیک است (Bradney *et al.*, 2019). مطابق با یافته های تورنر و هولمز (Turner & Holmes, 2015) در تکه های تازه و هوادیده، میزان جذب کادمیوم، کبالت، نیکل و سرب در آب رودخانه بیشتر بود، در حالی که میزان جذب کروم در آب دریا که در مقایسه با آب رودخانه پهاش بالاتری داشت، بیشتر بود. علاوه بر این، با افزایش

مناطق خنثی واقع بر روی سطح ذرات پلاستیک و رسوب مجدد (جذب شیمیایی) و ۳) جذب بر روی اکسیدهای هیدراته (Ashton *et al.*, 2010). همچنین گزارش شده که احتمالاً فرایند جذب سطحی فلزات از طریق تعامل بین کاتیون های دو ظرفیتی (از قبیل مس، کادمیوم و سرب) و اکسی آنیون ها (مانند کروم) با مناطق قطبی یا باردار سطح پلاستیک (به عنوان مثال تحت تأثیر حضور بار آلاینده ها و افزودنی ها) و از طریق تعاملات غیرویه کمپلکس های آلی - فلز خنثی و سطوح هیدروفوبیک (آب گریز) پلاستیک انجام می پذیرد (Holmes *et al.*, 2014). از سوی دیگر، زمانی که ذرات میکروپلاستیک وارد خاک می شوند، با گذشت زمان تحت تأثیر فرایندهای هوازدگی قرار گرفته و ارتباط آنها با مواد آلی محلول در خاک بیشتر می شود. یکی از دلایل مربوط به جذب کاتیون هایی مانند سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک را می توان به اثر مواد آلی محلول در خاک نسبت داد. تورنر و هولمز (Turner & Holmes, 2015) گزارش دادند که ذرات پلاستیکی کهنه و هوادیده به دلیل ارتباط با مواد آلی محلول و تغییرات طولانی مدت در طی فرایندهایی از قبیل فوتواکسیداسیون و اصطکاک مواد باردار، مقدار فلز بیشتری را روی سطح خود جذب نمودند. هولمز و همکاران (Holmes *et al.*, 2012) و تورنر و هولمز (Turner & Holmes, 2015) بیان کردند که تکه های پلاستیک یافت شده در سواحل و پلاستیک های تازه در مقایسه با هم، ظرفیت جذب متفاوتی برای فلزات داشتند به طوری که تکه های جمع آوری شده از سواحل در مقایسه با پلاستیک های تازه (بدون هوازدگی) ظرفیت جذب بیشتری داشتند، که احتمالاً به دلیل افزایش سطح و مکان های فعال آنیونی در طی فرایند هوازدگی و رسوب با مواد آلی در طول زمان است. علاوه بر این، گروه های عاملی قطبی مانند کتون ها که در طی فرایند هوازدگی پلاستیک ها ایجاد شده اند با فلزات پیوند برقرار می کنند (Wang *et al.*, 2017).

در برخی مطالعات انجام شده، به اثر مواد آلی محلول در طی فرایند جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک اشاره شده است. بردنی و همکاران (Bradney *et al.*, 2019) بیان کردند که ذرات پلاستیک تمایل بالایی را برای مواد آلی محلول^۱ نشان می دهند، بنابراین، این

1. Dissolved organic matter, DOM

تغییر در ساختمان خاک تحت تأثیر حضور ذرات میکروپلاستیک می‌تواند منجر به تغییر در تحرک هیدولوژیکی خاک شود (Zhou et al., 2021). به طور خلاصه، علاوه بر اثر مستقیم ذرات میکروپلاستیک بر جذب برخی عناصر کاتیونی، ممکن است به صورت غیرمستقیم از طریق اثراتی که می‌تواند بر خصوصیات خاک داشته باشد میزان فراهمی و قابل دسترس بودن کاتیون‌هایی مانند سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم را تحت تأثیر قرار دهد.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان داد که ذرات میکروپلاستیک زمانی که وارد خاک می‌شوند بر خلاف این تصور که این قبیل ذرات فاقد بار بوده و توانایی جذب ندارند، اما قادر به جذب نمودن برخی از کاتیون‌ها مانند سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک هستند، که دلایل متعددی از قبیل خصوصیات خاک و نیز تغییرات فیزیکی و شیمیایی به وجود آمده در ذرات میکروپلاستیک تحت تأثیر عوامل محیطی می‌تواند بر میزان جذب کاتیون‌ها توسط این قبیل ذرات اثرگذار باشد. با افزایش مقدار میکروپلاستیک در خاک، مقدار عناصر در بخش قابل تبادل و محلول در آب کاهش بیشتری را در مقایسه با تیمار شاهد نشان داد. همچنین مشاهده گردید که تناوب تر و خشک شدن باعث تثبیت پتاسیم در خاک با گذشت زمان شد و حضور ذرات میکروپلاستیک مقدار تثبیت پتاسیم را افزایش داد. در مقابل در تیمار شاهد تناوب تر و خشک شدن باعث رهاسازی بیشتر کلسیم و منیزیم بخش تبدالی خاک شد، اما حضور ذرات میکروپلاستیک سرعت رهاسازی را کاهش داد. بررسی مکانیسم‌های دخیل در جذب عناصر توسط ذرات میکروپلاستیک می‌تواند در توجیه و بررسی توانایی جذب ذرات میکروپلاستیک موثر باشد.

په‌اش آب رودخانه، میزان جذب عناصر سرب، نیکل، کبالت، کادمیوم، نقره و روی افزایش یافت. با افزایش په‌اش، کاتیون‌های فلزی به‌طور مداوم با پلاستیک برهمکنش داده و مقدار نسبی آن‌ها در محلول کاهش می‌یابد. همچنین، ذرات میکروپلاستیک می‌توانند برخی خصوصیات فیزیکی خاک را تحت تأثیر قرار دهند. احتمالاً با تغییر دادن برخی خصوصیات مانند ساختمان خاک، هدایت هیدرولیکی آب و نیز فرآیندهای خاکدانه‌سازی بر میزان فراهمی و قابل دسترس بودن کاتیون‌های سدیم، پتاسیم، منیزیم و نیز کلسیم اثر گذاشته است. مطالعات نشان داده است که ذرات میکروپلاستیک می‌توانند برخی خصوصیات خاک از قبیل خاکدانه‌سازی، چگالی ظاهری خاک، په‌اش و ظرفیت نگهداری را تحت تأثیر قرار دهند. میکروپلاستیک‌ها ممکن است از طریق اتصال یافتن به ترکیبات معدنی و آلی، خاکدانه‌سازی را در خاک تغییر دهند (Rillig, 2017). اما میزان این اثرگذاری می‌تواند با اندازه، نوع و حتی شکل ذرات پلاستیک متفاوت باشد (Zhou et al., 2021). به‌عنوان مثال، حضور فیبرهای پلی‌استری مقدار خاکدانه‌های پایدار در آب را افزایش داد (de Souza Machado et al; 2018)، در مقابل ذرات پلی‌اتیلنی باعث کاهش خاکدانه‌های درشت (بزرگتر از ۲ میلی‌متر) در خاک شد (Zhang, 2019). ذرات میکروپلاستیک به‌دلیل داشتن چگالی کمتر در مقایسه با ذرات معدنی خاک، می‌توانند باعث کاهش چگالی ظاهری خاک شوند (de Souza Machado et al; 2018). نتایج نشان داده است که در بررسی میزان جریان آب در خاک، فیبرهای از جنس پلی‌استر (۸ میکرومتر) ظرفیت نگهداری آب در خاک را به‌طور بالقوه افزایش داد و موجب حفظ خاک در شرایط اشباع به مدت طولانی‌تری شد (de Souza Machado et al., 2019) در حالیکه ذرات پلی‌اتیلن به شکل فیلم (۲ میلی‌متر) با افزایش دادن میزان تبخیر در خاک، مقدار آب از دست رفته از خاک را افزایش داد (Wan et al; 2019). بنابراین، ذرات میکروپلاستیک با اندازه‌های بزرگتر ممکن است اثر منفی بر ظرفیت نگهداری آب خاک داشته باشند و در خاک حالت انوکسیا^۱ به وجود آورند (Liu et al, 2014). بنابراین

References

- Andrade M. C., Winemiller K. O., Barbosa P. S., Fortunati A., Chelazzi D., Cincinelli A., and Giarrizzo T. 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*, 244, 766–773.
- Ashton K., Holmes L., and Turner A. 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2050–2055.
- Book U. Y. 2014. Emerging issues update air pollution: World's worst environmental health risk. *United Nations Environment Programme*.
- Bouyoucos G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465.
- Bradney L., Wijesekara H., Palansooriya K. N., Obadamudalige N., Bolan N. S., Ok Y. S., Rinklebe J., Kim K.-H., and Kirkham M. B. 2019. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 131, 104937.
- Chen S., Tan Z., Qi Y., and Ouyang C. 2019. Sorption of tri-n-butyl phosphate and tris (2-chloroethyl) phosphate on polyethylene and polyvinyl chloride microplastics in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110490.
- Cherian C., and Arneppalli D. N. 2015. A Critical Appraisal of the Role of Clay Mineralogy in Lime Stabilization. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, 1(1), 1–20.
- Cole J. C., Smith M. W., Penn C. J., Cheary B. S., and Conaghan K. J. 2016. Nitrogen, phosphorus, calcium, and magnesium applied individually or as a slow release or controlled release fertilizer increase growth and yield and affect macronutrient and micronutrient concentration and content of field-grown tomato plants. *Scientia Horticulturae*, 211, 420–430.
- de Souza Machado A. A., Kloas W., Zarfl C., Hempel S., and Rillig M. C. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416.
- de Souza Machado A. A., Lau C. W., Kloas W., Bergmann J., Bachelier J. B., Faltin E., Becker R., Görlich A. S., and Rillig M. C. 2019. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environmental Science and Technology*, 53(10), 6044–6052.
- Ekebafé L., Ogbeifun D., Biokemistri F. O., and 2011, undefined. 2011. Polymer applications in agriculture. *Ajol.Info*, 23(2), 81–89. <https://www.ajol.info/index.php/biokem/article/view/77680>.
- Europe P. 2016. Plastics—The Facts 2016. *An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data*.
- Geyer R., Jambeck J. R., and Law K. L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782.
- Guo J., Huang X., Xiang L., Wang Y., Li Y., Li H., and Cai Q. 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137(July 2019), 105263.
- Havlin J. L. 2020. Soil: Fertility and Nutrient Management. *Landscape and Land Capacity*, 251–265.
- Holmes L. A., Turner A., and Thompson R. C. 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160(1) 42–48.
- Holmes L. A., Turner A., and Thompson R. C. 2014. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry*, 167, 25–32.
- Jalali M., Arian T. M., and Ranjbar F. 2020. Selectivity coefficients of K, Na, Ca, and Mg in binary exchange systems in some calcareous soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2).
- Lambert S., and Wagner M. 2018. Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: An overview. *Handbook of Environmental Chemistry*, 58, 1–23.
- Liu E. K., He W. Q., and Yan C. R. 2014. 'White revolution' to 'white pollution'—agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, 9(9), 91001.
- Liu S., Shi J., Wang J., Dai Y., Li H., Li J., Liu X., Chen X., Wang Z., and Zhang P. 2021. Interactions between Microplastics and Heavy Metals in Aquatic Environments: A Review. *Frontiers in Microbiology*, 12(April), 1–14.
- Loeppert R. H., and Suarez D. L. 1996. Carbonate and gypsum. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, 437–474.

- Mao R., Lang M., Yu X., Wu R., Yang X., and Guo X. 2020. Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122515.
- Nassr, M., Krupa, I., Ouederni, M., Krishnamoorthy, S. K., & Popelka, A. (2023). An Adhesion Improvement of Low-Density Polyethylene to Aluminum through Modification with Functionalized Polymers. *Polymers*, 15(4), 916.
- Rhoades J. D., and Miyamoto S. 1990. Testing soils for salinity and sodicity. *Soil Testing and Plant Analysis*, 3, 299–336.
- Richards L. A. 1954. Diagnosis and Improvement of. *Saline and Alkali Soils. Handbook*, 60.
- Rillig M. C. 2012. *Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?* ACS Publications.
- Rillig M. C., Ingraffia R., and Machado A. A. D. S. 2017. *Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems*. 8(October), 8–11.
- Rochman C. M., Browne M. A., Halpern B. S., Hentschel B. T., Hoh E., Karapanagioti H. K., Rios-Mendoza L. M., Takada H., Teh S., and Thompson R. C. 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494(7436), 169–171.
- Rochman C. M., Hentschel B. T., and Teh S. J. 2014. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PLOS One*, 9(1), e85433.
- Ruimin Q., Jones D. L., Zhen L., Qin L., and Changrong Y. 2019. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical. *Science of the Total Environment*, 134722.
- Thomas G. W. 1996. Soil pH and soil acidity. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, 475–490.
- Turner A., and Holmes L. A. 2015. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental Chemistry*, 12(5), 600–610.
- Wan Y., Wu C., Xue Q., and Hui X. 2019. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of the Total Environment*, 654, 576–582.
- Wang J., Peng J., Tan Z., Gao Y., Zhan Z., Chen Q., and Cai L. 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, 171, 248–258.
- Wijesekara H., Bolan N. S., Bradney L., Obadamudalige N., Seshadri B., Kunhikrishnan A., Dharmarajan R., Ok Y. S., Rinklebe J., and Kirkham M. B. 2018. Trace element dynamics of biosolids-derived microbeads. *Chemosphere*, 199, 331–339.
- Xu B., Liu F., Cryder Z., Huang D., Lu Z., He Y., Wang H., Lu Z., Brookes P. C., Tang C., Gan J., and Xu J. 2020. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate—A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(21), 2175–2222.
- Zhang G. S., Zhang F. X., and Li X. T. 2019. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment. *Science of the Total Environment*, 670, 1–7.
- Zhou J., Wen Y., Marshall M. R., Zhao J., Gui H., Yang Y., Zeng Z., Jones D. L., and Zang H. 2021. Microplastics as an emerging threat to plant and soil health in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 787, 147444.
- Zou J., Liu X., Zhang D., and Yuan X. 2020. Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. *Chemosphere*, 248, 126064.

Effect of Polyethylene Micro plastic Particles on Some of Nutrients Concentration in a Calcareous Soil

Mehdi Tafvizi^{1*}, Mohammad Babaakbari Sari², Mohammad Amir Delavar³

(Received: November 2021 Accepted: January 2022)

Abstract

Microplastics (MPs) have been reported as emerging contaminants. There was little information about their effect and behavior on soil properties. This study aimed to investigate the changes in exchangeable concentrations (extracted with 1 M ammonium acetate) and water-soluble (ratio of 1 to 2.5 soil to water) of sodium (Na), potassium (K), calcium (Ca), and magnesium (Mg) elements under the presence of Low-Density Polyethylene MPs particles in the soil. The experiment was performed as a factorial experiment based on a completely randomized design with three replications. Experimental factors included the amount of MPs particles (zero, 1, 2, and 4% w/w) and incubation time (3, 17, 31, 45, 90, and 180 days). The results showed that MPs particles affected exchangeable and water-soluble elements. MPs particles reduced the exchangeable amounts of Na, K, and Ca. The largest decrease was related to the level of 4% MPs. Briefly. In the level of 4%, the amount of exchangeable Na, K, and Ca decreased by 7.2, 5.7 and 2.6 %, respectively, in comparison with control soil (without MPs). On the other hand, water-soluble K and Ca under the influence of MPs particles (4% MPs level) decreased by 6.97 and 8.4 % respectively, as compared with control. MPs particles reduced water-soluble Na in the first (3 days) to fourth (45 days) incubation periods. Also, MPs particles reduced the amount of exchangeable and water-soluble Mg, but it was not significant. In summary, the presence of MPs particles in the soil, especially in higher amounts (ex: 4%), can affect the availability of cationic elements such as Na, K, Ca, and Mg.

Keywords: Calcareous soil, Emerging pollutants, nutrients, Microplastics, Soil contamination

Tafvizi M., Babaakbari-sari M. and Delavar MA. 2023. Effect of polyethylene microplastic particles on some of nutrients concentration in a calcareous soil. *Applied Soil Research*, 11(1): 30-42.

1. Ph.D. graduated, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran

2. Assistant professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran

3. Associate professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran

* Corresponding Author Email: Tafvizi.m.s@gmail.com