

Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran

Received: 19 April 2026, Accepted: 19 August 2026

Hassan Alaei¹, Roya Mafigholami^{1*}, Sanaz Khoramipour¹, Behnaz MoradiGhiasabadi², Hamid Moghimi³

¹ Department of Environment, WT.C., Islamic Azad University, Tehran, Iran

² Department of Environment, Damavand Branch, Islamic Azad University, Damavand, Iran

³ Department of Microbiology, School of Biology, College of Science, University of Tehran, Tehran, Iran

*Corresponding Author:
r.mafigholami@wtiau.ac.ir

How to Cite This Article:

Alaei H, Mafigholami R, Khoramipour S, MoradiGhiasabadi B, Moghimi H. Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):184-205.

DOI:

ABSTRACT

Background: Microplastics are emerging, persistent pollutants that increasingly accumulate in agricultural soils, where they may impair soil functioning and threaten ecosystem and food security. This study investigated the occurrence of microplastics and assessed the biodegradation potential of indigenous microorganisms in agricultural soils of the Varamin Plain, Iran.

Materials and Methods: Soil samples were collected from five agricultural fields during warm and cold seasons at two depths (surface and subsurface). Microplastics were extracted using density separation combined with oxidative removal of organic matter, and particles were identified and quantified by stereomicroscopy. Statistical analyses included ANOVA, independent-samples t-tests, Pearson correlation, and linear regression. For biodegradation assessment, indigenous microorganisms were enriched on common polymers, and molecular identification was performed via PCR and 16S rRNA gene sequencing. Surface alterations of the polymers were examined using FESEM and FTIR.

Results: The mean microplastic concentration was 312.49 particles per kilogram of soil. The most abundant size class was 5-20 µm, and fibers were the dominant morphological type (42.38%). No significant differences in microplastic abundance were detected between seasons, depths, particle size classes, or fields ($P>0.05$). Four bacterial strains *Lysinibacillus boronitolerans*, *Pseudomonas stutzeri*, *Bacillus pacificus*, and *Microbacterium hibisci* were identified, each inducing limited morphological and structural changes on microplastic surfaces.

Conclusion: Agricultural soils in the Varamin Plain are uniformly contaminated with microplastics yet host indigenous microbial communities with a measurable, albeit slow, capacity to initiate biodegradation. Strengthening wastewater management, implementing continuous monitoring, and harnessing this biodegradation potential may help mitigate long-term environmental risks.

Keywords: Microplastics; agricultural soils; biodegradation; indigenous microorganisms; Varamin Plain

شناسایی ویژگی‌ها و امکان‌سنجی زیست‌تخریب‌پذیری میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی: مطالعه موردی مزارع کشاورزی جنوب تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۱/۳۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۵/۲۸

حسن علایی^۱، رویا مافی غلامی^{۱*}، ساناز خرمی پور^۱، بهناز مرادی غیاث آبادی^۲، حمید مقیمی^۳

^۱ گروه محیط‌زیست، واحد تهران غرب، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

^۲ دانشکده محیط زیست، واحد دماوند، دانشگاه آزاد اسلامی، دماوند، ایران

^۳ گروه میکروبیولوژی، دانشکده زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تهران، تهران، ایران

چکیده

زمینه و هدف: میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلاینده‌های پایدار نوظهور، به‌طور فزاینده‌ای در خاک‌های کشاورزی تجمع یافته و می‌توانند سلامت خاک و پایداری اکوسیستم را تهدید کنند. این مطالعه با هدف بررسی آلودگی میکروپلاستیک‌ها و ارزیابی ظرفیت زیست‌تخریب‌پذیری میکروارگانیسم‌های بومی در خاک‌های کشاورزی دشت ورامین انجام شد.

مواد و روش‌ها: نمونه‌برداری از خاک، در پنج مزرعه کشاورزی طی فصول گرم و سرد و در دو عمق سطحی و زیرسطحی انجام شد. استخراج میکروپلاستیک‌ها با استفاده از جداسازی بر اساس چگالی و حذف اکسیداتیو مواد آلی صورت گرفت. شناسایی و کمی‌سازی ذرات با استرئومیکروسکوپ انجام شد. تحلیل‌های آماری شامل ANOVA، آزمون t، همبستگی پیرسون و رگرسیون خطی بود. برای ارزیابی زیست‌تخریب، میکروارگانیسم‌های بومی بر روی پلیمرهای رایج کشت داده شده و شناسایی مولکولی با PCR و توالی‌یابی ژن ۱۶S rRNA انجام گرفت. تغییرات سطحی پلیمرها با FESEM و FTIR بررسی شد.

یافته‌ها: میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها ۳۱۲/۴۹ ذره در کیلوگرم خاک بود. بیشترین فراوانی به ذرات با اندازه ۵-۲۰ میکرومتر و از نظر ریخت‌شناسی به الیاف (۴۲/۳۸ درصد) اختصاص داشت. تفاوت معنی‌داری بین فصول، اعماق، رده‌های اندازه و مزارع مشاهده نشد ($P>0/05$). چهار سویه باکتریایی شامل *Lysinibacillus*، *Bacillus pacificus*، *Pseudomonas stutzeri* و *boronitolerans* شناسایی شدند که توان ایجاد تغییرات ریخت‌شناسی و ساختاری محدود در پلیمرها را نشان دادند.

نتیجه‌گیری: نتایج نشان می‌دهد که خاک‌های کشاورزی منطقه به‌طور یکنواختی به میکروپلاستیک‌ها آلوده بوده و هم‌زمان از ظرفیت بالقوه زیست‌تخریب میکروبی برخوردارند. مدیریت منابع فاضلابی، پایش مستمر و بهره‌گیری از توان میکروارگانیسم‌های بومی می‌تواند نقش مهمی در کاهش مخاطرات بلندمدت زیست‌محیطی ایفا کند.

واژه‌های کلیدی: میکروپلاستیک‌ها، خاک‌های کشاورزی، زیست‌تخریب‌پذیری، میکروارگانیسم‌های بومی، دشت ورامین

*پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

r.mafigholami@wtiau.ac.ir

نحوه استناد به این مقاله:

Alaei H, Mafigholami R, Khoramipour S, MoradiGhiasabadi B, Moghimi H. Characterization and Biodegradation Feasibility of Microplastics in Agricultural Soils: A Case Study from Southern Tehran Farmlands, Iran. Journal of Environmental Health Engineering. 2026;14(2):184-205.

DOI:

مقدمه

آلودگی خاک به میکروپلاستیک‌ها در سال‌های اخیر به‌عنوان یکی از نگرانی‌های مهم زیست‌محیطی و بهداشتی مطرح شده است، زیرا این ذرات پایدار می‌توانند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تغییر دهند، فعالیت میکروبی را مختل کنند، چرخه مواد غذایی را برهم بزنند و در نهایت بر رشد گیاه و ایمنی غذایی اثر بگذارند. در محیط‌های کشاورزی، میکروپلاستیک‌ها از منابع متعددی مانند فیلم‌های مالچ، لجن فاضلاب، آبیاری با پساب، کودهای آلی و رسوب‌گذاری جوی وارد خاک می‌شوند و به دلیل پایداری بالا و تجزیه‌پذیری محدود، در پروفیل خاک تجمع می‌یابند^{۱-۳}.

اهمیت این آلودگی تنها به خاک محدود نمی‌شود، بلکه میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق تماس با ریشه، انتقال به لندام‌های هوایی گیاه و ورود به زنجیره غذایی، خطرات بالقوه‌ای برای سلامت انسان و دام ایجاد کنند. افزون بر این، میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان حامل سایر آلاینده‌ها و میکروارگانیسم‌ها نیز عمل می‌کنند و این موضوع می‌تواند شدت اثرات زیست‌محیطی و بهداشتی آن‌ها را افزایش دهد. بنابراین، پایش این آلاینده در خاک‌های کشاورزی، به‌ویژه در مناطق وابسته به آبیاری با پساب، برای حفاظت از سلامت خاک و امنیت غذایی ضروری است^{۴،۵}.

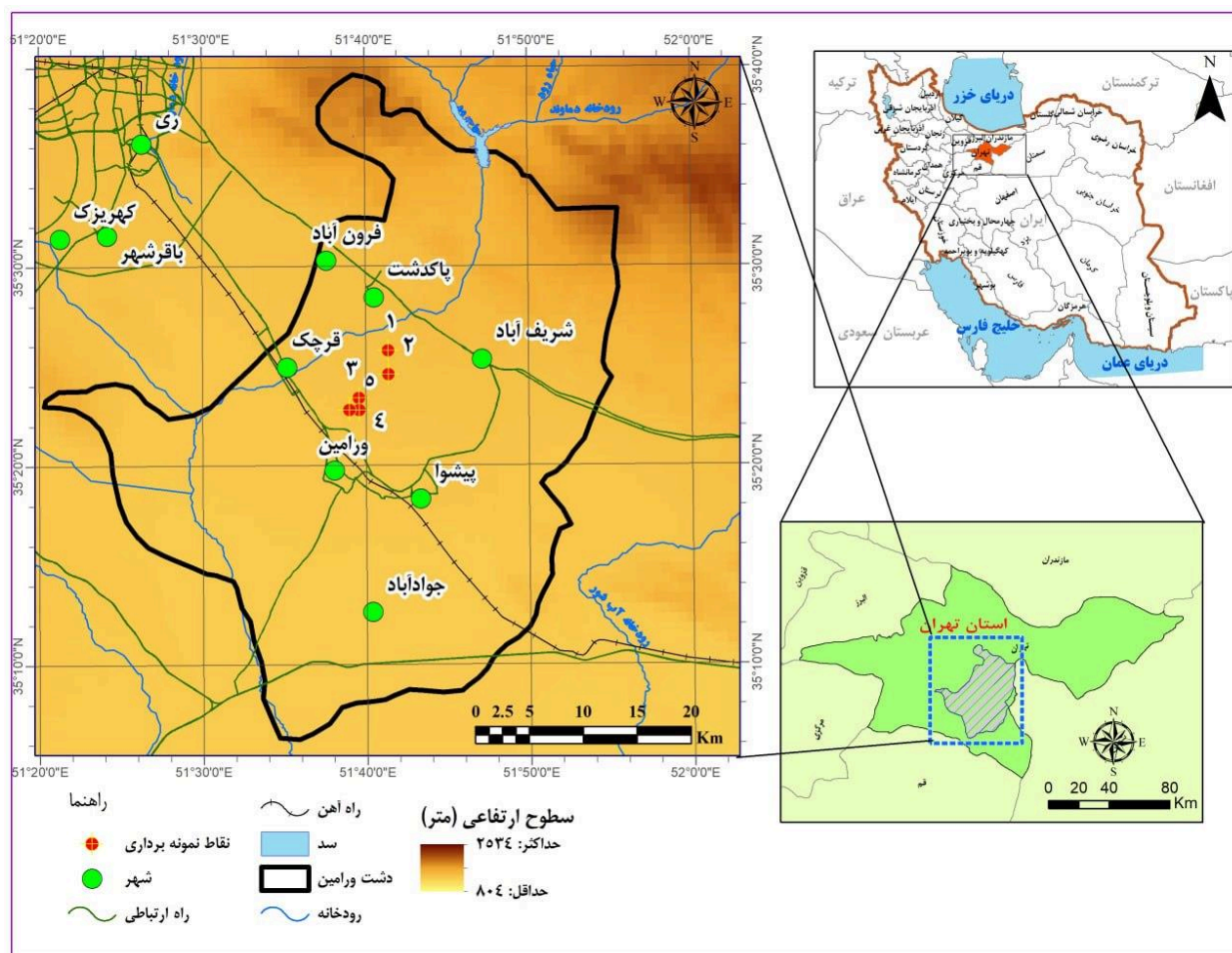
دشت ورامین به دلیل اقلیم نیمه‌خشک، وابستگی بالای کشاورزی به منابع آب جایگزین، و نزدیکی به مراکز شهری و صنعتی، منطقه‌ای مستعد برای تجمع میکروپلاستیک‌ها در خاک به شمار می‌رود. با این حال، داده‌های موجود درباره فراوانی، توزیع عمقی، ویژگی‌های مورفولوژیک و ظرفیت زیست‌تخریب‌پذیری میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی این منطقه هنوز محدود است؛ در حالی که مطالعات اخیر نشان داده‌اند آبیاری با پساب تصفیه‌شده می‌تواند به افزایش قابل توجه بار میکروپلاستیک در خاک‌های کشاورزی منجر شود. بر این اساس، این مطالعه با هدف ارزیابی آلودگی میکروپلاستیکی در مزارع جنوب

تهران و بررسی توان میکروارگانیسم‌های بومی برای زیست‌تخریب پلیمرها انجام شد^{۴،۶،۷}. با وجود نگرانی جهانی فزاینده، خاک‌های کشاورزی ایران هنوز به‌طور گسترده مورد مطالعه قرار نگرفته‌اند و این امر شکافی حیاتی در داده‌ها درباره فراوانی، توزیع و پتانسیل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها ایجاد کرده است. این مطالعه تلاش می‌کند این خلأ را پر نموده و با ارائه یک ارزیابی سیستماتیک از میکروپلاستیک‌ها در دشت ورامین، اولین مجموعه داده منطقه‌ای ایران را برای سیاست‌گذاری مبتنی بر شواهد فراهم آورد. فراتر از کمی‌سازی، تحقیق حاضر ظرفیت تجزیه ذاتی خاک را با شناسایی میکروارگانیسم‌های بومی قادر به تجزیه پلیمرهای خاص بررسی می‌کند. علاوه بر این، تأثیر عوامل زیستی و غیر زیستی، از جمله ویژگی‌های خاک، دما و خصوصیات میکروپلاستیک‌ها، بر کارایی تجزیه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. یافته‌های این مطالعه بینش‌های ارزشمندی برای پیش‌بینی الگوهای آلودگی، توسعه استراتژی‌های احیای زیستی هدفمند و مدیریت پایدار خاک‌های کشاورزی ارائه می‌دهند.

مواد و روش‌ها

مکان مورد مطالعه

این مطالعه در دشت ورامین، واقع در جنوب‌شرقی تهران، ایران، انجام شد (مختصات نقاط نمونه‌برداری در شکل ۱ و جدول ۱ ارائه شده است). نمونه‌برداری‌ها در تابستان و زمستان سال ۱۴۰۳ انجام گرفت. دشت ورامین با اقلیم نیمه‌خشک، بارندگی اندک، استفاده گسترده از فاضلاب برای آبیاری و نزدیکی به مناطق صنعتی و سایت‌های دفع زباله، به‌عنوان یک منطقه شاخص برای بررسی فراوانی، توزیع و پتانسیل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی شناخته می‌شود.



شکل ۱. نقشه مکان مورد مطالعه همراه با نقاط نمونه‌برداری

جدول ۱. ویژگی‌های جغرافیایی محل مطالعه و نمونه‌برداری

کد محل	مختصات جغرافیایی	کاربری زمین	نوع خاک	خاک pH	تعداد نمونه‌ها
۱	35.43° N, 51.69° E	مزرعه یونجه	لوم	۷/۴	۳
۲	35.41° N, 51.69° E	مزرعه ذرت	شنی-لوم	۷/۲	۳
۳	35.39° N, 51.66° E	کشت بادمجان	لوم	۷/۳	۳
۴	35.38° N, 51.66° E	مزرعه ذرت	شنی-لوم	۷/۱	۳
۵	35.38° N, 51.65° E	مزرعه ذرت	لوم	۷/۵	۳

مواد شیمیایی و تجهیزات

در این مطالعه از مواد شیمیایی شامل کلرید روی، پراکسید هیدروژن، محیط‌های کشت ساکارز و آگار، اسید بوریک، EDTA، گلیسرول، کلرید سدیم، سدیم دودسیل سولفات، سدیم هگزامتافسفات و آب دیونیزه استفاده شد. برای

الکتروفورز، نردبان DNA 1 kb GeneRuler (Thermo Scientific)، رنگ DNA 6X و بارگیری KBC Power Load (Kosar Biotech) به کار گرفته شدند. تصفیه DNA با کیت استخراج ژل QIAquick (Qiagen, Cat. No. 28704) انجام شد و آنزیم RNase A (Thermo Scientific) و پلیمرز DNA

آب مقطر و ۴۰ گرم پودر سدیم هگزامتافسفات به خاک افزوده شد و محلول حاصل پس از هم زدن به طور کامل، یک سوسپانسیون مادر ۴ درصدی تشکیل گردید. این محلول به عنوان عامل پخش کننده عمل کرده و ذرات تجمع یافته خاک را جدا می سازد. پس از آماده سازی محلول پخش کننده، استوانه حاوی مخلوط خاک و محلول به طور کامل در پوش گذاری شد و به مدت یک دقیقه (حدود ۳۰ بار وارونه سازی) به صورت دستی چرخانده شد تا سوسپانسیون یکنواخت شود. سپس استوانه در وضعیت قائم روی سطحی پایدار قرار گرفت و در فواصل زمانی از پیش تعیین شده، هیدرومتر به آرامی درون سوسپانسیون وارد شد. قرائت هیدرومتر همراه با زمان متناظر ثبت گردید و در نهایت، قطر ذرات خاک با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد.^{۱۰}

رابطه ۱

$$D = K \cdot \frac{L}{t}$$

K: ضریب ثابت در دمای ۲۲ درجه سانتی گراد، L: عمق مؤثر هیدرومتر و t: زمان سپری شده را بیان می کند. درصد ذرات باقی مانده در حالت معلق با استفاده از رابطه (۲) محاسبه شد.^{۱۱}

رابطه ۲

$$R_c = 2 \cdot (R_a - \text{Zero Correction} + GT)$$

R_a: قرائت واقعی هیدرومتری، GT: ضریب تصحیح وزن مخصوص و تصحیح صفر مربوط به اعمال اصلاحات دمایی است. بدین ترتیب، قرائت تصحیح شده هیدرومتر با در نظر گرفتن هم زمان اصلاحات دما و وزن مخصوص به دست آمد.

جداسازی، شناسایی و کمی سازی میکروپلاستیک ها از نمونه های خاک

استخراج

استخراج میکروپلاستیک ها از خاک با استفاده از ترکیبی از جداسازی بر اساس چگالی (کلرید روی ۵ مولار) و حذف مواد آلی با پراکسید هیدروژن انجام شد.^{۱۱} بطور خلاصه،

Taq (Ampliqon) برای تحلیل های مولکولی پایین دستی مورد استفاده قرار گرفتند. تجهیزات به کار رفته شامل فر هوای گرم، ترازوی دیجیتال آزمایشگاهی، دستگاه التراسونیک، پمپ خلا، انکوباتور میکروبی، همزن ورتکس، استریومیکروسکوپ، یخچال آزمایشگاهی (۲-۸ درجه سانتی گراد)، فریزر (۱۸- تا ۲۰- درجه سانتی گراد)، پلیت های کشت میکروبی و شیشه آلات استاندارد آزمایشگاهی بودند.

نمونه برداری و آماده سازی نمونه ها

پنج مکان نمونه برداری مجزا در سراسر دشت ورامین بر اساس مختصات جغرافیایی و ویژگی های محیطی انتخاب شدند (شکل ۱). در هر مکان، سه نقطه نمونه برداری با فواصل ۱۰۰ متری تعیین شد تا تغییرات فضایی به طور دقیق ثبت گردد. نمونه های خاک در دو عمق سطحی (۱۰-۰ سانتی متر) و زیر سطحی (۲۰-۱۰ سانتی متر) جمع آوری شدند. از هر نقطه تقریباً ۲۰۰ گرم خاک برداشت شد و نمونه های مربوط به هر مکان با یکدیگر ترکیب شده و یک نمونه مخلوط تولید شد. نمونه برداری با استفاده از بیلچه فولاد ضد زنگ و تحت شرایطی که از آلودگی جلوگیری شود، انجام شد. هر نمونه در ظروف دارای برچسب اطلاعات محل و شرایط نمونه برداری قرار گرفت و تحت شرایط کنترل شده به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه، نمونه ها ابتدا در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند، پس همگن سازی، با استفاده از الک فولاد ضد زنگ با مش ۵ میلی متری، سنگ ها، بقایای گیاهی و ماکروارگانیسم ها حذف گردید. نمونه های آماده شده در ظروف تمیز ذخیره و برای مطالعات بعدی نگهداری شدند.^۸

تعیین ساختار خاک منطقه

ساختار بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتری و مطابق با استانداردهای AASHTO T88-70 و ASTM D422-63 تعیین شد.^۹ برای این منظور، ابتدا ۵۰ گرم خاک با ترازوی آزمایشگاهی دقیق وزن شد. سپس ۱۰۰۰ میلی لیتر

فراهم ساخت. پس از تحلیل، ذرات جداسازی‌شده در ویال‌های شیشه‌ای برچسب‌گذاری‌شده مطابق با کد نمونه ذخیره شدند.

جداسازی و شناسایی سویه‌های میکروبی بومی

نمونه‌برداری و آماده‌سازی خاک

نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده برای کشت انتخابی میکروارگانیزم‌های قادر به تجزیه میکروپلاستیک‌ها آماده شدند و روی محیط‌های کشت غنی‌شده با پلی اتیلن، پلی پروپیلن و پلی اتیلن ترفتالات تلقیح گردیدند. شناسایی مورفولوژیک و بیوشیمیایی سویه‌ها با میکروسکوپی و آزمون‌های استاندارد انجام شد و سویه‌های غالب از نظر مولکولی با PCR و تعیین توالی ژن ۱۶S rRNA شناسایی شدند^{۱۴}. سویه‌های منتخب تحت شرایط کنترل‌شده آزمایشگاهی غربالگری شدند و زیست‌تخریب‌پذیری پلیمرها با اندازه‌گیری کاهش وزن و تغییرات سطح مولکولی ارزیابی گردید تا کارآمدترین سویه‌ها شناسایی شوند.

استخراج DNA از میکروارگانیزم‌های بومی

زیست‌توده باکتریایی از کشت‌های محیط مایع LB استریل به‌دست آمد. استخراج DNA ژنومی با کیت Gene Transfer Pioneers (GTP) و مطابق با دستورالعمل شرکت سازنده انجام شد. برای سویه‌های گرم‌مثبت، سلول‌ها پس از سانتریفیوژ، در بافر لیز حاوی لیزوزیم سوسپانسیون و در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد انکوبه شدند؛ سپس تیمار با پروتیناز K انجام شد و DNA با استفاده از بافرهای اختصاصی و ستون‌های چرخشی خالص‌سازی گردید. کیفیت و صحت DNA با الکتروفورز روی ژل آگارز ۱ درصد بررسی شد و DNA استخراج‌شده برای استفاده کوتاه‌مدت در ۴ سانتی‌گراد و برای نگهداری بلندمدت در منفی ۲۰ درجه سانتی‌گراد ذخیره گردید^{۱۵}.

۱۰۰ گرم خاک خشک‌شده با محلول کلرید روی هم زده و تحت تیمار اولتراسونیک قرار گرفت و پس از ۲۴ ساعت ته‌نشینی، ذرات بزرگ‌تر از طریق الک ۴۲۰ میکرومتر و ذرات کوچک‌تر با فیلتر ۰/۴۵ میکرومتر جمع‌آوری شدند. تمامی فیلترها در آون خشک شده و فرآیند استخراج دو بار تکرار شد. سپس، فیلترها برای حذف مواد آلی با پراکسید هیدروژن تیمار و تحت فیلتراسیون خلأ آماده‌سازی و برای بررسی‌های میکروسکوپی نگهداری شدند.

شناسایی و شمارش

میکروپلاستیک‌های باقی‌مانده بر روی فیلترها با استفاده از استریومیکروسکوپ دوچشمی KERN مجهز به دوربین دیجیتال ۱۰ مگاپیکسلی شناسایی و شمارش شدند. تصاویر ثبت‌شده با بهره‌گیری از نرم‌افزار KEVIEW پردازش شدند تا مشاهده و اندازه‌گیری ذرات تسهیل گردد. ذرات میکروپلاستیک مطابق با توصیه‌های مطالعات پیشین بر اساس شناسایی مورفولوژیک، به‌صورت دستی با استفاده از میکروپنس‌های استیل ضدزنگ جداسازی شدند^{۱۶}. به دلیل محدودیت‌های ذاتی استریومیکروسکوپی، تعیین نوع پلیمر در این مرحله ممکن نبود و شناسایی صرفاً بر اساس معیارهای بصری-مورفولوژیک شامل اندازه، شکل و رنگ انجام گرفت. اندازه ذرات با استفاده از میکرومتر چشمی کالیبره‌شده تعیین شد.

کمی‌سازی

کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها شامل تعیین تعداد ذرات، جرم کل و سطح ویژه آن‌ها بود. جرم کل ذرات جداسازی‌شده با استفاده از ترازوی تحلیلی میکروبالانس با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم اندازه‌گیری شد و هر نمونه به‌طور مستقل تحلیل گردید تا تکرارپذیری نتایج تضمین شود. سطح ویژه ذرات با نرم‌افزار Microplastic Identification Program (MIP) تعیین شد که با الگوریتم‌های پردازش تصویر مرز ذرات را شناسایی و سطح آن‌ها را محاسبه می‌کند^{۱۷}. این رویکرد امکان کمی‌سازی چندبعدی میکروپلاستیک‌ها و ارزیابی جامع آلودگی ریزپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی را

الکتروفورز ژل آگارز

بودند. صحت و وجود محصولات PCR با الکتروفورز ژل آگارز ۱ درصد تأیید گردید.^{۱۷}

خالص سازی و تعیین توالی محصولات PCR

محصولات PCR از ژل آگارز ۱ درصد برش داده شده و با استفاده از کیت استخراج DNA از ژل YektaTajhiz و مطابق با دستورالعمل شرکت سازنده خالص سازی شدند. DNA خالص شده تا زمان استفاده بعدی در دمای ۲۰- درجه سانتی گراد نگهداری شد. کیفیت و سلامت محصولات PCR خالص شده مجدداً با الکتروفورز ژل آگارز بررسی گردید. در نهایت، نمونه های DNA برای انجام تعیین توالی به روش سنگر جهت تحلیل های بعدی مورد استفاده قرار گرفتند.^{۱۷}

تحلیل آماری

برای تمامی متغیرهای اندازه گیری شده، آمار توصیفی محاسبه گردید. تفاوت فراوانی میکروپلاستیک ها بر حسب فصل، عمق، اندازه ذرات و ایستگاه نمونه برداری با استفاده از تحلیل واریانس یک طرفه (ANOVA) و آزمون تعقیبی توکی HSD ارزیابی شد. همچنین، برای بررسی ارتباط بین متغیرها از تحلیل همبستگی پیرسون استفاده گردید. کلیه تحلیل ها با نرم افزار SPSS نسخه ۲۶ انجام و سطح معنی داری آماری $P < 0.05$ در نظر گرفته شد.

یافته ها

ویژگی های خاک

در نمونه های خاک سطحی، درصد رس بین ۵/۷۴ تا ۱۹/۸ درصد و در نمونه های زیرسطحی بین ۱۳/۸۶ تا ۲۰/۷۹ درصد بود، که نشان دهنده بافت ریزدانه تر لایه های زیرسطحی است. با توجه به اینکه عمق نمونه برداری زیرسطحی تقریباً متناظر با افق B خاک است، مشاهده درصد بالاتر رس در این عمق با فرآیندهای پدوژنتیکی شناخته شده مانند الویاسیون رس از افق های بالایی و الویاسیون و تجمع آن در افق های میانی پروفیل هم خوانی دارد. افق B معمولاً

جهت بررسی کیفیت DNA استخراج شده و محصولات PCR، الکتروفورز افقی ژل آگارز انجام شد.^{۱۶} بدین منظور، ژل آگارز یک درصد با حل کردن ۰/۱۲ گرم آگارز در ۱۲ میلی لیتر بافر TBE (تریس ۵۴ گرم بر لیتر، اسید بوریک ۲۷/۵ گرم بر لیتر، EDTA با غلظت ۰/۵ میلی مولار و آب دیونیزه تا حجم نهایی ۱ لیتر) تهیه گردید. محلول حاصل در سینی ژل حاوی شانه ریخته شد تا چاهک ها تشکیل شده و سپس اجازه داده شد تا ژل به طور کامل جامد شود. نمونه های DNA (۲ میکرو لیتر) پس از مخلوط شدن با رنگ بارگذاری (۲ میکرو لیتر) درون چاهک ها، بارگذاری شدند. فرآیند الکتروفورز در میدان الکتریکی ۱ تا ۵ ولت بر سانتی متر و جریان ۲۰ تا ۳۰ میلی آمپر انجام گرفت تا جداسازی مناسب باندها حاصل شود. در نهایت، باندهای DNA با استفاده از سیستم مستندسازی ژل مشاهده و ثبت شدند.

واکنش زنجیره ای پلیمرز

توالی های هدف DNA با واکنش زنجیره ای پلیمرز (PCR) در حضور آغازگرهای اختصاصی الیگونوکلوئوتیدی و dNTP ها در بافر واکنشی مناسب تکثیر شدند. مخلوط PCR در میکروتیوب ها قرار گرفت و در دستگاه ترموسایکلر تحت برنامه حرارتی اجرا شد. برنامه حرارتی شامل دناتوراسیون اولیه در ۹۴ درجه سانتی گراد به مدت ۵ دقیقه و سپس ۳۰ چرخه متوالی شامل دناتوراسیون در ۹۴ درجه سانتی گراد به مدت ۳۰ ثانیه، اتصال آغازگرها در ۵۹ درجه سانتی گراد به مدت ۳۰ ثانیه و طولی سازی در ۷۲ درجه سانتی گراد به مدت ۱ دقیقه بود. در پایان، مرحله طولی سازی نهایی در ۷۲ درجه سانتی گراد به مدت ۵ دقیقه انجام شد. آغازگرهای مورد استفاده برای ژن 16S rDNA شامل جلو

9F (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3')

و معکوس

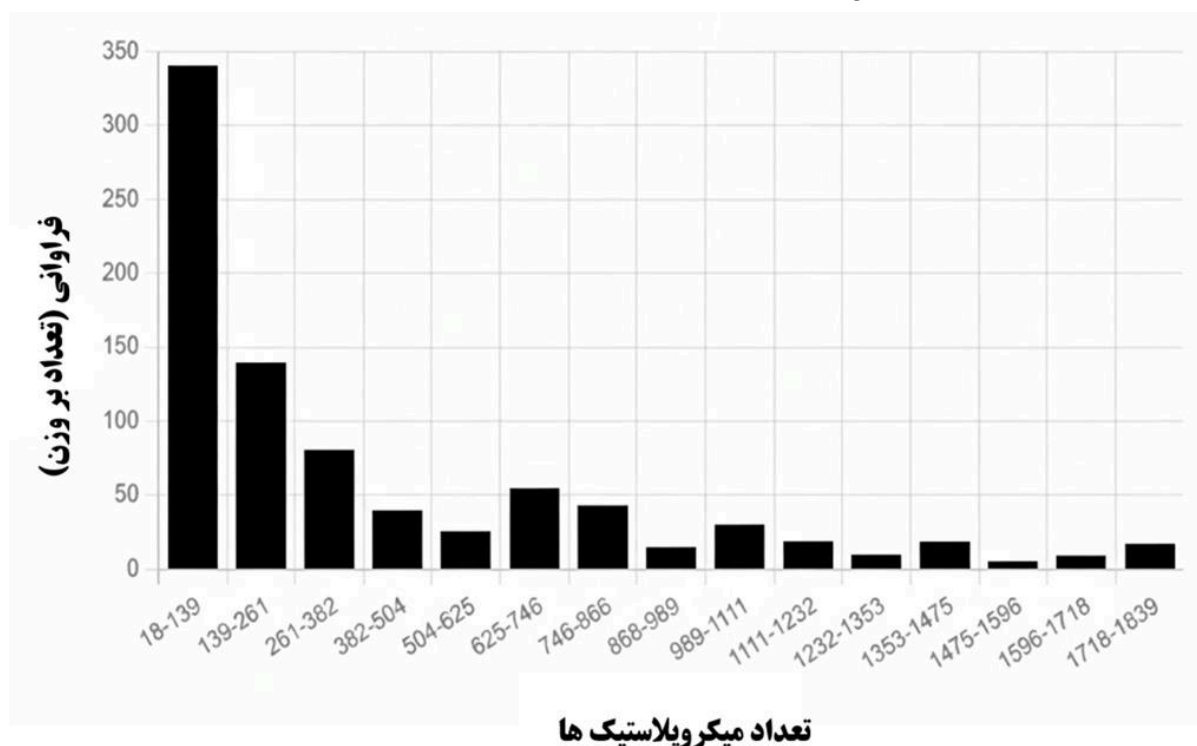
541R (5'-AAGGAGGTGATCCAGCCGCA-3')

در خاک‌های کشاورزی نزدیک به نواحی درختکاری شده و مجاور منطقه صنعتی ثبت شد، در حالی که خاک‌های مرتعی، مقادیر مواد آلی به‌طور قابل‌توجهی پایین‌تر بود (در برخی نقاط کمتر از ۰/۲ درصد). این تفاوت‌ها عمدتاً به ورودی مداوم کودهای آلی و باقی‌مانده‌های گیاهی در زمین‌های کشاورزی نسبت داده می‌شوند.

نتایج آنالیز آماری

این بخش نتایج آماری مطالعه را در خصوص فراوانی، توزیع و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در محیط نمونه‌برداری شده ارائه می‌دهد. به منظور شناسایی تغییرات مکانی و زمانی و بررسی روابط احتمالی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و عوامل محیطی، از تحلیل‌های توصیفی و استنباطی استفاده شد. آمار توصیفی نشان داد که میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها ۳۱۲/۴۹ ذره بر کیلوگرم و میانه آن ۱۳۳/۵ ذره بر کیلوگرم بود، که نمایانگر توزیع نامتقارن به سمت راست است. هیستوگرام غلظت‌ها نیز به‌طور بصری این روند نامتقارن را تأیید کرد (شکل ۲).

به‌عنوان منطقه تجمع رس، اکسیدهای آهن و مواد آلی در نتیجه انتقال عمودی و تغییرات درجا تعریف می‌شود و افزایش نسبت رس در زیرسطح نسبت به سطح، نشانه‌ای از همین فرآیندهای تشکیل خاک است. تحلیل مثلث بافتی USDA نشان داد که خاک‌های سطحی عمدتاً شنی یا شنی-رسی بوده و در برخی نمونه‌ها سهم شن بیش از ۹۲ درصد بود، که نفوذپذیری و جابه‌جایی آلاینده‌ها، از جمله میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد. خاک‌های کشاورزی بافت ریزتری داشتند و درصد رس آن‌ها بین ۱۱/۸۸ تا ۱۶/۰۳ درصد و سهم شن حداکثر ۸۶ درصد بود. این بافت ریز همراه با محتوای بالاتر ماده آلی، تحرک میکروپلاستیک‌ها را کاهش داده و سطح ویژه بیشتری برای جذب و تعامل با ذرات فراهم می‌کند، که احتمال باقی‌ماندن میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی را افزایش می‌دهد و پتانسیل زیست‌تخریب‌پذیری را ارتقا می‌دهد. محتوای ماده آلی خاک‌های سطحی مزارع دشت ورامین در بازه ۰/۱۵ تا ۰/۸۹ درصد قرار داشت و میانگین آن برابر با ۰/۴۱ درصد بود. بیشترین مقادیر ماده آلی (تا ۰/۸۹ درصد)



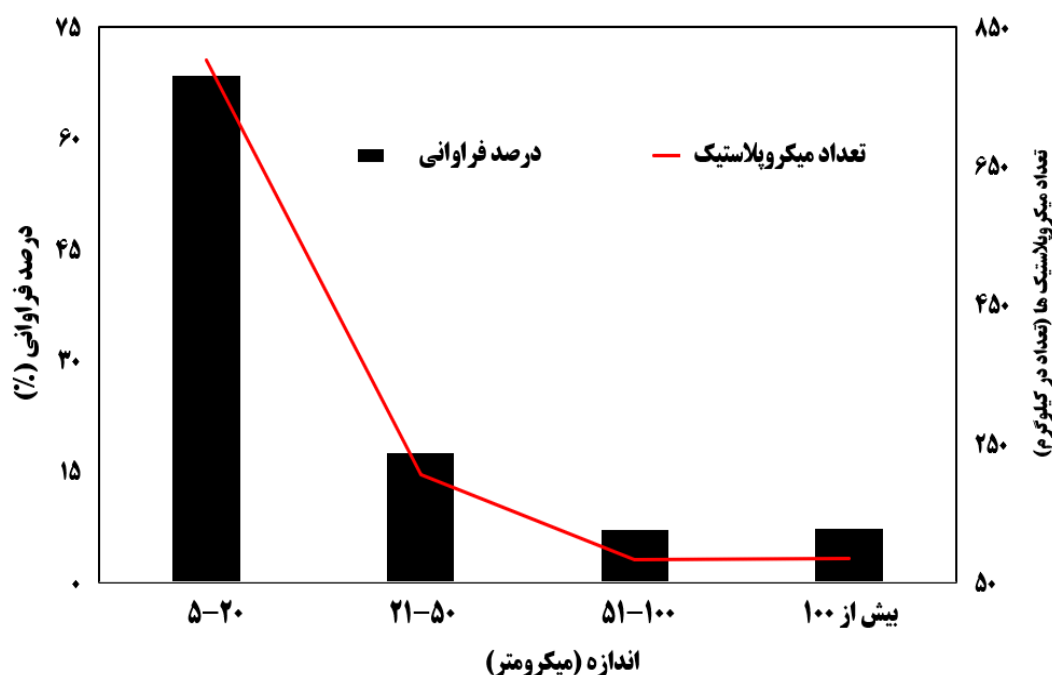
شکل ۲. هیستوگرام توزیع تعداد میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های خاک دشت ورامین

انحراف بالای واریانس ($1304/81$) و انحراف معیار ($361/65$) نسبت به میانگین، نشان‌دهنده توزیع ناهمگن میکروپلاستیک‌ها است. ضریب تغییرات ($113/73$ درصد) نیز حاکی از تغییرپذیری قابل توجه بین نمونه‌ها می‌باشد. پارامترهای شکل توزیع، شامل چولگی ($1/77$) و کشیدگی ($2/776$) به ترتیب تأیید می‌کنند که توزیع دارای چولگی مثبت و لپتوکورتیک است. آزمون نرمال بودن داده‌ها نیز نشان داد که مجموعه داده‌ها به‌طور معناداری از توزیع نرمال انحراف دارند. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها، شامل فراوانی فصلی، طبقات اندازه، شکل‌ها و تغییرات وابسته به عمق، در جدول ۲ خلاصه شده است. بر اساس این جدول، سایز بین ۵-۲۰ میکرومتر با $68/38$ درصد و قطعات فیبر با میانگین $42/38$ درصد سایز و شکل غالب میکروپلاستیک‌ها را تشکیل می‌دهند.

جدول ۲. توزیع ویژگی‌های ریزپلاستیک‌ها بر اساس شکل، فصل، اندازه ذره و عمق نمونه‌برداری

فراوانی بر اساس فصل نمونه‌برداری			
فصل	درصد (%)	میانگین تعداد	انحراف معیار
سرد	۵۰	۳۲۷/۳۳	۳۸۱/۳۳
گرم	۵۰	۲۹۷/۶۵	۳۴۰/۷۷
کل		۳۱۲/۴۹	۳۶۱/۹۲
فراوانی بر اساس سایز میکروپلاستیک‌ها			
(μm) سایز	درصد (%)	میانگین تعداد	انحراف معیار
۲۰-۵	۶۸/۳۸	۸۰۲/۱۵	۳۴۹/۸۴
۵۰-۲۱	۱۷/۴۸	۲۰۵/۰۵	۱۲۳/۶
۱۰۰-۵۱	۶/۹۹	۸۱/۹۵	۳۰/۱۴
بیش از ۱۰۰	۷/۱۶	۸۳/۹۵	۴۸/۶۶
فراوانی بر اساس شکل میکروپلاستیک‌ها			
شکل	درصد (%)	میانگین تعداد	انحراف معیار
قطعه	۳۵/۶۱		۱۸/۳۴
فیلم	۲۲/۰۱		۲۶/۴۹
فیبر	۴۲/۳۸		۲۴/۴۲
فراوانی بر اساس عمق برداشت نمونه			
عمق	میانگین	میانه	انحراف معیار
سطحی	۲۸۴/۹۴	۱۳۷	۳۳۳/۳۱
عمقی	۳۳۹/۰۵	۱۳۳	۳۵۸/۶۵

نمودار مربوط به مقایسه اندازه میکروپلاستیک‌ها (شکل ۳) نشان می‌دهد که ذرات با اندازه ۵ تا ۲۰ میکرومتر دارای بیشترین میانگین فراوانی ($68/34$ درصد) هستند.

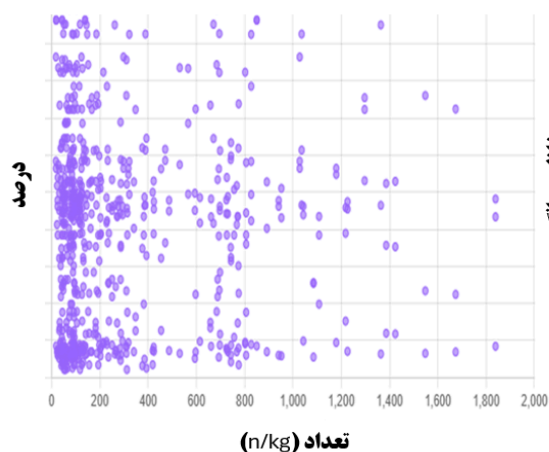


شکل ۳. توزیع درصدی و فراوانی میکروپلاستیک‌ها بر اساس سایز در نمونه‌ها

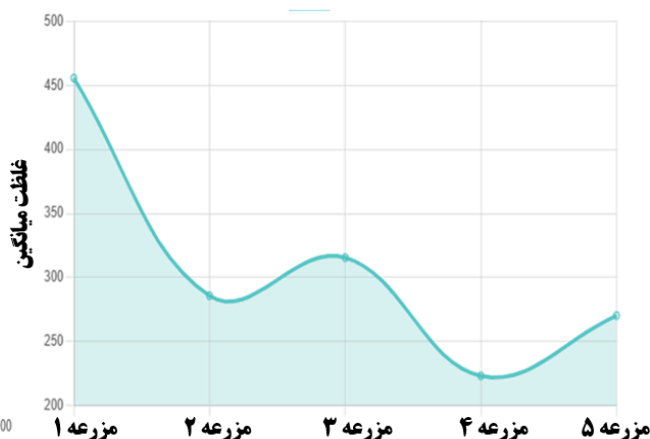
قابل توجه حضور میکروپلاستیک‌ها را در نقاط مختلف نمونه‌برداری به‌خوبی نشان می‌دهند.

نمودار پراکنش بین غلظت و درصد فراوانی (شکل ۴-ب) و همچنین روند تغییرات تعداد میکروپلاستیک‌ها در مزارع (شکل ۴-ب)، الگوهای فضایی نامنظم و نوسانات

الف: رابطه بین تعداد میکروپلاستیک و درصد فراوانی



ب: روند تغییرات تعداد میکروپلاستیک‌ها در مزارع



شکل ۴. الف) نمودار پراکنش بین تعداد و درصد فراوانی میکروپلاستیک‌ها، ب) روند تغییرات میکروپلاستیک‌ها در مزارع دشت ورامین

متوسط دارای غلظت بالاتری از میکروپلاستیک‌ها (۳۳۹/۰۵) تعداد بر کیلوگرم) نسبت به نمونه‌های سطحی

آمار مرتبط با عمق نمونه‌برداری ارائه شده در جدول ۱ نشان می‌دهد که نمونه‌های برداشت شده از عمق خاک، به‌طور

در جدول ۳ ارائه شده است. هیچیک از این آزمون‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند ($P > 0.05$)، که بیانگر آن است که تغییرات مشاهده‌شده در غلظت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر این عوامل از نظر آماری معنی‌دار نیستند. این عدم معنی‌داری آماری ممکن است ناشی از تغییرپذیری بالای داده‌ها، تأثیر ناهمگنی فضایی قوی و یا حجم نسبتاً محدود نمونه‌ها باشد که توان آماری لازم برای شناسایی اختلافات ظریف را کاهش می‌دهد.

(۲۸۴/۹۴) تعداد بر کیلوگرم) بودند؛ با این حال، این اختلاف چندان چشمگیر نیست. نمودار خطی ارائه‌شده در شکل ۳ ب که تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها را در مزارع مختلف نشان می‌دهد نیز نوسانات قابل‌توجهی را آشکار می‌سازد، اما الگوی فضایی منسجم و مشخصی را تأیید نمی‌کند. نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای متغیرهای فصل، عمق، اندازه ذرات و موقعیت نمونه‌برداری

جدول ۳. تحلیل واریانس (ANOVA) نتایج

فاکتور	درجه آزادی	میانگین مربعات بین متغیرها	میانگین مربعات درون	مقدار P
فصل	۱	۱۶۹۷۸۷/۳	۳۲۲۶۹۱/۳۷	۰/۶۹۳
عمق	۱	۲۹۹۷۹۸/۱۳	۳۳۶۴۱۳/۵	۰/۴۶۳
سایز میکروپلاستیک‌ها	۱	۱۳۸۶۹/۴۶	۳۳۸۲۴/۰۹	۰/۴۲۷
مزرعه (محل نمونه‌برداری)	۴	۲۱۵۲۶/۰۵	۳۳۵۷۹/۷۸	۰/۶۶۵
همه عوامل آزمایش‌شده اثرات غیر معنی‌داری بر غلظت میکروپلاستیک نشان دادند ($p < 0.05$).				

مقایسه فصول و اعماق با استفاده از آزمون‌های t در جدول ۴ ارائه شده است.

جدول ۴. نتایج آزمون t نمونه‌های مستقل

Group	میانگین (ذره در کیلوگرم خاک)	انحراف معیار	t-Value	اهمیت
فصل	گروه ۱ (فصل گرم)	۱۰۶۴/۷	۰/۷۰۶	بی معنی ($p > 0.05$)
	گروه ۲ (فصل سرد)	۶۵۴/۳۳		
عمق خاک	گروه ۱ (۱۰-۰ سانتی‌متر)	۱۶۸۹/۹۹	۱/۷	بی معنی ($p > 0.05$)
	گروه ۲ (۱۰-۲۰ سانتی‌متر)	۱۱۱۴/۲		

ضرایب همبستگی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و متغیرهایی مانند فصل، محل نمونه‌برداری، اندازه ذرات و شکل آنها در جدول ۵ نشان داده شده است.

جدول ۵. تحلیل همبستگی بین متغیرها

متغیر	ضریب همبستگی (r)	قدرت همبستگی
فصل	- ۰/۰۳۵	ضعیف
مکان نمونه‌برداری	۰/۰۰۴	ضعیف

مزرعه	۰/۰۶۸	ضعیف
سایز	۰/۰۰۸	ضعیف
شکل	۰/۰۰۸	ضعیف

نتایج رگرسیون نشان داد که مقادیر R^2 برای رابطه بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و اندازه ذرات ($R^2=0/0001$) و همچنین بین غلظت و عمق ($R^2=0/0023$) بسیار پایین هستند (جدول ۶)، که این امر حاکی از قدرت پیش‌بینی کم این متغیرها در مدل‌های خطی برای توضیح تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها است.

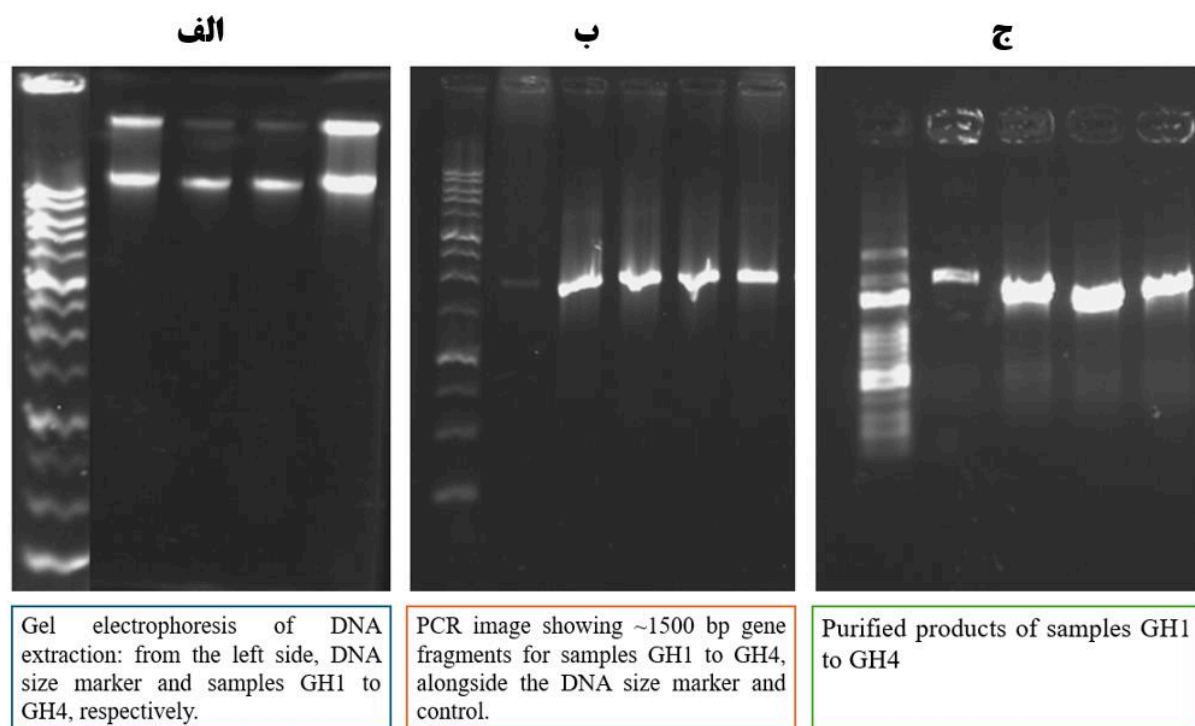
جدول ۶. نتایج تحلیل رگرسیون خطی

سایز در برابر تعداد میکروپلاستیک‌ها			
قدرت همبستگی	R^2	Intercept	Slope
ضعیف	۰/۰۰۱	۱۳۴/۴۱	۳/۸۴
عمق نمونه‌برداری در برابر تعداد میکروپلاستیک‌ها			
قدرت همبستگی	R^2	Intercept	Slope
ضعیف	۰/۰۲۳	۱۱۱۳/۳۵	-۳۴/۶۵

شناسایی سویه‌های میکروبی

استخراج DNA ژنومی از ایزوله‌های باکتریایی GH1 تا GH4 به‌طور مؤثر انجام شد که این موضوع با مشاهده باندهای واضح و مشخص در الکتروفورز ژل آگارز در شکل ۵ الف تأیید گردید. در ادامه، تکثیر ژن 16S rDNA با استفاده از پرایمرهای عمومی اختصاصی انجام شد که منجر به تولید آمپلیکون‌هایی با طول تقریبی ۱۵۰۰

جفت‌باز گردید و موفقیت فرآیند PCR را نشان داد (شکل ۵ ب). اگرچه در مراحل اولیه فرایند PCR باندهای غیر اختصاصی مشاهده شد، اما در ادامه این باندها از طریق استخراج از ژل حذف شدند. بر اساس شواهد ارائه شده در شکل ۵-ج، DNA خالص‌سازی شده حاصل، از کیفیت و یکپارچگی مناسبی برای انجام مراحل بعدی تعیین توالی و تحلیل فیلوژنتیکی برخوردار بود.



شکل ۵. شناسایی سویه‌های میکروبی

Microbacterium و *Bacillus pacificus* (GH3)
hibisci (GH4) هستند و از تطابق توالی بسیار بالایی
 برخوردار بودند.

بر اساس نتایج ارایه شده در جدول ۷، شناسایی مولکولی
 مبتنی بر تعیین توالی ژن 16S rDNA، ایزوله‌ها به ترتیب
 متعلق به گونه‌های *Lysinibacillus boronitolerans*
 (GH1)، *Pseudomonas stutzeri* (GH2)

جدول ۷. نتایج شناسایی مولکولی

نمونه	باکتری	درصد هویت (%)	پوشش (%)	الحاق
GH1	<i>Lysinibacillus boronitolerans</i>	۹۸/۴۷	۱۰۰	MT526775.1
GH 2	<i>Pseudomonas stutzeri</i>	۹۹/۸۹	۱۰۰	AJ006107.2
GH 3	<i>Bacillus pacificus</i>	۱۰۰	۱۰۰	MT568614.1
GH 4	<i>Microbacterium hibisci</i>	۹۹/۴۸	۹۹	MT454158.1

بحث

در کل، بافت خاک یکی از عوامل کلیدی تعیین‌کننده سرنوشت و توزیع فضایی میکروپلاستیک‌ها در خاک است؛ مطابق با نتایج مطالعات پیشین خاک‌های درشت‌دانه انتقال سریع‌تر ذرات به لایه‌های عمیق‌تر را تسهیل می‌کنند، در حالی که خاک‌های ریزدانه با سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتر، توانایی بیشتری در جذب و نگهداری آلاینده‌ها دارند^{۱۸}. در مقابل، خاک‌های کشاورزی بافت ریزتری داشته و از مقادیر رس بالاتری (۱۱/۸۸ تا ۳۱/۶ درصد) و سهم شن نسبتاً کمتری برخوردار بودند. این شرایط منجر به افزایش سطح ویژه قابل دسترس برای فرآیندهای جذب شده و برهم‌کنش بین خاک و میکروپلاستیک‌ها را تقویت می‌کند. در نتیجه، احتمال باقی‌ماندن میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی این خاک‌ها بیشتر است؛ لایه‌هایی که محتوای بالاتر ماده آلی آن‌ها می‌تواند پتانسیل زیست‌تخریب‌پذیری را نیز افزایش دهد^{۱۹}.

ماده آلی خاک نقش محوری در کنترل رفتار زیست‌محیطی آلاینده‌ها، از جمله میکروپلاستیک‌ها، ایفا می‌کند. به دلیل فراوانی گروه‌های عاملی مانند کربوکسیل، فنولی و آلدهیدی، ماده آلی خاک با ذرات پلیمر از طریق مکانیزم‌های جذب، کمپلکس‌سازی و تبادل یونی تعامل می‌کند. میکروپلاستیک‌هایی که گروه‌های عاملی قطبی بیشتری دارند، مانند پلی‌استایرن سولفوناته یا پلی‌اتیلن کلرینه، تمایل بیشتری برای جذب توسط ماده آلی خاک نشان می‌دهند که این امر تحرک و قابلیت دسترسی زیستی آن‌ها را کاهش می‌دهد^{۲۰، ۲۱}. با توجه به اقلیم نیمه‌خشک دشت ورامین، مقادیر ماده آلی خاک در محدوده پایین قرار دارند. با این حال، خاک‌های کشاورزی نسبتاً ماده آلی بالاتری دارند که پتانسیل نگهداشت میکروپلاستیک‌ها در نزدیکی سطح خاک را افزایش می‌دهد، در حالی که خاک‌های مرتعی با بافت درشت و ماده آلی پایین، امکان مهاجرت عمقی ذرات را از طریق پروفیل خاک فراهم می‌کنند. دو مکانیسم اصلی

نقش ماده آلی در کاهش تحرک آلاینده‌ها را توضیح می‌دهد: (۱) تشکیل کمپلکس‌های نامحلول یا نیمه‌محلول با آلاینده‌ها که انتقال آن‌ها را محدود می‌کند و (۲) جذب آلاینده‌ها روی مواد هومیکی با سطح ویژه بالا و بار منفی که تعامل قوی با آلاینده‌های آلی و معدنی ایجاد می‌کند^{۲۲}. با این حال، تحت شرایط خاص، به‌ویژه در خاک‌های خشی تا قلیایی، ماده آلی می‌تواند تحرک آلاینده‌ها را از طریق تشکیل کمپلکس‌های محلول افزایش دهد^{۲۳}. میکروپلاستیک‌ها نیز خود قادر به جذب ترکیبات آلی و فلزات ردیابی هستند و می‌توانند به‌عنوان حامل‌هایی عمل کنند که انتقال آلاینده‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند. بنابراین، تعامل میان میکروپلاستیک‌ها و ماده آلی خاک چندوجهی است و بسته به شرایط محیطی می‌تواند آلاینده‌ها را تثبیت یا جابه‌جا کند^{۲۴}. در نهایت، علی‌رغم سطوح پایین ماده آلی در خاک‌های منطقه، حضور آن تأثیر قابل‌توجهی بر سرنوشت زیست‌محیطی و توزیع عمودی میکروپلاستیک‌ها دارد؛ در خاک‌های کشاورزی، افزایش ماده آلی موجب کاهش نفوذ میکروپلاستیک‌ها به لایه‌های عمیق‌تر می‌شود، در حالی که در خاک‌های مرتعی، ترکیب بافت درشت و ماده آلی پایین، احتمال مهاجرت رو به پایین میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد.

در مطالعه Lohani Mahreen و همکاران، که غلظت (تعداد) میکروپلاستیک‌ها را در مزارع کشاورزی ساحلی ایالت‌های Goa و Udupi در هند مورد بررسی قرار دادند. یافته‌های این مطالعه با نتایج گزارش‌شده در پژوهش‌های اخیر انجام‌شده در خاک‌های کشاورزی هند همخوانی قابل‌توجهی دارد. در هر دو مطالعه، میکروپلاستیک‌ها در تمامی نمونه‌ها و در هر دو لایه سطحی و زیرسطحی خاک شناسایی شدند و الگوی توزیع عمقی یکنواختی مشاهده نشد. مشابه نتایج حاضر، مطالعه مذکور نیز نشان داد که اگرچه در بسیاری از موارد غلظت میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های سطحی بالاتر است، اما مقادیر قابل‌توجهی از این ذرات در اعماق زیرسطحی (تا ۳۰

کاهش می‌یابد، ولی این کاهش در همه سایت‌ها یکنواخت نبوده و مدیریت خاک (مانند کاربرد لجن فاضلاب و کود) نقش مهمی در جابه‌جایی ذرات دارد^{۲۷}. به همین ترتیب، در بررسی توزیع میکروپلاستیک‌ها در اراضی بدون مالچ در بنگلادش که توسط Sharmin و همکاران انجام شده است، تفاوت معناداری بین غلظت‌ها در اعماق مختلف گزارش نشده است، که نشان‌دهنده عدم وجود روند ثابت عمقی در برخی پیکربندی‌های محیطی است^{۲۸}. این یافته‌ها حاکی از آن است که توزیع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی ماهیتی به‌شدت ناهمگن دارد و بر ضرورت انجام نمونه‌برداری در مقیاس بزرگ‌تر و با پوشش مکانی و زمانی گسترده‌تر به‌منظور درک دقیق‌تر تغییرات فضایی و زمانی این آلاینده‌ها تأکید می‌کند.

مشابه نتایج ANOVA، در آزمون t هم هیچ تفاوت معنی‌داری بین فصول گرم و سرد یا بین نمونه‌های سطحی و عمیق مشاهده نشد ($P > 0.05$). این نتایج نشان‌دهنده توزیع نسبتاً همگن میکروپلاستیک‌ها است. نتایج بیانگر این است که در محدوده این مطالعه (دشت ورامین)، شرایط محیطی و شیوه‌های مدیریتی تأثیر قابل توجهی بر توزیع مکانی یا زمانی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی نداشته‌اند. این مشاهدات، همگنی بالقوه آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در شرایط مورد بررسی برجسته می‌کند، در عین حال نشان می‌دهد که سایر عوامل اندازه‌گیری نشده یا فرایندهای تصادفی ممکن است نقش برجسته‌تری در تعیین الگوهای تجمع میکروپلاستیک‌ها داشته باشند. این مشاهدات با نتایج برخی مطالعات جدید در خاک‌های کشاورزی همسو است. برای مثال، طبق نتایج مطالعه مطالعه Sen Guo و همکاران، توزیع میکروپلاستیک‌ها در عمق ۱-۲۰ سانتی‌متر نسبتاً یکنواخت بوده و اختلاف عمقی معنی‌داری مشاهده نشد، که بیانگر توزیع گسترده و فاقد الگوی عمقی قوی است^{۲۹}. همچنین یک بررسی میدانی که توسط Heinze و همکاران در اراضی تحت تأثیر لجن فاضلاب و کودهای معدنی انجام

سانتی‌متر) نیز تجمع می‌یابند. این امر نشان می‌دهد که فرآیندهایی نظیر شخم‌زنی، آبیاری، نفوذ ترجیحی و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک می‌توانند انتقال عمقی میکروپلاستیک‌ها را تسهیل کنند. همچنین، مشابه مطالعه حاضر، نوسانات مکانی بالا و فقدان یک الگوی فضایی منسجم در توزیع میکروپلاستیک‌ها گزارش شده است که بر نقش غالب عوامل محلی و مدیریتی تأکید دارد. این همسویی نتایج نشان می‌دهد که رفتار عمقی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی مناطق نیمه‌خشک و مرطوب، پیچیده و چندعاملی بوده و نمی‌توان آن را صرفاً به تجمع سطحی محدود دانست^{۲۵}.

نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس (ANOVA) برای متغیرهای فصل، عمق، اندازه ذرات و موقعیت نمونه‌برداری در جدول ۳ ارائه شده است. هیچ‌یک از این آزمون‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند ($P > 0.05$)، که بیانگر آن است که تغییرات مشاهده‌شده در غلظت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر این عوامل از نظر آماری معنی‌دار نیستند. این عدم معنی‌داری آماری ممکن است ناشی از تغییرپذیری بالای داده‌ها، تأثیر ناهمگنی فضایی قوی و یا حجم نسبتاً محدود نمونه‌ها باشد که توان آماری لازم برای شناسایی اختلافات ظریف را کاهش می‌دهد.

این نتایج، با مطالعات دیگر در خاک‌های کشاورزی همسو است، که نشان می‌دهد توزیع میکروپلاستیک‌ها در پروفیل‌های خاک اغلب به‌طور ناهمگن و بدون الگوی عمقی واضح قرار دارد. برای مثال، در مطالعه‌ای که توسط Zhang و همکاران در کشور چین صورت گرفته است، نتایج بیانگر این است که میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های عمقی خاک حضور داشته و توزیع آن‌ها تحت تأثیر فرآیندهای مدیریت زمین و شخم قرار می‌گیرد، به‌گونه‌ای که الگوهای عمقی به شکل واحدی قابل پیش‌بینی نیستند^{۲۶}. مطالعه دیگر توسط Wiebke Mareile Heinze و همکاران انجام گرفته است. در این مطالعه بیان می‌کند که توزیع میکروپلاستیک‌ها در عمق‌های تا ۴۰ سانتی‌متر

شده است، نشان داد که میکروپلاستیک‌ها تا عمق‌های قابل توجهی نفوذ می‌کنند، اما الگوی کاهش عمقی نیز کاملاً ثابت نیست و می‌تواند توسط مدیریت خاک و منابع ورودی تعیین شود^{۲۷}. این هم‌سویی با یافته‌های حاضر بر اهمیت نمونه‌برداری گسترده‌تر و پوشش زمانی و مکانی وسیع‌تر تأکید می‌کند تا بتوان الگوهای واقعی تجمع و توزیع منبع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی را بهتر تبیین کرد.

ضرایب همبستگی بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و متغیرهایی مانند فصل، محل نمونه‌برداری، اندازه ذرات و شکل آنها ضعیف بودند (r کمتر از ۰/۱)، که نشان می‌دهد هیچ یک از عوامل مورد مطالعه تأثیر زیادی بر فراوانی میکروپلاستیک‌ها نداشته‌اند. این ارتباط ضعیف، پیچیدگی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خاکی را نشان می‌دهد، جایی که منابع انتشار متعدد، ممکن است در آن نقش داشته باشند. این مشاهده ممکن است به پیچیدگی منابع آلودگی میکروپلاستیک‌ها و همچنین تأثیر بالقوه عوامل کنترل نشده، از جمله ویژگی‌های خاک و الگوهای آب و هوایی محلی، نسبت داده شود. چنین عواملی می‌توانند اثرات فصلی بودن، عمق یا شیوه‌های مدیریتی بر توزیع میکروپلاستیک‌ها را مبهم کنند و ماهیت چندوجهی پویایی آلودگی در خاک‌های کشاورزی را برجسته کنند. در مطالعه ی Weber و همکاران نیز، نتایج نشان داد که گرچه میکروپلاستیک‌ها در همه نمونه‌های خاک محل مورد مطالعه یافت می‌شوند، روابط قوی و ثلثت بین متغیرهای محیطی مانند عمق یا مدیریت خاک و غلظت ذرات قابل تعمیم نیست. این امر نشان می‌دهد که توزیع میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر عوامل متعدد و غالباً متداخل قرار دارد که در مطالعات میدانی به‌خوبی قابل تفکیک نیستند^{۳۰}.

نتایج رگرسیون نشان داد که مقادیر R^2 برای رابطه بین غلظت میکروپلاستیک‌ها و اندازه ذرات و همچنین بین غلظت و عمق بسیار پایین هستند که این امر حاکی از

قدرت پیش‌بینی کم این متغیرها در مدل‌های خطی برای توضیح تغییرات غلظت میکروپلاستیک‌ها است. چنین مقادیر پایین ضریب تعیین نشان می‌دهد که متغیرهای مورد بررسی عمق و اندازه ذرات تنها بخش ناچیزی از واریانس غلظت میکروپلاستیک‌ها را توضیح می‌دهند و دیگر عوامل حذف‌شده یا پیچیدگی‌های فرآیندی در تعیین الگوهای توزیع نقش برجسته‌تری دارند. این نتایج نیز بر ماهیت پیچیده و ناهمگن پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی تأکید می‌کند، جایی که منابع متعدد آلودگی، ویژگی‌های خاک و دینامیک‌های محلی ممکن است بر فراوانی ذرات تأثیر بگذارند. در مطالعه‌ای که توسط Li و همکاران در شهر Shouguang چین انجام شده است، توزیع عمودی میکروپلاستیک‌ها در لایه‌های ۲۰-، ۴۰-، ۶۰- و ۴۰ سانتی‌متر بررسی شد و مشخص شد که عوامل محیطی مختلف (مانند pH و ترکیب شیمیایی خاک) تنها اثرات محدودی بر الگوهای تجمع میکروپلاستیک‌ها دارند و رابطه ساده بین غلظت و عمق یا اندازه ذرات یافت نشد، که نشان‌دهنده پیچیدگی و نقش چندعاملی توزیع در پروفیل خاک است^{۳۱}. این هم‌سویی نتایج با یافته‌های موجود در ادبیات علمی اخیر بر ضرورت توسعه مدل‌های پیچیده‌تر (مانند تحلیل چندمتغیره، یادگیری ماشین یا مدلسازی غیرخطی) برای درک بهتر الگوهای توزیع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی و شناسایی عوامل مؤثر تأکید می‌کند.

تعداد بیشتر شکل فیبر و ذرات با اندازه کوچک در بازه صفر تا ۲۰ میکرومتر، همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده است، با سایر مطالعات جهانی همخوانی دارد که بر اساس آن‌ها منسوجات، ریزش جوی و خردشدگی ثانویه پلاستیک‌ها از مهم‌ترین عوامل مؤثر در آلودگی به میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شوند. عدم مشاهده تفاوت‌های معنی‌دار فصلی می‌تواند بیانگر ورود مداوم و پایدار میکروپلاستیک‌ها به محیط در طول سال باشد، به‌ویژه در مناطقی که تحت تأثیر فاضلاب شهری یا

فعالیت‌های صنعتی قرار دارند. یافته‌ها نشان می‌دهد که آلودگی خاک‌های کشاورزی به میکروپلاستیک‌ها تا حد زیادی ناشی از فعالیت‌های انسانی و شیوه‌های ناپایدار مدیریت اراضی است. استفاده گسترده از مالچ‌های پلی اتیلنی، سامانه‌های آبیاری قطره‌ای، بسته‌بندی‌های پلاستیکی کود و بذر و همچنین کاربرد کودهای آلی و کمپوست‌های حاوی ذرات پلاستیکی تجزیه‌نشده به عنوان منابع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به اراضی زراعی شناسایی شده‌اند. افزون بر این، استفاده از فاضلاب شهری و پساب‌های تصفیه‌نشده برای آبیاری انتقال ذرات پلیمری به خاک را تسهیل می‌کند. منابع ثانویه‌ای نظیر سایش لاستیک ماشین‌آلات کشاورزی، رسوب‌گذاری جوی و ذرات پلاستیکی معلق در هوا نیز در تجمع تدریجی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی نقش دارند. این نتایج بر ضرورت بازنگری جدی در شیوه‌های مدیریت اراضی و اجرای راهبردهایی برای کاهش ورود پلاستیک‌ها به محیط کشاورزی تأکید می‌کند.^{۳۴} بر اساس تحقیقات میدانی و مشاهدات صورت گرفته، پساب تصفیه‌شده تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران به عنوان محتمل‌ترین منبع اصلی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی دشت ورامین شناسایی شد. آبیاری مستمر با این پساب، موجب ورود میکروپلاستیک‌ها با منشأ فاضلاب خانگی، منسوجات، شوینده‌ها و پسماندهای پلاستیکی شهری می‌شود که به‌طور کامل در فرآیند تصفیه حذف نمی‌گردند.^{۳۳} این یافته با نتایج مطالعات اخیر در سایر سیستم‌های کشاورزی که از آبیاری با پساب تصفیه‌شده استفاده می‌کنند نیز همسو است. مطالعه در اراضی کشاورزی اطراف شهر قونیه در ترکیه توسط Aydin و همکاران، نشان داد که آبیاری طولانی‌مدت با پساب تصفیه‌شده منجر به افزایش معنی‌دار غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های آبیاری‌شده در مقایسه با خاک‌های کنترل غیرآبیاری شده است؛ به گونه‌ای که میانگین شمار ذرات میکروپلاستیک در لایه‌های سطحی آبیاری‌شده

بیش از ۳۰۰ ذره بر کیلوگرم گزارش شد، در حالی که در خاک‌های کنترل به‌طور قابل توجهی کمتر بود.^{۳۴} از نظر مورفولوژیک، لیاف بیشترین فراوانی را در نمونه‌های خاک نشان دادند، که این الگو معمولاً نشان‌دهنده تنوع منابع انتشار و پویایی مسیرهای انتقال میکروپلاستیک‌ها به محیط خاکی است. در بسیاری از مطالعات خاک و رسوبات آبی، لیاف غالب‌ترین نوع ذرات میکروپلاستیک ثبت شده‌اند، زیرا این گروه عمدتاً از منابع فاضلاب شهری، منسوجات و لیاف لباس‌ها ناشی می‌شود و به‌سهولت وارد چرخه‌های آبی و خاکی می‌گردد.^{۳۵، ۳۶} همچنین تحلیل عمقی نشان داد که لیاف نسبت به سایر اشکال، تحرک عمقی بیشتری از خود بروز می‌دهند، که می‌تواند ناشی از ابعاد کشیده، نسبت طول به قطر بالا و توانایی جابه‌جایی تحت تأثیر آب انتقال‌یافته در پروفیل خاک باشد. این نتیجه با گزارش‌های پیشین مطابقت دارد که لیاف معمولاً در مقایسه با ذرات کروی یا قطعات رایج‌تر در لایه‌های پایین‌تر خاک نیز یافت می‌شوند، به‌ویژه در سیستم‌های آبیاری با پساب یا در خاک‌های با تخلخل بالا.^{۳۷} در مقابل، قطعات شکسته که غالباً از پلاستیک‌های کشاورزی محلی مانند مالچ، بسته‌بندی‌های کود و لوله‌های آبیاری منشأ می‌گیرند، بیشتر در لایه‌های سطحی خاک تجمع یافتند. این الگو منطقی است زیرا قطعات بزرگ‌تر و با شکل‌های نامنظم تمایل بیشتری به ته‌نشینی سریع در نزدیکی محل ورود دارند و تحت تأثیر فرآیندهای سطحی زمین‌ورزی و بارش باقی می‌مانند.^{۳۷} سهم نسبتاً اندک فیلم‌های پلاستیکی در میان ذرات مشاهده‌شده می‌تواند چند عامل از قبیل محدودیت فعلی مصرف مالچ‌های پلی اتیلنی در منطقه یا کاهش ورودی مستقیم فیلم‌ها به دلیل تغییر الگوی کاربری زمین و تبدیل سریع فیلم‌های بزرگ‌تر به قطعات ریزتر باشد که در دسته‌بندی مورفولوژیک دیگر طبقه‌بندی شده‌اند.^{۳۸}

بررسی روندهای فصلی نیز نشان داد که میزان میکروپلاستیک‌های سطحی در فصل سرد تقریباً ۱۲ درصد

کاهش یافته است. این کاهش ممکن است به ترکیبی از چندین فرآیند محیطی و مدیریتی از قبیل کاهش آبیاری در فصل سرد، افزایش نفوذ و مهاجرت عمقی ذرات به دلیل بارش‌های فصلی و تغییرات ساختاری خاک نسبت داده شود که می‌تواند توزیع عمودی ذرات را تغییر دهد. این مشاهدات با نتایج مطالعات دیگر همسو است که اثر تغییرات فصلی و آبیاری را بر جابه‌جایی و تحرک میکروپلاستیک‌ها گزارش کرده‌اند.^{۳۹} در نهایت، ترکیب و توزیع میکروپلاستیک‌ها در پروفیل خاک دشت ورامین بازتاب‌دهنده تأثیر هم‌زمان ورود ذرات از فاضلاب شهری (به‌ویژه پساب تصفیه‌شده)، مصرف پلاستیک در فعالیت‌های کشاورزی محلی، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (بافت، ساختار، تخلخل)، شیوه‌های مدیریتی (آبیاری، خاک‌ورزی) و پدیده‌های طبیعی فصلی باشد که این تعاملات چندعاملی بر الگوی ناهمگن و پیچیده توزیع میکروپلاستیک‌ها تأکید می‌کند و نشان می‌دهد که نه تنها ورودی‌های منبع، بلکه ویژگی‌های خاک و فرآیندهای محیطی در تعیین سرنوشت ذرات نقش مهمی دارند.

در بخش دیگر این مطالعه، سویه‌های میکروبی بومی موجود در نمونه‌های خاک برداشت شده از دشت ورامین با موفقیت جداسازی و خالص‌سازی شد. بر اساس نتایج ارایه شده در جدول ۷، شناسایی مولکولی مبتنی بر تعیین توالی ژن 16S rDNA، ایزوله‌ها به‌ترتیب متعلق به گونه‌های *Lysinibacillus boronitolerans* (GH1)، *Bacillus pseudomonas stutzeri* (GH2)، *Microbacterium hibisci* و *pacificus* (GH3) (GH4) هستند و از تطابق توالی بسیار بالایی برخوردار بودند. استخراج موفق DNA ژنومی با کیفیت بالا و انجام تکثیر PCR در مراحل بعدی، کارایی بالای روش‌های مولکولی به‌کاررفته برای شناسایی باکتری‌ها را تأیید می‌کند. مشاهده اولیه باندهای غیر اختصاصی پدیده‌ای رایج در فرآیند PCR است که معمولاً ناشی از تشکیل پرایمر-دایمرها یا تکثیر غیر اختصاصی می‌باشد؛ این مشکل در

مطالعه حاضر با استفاده از خالص‌سازی ژل به‌طور مؤثر برطرف شد. سویه‌های شناسایی شده در این پژوهش پیش‌تر در مطالعات مختلف با توانایی تجزیه پلیمرها مرتبط دانسته شده‌اند. برای مثال، گونه‌هایی از جنس‌های سودوموناس و باسیلوس قادر به تجزیه انواع پلیمرهای پلاستیکی از جمله پلی‌اتیلن و پلی‌اتیلن ترفتالات گزارش شده‌اند.^{۴۰،۴۱} استفاده از محیط‌های کشت غنی‌شده با پلیمر، انتخاب سویه‌هایی با پتانسیل بالاتر تجزیه زیستی را تسهیل نمود و کارایی رویکردهای کشت انتخابی را برجسته ساخت. اگرچه داده‌های کمی مربوط به میزان تجزیه میکروپلاستیک‌ها در این مطالعه محدود بود، نتایج شناسایی مولکولی و انتخاب سویه‌ها حاکی از ظرفیت قابل توجه آن‌ها برای تجزیه زیستی است. به‌دلیل محدود بودن کاهش وزن و تمرکز آزمایش‌ها بر تغییرات سطحی، نتایج این مطالعه به‌جای ادعای زیست‌تخریب کامل، تنها بر وجود یک ظرفیت بالقوه در کنسرسیوم‌های میکروبی بومی برای تجزیه میکروپلاستیک‌ها دلالت دارد که نیازمند بهینه‌سازی شرایط محیطی و طراحی آزمون‌های زمان‌برتر است. مطالعات پیشین نشان داده‌اند که باکتری‌هایی نظیر *Rhodococcus ruber* قادرند در شرایط آزمایشگاهی تا ۸ درصد کاهش وزن پلی‌اتیلن را ایجاد کنند.^{۴۱} بر این اساس، سویه‌های شناسایی‌شده در این تحقیق نیز احتمالاً به‌ویژه در محیط‌های غنی از پلیمر، توان بالقوه‌ای مشابه از خود نشان خواهند داد. نتایج این مطالعه بر ظرفیت بالای میکروارگانیسم‌های بومی خاک برای کاربردهای زیست‌فناورانه در حذف و کاهش آلودگی میکروپلاستیک‌ها تأکید دارد. با وجود محدودیت در تفکیک تاکسونومیک و کمبود داده‌های کمی در خصوص میزان تجزیه، انتخاب سویه‌های مقاوم نشان می‌دهد که باکتری‌های بومی خاک می‌توانند به‌عنوان عوامل ارزشمند و پایدار در مدیریت زیست‌محیطی پسماندهای پلاستیکی مورد استفاده قرار گیرند.

نتیجه گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که خاک‌های کشاورزی منطقه مورد بررسی به طور گسترده‌ای به میکروپلاستیک‌ها آلوده هستند، به طوری که میانگین غلظت برابر با ۳۱۲/۴۹ ذره در کیلوگرم خاک به دست آمد. غلبه ذرات در بازه اندازه ۲۰-۵ میکرومتر بیانگر پتانسیل بالای این ذرات برای تحرک، برهم‌کنش با آلاینده‌ها و ورود به زنجیره غذایی است. از نظر ریخت‌شناسی، الیاف به عنوان شکل غالب شناسایی شدند که احتمالاً به منابع فاضلابی و مصرف پلاستیک در فعالیت‌های کشاورزی مرتبط است. عدم مشاهده تفاوت معنی‌دار بین فصول، اعماق نمونه‌برداری، رده‌های اندازه و مزارع مختلف نشان می‌دهد که توزیع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی ماهیتی نسبتاً همگن و چندعاملی دارد و تحت تأثیر ترکیب پیچیده‌ای از منابع ورودی و فرآیندهای محیطی شکل می‌گیرد. نتایج همبستگی و رگرسیون نیز بیانگر قدرت پیش‌بینی پایین متغیرهای بررسی‌شده برای توضیح تغییرات فراوانی میکروپلاستیک‌ها بود. شناسایی چهار سویه بومی متعلق به *Lysinibacillus* *boronitolerans* *Pseudomonas* *stutzeri* *Bacillus pacificus* و *Microbacterium hibisci* و مشاهده کاهش وزن محدود پلیمرها و تغییرات مورفولوژیک/شیمیایی سطح آن‌ها در آزمون‌های کشت پلیمر محور، نشان می‌دهد که میکروارگانیسم‌های خاک دشت ورامین قادر به آغاز مراحل اولیه زیست‌تخریب میکروپلاستیک‌ها هستند؛ اگرچه حفظ اسکلت شیمیایی پلیمرها و میزان کم کاهش وزن تأیید می‌کند که این ظرفیت در شرایط فعلی بیشتر در حد بالقوه و کند است. در مجموع، این مطالعه نشان می‌دهد که خاک‌های کشاورزی می‌توانند هم‌زمان به عنوان مخزن تجمع میکروپلاستیک‌ها و بستر بالقوه زیست‌تخریب آن‌ها عمل کنند. پایش مستمر، مدیریت ورودی‌های فاضلابی و بهره‌گیری هدفمند از توان میکروارگانیسم‌های بومی می‌تواند نقش مهمی در کاهش مخاطرات بلندمدت زیست‌محیطی و ایمنی غذایی ایفا کند.

محدودیت‌های مطالعه

محدودیت‌های روش شناختی: این پژوهش با چند محدودیت روش‌شناختی همراه است که باید مورد توجه قرار گیرد. نخست، مطالعه در یک محدوده جغرافیایی محدود انجام شده است که تعمیم‌پذیری نتایج به سایر مناطق کشاورزی را کاهش می‌دهد. همچنین، نمونه‌برداری تنها در دو فصل (گرم و سرد) صورت گرفت و این امر امکان بررسی تغییرات کامل سالانه یا بین‌فصلی را فراهم نکرد. تعداد محدود ایستگاه‌های نمونه‌برداری (سه مکان) و اعماق بررسی‌شده (دو عمق) نیز می‌تواند دقت و نمایندگی الگوهای توزیع مکانی را کاهش داده باشد.

محدودیت‌های تحلیلی: روش‌های به کاررفته برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها ممکن است با عدم قطعیت‌هایی همراه باشند، به ویژه در مورد ذرات بسیار ریز در ماتریس پیچیده خاک، که احتمال خطای شناسایی یا طبقه‌بندی نادرست را افزایش می‌دهد. افزون بر این، شناسایی پلیمرها تنها به پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن محدود شد و طیف کامل پلیمرهای رایج در خاک‌های کشاورزی را پوشش نداد. همچنین، نبود یک چارچوب جامع کنترل کیفیت و پیشگیری از آلودگی می‌تواند خطر آلودگی ثانویه در مراحل نمونه‌برداری و آماده‌سازی را افزایش داده باشد.

محدودیت‌های میکروبیولوژیکی: تحلیل‌های میکروبیولوژیکی به دلیل تعداد محدود سویه‌های باکتریایی جداسازی‌شده (چهار سویه) با محدودیت مواجه بود. در این مطالعه، برهم‌کنش‌های هم‌افزایانه درون کنسرسیوم‌های میکروبی که می‌توانند نقش مهمی در افزایش کارایی زیست‌تخریب داشته باشند، بررسی نشد. علاوه بر این، محصولات نهایی فرایند تخریب مورد ارزیابی قرار نگرفتند؛ بنابراین، درک کاملی از مسیرهای متابولیکی و پیامدهای زیست‌محیطی احتمالی زیست‌تخریب به دست نیامد.

سپاسگزاری

نویسندگان بدین وسیله مراتب قدردانی و سپاس صمیمانه خود را از دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تهران غرب به دلیل فراهم‌سازی امکانات، پشتیبانی‌های آزمایشگاهی و همکاری‌های اجرایی لازم برای انجام این پژوهش اعلام می‌دارند. حمایت‌های این دانشگاه نقش اساسی در تکمیل موفقیت‌آمیز این تحقیق ایفا کرده است.

تعارض منافع

نویسندگان این مقاله اعلام می‌نمایند که هیچ‌گونه تعارض منافع مالی، سازمانی یا شخصی در ارتباط با نتایج و محتوای این پژوهش وجود ندارد.

حمایت مالی

این پژوهش بدون دریافت هرگونه حمایت مالی از سازمان‌ها، نهادهای دولتی یا خصوصی انجام شده است.

ملاحظات اخلاقی

در انجام این پژوهش کلیه اصول اخلاقی پژوهش رعایت شده است و نویسندگان در تمامی مراحل گردآوری، تحلیل و گزارش داده‌ها به اصول امانت‌داری علمی و جلوگیری از هرگونه تخلف پژوهشی پایبند بوده‌اند.

مشارکت نویسندگان

طراحی مطالعه، نگارش اولیه مقاله: حسن علایی
جمع‌آوری داده‌ها: حسن علایی، رویا مافی غلامی، ساناز خرمی پور، بهناز مرادی غیث آبادی
طراحی پژوهش، بازنگری نهایی مقاله: رویا مافی غلامی
تحلیل نتایج: رویا مافی غلامی، ساناز خرمی پور، بهناز مرادی غیث آبادی
تحلیل داده‌ها، ویرایش علمی مقاله: حمید مقیمی

References

- Li K, Gao Y, Zhang Y, Zheng Y, Li G, Zhang L, et al. Establishment and application of standard analysis methods for microplastic samples: Urban sewage and sewage sludge as a source of microplastics in the environment. *Environmental Research*. 2025;273:121237.
- Premarathna K, Rajapaksha AU, Vithanage M. Microplastics in road dust and surrounding environment: Sources, fate and analytical approaches. *Trends in environmental analytical chemistry*. 2025;45:e00256.
- Ding Y, Sha C, Wang T. Seasonal dynamics of microplastics in the central South China Sea: Abundance, sources, influencing factors, and ecological risks. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2025;13(2):115937.
- Aydin S, Mucevher O, Ulvi A, Beduk F, Aydin ME, Merken O, et al. Effects of long-term wastewater irrigation on microplastics pollution in agricultural soil. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2025;32(20):12340-59.
- Tariq M, Iqbal B, Khan I, Khan AR, Jho EH, Salam A, et al. Microplastic contamination in the agricultural soil-mitigation strategies, heavy metals contamination, and impact on human health: a review. *Plant Cell Rep*. 2024;43(3):65.
- Abiar E, MASHAL M. Determining the proposed cropping pattern Major crops using the water, energy and food index (case study: Irrigation and Drainage Network of Varamin Plain). *Irrigation Sciences and Engineering*. 2025;48(3):109-23.
- Shayeganfar H, Mehrara M. Assessing Farmers' Preferences in using Water Resources in Varamin Plain, Iran A Discrete Choice Experiment Technique. *The Economic Research*. 2025;25(1):159-81.
- Chia RW, Lee J-Y, Cha J, Rodríguez-Seijo A. Methods of soil sampling for microplastic analysis: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2024;22(1):227-38.
- Ahouet L, Ngoulou MO, Okina SN, Dzaba S. Geotechnical Characterization of Termite Mound Soils of Congo. *Open Journal of civil engineering*. 2022;12(3):370-89.
- Zhang X, Wang H, Luo L. Comparison analysis of the calculation methods for particle diameter. *Crystals*. 2022;12(8):1107.
- Kononov A, Hishida M, Suzuki K, Harada N. Microplastic extraction from agricultural soils using canola oil and unsaturated sodium chloride solution and evaluation by incineration method. *Soil Systems*. 2022;6(2):54.
- Gündoğdu S, Akca MO, Gursoy M, Yılmaz M, Zhang X, Rodríguez-Seijo A, et al. Microplastics in soil: a comprehensive review of analytical techniques. *Frontiers in Soil Science*. 2025;5:1614075.
- Yang J, Xu Y-P, Chu X-L. Application of mid-infrared spectroscopy in plastic waste discrimination: chemometric methods and exploration of their potential in hyperspectral applications. *Measurement*. 2025;118657.
- Li M-N, Han Q, Wang N, Wang T, You X-M, Zhang S, et al. 16S rRNA gene sequencing for bacterial identification and infectious disease diagnosis. *Biochemical and Biophysical Research Communications*. 2024;739:150974.
- Jiang N, Ke C, Zhong J, Jiang K, Wu Y, Zhang Y, et al. Differential decay mechanisms of human-associated Bacteroidales and bacteriophage genetic markers in aquatic environments: Impacts of indigenous microorganisms on DNA stability and fecal pollution assessment. *Water Research*. 2025:124157.
- Villanueva-Saz S, Aranda MdC, Jiménez MdlÁ, de Andrés PJ, Verde M, Climent M, et al. Serum protein electrophoresis in European mink (*Mustela lutreola*): reference intervals and comparison of agarose gel electrophoresis and capillary zone electrophoresis. *Veterinary Quarterly*. 2024;44(1):1-11.
- Bustin SA. Improving the quality of quantitative polymerase chain reaction experiments: 15 years of MIQE. *Molecular aspects of medicine*. 2024;96:101249.
- Chen L, Han L, Feng Y, He J, Xing B. Soil structures and immobilization of typical contaminants in soils in response to diverse microplastics. *Journal of Hazardous Materials*. 2022;438:129555.
- Yang X, Zhang Z, Guo X. Impact of soil structure and texture on occurrence of microplastics in agricultural soils of karst areas. *Science of the Total Environment*. 2023;902:166189.
- Kinigopoulou V, Pashalidis I, Kalderis D, Anastopoulos I. Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: A review of recent progress. *Journal of Molecular Liquids*. 2022;350:118580.
- Zhang Y, Li X, Xiao M, Feng Z, Yu Y, Yao H. Effects of microplastics on soil carbon dioxide emissions and the microbial functional genes involved in organic carbon decomposition in agricultural soil. *Science of the Total Environment*. 2022;806:150714.
- Neagoe A, Iordache V, Fărcășanu IC. The role of organic matter in the mobility of metals in contaminated catchments. *Bio-geo interactions in metal-contaminated soils*: Springer; 2011. p. 297-325.
- Zhang Y-Q, Yu H-W, Xin Y, Li Z-X, He W-M. Microplastic abundance thresholds shape the growth of 18 wild plant species: the importance of soil pH. *Journal of Plant Ecology*. 2025:rtaf066.
- Urbanek AK, Rymowicz W, Mironczuk AM. Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and biotechnology*. 2018;102(18):7669-78.
- Mahreen L, C A, Warriar AK. Baseline assessment of microplastic contamination in agricultural soils from the coastal stretches of Karnataka and Goa, Southwestern India. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2025;197(9):1053.
- Zhang S, Bao A, Lin X, Jia G, Zhang Q. Microplastic accumulation in agricultural soils with different mulching histories in Xinjiang, China. *Sustainability*. 2023;15(6):5438.
- Heinze WM, Steinmetz Z, Klemmensen NDR, Vollertsen J, Cornelis G. Vertical distribution of microplastics in an agricultural soil after long-term treatment with sewage sludge and mineral fertiliser. *Environmental Pollution*. 2024;356:124343.
- Sharmin S, Wang Q, Islam MR, Wang W, Enyoh CE. Microplastic Contamination of Non-Mulched Agricultural Soils in Bangladesh: Detection, Characterization, Source Apportionment and Probabilistic Health Risk Assessment. *Journal of Xenobiotics*. 2024;14(2):812-26.
- Guo S, Xiao G, Chen Y, Zhang J, Zhang B, Ru S, et al. Unraveling the characteristics of microplastics in agricultural soils upon long-term organic fertilizer application: A comprehensive study using diversity indices. *Chemosphere*. 2024;364:143235.
- Weber CJ, Bastijans J-E, Lügger K, Heller C. Microplastic in long-term soil monitoring: first spatial

- and temporal data on plastics in agricultural topsoils. *Journal of Soils and Sediments*. 2024;24(2):692-706.
31. Li J, Zhu B, Huang B, Ma J, Lu C, Chi G, et al. Vertical distribution and characteristics of soil microplastics under different land use patterns: A case study of Shouguang City, China. *Science of the Total Environment*. 2023;903:166154.
 32. Bello FA, Folorunsho AB, Chia RW, Lee J-Y, Fasusi SA. Microplastics in agricultural soils: sources, impacts on soil organisms, plants, and humans. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2025;197(4):448.
 33. Tabatabaei F, Mafigholami R, Moghimi H, Khoramipoor S. Investigating biodegradation of polyethylene and polypropylene microplastics in Tehran DWTPs. *Water Science & Technology*. 2023;88(11):2996-3008.
 34. Aydin S, Mucevher O, Ulvi A, Beduk F, Aydin ME, Merken O, et al. Effects of long-term wastewater irrigation on microplastics pollution in agricultural soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2025;32(20):12340-59.
 35. Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, et al. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of internal medicine*. 2019;171(7):453-7.
 36. Chae Y, An Y-J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environmental pollution*. 2018;240:387-95.
 37. Han L, Chen L, Feng Y, Kuzyakov Y, Chen Qa, Zhang S, et al. Microplastics alter soil structure and microbial community composition. *Environment International*. 2024;185:108508.
 38. Lozano YM, Lehnert T, Linck LT, Lehmann A, Rillig MC. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. *Frontiers in plant science*. 2021;12:616645.
 39. Ziajahromi S, Slynkova N, Dwyer J, Griffith M, Fernandes M, Jaeger JE, et al. Comprehensive assessment of microplastics in Australian biosolids: Abundance, seasonal variation and potential transport to agroecosystems. *Water Research*. 2024;250:121071.
 40. Yang Y, Shen W, Zhong Q, Chen Q, He X, Baker JL, et al. Development of a bacteriophage cocktail to constrain the emergence of phage-resistant *Pseudomonas aeruginosa*. *Frontiers in microbiology*. 2020;11:327.
 41. Srivastava P, Subramanian S, Manickam N. Biochemical and molecular mechanisms of *Rhodococcus rhodochrous* IITR131 for polyethylene terephthalate degradation. *Journal of Applied Microbiology*. 2025;136(1):lxae312.