Research Article

Agricultural Engineering., 47(2) (2024) 279-298 ISSN (E): 2588-526X

DOI: 10.22055/agen.2024.46893.1725 ISSN (P): 2588-5944

Identification of microplastics and their effects on some chemical and biological characteristics of soils in an urban landfill (Ahvaz)

N. Davoodi [1], M. Chorom [*2] and N. Jaafarzadeh Haghighi fard[3]

1. Former MS.C. Student, Department of Soil Science, College of Agriculture, Shaid Chamran University of Ahvaz
2. Professor, Department of Soil Science, College of Agriculture, Shaid Chamran University of Ahvaz
3. Professor, Environmental Health (faculty of health), Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran

Received: 12 May 2024 Accepted: 20 June 2024 *Corresponding Author: m.chorom@scu.ac.ir

Abstract

Introduction: Today, the production of plastic in the world is more than 400 million tons per year. This massive volume of plastic, in the form of various products from kitchen appliances to industrial and agricultural products, is growing rapidly. According to the statistics presented in 2020, about 9% of the plastics produced in the world are recycled. Therefore, most plastics remain persistent in the soil or in the seas as plastic waste. Microplastics (MPs) particles less than 5 mm in diameter originate from the breakdown of larger plastic debris such as plastic bags, bottles, and packaging materials. MPs, as an emerging contaminant, have gained worldwide attention. Unfortunately, current recycling methods have failed to provide a comprehensive solution to plastic waste disposal .However, in the past decade, most research on the effects of MPs pollution has focused on marine ecosystems, while very limited research has focused on terrestrial ecosystems. Soil ecosystems, especially agricultural lands, are known as the main reservoir of MPs but the effects of MPs on soil ecosystems remain largely unknown. Soil acts as a significant reservoir for MPs and can have substantial impacts on soil quality and fertility. Upon entering soil, MPs can potentially threaten soil health. MPs can interact with soil particles and organic matter and affect soil structure, nutrient cycling, and microbial communities. Studies have shown that MPs can alter soil microbial communities, potentially leading to changes in ecosystem functioning. MPs in the soil act as a means of absorbing and transporting pollutants. They transport agricultural chemicals, heavy metals and pathogens deep into the soil. The impact of MPs on soil organisms and ecosystems is not yet fully understood, and more research is needed to assess the extent of the problem and its potential consequences. They can negatively impact soil function and fertility by disrupting the physical, chemical, and biological properties of soil. A deeper understanding of how MPs enter, distribute, and accumulate in soils, as well as their impacts on various soil functions, is essential for developing effective strategies to manage and mitigate MPs soil pollution .Therefore, the purpose of this research was to determine the distribution of MPs in the deep soil and to identify the structure of MPs and the extent of their effects on some chemical and biological properties in Ahvaz urban waste landfill.

Materials and Methods: To investigate the impact of MPs on some chemical and biological properties of soils in a municipal landfill, a factorial experiment was conducted in a randomized complete block design. The experiment consisted of 18 experimental soil units with three replications. Soil samples were collected from three depths (0-10, 10-20, and 20-30 cm) from each of five municipal landfills using a hand auger. Additionally, soil samples from the same depths were collected from a control area without any waste landfill. Chemical and biological characteristics of soils, including soil salinity, soil acidity, soil organic

© 2024 The Author(s). Published by Shahid Chamran University of Ahvaz. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

matter, soluble cations and anions, total nitrogen, available phosphorus, soil lime content, microbial respiration, soil microbial biomass, extraction and identification of MPs based on standard laboratory methods were measured. Identification of MPs using FTIR analysis was considered as a crucial step in this study. The experimental design consisted of two factors: landfill area (landfill vs. control) and soil depth (three levels). The experimental design was done in a factorial form in a randomized complete block. Comparison of average data was also done using Tokay's 5% probability level test, data results were statistically analyzed with SAS software and graphs were drawn in Excel.

Results and desiccation: The findings of the present study revealed a significant positive correlation between landfill areas and the control area. This indicates that landfill activities have a substantial impact on the concentration of MPs in their surrounding environment. In the soils near the municipal landfills, extremely high levels of MPs were encountered, with up to 4300 MPs pieces per kilogram of soil. This level of MPs contamination indicates severe soil pollution in these areas. Further analysis of the identified MPs revealed that two polymers, polyethylene (PE) and polypropylene (PP), accounted for a major portion of this contamination. Specifically, 71.81% of the MPs studied were PE, 17.15% were PP, 3.11% were polystyrene (PS), and 8.21% were polyvinyl chloride (PVC). This suggests that plastic materials, particularly plastic bags, bottles, and other items made of PE and PP, play a significant role in MPs soil pollution. In addition to physical effects, MPs can also have detrimental consequences for the biological and chemical properties of soil. The results showed that there is an inverse relationship between soil pH and the number of MPs, which means that as the number of MPs increases, the pH level decreases. But this relationship is not the same in all regions and at all depths. An increase or decrease in soil pH is probably due to the release of alkaline or acidic components from MPs. Soil salinity in areas one to five is higher than the control area. In some areas, at the same time as the number of MPs decreases with increasing depth, soil salinity increases and in others it decreases. The amount of soil organic matter in the areas with MPs pollution was significantly higher than the control area. The results showed that the presence of MPs in the soil is associated with a significant increase in the amount of total nitrogen in the soil. The reason for this increase can be related to the effects of MPs on microbial activity and biochemical processes in the soil. The average microbial respiration in the control area is 261 mg $C\text{-}CO_2$/Kg soil, which is 38% lower than the average microbial respiration in areas contaminated with MPs. The average microbial biomass in the control area was 73.7 mg C/Kg soil, which is 51% less than the contaminated areas. A significant increase in microbial biomass in soils contaminated with MPs indicates an increase in the population of microbes, which can be due to the efforts of microbes to decompose MPs. This study demonstrated that MPs , as a major source of pollution in municipal landfills, can lead to significant changes in the chemical and biological characteristics of soils. These changes can negatively impact soil fertility, biodiversity, and the health of soil organisms. MPs might sorb (adhere) to nutrients and organic matter, altering their availability to plants and soil microbes. Additionally, the breakdown of MPs could release chemicals that indirectly affect soil chemistry.

Conclusion: The effects of MPs on soil chemical properties resulted in significant increases in pH, EC, calcium and magnesium, soil organic matter, phosphorus, and total nitrogen. Soil organic matter, phosphorus, total nitrogen, and salinity increased by 3.4, 2.2, 7.2, and 2 times, respectively. The presence of MPs increased microbial respiration and microbial biomass in the surface soil, but at lower depths, decreased due to excessive salinity. Overall, this study demonstrates that MPs can have substantial effects on soil chemical and biological properties.

Keywords: microplastic, polyethylene, polypropylene, Soil pollution, Soil properties

مهندسی زراعی (مجله علمی کشاورزی) جلد ۴۷ شماره۲، تابستان ۱۴۰۳

شناسایی ریزپلاستیک‌ها و تأثیرات آنها بر برخی از ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها در محل دفن زباله شهری (اهواز)

نیما داوودی [۱]، مصطفی چرم [۲*] و نعمت اله جعفر زاده حقیقی [3]

۱- دانش آموخته گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران
۲- استاد گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران
۳- استاد گروه بهداشت محیط-دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، اهواز، ایران

تاریخچه مقاله

دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۲۳

پذیرش نهایی: ۱۴۰۳/۰۳/۳۱

کلمات کلیدی:
آلودگی خاک،
پلی‌اتیلن،
پلی‌پروپیلن،
ریزپلاستیک،
ویژگی های خاک

چکیده

ریزپلاستیک‌ها به عنوان یک آلاینده نوظهور، مشکلات جدی به‌ویژه در خاک ایجاد می‌کند. تاکنون تحقیقات محدودی بر اثرات این نوع آلودگی بر *ویژگی های* خاک انجام شده است. خاک به عنوان مخزن اصلی ریزپلاستیک‌ها در محل دفن زباله‌های شهری عمل می‌کند و می‌تواند تأثیرات قابل توجهی بر کیفیت آن داشته باشد. این تحقیق با هدف بررسی تأثیرات ریزپلاستیک‌ها بر برخی ویژگی-های شیمیایی و بیولوژیکی خاک، شناسایی میزان پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن در محل دفن زباله، و اندازه‌گیری توزیع ریزپلاستیک‌ها در عمق‌های مختلف خاک انجام شد. طرح آزمایش بصورت فاکتوریل با دو فاکتور منطقه و عمق و در قالب بلوک کامل تصادفی در سه تکرار اجرا گردید. تأثیر ریزپلاستیک‌ها بر ویژگی‌های خاک در سه عمق مختلف اندازه‌گیری شد. یافته‌های تحقیق نشان داده‌اند که مقادیر ریزپلاستیک‌ها در خاک‌های مناطق دفن زباله‌های شهری بسیار بالا بوده و میزان آن تا ٤٣٠ قطعه در ۱۰۰ گرم خاک اندازه‌گیری شد و ۸۱/۷۱ درصد از ریزپلاستیک‌ها مطالعه شده از جنس پلی‌اتیلن و ۱۵/۱۷ درصد از جنس پلی‌پروپیلن شناسایی شدند. ریزپلاستیک‌ها در خاک باعث افزایش مواد آلی، فسفر، نیتروژن کل، تنفس میکروبی و زیتوده میکروبی خاک شد. از سوی دیگر، ریزپلاستیک‌ها باعث شستشوی کاتیون‌ها مانند کلسیم، منیزیم و سدیم به عمق های پایین تر خاک شدند. نتایج این تحقیق به اهمیت شناسایی و مدیریت اثرات ریزپلاستیک‌ها بر اکوسیستم‌های خاک تأکید می‌کند و نتایج آن می‌تواند در بهبود استراتژی‌های حفاظتی محیط زیست مؤثر باشد.

* عهده دار مکاتبات

Email: m.chorom@scu.ac.ir

مقدمه

امروزه شاهد تولید سالانه بیش از ۴۰۰ میلیون تن پلاستیک در جهان هستیم. این حجم انبوه از پلاستیک، در قالب محصولات متنوعی از لوازم خانگی آشپزخانه گرفته تا محصولات صنعتی و کشاورزی، به سرعت در حال رشد است. ارزانی پلاستیک، یکی از عوامل اصلی این رشد سریع به شمار می‌رود (۲۵). متأسفانه، روش‌های بازیافت فعلی در ارائه یک راه‌حل جامع برای دفع زباله‌های پلاستیکی ناکام بوده‌اند. این ذرات پلاستیکی به تدریج به قطعات کوچک‌تر با ابعادی بین ۵ میلی‌متر تا ۱ میکرون تبدیل می‌شوند (۳۴). ریزپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی بسیار کوچکی هستند که قطری کمتر از ۵ میلی‌متر دارند (۳۲). ریزپلاستیک‌ها در حال حاضر در دورترین نقاط زمین یافت می‌شوند، از اعماق اقیانوس تا قله اورست. با این وجود، تاکنون توجه کمتری به آلودگی خاک با ریزپلاستیک‌ها شده است، در حالی که این محیط به عنوان یک مخزن مهم برای این ذرات شناخته می‌شود (۱). ریزپلاستیک‌ها می‌توانند با ذرات خاک و مواد آلی تعامل داشته باشند و تاثیرات منفی بر ساختار خاک، چرخه مواد مغذی و جوامع میکروبی بگذارند. مطالعات نشان داده‌اند که ریزپلاستیک‌ها می‌توانند جوامع میکروبی خاک را تغییر داده و به طور بالقوه منجر به تغییراتی در عملکرد اکوسیستم شوند (۲۲). ریزپلاستیک‌ها از طریق راه‌های متعددی به خاک ورود پیدا می‌کنند. برخی از این راه‌ها عبارتند از: دفن زباله، استفاده از اصلاح‌کننده‌های خاک، استفاده از لجن فاضلاب در زمین‌ها، آبیاری با فاضلاب، استفاده از کودهای آلی و کمپوست، سایش لاستیک خودروها و فاضلاب تصفیه نشده که حاوی مقادیر بالایی از ریزپلاستیک است (۴۵). ریزپلاستیک‌ها در خاک به عنوان وسیله‌ای برای جذب و انتقال آلاینده‌ها عمل می‌کنند. آنها مواد شیمیایی کشاورزی، فلزات سنگین و عوامل بیماری‌زا را به عمق خاک منتقل می‌کنند (۱۴ و ۴۶). در سال‌های اخیر، تولید کود کمپوست از زباله‌های شهری که حاوی درصد بالایی از مواد پلاستیکی هستند، رواج یافته است. در این فرآیند، تنها پلاستیک‌های درشت و قابل مشاهده از زباله‌ها جدا می‌شوند، در حالی که پلاستیک‌های ریز که بخش قابل توجهی از پلاستیک‌های موجود در زباله‌ها را شامل می‌شوند، از فرآیند جداسازی عبور کرده و وارد کمپوست نهایی می‌شوند (۲۶). مطالعات متعددی اثر ریزپلاستیک‌ها بر pH خاک را بررسی کرده‌اند، اما نتایج این مطالعات متفاوت و گاه متناقض است. به طور کلی، می‌توان گفت که اثرات ریزپلاستیک‌ها بر pH خاک پیچیده است و به عوامل مختلفی از جمله نوع و غلظت ریزپلاستیک‌ها، نوع خاک و سایر شرایط محیطی بستگی دارد. بیشتر ریزپلاستیک‌ها خنثی هستند، به این معنی که pH آنها نزدیک به ۷ است. با این حال، برخی از ریزپلاستیک‌ها، به ویژه آنهایی که از پلیمرهای اسیدی یا قلیایی ساخته شده‌اند، می‌توانند pH خاک را به طور قابل توجهی تغییر دهند (۲). وجود ریزپلاستیک‌ها در خاک می‌تواند تاثیر قابل توجهی بر هدایت الکتریکی خاک (EC) داشته باشد(۱۰). یک مطالعه نشان داد که افزودن ریزپلاستیک به خاک منجر به کاهش غلظت کلسیم و منیزیم خاک می‌شود. این امر به جذب یون‌های کلسیم و منیزیم بر روی سطح ریزپلاستیک‌ها نسبت داده می‌شود که دسترسی گیاهان به آن‌ها را برای جذب و استفاده مختل می‌کند (۱۳).

تحقیقات دیگر نشان داده‌اند که ریزپلاستیک‌ها می‌توانند کاتیون‌های خاک را جذب کرده و از دسترسی گیاهان به عناصر مغذی مهمی مانند کلسیم و منیزیم جلوگیری کنند. این اثر می‌تواند منجر به کاهش کیفیت خاک و رشد گیاهان شود (۳۹). ریزپلاستیک‌ها می‌توانند ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک را از طریق افزایش مواد آلی خاک افزایش دهند. از آنجایی که ریزپلاستیک‌ها عمدتاً از کربن تشکیل شده‌اند، می‌توانند در محیط خاک انباشته شده و به ذخیره کربن خاک کمک کنند. این افزایش محتوای مواد آلی، به

نوبه خود، می‌تواند منجر به افزایش CEC خاک شود (۳۱).

انباشت ریزپلاستیک‌ها در خاک، بافت و ترکیب آن را تغییر داده و بر حفظ آب و در دسترس بودن مواد مغذی برای گیاهان تأثیر می‌گذارد. این امر می‌تواند منجر به اختلال در رشد و نمو گیاهان شود (۱۶). این ذرات به دلیل اندازه کوچکشان به راحتی در محیط‌های مختلفی مانند آب، هوا و خاک پخش می‌شوند. این امر علاوه بر ایجاد آلودگی محیطی، می‌تواند برای گیاهان، حیوانات و انسان‌ها به عنوان مواد آلوده کننده خطرآفرین باشد (۳۶). ریزپلاستیک‌ها می‌توانند بر رشد ریشه و جذب مواد مغذی در گیاهان تأثیر منفی بگذارند تاکنون اطلاعات کاملی در مورد جذب ریزپلاستیک توسط گیاهان خاکی وجود ندارد، اما مطالعات نشان داده‌اند که این ذرات می‌توانند توسط ریشه گیاهان جذب شوند و به اندام‌های هوایی گیاه منتقل شوند (۴).

ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به‌طور مستقیم بر خواص فیزیکی، شیمیایی و گردش مواد در خاک تأثیر بگذارند. این تغییرات می‌تواند فعالیت میکروبی و آنزیمی را تحت‌الشعاع قرار دهد. فعالیت آنزیمی نشان‌دهنده فعالیت میکروبی و در دسترس بودن مواد مغذی است و نقش مهمی در چرخه خاک ایفا می‌کند. افزایش فعالیت میکروبی منجر به افزایش ترشح آنزیم‌های خارج سلولی می‌شود که در آزادسازی کربن، نیتروژن، فسفر و سایر مواد مغذی خاک نقش دارند (۴۲). ریزپلاستیک‌ها بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک، رشد گیاه و جانوران خاک تاثیرات منفی می‌گذارند. این تاثیرات به غلظت، اندازه و نوع ریزپلاستیک‌ها و همچنین اکوسیستم خاک بستگی دارد (۴۷).

در حال حاضر، مطالعات زیادی در مورد اثرات نامطلوب ریزپلاستیک‌ها بر محیط زیست دریایی وجود دارد، اما توجه بسیار محدودی به این آلودگی ریزپلاستیک‌ها در خاک در سطح جهان و به طور خاص در ایران وجود دارد. لذا هدف از انجام این پژوهش تعیین توزیع ریزپلاستیک‌ها در اعماق خاک و شناسایی ساختار ریزپلاستیک‌ها و میزان تاثیرات آنها بر برخی خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی‌ها در محل دفن زباله‌های شهری اهواز بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و نمونه‌برداری

این مطالعه در منطقه صفیره محل دفن زباله‌های شهری اهواز واقع در استان خوزستان، جنوب غرب ایران انجام شد. پنج ناحیه مختلف نسبت به سن محل دفن زباله‌ها که با یکدیگر در فواصل یک کیلومتری واقع شده بودند را بعنوان منطقه مطالعاتی انتخاب شد. این مناطق در محل دفن پسماندهای شهر اهواز، در امتداد جاده ملیگط (در منطقه صفیره) واقع شده بودند. در هر یک از این پنج محل دفن زباله شهری، نمونه‌برداری از اعماق ۰-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۳۰ سانتی‌متری با مته دستی انجام شد. در کل تعداد ۱۸ واحد آزمایشی خاک که در ۳ تکرار اندازه‌گیری‌ها صورت گرفت. طرح آزمایش بصورت یک فاکتور منطقه دفن زباله و شاهد (بدون زباله) و فاکتور دوم عمق خاک است. بنابراین طرح آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب بلوک کامل تصادفی انجام خواهد شد. مقایسه میانگین داده‌ها نیز با استفاده از آزمون توکی سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید، نتایج داده‌ها با نرم افزار SAS تجزیه آماری شده و نمودارها در محیط Excel رسم شدند.

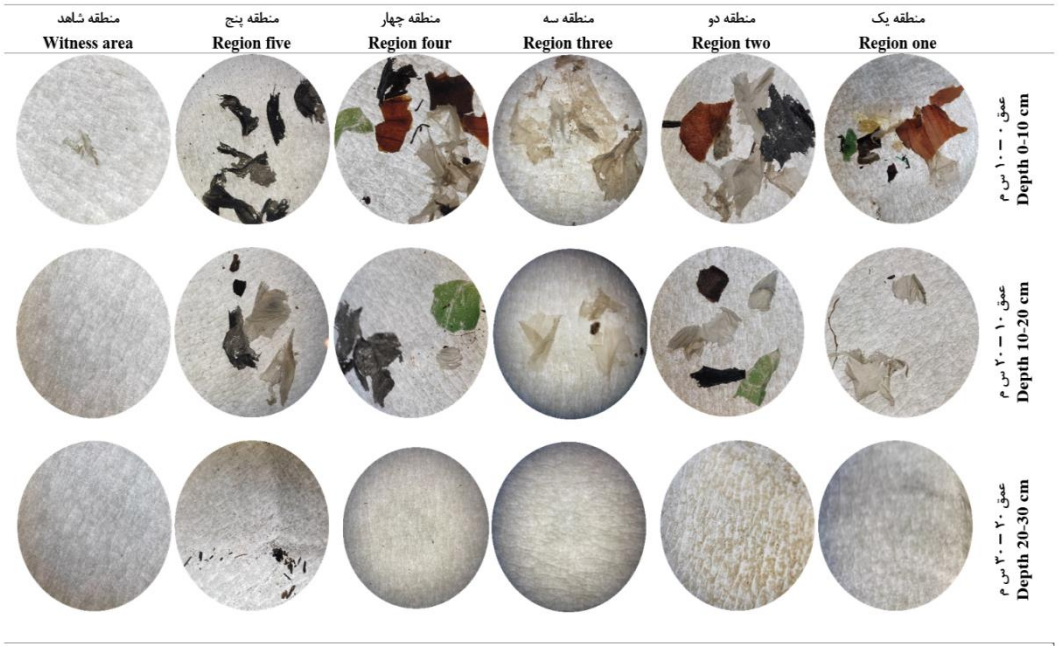
استخراج و شناسایی ریزپلاستیک‌ها

در این روش برای استخراج و شناسایی ریزپلاستیک‌ها از بافت خاک، از فرآیند شناورسازی با استفاده از محلول‌های نمکی استفاده شد (۳۵). این فرآیند شامل قرار دادن نمونه‌های خاک در هوا برای خشک شدن و سپس عبور آن‌ها از الک ۵ میلی‌متری می‌باشد. با توجه به اینکه پلیمرهای پلاستیکی دارای دانسیته‌های متفاوتی هستند، برای جداسازی کامل آن‌ها، از محلول‌های نمکی با دانسیته متفاوت استفاده می‌شود.

این اقدام اطمینان می‌دهد که تمامی انواع پلاستیک موجود در خاک با دقت جدا شده‌اند .ابتدا، نمونه‌های خاک از الک با قطر ۵ میلی‌متر عبور داده شدند. سپس ۱۰۰ گرم از نمونه‌های خاک الک شده با ۱۰۰ میلی‌لیتر هیدروژن پراکسید ۳۰ درصد(30%) H_2O_2 به مدت یک هفته بهم زده شده تا مواد آلی حذف شوند. در مرحله بعد، ۱۰۰ میلی‌لیتر کلرید روی با چگالی ۱٫۷ به نمونه‌ها افزوده شده و به مدت ۱۵ دقیقه در شیکر قرار گرفتند. سپس ارلن حاوی نمونه به مدت ۲۴ ساعت در دما آزمایشگاه قرار گرفت تا بخش جامد به‌طور کامل ته نشین شود. بعد از گذشت ۲۴ ساعت، محلول شفاف ایجاد شده به فیلتر کاغذ صافی منتقل شد و سپس فیلتر در دمای اتاق خشک شد، سپس مطالعه و شمارش ذرات ریزپلاستیک با استفاده از استریو میکروسکوپ مدل OLYMPUS SZ61 با بزرگنمایی ۴۰ برابر صورت گرفت (شکل ۱). در نهایت استفاده از تکنیک طیف‌سنجی فوریه مادون قرمز با دستگاه Fourier Transform Infrared Spectrometer مدل Bruker Tensor 27 برای تشخیص ترکیبات شیمیایی (طیف عاملی) ریزپلاستیک‌ها صورت گرفت.

اندازه‌گیری خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی خاک

پیامدهای آلاینده‌های ریزپلاستیکی را بر فعالیت‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک پس از خشک کردن خاک با هوا و عبور از الک ۲ میلی‌متری، از جمله؛ اندازه‌گیری پی‌اچ (pH) در سوسپانسیون ۱:۲ (۲۳)، اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) در سوسپانسیون ۱:۲ (۲۹)، اندازه‌گیری منیزیم و کلسیم محلول با استفاده از کمپلکسومتری (۲۰)، ماده آلی به روش والکی و بلک (۳۷)، فسفر قابل جذب به روش اولسن (۲۷) ، ازت کل به روش کجلدال (۷) و سدیم به روش فلیم فتومتری (۱۷) و برخی فعالیت‌های بیولوژیکی خاک از جمله؛ زیتوده میکروبی به روش تدخین (۱۸) و تنفس میکروبی به روش اندرسون (۳) اندازه‌گیری و مورد بررسی قرار گرفت.



شکل (۱) تصاویر استریو میکروسکوپ از سطح فیلتر حاوی ریزپلاستیک‌ها
Figure (1) stereo microscope images of the filter surface containing microplastics

نتایج و بحث

شناسایی ریزپلاستیک‌ها

الف- توزیع فراوانی ذرات ریزپلاستیک

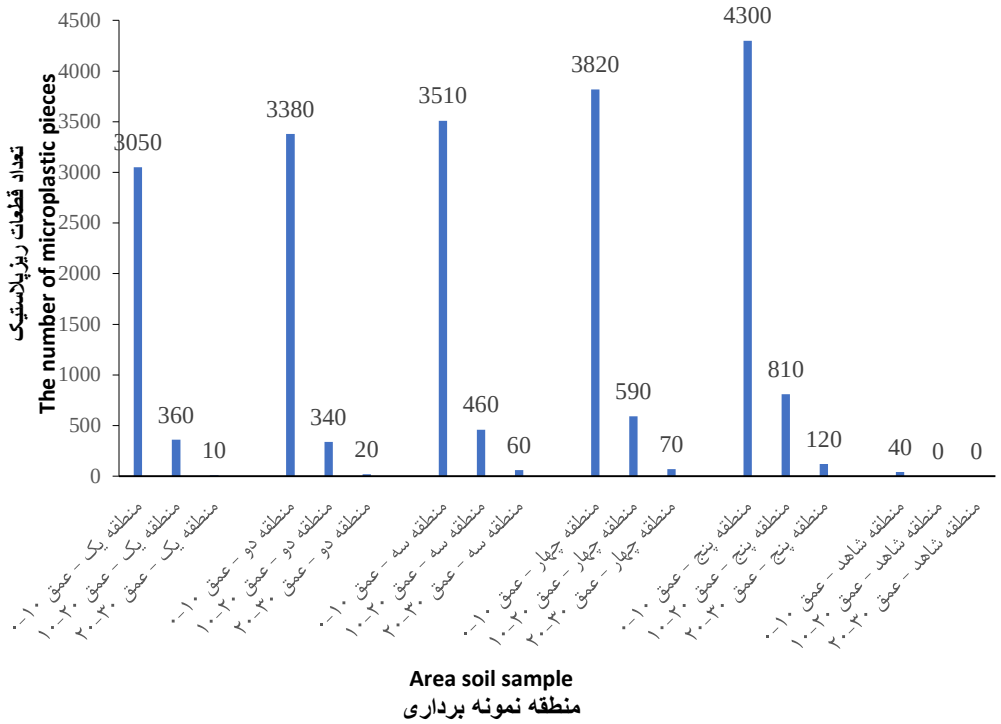
در شکل (۲) نمودار توزیع فراوانی ذرات ریزپلاستیک در مناطق نمونه‌برداری آورده شده است. منطقه شاهد به عنوان منطقه مرجع در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است. به عبارت دیگر، در این منطقه هیچ گونه فعالیت یا مداخله‌ای که به طور قابل توجهی کیفیت خاک را تغییر دهد، صورت نگرفته است. منطقه شاهد به طور واضح از سایر مناطق متمایز است، زیرا تعداد قطعات ریزپلاستیک در آن به طور قابل توجهی کمتر است. در حالی که در سایر مناطق تعداد قطعات ریزپلاستیک در هر یک کیلوگرم خاک بالا است، آلودگی ریزپلاستیک در منطقه شاهد به طور قابل توجهی کمتر از سایر مناطق است. در عمق ۰-۱۰ سانتی‌متر، منطقه شاهد فقط ۴۰ قطعه ریزپلاستیک در هر یک کیلوگرم خاک دارد، در حالی که سایر مناطق بین ۳۰۵۰ تا ۴۳۰۰ قطعه ریزپلاستیک در هر کیلوگرم خاک دارند. در عمق ۱۰-۲۰ سانتی‌متر، منطقه شاهد هیچ قطعه ریزپلاستیکی ندارد، در حالی که سایر مناطق بین ۳۴۰ تا ۸۱۰ قطعه ریزپلاستیک در هر کیلوگرم خاک دارند. در عمق ۲۰-۳۰ سانتی‌متر، منطقه شاهد هیچ قطعه ریزپلاستیکی ندارد، در حالی که سایر مناطق بین ۲۰ تا ۱۲۰ قطعه ریزپلاستیک در هر کیلوگرم خاک دارند (شکل ۲). بر اساس یک مطالعه، بالاترین میانگین تراکم ریزپلاستیک در مناطق مسکونی با دامنه ۵۰ تا ۶۵۰ قطعه در هر کیلوگرم خاک ثبت شده است (۴۰).

ب- توزیع فراوانی نوع پلیمر براساس نتایج FTIR

بر اساس نتایج حاصل از شناسایی بصری ذرات توسط میکروسکوپ استریو و آنالیز آنها توسط دستگاه FTIR (شکل ۳)، طیف سنجی مادون قرمز پلی اتیلن و پلی پروپیلن شباهت زیادی به هم دارند، زیرا هر دو از واحدهای مونومر مشابه (اتیلن و پروپیلن) تشکیل شده‌اند.طیف سنجی مادون قرمز پلی استایرن به دلیل وجود حلقه بنزن، به طور قابل توجهی با طیف سنجی مادون قرمز پلی اتیلن و پلی پروپیلن متفاوت است. طیف سنجی مادون قرمز پی وی سی به دلیل وجود گروه کلر، به طور قابل توجهی با طیف سنجی مادون قرمز پلی اتیلن، پلی پروپیلن و پلی استایرن متفاوت است (۱۱).

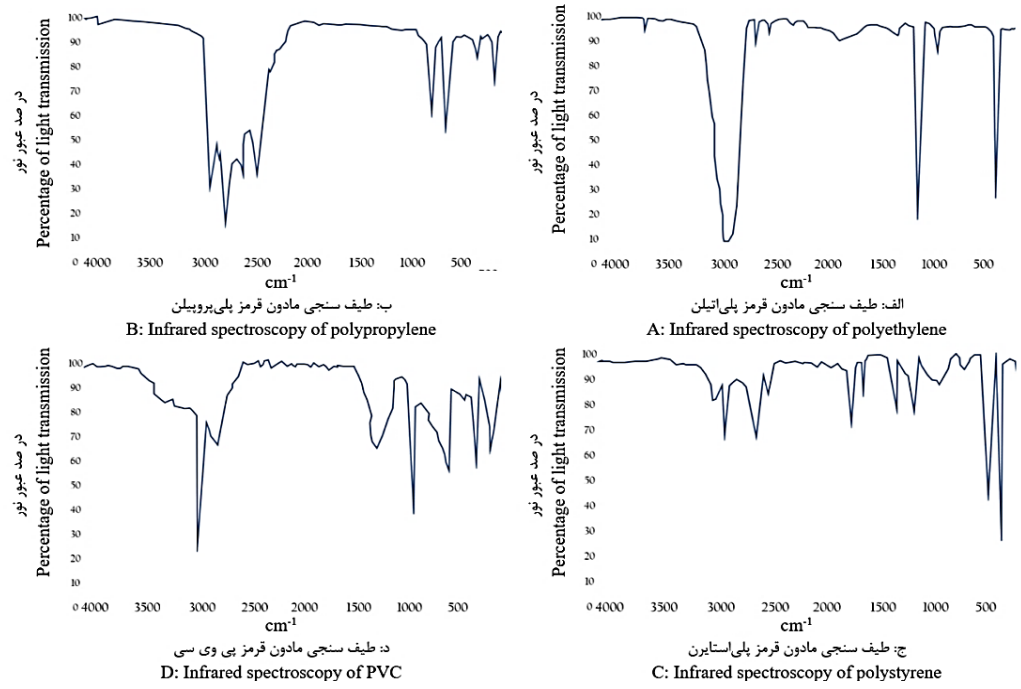
در نمودارهای شکل ۳ محور x عدد موج (cm^{-1}) و محور y درصد عبور نور را نشان می‌دهد. عدد موج معیاری از فرکانس تابش مادون قرمز است و درصد عبور نور، میزان نوری است که از نمونه عبور می‌کند. نمودارها نشان می‌دهد که هر یک از پلیمرها دارای طیف مادون قرمز منحصربه‌فردی است که می‌توان از آن برای شناسایی و تعیین ساختار آنها استفاده کرد. پیک‌های مشخص در طیف‌ها به ارتعاشات پیوندهای شیمیایی در مولکول‌های پلیمر مربوط می‌شود. همان گونه که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، بیشترین پیک‌های FTIR در پلی اتیلن، پروپیلن، پلی استایرن و PVC در منطقه کشش C-H قرار دارند. این امر به این دلیل است که پیوندهای C-H قوی‌ترین پیوندها در این مولکول‌ها هستند (۴۲). پلی اتیلن و پروپیلن پیک‌های مشابهی دارند، زیرا هر دو از واحدهای مونومر CH_2 تشکیل شده‌اند. پلی استایرن دارای پیک‌های اضافی در منطقه آروماتیک است، زیرا از واحدهای مونومر بنزن تشکیل شده است. PVC دارای پیک اضافی در منطقه C-Cl است، زیرا حاوی کلر است (۲۴).

با محاسبات انجام شده مشخص شد که ۸۱/۷۱ درصد از ریزپلاستیک‌های مطالعه شده از جنس پلی‌اتیلن (PE)، ۱۵/۱۷ درصد از جنس پلی‌پروپیلن (PP)، ۱/۳۱ درصد از جنس پلی‌استایرن (PS) و ۱/۸۲ درصد از جنس پی‌وی‌سی (PVC) هستند.



شکل (۲) توزیع فراوانی تعداد قطعات ریزپلاستیک در هر کیلوگرم خاک

Figure (2) Frequency distribution of the number of microplastic pieces per kilogram of soil



شکل (۳) FTIR گرفته شده از ریزپلاستیک‌ها

Figure (3) FTIR taken from Microplastics

پلی اتیلن (PE): طیف سنجی مادون قرمز پلی اتیلن با پیک‌های مشخص در حدود $2920\ cm^{-1}$ و $2850\ cm^{-1}$ مشخص می‌شود که به کشش پیوندهای C-H در گروه‌های متیل و اتیل مربوط می‌شود. پلی پروپیلن (PP): طیف سنجی مادون قرمز پلی پروپیلن شبیه به پلی اتیلن است، اما با چند تفاوت کلیدی. پیک‌های کشش C-H در حدود $2950\ cm^{-1}$ و $2860\ cm^{-1}$ کمی قوی‌تر هستند. پلی استایرن (PS):طیف سنجی مادون قرمز پلی استایرن با پیک‌های مشخص در حدود $3060\ cm^{-1}$ و $3030\ cm^{-1}$ مشخص می‌شود که به کشش پیوندهای C-H در حلقه بنزن مربوط می‌شود. پلی وینیل کلرید (PVC): طیف سنجی مادون قرمزPVC با پیک‌های مشخص در حدود $3525\ cm^{-1}$ ، $2910\ cm^{-1}$ مشخص می‌شود

در شکل (۴) نوع پلیمر و درصد هر یک از ریزپلاستیک‌های مطالعه شده در هر منطقه و هر عمق آورده شده است.

پلی اتیلن (PE): در تمامی مناطق در عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری، پلی اتیلن درصدهای بالایی دارد، و در محدوده ۶۹/۴٪ تا ۸۰/۵٪ متغیر است. این نشان‌دهنده غالب بودن این پلیمر در این عمق است. پلی‌پروپیلن (PP): درصدهای این پلیمر نیز در محدوده‌ای نسبتاً مشابه و در محدوده ۱۹/۴٪ تا ۲۳/۹٪ قرار دارد. این نشان‌دهنده حضور قوی این پلیمر در عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری است، اما به مقدار کمتر از پلی اتیلن. پلی‌استایرن (PS): در مناطق سه، چهار و پنج این پلیمر در عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری حضور ندارد. در مناطق یک و دو نیز درصدهای کمی (۲/۴٪ تا ۴/۶٪) را شامل می‌شود. پی‌وی‌سی (PVC): درصدهای این پلیمر در این عمق در مناطق مختلف بسیار متغیر است. در منطقه یک و دو نسبتاً بالاتر است با ۱/۶٪ و ۲/۴٪، در حالی که در مناطق چهار و پنج نسبتاً کمتر است با ۰/۵٪ و ۰٪.

تعداد ریزپلاستیک‌های کشف‌شده در خاک محل‌های دفن زباله‌های شهری متفاوت است.در مطالعه انجام‌شده توسط کوارچیاک-کوزلوفسکا (۲۰۲۳) در لیتوانی تخمین می‌زند که میزان ریزپلاستیک در محل‌های دفن زباله بین ۲۰۰۰ تا ۹۱۰۰ قطعه در کیلوگرم است که به طور قابل‌توجهی بیشتر از غلظت ریزپلاستیک در لجن فاضلاب است (۱۹).

در اکثر مناطق، پلی اتیلن و پلی‌پروپیلن دو پلیمری هستند که با درصدهای بسیار بیشتر نسبت به دو پلیمر دیگر. پلی‌استایرن و پی‌وی‌سی درصدهای کمتری دارند و در برخی مناطق حتی اصلاً وجود ندارند. در مطالعه پیهل و همکاران[1] (۲۰۱۸) با استفاده از FTIR در مجموع، شش پلیمر پلاستیکی مختلف از خاک آلمان شناسایی شد که رایج ترین نوع پلیمر ریزپلاستیکی PE با ۶۷/۹ درصد (۵۵ قطعه) بوده که در ادامه PS با فراوانی ۱۳/۵۸ درصد (۱۱ قطعه)، PP با فراوانی ۹/۸۸ درصد (۸ قطعه)، PVCبا فراوانی ۴/۹۴ درصد (۴ قطعه)، PETبا فراوانی ۲/۴۷ درصد (۲ قطعه) و PMMA با فراوانی ۱/۲۴ درصد (۱ قطعه) بوده است (۳۰). به نظر می‌رسد که در اکثر مناطق، پلی اتیلن و پلی پروپیلن دو پلیمر متداولتر و با درصدهای بسیار بیشتر نسبت به دو پلیمر دیگر، یعنی پلی استایرن و پی‌وی‌سی، هستند. که دلیل آن هم تولید و مصرف بیشتر آنها است.

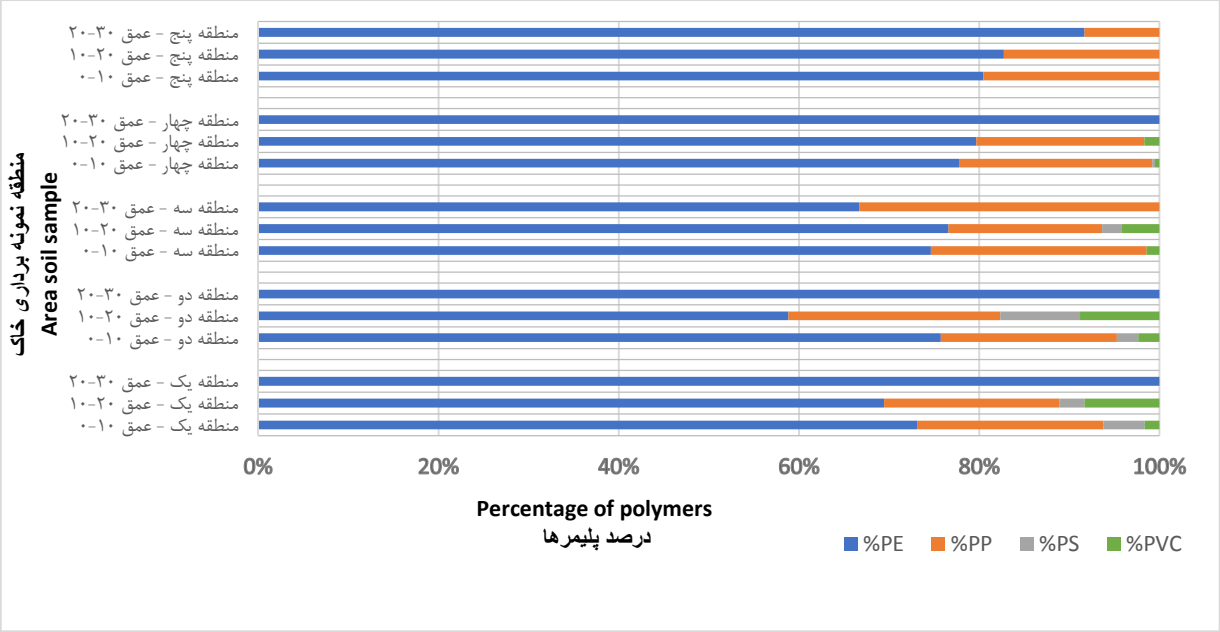
شکل (۵) نمایانگر درصد فراوانی ریزپلاستیک‌ها در عمق‌های مختلف می‌باشد. با افزایش عمق، به طور کلی فراوانی ریزپلاستیک‌ها کاهش می‌یابد. عواملی همچون ترکیب خاک، اندازه ذرات و فعالیت‌های جانوری خاک نقش اساسی در تحت‌تاثیر قرارگیری این ذرات در جهت عمودی دارند. سرعت نفوذ آب ممکن است ذرات ریزپلاستیک کوچکتر را به لایه‌های عمیق‌تر جا به جا کند. با این وجود، فشردگی و کاهش تخلخل لایه‌های زیرین این ذرات را محدود کرده و حرکت آنها به سمت پایین را محدود می‌سازد. یک عامل مهم در جلوگیری از انتقال ریزپلاستیک‌ها به عمق خاک، میزان بارندگی سالانه در منطقه مورد مطالعه است که کمتر از ۲۰۰

1- Piehl *et al.*

میلی‌متر بارش در سال دارد. همچنین با توجه به تبخیر شدید، انتقال ریزپلاستیک‌ها از طریق نشت آب در داخل خاک کمتر

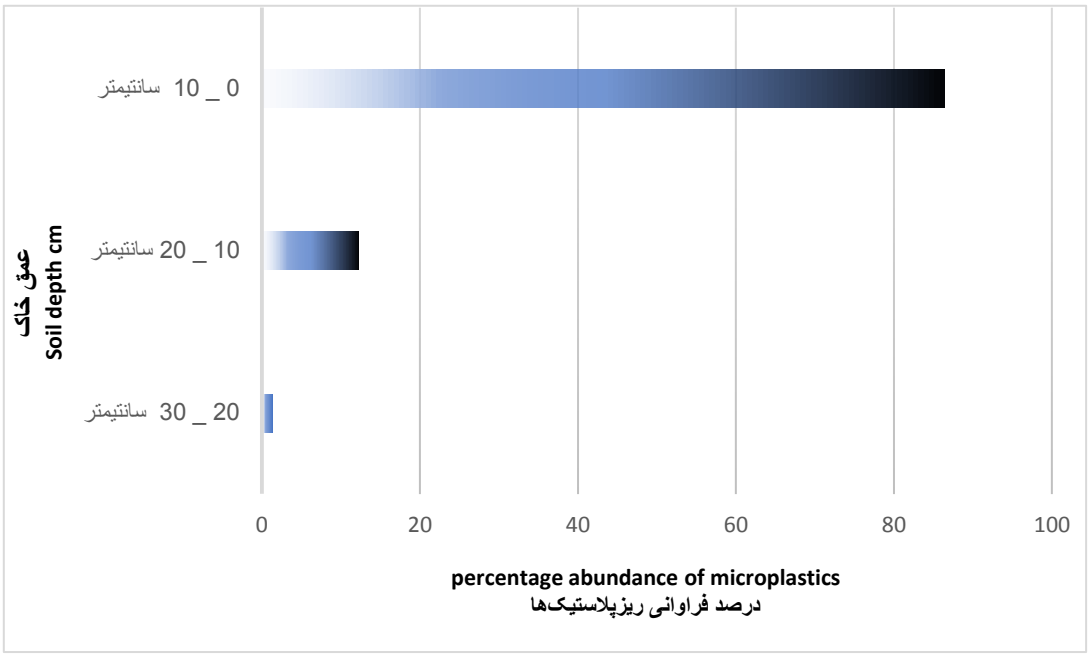
می‌شود. به همین دلیل، تراکم ریزپلاستیک‌ها در سطح خاک ممکن است به مقدار زیادی افزایش یابد.

در مطالعات مختلفی که روی خاک انجام شده است، نشان‌دهنده این است که ریزپلاستیک‌ها در عمق‌های مختلف خاک می‌توانند یافت شوند، ولی معمولاً بیشترین تراکم آن‌ها در لایه‌های سطحی خاک مشاهده می‌شود (۴). لایه های سطحی خاک، مانند ۵ سانتی‌متر بالایی، اغلب بیشترین تجمع ریزپلاستیک را دریافت می‌کنند. مطالعات نشان داده‌اند که خاک‌های سطحی در مقایسه با لایه‌های عمیق‌تر خاک، دارای غلظت بیشتری از ریزپلاستیک هستند (۵۰). نوع خاک نیز به طور قابل توجهی بر توزیع ریزپلاستیک‌ها در عمق‌های مختلف خاک تأثیر می‌گذارد. به عنوان مثال، خاک های شنی، به دلیل بافت درشت و نفوذپذیری بالا، ممکن است در مقایسه با خاک‌های رسی، که فشرده تر هستند، امکان حرکت سریع تری به پایین ریزپلاستیک‌ها را فراهم کنند. دوم اینکه، به دلیل بافت ریز خود، می‌تواند ذرات ریزپلاستیک را به طور موثرتری متصل کند و در نتیجه آنها را در لایه‌های بالایی خاک حفظ کند (۸).



شکل (٤) نوع پلیمر و درصد هر یک از ریزپلاستیک‌ها در هر منطقه و هر عمق

Figure (4) Polymer type and percentage of each microplastic in each region and each depth



شکل (۵) درصد فراوانی ریزپلاستیک‌ها در عمق‌های مختلف
Figure (5) Percentage of abundance of microplastics in different depths

تاثیرات ریزپلاستیک‌ها بر ویژگی‌های خاک

الف- تاثیر بر ویژگی‌های شیمیایی خاک

نتایج تجزیه واریانس جدول (۱) تاثیر بلوک، منطقه، عمق و تاثیر متقابل دو عامل منطقه و عمق بر pH، EC، کلسیم، منیزیم، سدیم، ماده‌آلی، نیتروژن و فسفر خاک همگی در سطح احتمال ۱ درصد تفاوت آماری معنی داری را نشان داد. شکل (۶) ارائه شده مقایسه میانگین مربوط به pH، EC، کلسیم، منیزیم، سدیم، ماده‌آلی، نیتروژن و فسفر در اعماق مختلف و مناطق مختلف را نشان می‌دهد.

pH: pH خاک در همه مناطق در محدوده خنثی تا کمی بازی (۷ تا ۷/۷) قرار دارد. این محدوده برای رشد اکثر گیاهان مناسب است. به طور کلی، pH خاک در مناطق دارای ریزپلاستیک در مقایسه با منطقه شاهد کمی اسیدی تر است (شکل ۶). این تفاوت در pH در عمق ۱۰-۰ سانتی متری بیشتر مشهود است. حضور ریزپلاستیک تا حدی باعث کاهش pH خاک می‌شود. این امر می‌تواند به دلیل خنثی بودن خود ریزپلاستیک‌ها باشد که معمولا انواع پلیمرهای پلاستیکی در محدوده pH=۷ هستند. این می‌تواند نشان دهنده این باشد که ریزپلاستیک به مرور زمان توسط باران و آب به لایه‌های عمیق تر خاک نفوذ می‌کند و تاثیر آن بر pH خاک در این لایه‌ها به تدریج

افزایش می یابد. در مطالعه‌ای که توسط Zhao et al (2021) صورت گرفت نشان داده شد که pH خاک با افزودن ریزپلاستیک‌ها افزایش یافته و به طور کلی در روزهای ابتدایی حضور در خاک کاهش یافته و سپس افزایش یافته است (۴۸). افزایش یا کاهش pH خاک احتمالاً به دلیل آزاد شدن اجزای قلیایی یا اسیدی از ریزپلاستیک‌ها است. تجزیه ریزپلاستیک‌ها توسط میکروارگانیسم‌های موجود در خاک می‌تواند اسیدهای آلی آزاد کند که pH خاک را کاهش دهند (۴۳).

EC: هدایت الکتریکی در مناطق ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ که دارای ریزپلاستیک هستند، بیشتر از منطقه شاهد بدون ریزپلاستیک است (شکل ۶). این اختلاف هدایت الکتریکی می‌تواند به دلایلی مانند: ۱-ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان

هادی عمل کرده و جریان الکتریکی را افزایش دهند. ۲- ریزپلاستیک‌ها آغشته به شیرآبه زباله با حرکت در عمق خاک می‌تواند مواد مغذی را با خود به پایین ببرند و باعث افزایش شوری خاک شوند.۳-ریزپلاستیک‌ها می‌توانند با ذرات خاک از طریق یون‌های محلول شیرابه‌های زباله جذب سطحی ذرات خاک شوند و این می‌تواند عامل دیگر افزایش شوری خاک شود و مهم‌تر از همه شاهد بیشترین مقدار EC در عمق ۱۰-۲۰ سانتی‌متری در تمام مناطق دفن زباله مشاهده شد.

مطالعات نشان داده‌اند که ریزپلاستیک‌ها در خاک می‌توانند EC خاک را افزایش دهند که می‌تواند منجر به تغییر در ساختار خاک و در دسترس بودن مواد مغذی شود. افزایش EC همچنین می‌تواند بر فعالیت میکروبی و تنوع خاک تأثیر منفی بگذارد. نوع ریزپلاستیک نیز می‌تواند بر EC خاک تأثیر بگذارد. به عنوان مثال، ریزپلاستیک‌های ساخته شده از پلی اتیلن (PE) و پلی لاکتیک اسید (PLA) تاثیر بیشتری بر EC خاک نسبت به ریزپلاستیک‌های ساخته شده از مواد دیگر دارند (۵).

کلسیم و منیزیم: مقادیر کلسیم و منیزیم در منطقه شاهد نسبتاً ثابت و بدون تغییر چشمگیری هستند. (شکل ۶) در حالی که در برخی از سایر مناطق که دارای ریزپلاستیک هستند، مقادیر این دو همانند کلسیم با نوسانات بیشتری همراه است. در کل، به نظر می‌رسد که با افزایش عمق در خاک، تعداد ریزپلاستیک‌ها کاهش می‌یابد. همچنین، تغییرات مقدار کلسیم و منیزیم در مناطق مختلف نوعی الگوی خاصی دنبال نمی‌کند. مشاهده می‌شود که در اکثر مناطق، به ویژه در مناطق یک، سه، و پنج، مقدار کلسیم در عمق ۱۰-۲۰ نسبتاً بالا است. منطقه شاهد کمترین مقدار کلسیم را در هر سه عمق ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متر دارد. به طور میانگین، مقدار کلسیم در منطقه شاهد ۳۰ درصد کمتر از میانگین مقدار کلسیم در دیگر مناطق است. همچنین، گزارش شده است که کاتیون‌ها، تمایل متفاوتی نسبت به ذرات ریزپلاستیک‌ها نشان می‌دهند، به عنوان مثال، کاتیون‌های فلزی دو ظرفیتی مانند کلسیم و منیزیم تمایل بیشتری به جذب توسط ذرات ریزپلاستیک دارند (۱۲). وجود ریزپلاستیک در خاک همچنین می‌تواند منجر به تغییراتی در ساختار و ترکیب خاک شود که به نوبه خود می‌تواند در دسترس بودن و تحرک کاتیون‌های خاک را تحت تأثیر قرار دهد. به عنوان مثال، یک مطالعه نشان داد که وجود ریزپلاستیک‌ها در خاک می‌تواند منجر به کاهش تخلخل خاک شود که می‌تواند دسترسی کاتیون‌هایی مانند کلسیم و منیزیم را کاهش دهد (۴۴).

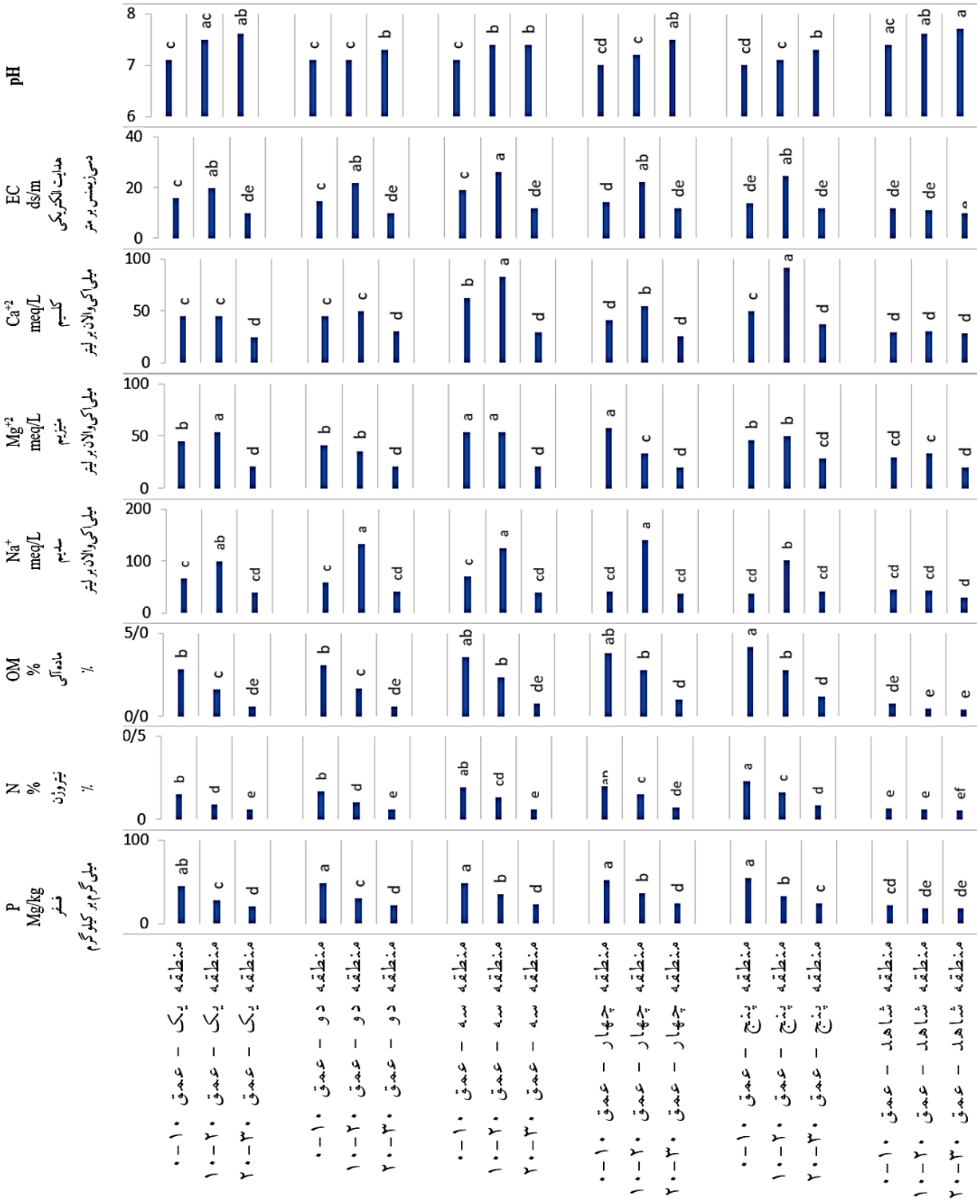
جدول (۱) نتایج تجزیه واریانس خصوصیات شیمیایی خاک

Table (1) results of variance analysis of soil chemical properties

	میانگین مربعات / Mean Square							
	pH	EC	کلسیم Ca	منیزیم Mg	سدیم Na	ماده‌آلی OM	نیتروژن N	فسفر P
بلوک block	0.09**	93.2**	922.2**	470.6**	3545.5**	394.4**	0.01**	4.6**
منطقه area	0.11**	53.3**	1110.5**	257.7**	1508.6**	393.4**	0.01**	5.1**
عمق depth	0.37**	5340.7**	1069.5**	254.4**	21488.6**	2074.1**	0.04**	22.5**
منطقه × عمق area × depth	0.02**	24.8**	248.3**	162.1**	904.1**	58.5**	0.001**	5.7**
خطا Error	0.005	2.33	3.83	10.68	20.33	4.33	0.001	0.007
ضریب تغییرات(CV)	0.97	10.27	4.38	8.69	6.88	6.41	8.68	4.64

ns، *، ** به‌ترتیب نشان‌دهنده غیرمعنی‌دار، معنی‌داری در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد می‌باشد.

ns, * and ** significant at five and one percent probability level respectively not significant



شکل (٦) مقدارpH، EC، کلسیم، منیزیم، سدیم، ماده‌آلی، ازت کل و فسفر در مناطق و عمق‌های مختلف

Figure (6) pH, EC, calcium, magnesium, sodium, organic matter, total nitrogen and phosphorus in different areas and depths

سدیم: میزان سدیم در عمق‌های ۱۰-۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متری به طور کلی نزدیک به هم است، با اینکه در برخی مناطق مقداری تفاوت دارند (شکل ۶). به نظر می‌رسد که در عمق ۲۰-۱۰سانتی‌متری مقدار سدیم خاک در تمامی مناطق دفن زباله نسبت به شاهد بیشتر است. این ممکن است به دلیل وجود فراوان ریزپلاستیک در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری باشد. که این ریزپلاستیک‌ها به دلیل این که آبگریز هستند و باعث تشدید حرکت رواناب از سطح به عمق می‌شود. ریزپلاستیک‌ها می‌توانند بر میزان سدیم خاک تأثیر بگذارند. وجود ریزپلاستیک‌های پلی اتیلن با چگالی کم (LDPE) در غلظت‌های ≤۱ درصد باعث افزایش هدایت الکتریکی خاک می‌شود که نشان دهنده افزایش محتوای سدیم است (۶).

ماده‌آلی: می‌توان گفت که رابطه‌ای مثبت بین تعداد ریزپلاستیک‌ها و درصد ماده آلی خاک وجود دارد، به طوری که هنگامی که درصد ماده آلی خاک افزایش می‌یابد، تعداد ریزپلاستیک‌ها نیز افزایش می‌یابد و برعکس. (شکل ۶) در کل در تمامی مناطق مورد مطالعه، یک الگوی مشابه مشاهده می‌شود که نشان‌دهنده کاهش تعداد ریزپلاستیک‌ها و درصد ماده آلی خاک با افزایش عمق است. این الگو ممکن است نشان‌دهنده تراکم بیشتر ریزپلاستیک‌ها در سطوح بالایی خاک و کاهش تأثیرات آنها در عمق‌های پایین‌تر باشد. ریزپلاستیک‌ها منبع کربن مخصوصا کربن با منشاء فسیلی هستند و وقتی در خاک قرار می‌گیرند، به عنوان مخزن کربن در نظر گرفته می‌شوند (۳۱). طبق یک مطالعه وجود ریزپلاستیک در خاک می‌تواند محتوای کربن آلی محلول را افزایش دهد (۳۸). یکی از دلایل مهم می‌تواند روش اندازه‌گیری موادآلی خاک به روش استاندارد (والکی و بلک) باشد، در این روش به دلیل استفاده از اسیدسولوریک ذرات ریزپلاستیک حل شده و کربن بیشتری ازاد شد و کربن آلی اندازه‌گیری شده بیشتر خواهد شد.

نیتروژن: منطقه شاهد در مقایسه با مناطق دارای ریزپلاستیک، به طور قابل توجهی از نظر مقدار ازت کل خاک، در هر سه عمق ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متر، تفاوت دارد. میانگین درصد ازت کل خاک در منطقه شاهد ۰/۰۵۸ ٪ است، در حالی که این مقدار در ۵ منطقه آلوده به ریزپلاستیک به طور میانگین ۰/۱۷٪ است. به‌عبارت دیگر مناطق آلوده به ریزپلاستیک‌ها میزان ازت کل حدود سه برابری داشته‌اند که این می‌تواند به دلیل رسوب شیرآبه برای ریزپلاستیک‌ها باشد که از سطح به اعماق منتقل شده است. بیشترین اختلاف در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متر مشاهده می‌شود، به طوری که مقدار ازت کل در مناطق آلوده ۰/۱۱٪ بیشتر از منطقه شاهد است. کمترین اختلاف در عمق ۳۰-۲۰ سانتی‌متر است، به طوری که مقدار ازت کل در مناطق آلوده ۰/۰۲۸٪ بیشتر از منطقه شاهد است. در کل نتایج نشان می‌دهد که وجود ریزپلاستیک در خاک با افزایش معنی‌دار در مقدار ازت کل خاک همراه است. این افزایش در هر سه عمق ۱۰-۰، ۲۰-۱۰ و ۳۰-۲۰ سانتی‌متر مشاهده می‌شود. دلیل این افزایش می‌تواند به اثرات ریزپلاستیک بر فعالیت میکروبی و فرآیندهای بیوشیمیایی در خاک مربوط باشد. برخی مطالعات نشان داده اند که اضافه کردن ریزپلاستیک به خاک اثرات قابل توجهی بر سطوح آمونیوم و نیترات و همچنین میزان معدنی شدن نیتروژن ندارد (۴۱). در مقابل، مطالعات دیگر افزایش قابل توجهی در محتوای نیتروژن آلی محلول در خاک با افزودن ریزپلاستیک‌ها را گزارش کرده اند (۲۱).

فسفر: به طور کلی، با افزایش عمق، هم میزان فسفر و هم تعداد ریزپلاستیک‌ها کاهش می‌یابد. (شکل ۶) این الگو در تمام مناطق به جز منطقه شاهد به‌طور قابل توجه‌ای مشهود است، که در آن کاهش میزان فسفر نسبتاً کمتر است. منطقه شاهد در همه عمق‌های مورد بررسی، میزان فسفر کمتری نسبت به سایر مناطق دارد.در مطالعه‌ای نشان داده شده است که افزودن ریزپلاستیک

به خاک باعث افزایش فعالیت آنزیم های فسفاتاز می‌شود که در آزادسازی فسفر از مواد آلی نقش دارند (۱۵). به طور خلاصه می‌توان گفت، ریزپلاستیک‌ها خود مستقیماً فسفر را در خاک افزایش نمی‌دهند، اما حضور آنها می‌تواند اثرات غیرمستقیم بر چرخه فسفر با تغییر ویژگی‌های خاک، عمل به عنوان حامل یا متمرکزکننده فسفر و تأثیرگذاری بر جوامع میکروبی که در چرخه مواد مغذی نقش دارند، داشته باشد بخصوص اینکه ریزپلاستیک‌ها به دلیل منبع کربنی باعث افزایش ماده آلی خاک شده و از آن سو باعث افزایش مقدار فسفر در خاک می‌شود.

ب- تاثیر بر ویژگی‌های بیولوژیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس جدول (۲) تاثیر بلوک، منطقه، عمق و تاثیر متقابل دو عامل منطقه و عمق بر تنفس میکروبی و زیست‌توده میکروبی خاک همگی در سطح احتمال ۱ درصد تفاوت آماری معنی داری را نشان می‌دهد.

شکل (۷) اطلاعاتی در مورد تنفس و زیتوده میکروبی در اعماق مختلف و مناطق مختلف را نشان می‌دهد.

تنفس میکروبی: میانگین تنفس میکروبی در منطقه شاهد (۲۶۱ میلی‌گرم اکسید کربن-کربن در کیلوگرم) به طور معنی‌داری کمتر از میانگین تنفس میکروبی در مناطق با ریزپلاستیک (۳۳۴/۶۷ میلی‌گرم اکسید کربن-کربن در کیلوگرم) است.این نشان می‌دهد که وجود ریزپلاستیک در خاک باعث افزایش تنفس میکروبی می‌شود شکل (۷).ریزپلاستیک می‌تواند به عنوان منبع کربن برای میکروب‌ها عمل کند و باعث افزایش فعالیت میکروبی و تنفس میکروبی شود. ریزپلاستیک می‌تواند ساختار خاک را تغییر دهد و به میکروب‌ها دسترسی بیشتر به مواد مغذی و آب را فراهم کند و اینکه ریزپلاستیک می‌تواند بر تنوع زیستی میکروب‌ها در خاک تأثیر بگذارد و به طور بالقوه باعث افزایش تنفس میکروبی توسط برخی از میکروب‌ها شود (۴۹). عامل دیگر می‌تواند قرارگرفتن میکروب‌ها بر روی سطوح ریزپلاستیک‌ها باشد و بر روی سطوح آنها تجمع نمایند. در بسیاری از مناطق مشاهده می‌شود که با افزایش عمق، میزان تنفس میکروبی کاهش پیدا می‌کند. اما نکته قابل تامل این است که افت مقدار تنفس میکروبی در عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری نسبت به عمق ۱۰-۲۰ سانتی‌متری در منطقه شاهد جزئی است اما در دیگر مناطق با افت بسیار شدیدتری دارد. مطالعات مختلفی در انواع مختلف خاک برای تعیین اثر ریزپلاستیک‌ها بر جوامع میکروبی انجام شده است. به دنبال ترکیب ریزپلاستیک‌های پلی اتیلن در خاک رسی، تغییر در جامعه قارچی و باکتریایی مشاهده شد. با این حال، این تغییرات به شدت به اندازه ذرات خاک وابسته بود، با اندازه ذرات کوچکتر (۱۳ میکرومتر) فراوانی و تنوع قارچی و باکتریایی را در مقایسه با اندازه ذرات بزرگتر (۱۵۰ میکرومتر) افزایش داد (۳۳).

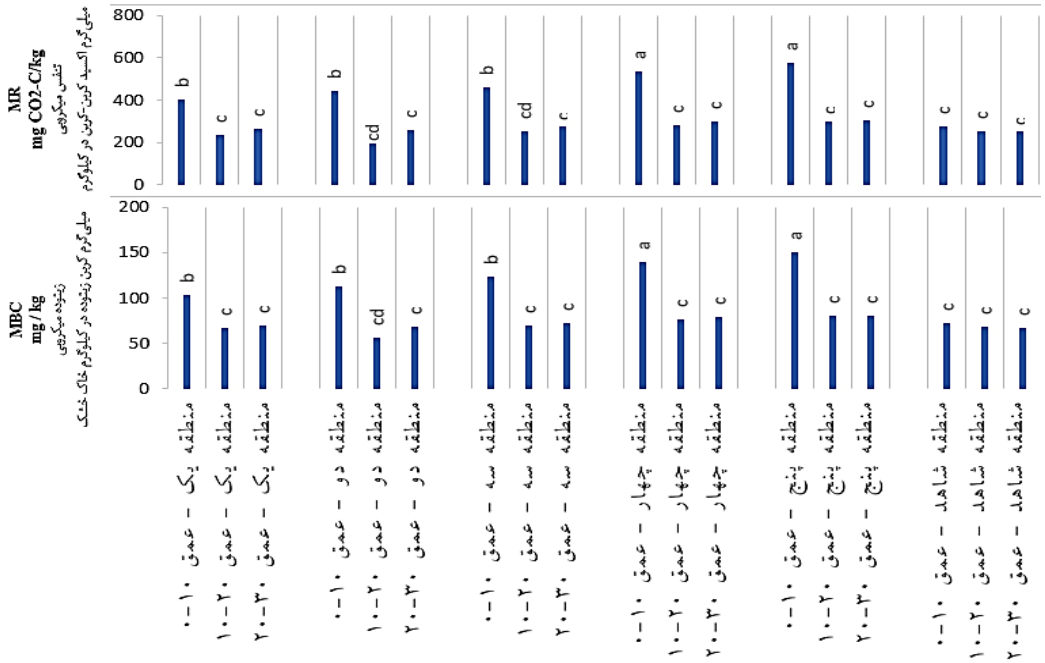
جدول(۲) نتایج تجزیه واریانس خصوصیات بیولوژیکی خاک

Table (2) results of variance analysis of soil biological properties

	میانگین مربعات / Mean Square	
	تنفس میکروبی BR	زیتوده میکروبی MBC
بلوک / Block	37619.22**	2397.17**
منطقه / area	21719.40**	1942.48**
عمق / depth	21721.32**	10828.38**
منطقه × عمق / area × depth	9614.30**	938.27**
خطا Error	727.85	87.42
ضریب تغییرات (CV)	8.36	10.98

ns، *، ** به‌ترتیب نشان‌دهنده غیرمعنی‌داری، معنی‌داری در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد می‌باشد.

ns, * and ** significant at five and one percent probability level respectively not significant



شکل(۷) میزان تنفس میکروبی و زیست‌توده میکروبی در اعماق مختلف و مناطق مختلف
Figure (7) the amount of microbial respiration and microbial biomass in different depths and different areas

محققین افزایش فراوانی قارچ‌های کیسه‌ای و قارچ‌های یوغی و کاهش فراوانی قارچ‌های چتری، قارچ‌های دیگچه‌ای، مژک‌داران و روزلومایکوتا را در حضور ریزپلاستیک‌ها در خاک گزارش کردند (۹).

زیتوده میکروبی: در منطقه شاهد، میزان زیتوده میکروبی در عمق‌های مختلف نسبتاً مشابه و در حدود میانگین است. (شکل ۷) مناطق دارای ریزپلاستیک، به ویژه در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری، میزان زیتوده بیشتری نسبت به منطقه شاهد نشان داد. مشهود است که در تمام مناطق، با افزایش عمق، میزان زیتوده میکروبی کاهش می‌یابد، با این تفاوت که در برخی مناطق این کاهش چشمگیرتر است. در کل زیتوده میکروبی در منطقه شاهد به طور قابل توجهی کمتر از مناطق دارای ریزپلاستیک است. این نشان می‌دهد که ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به طور کلی زیتوده میکروبی خاک را افزایش دهند. دلیل این امر می تواند به چند عامل مربوط باشد: الف-ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان منبع کربن و انرژی برای میکروب‌ها عمل کنند. ب-ریزپلاستیک‌ها می‌توانند حامل مواد مغذی برگرفته از شیرآبه ها باشد. ج-ریزپلاستیک‌ها ساختار خاک را تغییر دهند، که می‌تواند به نفع میکروارگانیسم‌ها باشد.ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان یک زیستگاه جدید برای میکروارگانیسم‌هایی که در خط اتصال خاک-پلاستیک زندگی می‌کنند و اجازه ایجاد جوامع میکروبی منحصر به فردی را بدهند(۴۸).

در مطالعه‌ای نشان داده شد که وجود ریزپلاستیک ها در خاک می‌تواند ساختار و تنوع جوامع میکروبی خاک را تغییر دهد، با بزرگی این اثرات بسته به نوع، مقدار و شکل ریزپلاستیک‌ها دارد(۹). تحقیقات نشان داده‌اند که انواع مختلف ریزپلاستیک‌ها می‌توانند به‌طور انتخابی

باعث رشد گروه‌های خاصی از میکروب‌های خاک در یک اجتماع میکروبی شوند، به دلیل منحصر به فرد بودن، جوامع میکروبی روی ریزپلاستیک‌ها به عنوان ریزپلاستیک ریزوسفر نامیده می‌شوند (۲۸).

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که ریزپلاستیک‌ها به طور قابل توجهی در منطقه مورد مطالعه وجود دارند، و تا حدی که تعداد ۴۵۰ قطعه ریزپلاستیک در هر ۱۰۰ گرم خاک شناسایی شد. این ریزپلاستیک‌ها از منابع مختلفی نظیر پلاستیک‌های مصرفی و پوشش‌های پلاستیکی مشتق شده‌اند. نتایج تجزیه شیمیایی نشان داد که مقدار پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن در منطقه مورد مطالعه بسیار بالاست، به‌طوری‌که ۸۱,۷۱٪ از ریزپلاستیک‌ها از جنس پلی‌اتیلن و ۱۵,۱۷٪ از جنس پلی‌پروپیلن هستند. تأثیرات ریزپلاستیک‌ها بر ویژگی‌های شیمیایی خاک منجر به تغیرات در میزان pH، EC، کلسیم و منیزیم، مواد آلی، فسفر و ازت کل خاک بوده و افزایش‌های معنی داری را به همراه داشت. بطوریکه می‌توان ماده‌آلی، فسفر، ازت کل و شوری به ترتیب ۴/۳، ۲/۲، ۲/۷ و ۲ برابر شده است که می‌تواند در اثر رسوب شیرابه زباله برروی ذرات پلاستیک باشد. حضور ریزپلاستیک‌ها باعث افزایش زیست توده میکروبی در سطح خاک شده است، اما در عمق‌های پایین‌تر، به دلیل افزایش شوری بیش از اندازه، زیتوده میکروبی و تنفس میکروبی کاهش یافته است. در اثر حرکت شیرآبه زباله و چسبیدن ریزپلاستیک‌ها به سطوح ذرات کلوئیدی خاک و هم چنین قرار گرفتن میکروب‌ها به سطح ریزپلاستیک‌ها صورت گیرد که این فرایند باعث تغییرات در خصوصیات شیمیایی و بیولوژیکی خاک شود. این مطالعه به طور کلی نشان می‌دهد که حضور ریزپلاستیک‌ها می‌تواند تأثیرات قابل توجهی بر ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها داشته باشد.

سپاس گزاری

بدینوسیله نویسندگان مقاله از معاونت محترم پژوهشی، فناوری و ارتباط با صنعت دانشگاه شهید چمران اهواز به جهت حمایت مالی از این پژوهش (پژوهانه شماره SCU.AS1401.692) سپاسگزاری بعمل می آید.

References

1. Abel, S.M., Primpke, S., Int-Veen, I., Brandt, A., and Gerdts, G. 2021. Systematic Identification of Microplastics in Abyssal and Hadal Sediments of the Kuril Kamchatka Trench. Environmental Pollution, (269); 60-95.

2. Acharjee, S.A., Bharali, P., Gogoi, B., Sorhie, V., Walling, and B., Alemtoshi. 2023. Pha-Based Bioplastic: A Potential Alternative to Address Microplastic Pollution. Water, Air, & Soil Pollution, (234), 21-32

3. Anderson, J.P. and Domsch, K.H., 1978. A Physiological Method for the Quantitative Measurement of Microbial Biomass in Soils. Soil Biology and Biochemistry, (10), 215-221.

4. Azeem, I., Adeel, M., Ahmad, M.A., Shakoor, and N., Jiangcuo, G.D., Azeem, K., Ishfaq, M., Shakoor, A., Ayaz, M., Xu, M., Rui, Y. 2021. Uptake and Accumulation of Nano/Microplastics in Plants: A Critical Review. Nanomaterials, (11), 29-35.

5. Boots, B., Russell, C.W., and Green, D.S. 2019. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. Environmental Science and Technology, 53(19), 11496-11506.

6. Bottone, A., Boily, J.F., Shchukarev, A., Andersson, P.L., Klaminder, J., 2022. Sodium Hypochlorite as an Oxidizing Agent for Removal of Soil Organic Matter before Microplastics AnalysesJournal of Environmental Quality (51), 112-122.

7. Bremner, J.M., and Mulvaney, C.S. 1983. NitrogenTotal. Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, (9), 595-624.

8. Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., and Geissen, V. 2019. Evidence of Microplastic Accumulation in Agricultural Soils from Sewage Sludge Disposal. Science of the Total Environment, (671), 411-420.

9. Dey, A., Bose, H., Mohapatra, B., and Sar, P. 2020. Biodegradation of Unpretreated Low-Density Polyethylene (Ldpe) By Stenotrophomonas Sp. And Achromobacter Sp., Isolated from Waste Dumpsite and Drilling Fluid. Front. Microbiol. (11), 60-72.

10. Ding, L., Huang, D., Ouyang, Z., and Guo, X. 2022. The Effects of Microplastics on Soil Ecosystem: A Review. Current Opinion in Environmental Science & Health, (26),10-34.

11. Fan, C., Huang, Y.Z., Lin, J.N. and Li, J., 2021. Microplastic constituent identification from admixtures by Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy: The use of polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC) and nylon (NY) as the model constituents. Environmental Technology & Innovation, (23), 79-85.

12. Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., and Martín-Lara, M.A. 2019. The Potential of Microplastics as Carriers of Metals. Environmental Pollution, (255), 113-136.

13. He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., and Lei, L. 2018. Microplastics in Soils: Analytical Methods, Pollution Characteristics and Ecological Risks. Trac Trends in Analytical Chemistry, (109), 163-172.

14. Hu, X., Li, G., Xia, X., Lo, D., Lu, S., and Jin, Z. 2018. Summarizing Source Code with Transferred Api Knowledge. https://ink.library.smu.edu.sg/sis-research/4295.

15. Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., and Geissen, V. 2016. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for Lumbricus Terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae). Environmental Science and Technology,(50), 2685-2691.

16. Iqbal, B., Zhao, T., Yin, W., Zhao, X., Xie, Q., Khan, K.Y., Zhao, X., Nazar, M., Li, G., and Du, D. 2023. Impacts of Soil Microplastics on Crops: A Review. Applied Soil Ecology, (181), 104- 144.

17. Isaac, R.A., and Kerber, J.D., 1971. Atomic Absorption and Flame Photometry: Techniques and Uses in Soil, Plant, and Water Analysis. Instrumental Methods for Analysis of Soils and Plant Tissue, 17-37.

18. Jenkinson, D.S., and Powlson, D.S., 1976. The Effects of Biocidal Treatments On Metabolism in Soil—V: A Method for Measuring Soil Biomass. Soil Biology and Biochemistry, (8),209-213.

19. Kwarciak-Kozłowska, A., 2023. Microplastics in Landfill Leachate: Flow and Transport. Microplastics in the Ecosphere: In book: Air, Water, Soil, and Food, 177-187.

20. Lanyon, L.E., and Heald, W.R. 1983. Magnesium, Calcium, Strontium, and Barium. Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, (9), 247-262.

21. Liu, W., Cao, Z., Ren, H., and Xi, D., 2022. Effects of Microplastics Addition on Soil Available Nitrogen in Farmland Soil. Agronomy, (13), 75-92.

22. Mccormick, A., Hoellein, T.J., Mason, S.A., Schluep, J., and Kelly, J.J. 2014. Microplastic Is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. Environmental Science and Technology, (48), 11863-11871.

23. Mclean, E.O. 1983. Soil PH and Lime Requirement. Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, (9), 199-224.

24. Miskolczi, N., Bartha, L. and Angyal, A., 2009. Pyrolysis of polyvinyl chloride (PVC)-containing mixed plastic wastes for recovery of hydrocarbons. Energy & Fuels, 23(5), 2743-2749.

25. Mokhtarzadeh, B. Keshavarzi1, F. Moore, R. Busquets, M. Rezaei, and E, Paduang, F. 2022. Microplastics in Industrial and Urban Areas in South‑West Iran.International Gournal of Environmental science and Technology (2), 1-12.

26. Ncube, L.K., Ude, A.U., Ogunmuyiwa, E.N., Zulkifli, R., and Beas, I.N. 2021. An Overview of Plastic Waste Generation and Management in Food Packaging Industries. Recycling, 6(1), 12- 45.

27. Olsen, S.R., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate (No. 939). USA Department of Agriculture.

28. Omidoyin, K.C. and Jho, E.H., 2023. Effect of microplastics on soil microbial community and microbial degradation of microplastics in soil: A review. Environmental Engineering Research, 28(6), 35- 72.

29. Page, K.L., Strong, W.M., Dalal, R.C., and Menzies, N.W. 2002. Nitrification in a Vertisol Subsoil and Its Relationship to The Accumulation of Ammonium-Nitrogen at Depth. Soil Research, 40(5), 727-735.

30. Piehl, S., Leibner, A., Löder, M.G., Dris, R., Bogner, C., and Laforsch, C., 2018. Identification and Quantification of Macro and Microplastics on an Agricultural Farmland. Scientific Reports, 8(1), 17-50.

31. Qi, Y., Ossowicki, A., Yang, X., Lwanga, E.H., Dini-Andreote, F., Geissen, and V., Garbeva, P., 2020. Effects of Plastic Mulch Film Residues on Wheat Rhizosphere and Soil Properties. Journal of Hazardous Materials, (387), 121-140.

32. Qiu, Y., Zhou, S., Zhang, C., Zhou, Y., and Qin, W. 2022. Soil Microplastic Characteristics and the Effects On Soil Properties and Biota: A Systematic Review and Meta-Analysis. Environmental Pollution, (281), 136- 179.

33. Ren, X., Tang, J., Liu, X., and Liu, Q. 2020. Effects of Microplastics on Greenhouse Gas Emissions and The Microbial Community in Fertilized Soil. Environmental Pollution, (256), 133-147.

34. Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., and Gieré, R. 2018. Tire Abrasion as A Major Source of Microplastics in The Environment. Aerosol and Air Quality Research, (18), 2014-2028.

35. Su, Y., Zhang, Z., Wu, D., Zhan, L., Shi, H., and Xie, B., 2019. Occurrence of Microplastics in Landfill Systems and Their Fate with Landfill Age. Water Research, (164), 149-168.

36. Tang, K. H. D. 2023. Microplastics in Agricultural Soils in China: Sources, Impacts and Solutions. Environmental Pollution, (293), 189- 235.

37. Walkley, A., and Black, I.A., 1934. An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, And A Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Science, (37), 29-38.

38. Wan, L., Cheng, H., Liu, Y., Shen, Y., Liu, G., and Su, X., 2023. Global Meta-Analysis Reveals Differential Effects of Microplastics On Soil Ecosystem. Science of the Total Environment, (867), 161- 180.

39. Wang, F., Wang, Q., Adams, C.A., Sun, Y., and Zhang, S., 2022. Effects of Microplastics on Soil Properties: Current Knowledge and Future Perspectives. Journal of Hazardous Materials, (424),127-135.

40. Weber, C.J., Bastijans, J.E. and Heller, C., 2023. Spatial and temporal variance of microplastics in agricultural soils (No. EGU23-77). Copernicus Meetings.

41. Wijesooriya, M., Wijesekara, H., Sewwandi, M., Soysa, S., Rajapaksha, A.U., Vithanage, M., and Bolan, N., 2023. Microplastics and Soil Nutrient Cycling. Microplastics in book: The Ecosphere: Air, Water, Soil, And Food, 321-338.

42. Wu, J., Chen, T., Luo, X., Han, D., Wang, Z. and Wu, J., 2014. TG/FTIR analysis on co-pyrolysis behavior of PE, PVC and PS. Waste management, (34), 676-682.

43. Xie, X., Deng, T., Duan, J., Xie, J., Yuan, J., and Chen, M. 2020. Exposure to Polystyrene Microplastics Causes Reproductive Toxicity Through Oxidative Stress and Activation of the P38 Mapk Signaling Pathway. Ecotoxicology and Environmental Safety, (190), 110- 133.

44. Yang, J., Li, R., Zhou, Q., Li, L., Li, Y., Tu, C., Zhao, X., Xiong, K., Christie, P., and Luo, Y. 2021. Abundance and Morphology of Microplastics in an Agricultural Soil Following Long-Term Repeated Application of Pig Manure. Environmental Pollution, (272), 116-128.

45. Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., and Wang, Z., Wu, C. 2021. Microplastics in Soil: A Review on Methods, Occurrence, Sources, And Potential Risk. Science of the Total Environment, (780), 146-184.

46. Yoga Lakshmi K. and Singh S. 2020. Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety. Springer: Singapore.

47. Zhang, X., Li, Y., Ouyang, D., Lei, J., Tan, Q., Xie, L., Li, Z., Liu, T., Xiao, Y., Farooq, T.H., and Wu, X. 2021. Systematical Review of Interactions between Microplastics and Microorganisms in the Soil Environment. Journal of Hazardous Materials, (418), 126- 158.

48. Zhao, T., Lozano, Y.M., and Rillig, M.C. 2021. Microplastics Increase Soil Ph and Decrease Microbial Activities as A Function of Microplastic Shape, Polymer Type, And Exposure Time. Frontiers in Environmental Science, (9), 675- 688.

49. Zhou, J., GUI, H., Banfield, C.C., Wen, Y., Zang, H., Dippold, M.A., Charlton, A. and Jones, D.L., 2021. The Microplastisphere: Biodegradable Microplastics Addition Alters Soil Microbial Community Structure and Function. Soil Biology and Biochemistry, (156), 108- 121.

50. Zhu, L., Bai, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K., and Xia, B., 2018. Microplastic Pollution in North Yellow Sea, China: Observations On Occurrence, Distribution and Identification. Science of the Total Environment, (636), 2-22.