

Sustainable and Innovative Approaches for Remediation of Contaminated Soils: From Phytoremediation to Hybrid Technologies

Masoumeh Mostafaei²✉ and Zohreh Alvyar¹

1- Agricultural and Natural Resources Research and Education Center of West Azerbaijan, Agricultural Research, Education and Extension Organization, West Azerbaijan, Iran.

2- Agricultural and Natural Resources Research and Education Center of Ardebil (Moghan), Agricultural Research, Education and Extension Organization, Ardebil, Iran.

Email: mstmsu93@gmail.com

Article Info	ABSTRACT
Article type: Review Article	Soil, a vital and complex ecosystem, faces global contamination from unsustainable human activities, posing significant threats to ecological functions and ecosystem services. Conventional physicochemical remediation methods are often costly and environmentally destructive. Consequently, there's a growing focus on developing sustainable and innovative biological approaches aimed at effectively removing pollutants, reducing toxicity, minimizing risks to human and environmental health, and restoring soil health and associated ecosystem services in an economical and cost-effective manner. This paper provides a comprehensive review of promising and novel biological methods for soil remediation. The primary methods discussed include phytoremediation, bioremediation using microorganisms, and vermiremediation. The mechanisms of action for each of these methods are examined, including the ability of plants to absorb and stabilize contaminants, the metabolic capabilities of microorganisms, and the role of earthworms in improving soil quality and decomposing pollutants. The challenge of mixed contamination, which involves the simultaneous presence of inorganic and organic pollutants in the soil, is also highlighted as a major obstacle to remediation. This type of pollution can significantly reduce the efficiency of individual cleanup technologies. To overcome this complexity, promising solutions are being evaluated, such as integrated approaches that combine biological and physicochemical methods, as well as the use of soil amendments and nanotechnologies. Finally, this review emphasizes the importance of a comprehensive evaluation of remediation effectiveness. This assessment should not only measure the reduction of pollutants but also include the restoration of overall soil health and the return of ecosystem services. Compliance with environmental regulations and the feasibility of cost-effective implementation are key factors in the long-term acceptance and success of these technologies. This review provides key information for researchers and environmental specialists, offering a deeper understanding of the potential and limitations of bioremediation technologies.
Article history:	
Received: July 10, 2025	
Revised: Aug. 9, 2025	
Accepted: Aug. 19, 2025	
Published: Winter, 2025-2026	
Keywords:	
Soil pollution,	
Bioremediation,	
Vermiremediation,	
Mixed pollution,	
Nanotechnologies.	
Cite this article: Mostafaei, M. and Alvyar, Z. (2025), Sustainable and Innovative Approaches for Remediation of Contaminated Soils: From Phytoremediation to Hybrid Technologies, 1 (3), 280-308.	
DOI: https://doi.org/10.22034/ssd.2025.533758.1028 © The Author(s). Publisher: The University of Jiroft Press	

رویکردهای پایدار و نوآورانه برای پاکسازی خاک‌های آلوده: از گیاه‌پالایی تا فناوری‌های ترکیبی

معصومه مصطفائی^۱ و زهره الویار^۲

۱- مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان آذربایجان غربی، ایران. ایمیل: mstmsu93@gmail.com

۲- مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اردبیل (مغان)، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مروری تاریخ دریافت: ۱۹ تیر ۱۴۰۴ تاریخ بازنگری: ۱۸ مرداد ۱۴۰۴ تاریخ پذیرش: ۲۸ مرداد ۱۴۰۴ تاریخ انتشار: زمستان ۱۴۰۴ واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، زیست‌پالایی، ورمی‌رمیدشن، آلودگی‌های مختلط، فناوری‌های نانو.	خاک، یک اکوسیستم حیاتی و پیچیده، با آلودگی جهانی ناشی از فعالیت‌های ناپایدار انسانی مواجه است که تهدیدات قابل توجهی را برای عملکردهای اکولوژیکی و خدمات اکوسیستم ایجاد می‌کند. روش‌های سنتی اصلاح فیزیکوشیمیایی اغلب پرهزینه و از نظر زیست‌محیطی مخرب هستند. در نتیجه، تمرکز فزاینده‌ای بر توسعه رویکردهای بیولوژیکی پایدار و نوآورانه وجود دارد که هدف آنها حذف مؤثر آلاینده‌ها، کاهش سمیت، به حداقل رساندن خطرات برای سلامت محیط زیست و انسان و بازیابی سلامت خاک و خدمات اکوسیستم مرتبط به شیوه‌ای اقتصادی و مقرون به صرفه است. در این راستا، پژوهش حاضر به بررسی جامع روش‌های زیستی نوین و امیدبخش در زمینه اصلاح خاک می‌پردازد. روش‌های اصلی مورد بحث شامل گیاه‌پالایی، زیست‌پالایی با استفاده از میکروارگانیسم‌ها و ورمی‌رمیدشن هستند. در این بررسی، مکانیسم‌های عمل هر یک از این روش‌ها، از جمله توانایی گیاهان در جذب و تثبیت آلاینده‌ها، قابلیت متابولیسم میکروارگانیسم‌ها و نقش کرم‌های خاکی در بهبود کیفیت خاک و تجزیه آلاینده‌ها، مورد بررسی قرار گرفته است. علاوه بر این، چالش آلودگی‌های مختلط، که شامل حضور توأم آلاینده‌های معدنی و آلی در محیط خاک است، نیز به عنوان یک مانع اساسی در مسیر اصلاح مورد توجه قرار گرفته است. این نوع آلودگی می‌تواند به طور قابل توجهی از کارایی فناوری‌های پالایش منفرد بکاهد. به منظور غلبه بر این پیچیدگی، رویکردهای ترکیبی که به ادغام روش‌های بیولوژیکی و فیزیکوشیمیایی می‌پردازند، و همچنین استفاده از مواد اصلاح‌کننده و فناوری‌های نانو، به عنوان راهکارهای نویدبخش در حال ارزیابی هستند. در نهایت، این بررسی بر اهمیت ارزیابی جامع کارایی فرآیندهای پالایش تأکید می‌کند. این ارزیابی نه تنها باید شامل سنجش میزان کاهش آلاینده‌ها باشد، بلکه باید احیای سلامت کلی خاک و بازگرداندن خدمات اکوسیستم را نیز در برگیرد. انطباق با مقررات زیست‌محیطی و امکان اجرای مقرون به صرفه این فناوری‌ها، از عوامل کلیدی در پذیرش و موفقیت بلندمدت آنها به شمار می‌رود. این بررسی، اطلاعاتی کلیدی برای پژوهشگران و متخصصان محیط زیست فراهم می‌آورد تا به درک عمیق‌تری از پتانسیل و محدودیت‌های فناوری‌های زیست‌پالایی دست یابند.

ارجاع به مقاله: مصطفائی، معصومه و الویار، زهره، (۱۴۰۴)، رویکردهای پایدار و نوآورانه برای پاکسازی خاک‌های آلوده: از گیاه‌پالایی تا فناوری‌های ترکیبی، مجله خاک و توسعه پایدار، ۱ (۳)، ۲۸۰-۳۰۸.

© نویسندگان، ناشر: انتشارات دانشگاه جیرفت

DOI: <https://doi.org/10.22034/ssd.2025.533758.1028>

مقدمه

خاک، به عنوان یک اکوسیستم پویا و پیچیده، منبعی تجدیدناپذیر در مقیاس زمانی انسانی محسوب می‌گردد که دربرگیرنده طیف وسیعی از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. این فرآیندها زیربنای عملکردهای کلیدی و خدمات ضروری اکوسیستمی متعددهستند. بر این اساس، خاک یک سیستم زنده و فعال است که به عنوان زیستگاه برای تنوع عظیمی از میکروارگانیسم‌ها و ماکروارگانیسم‌ها عمل نموده و نقش‌های اساسی در چرخه مواد مغذی و معدنی سازی مواد آلی ایفا می‌کند (Brevik et al., 2015). متأسفانه، فعالیت‌های انسانی گوناگون مسئول وضعیت کنونی تخریب خاک در سطح جهانی هستند. این تخریب از طریق مکانیسم‌هایی نظیر فرسایش، آلودگی شیمیایی، کاهش نفوذپذیری، شور شدن و از دست رفتن مواد آلی و تنوع زیستی ایجاد می‌شود (Epelde et al., 2009). در عصر حاضر، آلودگی خاک به عنوان یک چالش و تهدید جدی زیست‌محیطی در مقیاس جهانی مطرح است. بر اساس برآوردها در اروپا، حدود ۲/۵ میلیون مکان بالقوه آلوده شناسایی شده است (van Liedekerke et al., 2014). در این مناطق، فلزات سنگین و روغن‌های معدنی به ترتیب به عنوان شایع‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی شناخته می‌شوند و به ترتیب ۳۵ و ۲۴ درصد از خاک‌های آلوده را تحت تاثیر قرار داده‌اند. هیدروکربن‌های کلردار با شیوع کمتر (۸ درصد)، همچنان به عنوان یک مسئله زیست‌محیطی قابل توجه مطرح هستند (van Liedekerke et al., 2014). اغلب، مکان‌های آلوده با حضور همزمان چندین نوع آلاینده مشخص می‌شوند (Khan and Kathi, 2014)، که به‌طور بالقوه می‌تواند سمیت و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها را تشدید نموده و کارایی فناوری‌های پاکسازی خاک را با محدودیت مواجه سازد (Agnello et al., 2016). آلودگی خاک با فلزات سنگین عموماً ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، معدنی و متالوژی است، در حالی که نشت‌های تصادفی و یا فعالیت‌های صنعتی به‌طور مکرر به‌عنوان منابع اصلی آلاینده‌های آلی در خاک شناخته می‌شوند. آلودگی خاک، در کنار سایر فرآیندهای تخریب، می‌تواند اثرات نامطلوبی بر سلامت خاک و در نتیجه بر عملکرد اکوسیستم و سلامت انسان برجای گذارد (Gómez-Sagasti et al., 2012).

سلامت خاک

سلامت خاک، طبق تعریف Doran و Zeiss (۲۰۰۰)، به عنوان توانایی ذاتی یک خاک معین برای ایفای نقش خود به عنوان یک سیستم زنده در جهت حفظ بهره‌وری بیولوژیکی، ارتقای کیفیت محیط زیست و تضمین سلامت گیاه و حیوان

شناخته می‌شود. با این حال، ماهیت پیچیده خاک به عنوان یک ماتریس زیست‌محیطی، با عملکردهای چندگانه و گاه متضاد از دیدگاه‌های بوم‌محور و انسان‌محور، مستلزم در نظر گرفتن جنبه‌های گوناگون در ارزیابی دقیق سلامت آن است. در ارزیابی جامع سلامت خاک، اصول زیر باید مد نظر قرار گیرند: (۱) شاخص‌های عملکرد خاک: ارزیابی همزمان خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک به عنوان شاخص‌های کلیدی عملکرد ضروری است. (۲) رویکردهای چندگانه: تلفیق رویکردهای شیمیایی، اکوسم‌شناسی و اکولوژیکی در فرآیند ارزیابی اهمیت دارد. (۳) کاربرد مورد نظر: ماهیت کاربری آبی اراضی آلوده باید به دقت تعیین شود، زیرا مفهوم سلامت خاک ذاتاً فاقد یک تعریف مطلق است و به زمینه بستگی دارد. (۴) تغییرپذیری سیستم: در نظر گرفتن تغییرات ذاتی زمانی و مکانی سیستم خاک (ناهمگنی مکانی و پویایی زمانی) برای تفسیر دقیق داده‌ها حیاتی است. (۵) خاک مرجع: شناسایی و انتخاب یک خاک مرجع "سالم" مناسب برای انجام مقایسه‌ها و تعیین اهداف کمی، یک گام اساسی است.

خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، نظیر pH، پتانسیل اکسیداسیون و احیا، میزان مواد آلی و بافت خاک، پارامترهای مرتبط با پتانسیل هستند که به عنوان شاخص‌های سلامت خاک عمل کرده و می‌توانند به‌طور قابل توجهی بر دسترسی آلاینده‌ها و به تبع آن، سمیت آن‌ها در محیط خاک تأثیرگذار باشند. متأسفانه، در بسیاری از مقررات زیست‌محیطی، غلظت کل آلاینده‌ها به عنوان شاخص اصلی ارزیابی خطر زیست‌محیطی در خاک‌های آلوده در نظر گرفته می‌شود. با این وجود، این جنبه به تنهایی برای ارزیابی یا تخمین دقیق اثرات مضر بالقوه آلاینده‌ها بر عملکرد خاک کافی نیست (Alvarenga et al., 2018). در واقع، تحرک و زیست‌فراهمی آلاینده‌های خاک نقش تعیین‌کننده‌ای در جذب آن‌ها توسط موجودات زنده و در نتیجه، سمیت آن‌ها ایفا می‌کنند (Megharaj et al., 2011; Vamerali et al., 2010). زیست‌فراهمی آلاینده‌ها احتمالاً شاخص بسیار مهم‌تری نسبت به غلظت کل آن‌ها در راستای حفاظت مناسب از خاک و ارزیابی خطر به شمار می‌رود، زیرا کسری از آلاینده‌ها را نشان می‌دهد که قابلیت جذب توسط موجودات زنده خاک و/یا انتقال به سایر بخش‌های محیط زیست را دارد. به‌طور خاص، زیست‌فراهمی فلزات سنگین و شبه‌فلزات عمدتاً تحت تأثیر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک از قبیل pH، پتانسیل اکسیداسیون و احیا، میزان رطوبت، میزان مواد آلی، میزان رس و حضور آنیون‌ها قرار دارد (Vangronsveld and Cunningham, 1998). در مورد آلاینده‌های آلی، زیست‌فراهمی و تحرک آن‌ها به‌طور عمده به حلالیت، آبگریزی و برهمکنش آن‌ها از طریق فرآیندهای فیزیکوشیمیایی مختلف با

بخش‌های آلی و معدنی خاک، از جمله مکانیسم‌های جذب و کمپلکس‌سازی، بستگی دارد (Megharaj et al., 2011). بنابراین، توصیه می‌شود که در ارزیابی سلامت خاک، به‌ویژه در فرآیند انتخاب گزینه‌های پاکسازی و پایش اثربخشی روش‌های اعمال شده، تعیین بخش زیست فراهم آلاینده‌ها همواره مد نظر قرار گیرد. با این وجود، متأسفانه، هنوز توافق جامعی در مورد بهترین روش برای تخمین دقیق زیست فراهمی آلاینده‌های خاک وجود ندارد. برای آلاینده‌های فلزی، رایج‌ترین روش پذیرفته شده استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی مانند نمک‌های معدنی، به عنوان مثال نترات سدیم، است (Menzies et al., 2007; Vázquez et al., 2008). در هر صورت، برای ارزیابی مناسب تأثیر آلاینده‌های خاک بر سلامت آن، علاوه بر غلظت کل و زیست فراهمی آلاینده‌ها، استفاده از شاخص‌های بیولوژیکی ضروری است، زیرا این شاخص‌ها به‌طور مستقیم تأثیر آلاینده‌ها بر جوامع میکروبی خاک را منعکس می‌کنند (Alvarenga et al., 2018). در میان این شاخص‌ها، خصوصیات میکروبی خاک از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند، چرا که میکروارگانیسم‌ها نقش کلیدی در بسیاری از عملکردهای خاک و ارائه خدمات اکوسیستم ایفا می‌کنند و در عین حال، به سرعت اطلاعات اکولوژیکی مرتبطی را فراهم می‌آورند که بسیاری از عوامل محیطی را یکپارچه می‌سازد (Epelde et al., 2009).

رویکردهای پاکسازی خاک‌های آلوده: از روش‌های فیزیکوشیمیایی تا فناوری‌های زیستی پایدار

انتخاب یک روش مناسب جهت پاکسازی خاک‌های آلوده به عوامل مختلفی از جمله نوع و محل آلودگی، کارایی و هزینه بستگی دارد (Liu et al., 2018). در گذشته، روش‌هایی مانند سوزاندن، دفن در محل، دفن زباله یا انتقال خاک آلوده به محل‌های دیگر رایج بود. امروزه، دانش در زمینه فناوری‌های پاکسازی به سرعت رشد کرده و روش‌های جدید مبتنی بر ارزیابی ریسک در مقیاس میدانی قابل اجرا هستند. اغلب، راهکارهای ترکیبی به دلیل کارایی بالا، مدت زمان کوتاه، هزینه متوسط و آسیب کمتر به محیط زیست، نتایج بهتری به همراه دارند (Michael-Igolima et al., 2022).

فرآیندهای مکانیکی

حفاری و انتقال: این روش شامل حفاری، جابجایی یا اصلاح فیزیکی خاک آلوده و انتقال آن به محل دفن یا تأسیسات تصفیه خارج از محل است. این روش اغلب در مکان‌های کم‌عمق و با دسترسی آسان به کار می‌رود. حفاری یک راه‌حل سریع و قابل اعتماد است، اما موانعی مانند تأسیسات زیرزمینی، ساختمان‌ها، جاده‌ها و بسترهای سنگی می‌توانند مانع از حذف کامل آلاینده‌ها شوند. با این حال، تصفیه خاک در محل می‌تواند کارایی را افزایش دهد و امکان استفاده مجدد از خاک تمیز برای پر کردن محل حفاری را فراهم کند. اگرچه این روش‌ها آلاینده‌ها را از بین نمی‌برند، اما در صورت

ترکیب با تکنیک‌های شیمیایی، فیزیکی یا زیستی می‌توانند بسیار مؤثر باشند. به عنوان مثال، می‌توان از اکسیدکننده‌های شیمیایی و محصولات زیست‌پالایی برای مقابله مؤثر با آلودگی‌های باقی‌مانده استفاده کرد (Senevirathna et al., 2021).

فرآیندهای فیزیکی

این روش‌ها به دلیل سادگی تجهیزات، عملکرد آسان و هزینه کم مزایایی دارند (Song et al., 2022). شستشوی خاک: در این روش، با استفاده از آب یا محلول‌های سورفکتانت، آلاینده‌ها از خاک شسته و به محل دیگری منتقل می‌شوند. این تکنیک معمولاً همراه با روش‌هایی مانند استفاده از کربن فعال یا زیست‌تخریب‌پذیری به کار می‌رود (Khan et al., 2004).

فرآیندهای حرارتی

این روش‌ها شامل تبخیر آلاینده‌ها از طریق گرمای مستقیم یا غیرمستقیم، و یا تخریب مستقیم آلاینده‌ها در دماهای بالا هستند (Singh et al., 2009).

دفع حرارتی: در این روش، خاک تا دمای ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده می‌شود تا آلاینده‌های فرار تبخیر شوند و سپس از طریق فرآیندهای میعان یا فیلتراسیون از گازهای خروجی حذف می‌گردند (Singh et al., 2009). سوزاندن: در این فرآیند، خاک حفاری شده در دمای ۸۸۰ تا ۱۲۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده می‌شود تا آلاینده‌ها تخریب و سم‌زدایی شوند (Singh et al., 2009).

الکتروکینتیک^۱: این تکنیک از جریان مستقیم الکتریکی برای تصفیه فلزات سنگین و لجن استفاده می‌کند. جریان الکتریکی بین الکترودهای مثبت و منفی اعمال می‌شود و باعث حرکت یون‌های آلوده به سمت قطب‌های مخالف می‌شود. این روش عمدتاً در خاک‌هایی با نفوذپذیری کم به کار می‌رود و می‌تواند رادیونوکلیدها و برخی ترکیبات آلی را نیز تصفیه کند. این فرآیند پرهزینه است و هنوز در حال توسعه برای بهبود کنترل فرآیند و افزایش کارایی است (Muhammad et al., 2022).

شیشه‌ای کردن^۲: در این روش، خاک تا دمای بسیار بالا (۱۰۰۰ تا ۱۷۰۰ درجه سانتی‌گراد) حرارت داده می‌شود تا به یک ماده شیشه‌ای جامد تبدیل شود. این فرآیند آلاینده‌ها را در ساختار شیشه‌ای محبوس می‌کند و از انتشار آن‌ها به محیط جلوگیری می‌کند. این روش انرژی‌بر و گران‌تر از سایر روش‌ها است (Aparicio et al., 2022).

مهار و ایزولاسیون

این استراتژی‌ها شامل ایزوله کردن فیزیکی خاک آلوده با استفاده از پوشش‌های کم‌نفوذ، دیوارهای دوغابی یا پرده‌های تزریقی هستند. این روش در مقایسه با سایر روش‌ها هزینه کمتر و دوام بیشتری دارد (Aparicio et al., 2022).

فرآیندهای فیزیکوشیمیایی

استخراج بخار خاک: این تکنیک با استفاده از پمپ‌های خلاء، گازها و آلاینده‌های آلی فرار یا نیمه‌فرار را از خاک سطح استخراج می‌کند (Singh et al., 2009). برای آلاینده‌هایی مانند بنزین، تولوئن و زایلین مؤثر است. بهره‌گیری از خاصیت فرّار بودن آلاینده‌ها، انتقال جرم از فاز جذب‌شده در خاک به فاز بخار را تسهیل می‌کند. در این روش، هوای تازه از طریق یک چاه استخراج به داخل خاک دمیده می‌شود تا ترکیبات آلی فرّار را از زمین به فاز بخار بکشد. سپس هوای استخراج‌شده می‌تواند پیش از رهاسازی در اتمسفر، با استفاده از جذب روی کربن فعال، تصفیه حرارتی یا زیست‌تخریب‌پذیری در یک بیوفیلتر، پاکسازی شود. اگرچه این روش کم‌خطر و قابل اجرا در مقیاس بزرگ است، اما فقط در خاک‌های ناهمگن با نفوذپذیری بالا مؤثر است و به دلیل مصرف زیاد انرژی، ممکن است از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه نباشد (Aparicio et al., 2022).

فرآیندهای شیمیایی

در این روش‌ها از مواد شیمیایی برای خنثی کردن یا استخراج آلاینده‌ها استفاده می‌شود.

عوامل شیمیایی: از حلال‌های آلی، اسیدها و ترکیبات کلات‌ساز برای تصفیه در محل یا خارج از محل استفاده می‌شود. حلال‌های آلی می‌توانند با خاک مخلوط شوند تا آلاینده‌ها را استخراج و غلیظ کنند، که پس از آن به دقت مدیریت می‌شوند تا اثرات زیست‌محیطی به حداقل برسد. تزریق مواد اکسیدکننده (مانند ازن و پراکسید هیدروژن) به خاک‌های آلوده، یکی دیگر از رویکردهای این روش است. با این حال، استفاده از اسیدها یا کلات‌سازها می‌تواند خطرناک باشد، زیرا ممکن است باعث رها شدن عناصر سمی در خاک و انتقال آن‌ها به محصولات کشاورزی شود (Aparicio et al., 2022).

² - Vitrification

کاهش شیمیایی در محل: در این روش، از عوامل کاهنده مانند آهن صفر-ظرفیتی (ZVI) برای انتقال سریع الکترون به آلاینده‌ها و تخریب آن‌ها استفاده می‌شود. این روش می‌تواند برای تصفیه ترکیبات آلی و فلزات سنگین به کار رود، اما کارایی آن تحت تأثیر نفوذپذیری خاک و عمر عوامل کاهنده قرار دارد (Aparicio et al., 2022).

نانوفناوری

اگرچه مسائل مربوط به سمیت زیست‌محیطی نانومواد هنوز مورد بحث است، نانوفناوری ابزاری نویدبخش برای پاکسازی خاک‌های آلوده به آلاینده‌های مقاوم است (Ganie et al., 2021). نانوذرات آهن صفر-ظرفیتی (nZVI)، نانومواد مبتنی بر کربن، اکسیدهای فلزی و سیلیکا از جمله مهم‌ترین نانومواد مورد استفاده هستند. این مواد از طریق مکانیسم‌های مختلفی مانند بی‌حرکت‌سازی، فوتوکاتالیز و واکنش‌های کاهشی عمل می‌کنند. نانومواد در سدهای واکنشی نفوذپذیر برای تصفیه آلودگی‌های زیرسطحی و حفاظت از منابع آب زیرزمینی به کار می‌روند. همچنین، از تجزیه فوتوکاتالیستی با استفاده از نانوکاتالیست‌ها برای تجزیه آلاینده‌های آلی مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای استفاده می‌شود (Ganie et al., 2021).

روش‌های زیستی

این روش‌ها که اغلب به عنوان گزینه‌های "ملایم" پاکسازی شناخته می‌شوند، در مقایسه با روش‌های فیزیکوشیمیایی مرسوم، معمولاً تهاجم کمتری به محیط زیست دارند و احترام بیشتری به ساختار و عملکرد زیستی خاک می‌گذارند (Cundy et al., 2016). هدف اصلی بسیاری از این روش‌ها دستیابی همزمان به اهداف زیر است: (۱) کاهش غلظت کل و/یا زیست فراهم آلاینده‌های موجود در خاک؛ (۲) بازیابی عملکرد طبیعی خاک؛ و در برخی موارد، (۳) تولید منابع تجدیدپذیر برای اقتصاد مبتنی بر زیست‌توده (Kumpiene et al., 2014; Kidd et al., 2015). گزینه‌های ملایم پاکسازی اغلب با ادغام رویکردهای پایدار (مانند زیست پالائی، گیاه‌پالایی و ورمی‌رمیدیشن) با تولید درآمدهای اقتصادی، مزایای اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی متعددی را به همراه دارند. به‌طور خاص، ترکیب گیاه‌پالایی با تولید محصولات با ارزش افزوده، که به‌عنوان مدیریت گیاهی شناخته می‌شود، پتانسیل بالایی برای احیای مکان‌های آلوده دارد و در عین حال طیف وسیعی از مزایای اقتصادی و غیره (مانند ارائه خدمات اکوسیستم) را فراهم می‌کند.

گیاه‌پالایی^۳: رویکردی سبز در پاکسازی محیط زیست

گیاه‌پالایی به‌عنوان یک فناوری نوظهور، استفاده از گیاهان و میکروارگانیسم‌های مرتبط با آن‌ها را به منظور کاهش غلظت و/یا سمیت آلاینده‌ها در محیط زیست شامل می‌شود (Greipsson, 2011). این فناوری گیاه‌محور، با توجه به هزینه‌های نسبتاً پایین استقرار و نگهداری و همچنین مزایای چشمگیر زیست‌محیطی (Van Aken et al., 2009)، پتانسیل قابل توجهی در تصفیه اراضی وسیع کشاورزی دارد، به‌ویژه در مواردی که سایر روش‌های پاکسازی از نظر اقتصادی یا اجرایی محدودیت دارند (Garbisu and Alkorta, 2003). روش‌های گیاه‌پالایی برای پاکسازی خاک‌های آلوده به ترکیبات آلی و معدنی کاربرد دارند، اما به‌طور خاص، در تصفیه خاک‌های آلوده به فلزات سنگین از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند. گیاه‌پالایی شامل چندین مکانیسم مختلف است که هر کدام برای نوع خاصی از آلاینده‌ها و شرایط محیطی مناسب هستند. مهم‌ترین این مکانیسم‌ها عبارت‌اند از: (۱) استخراج گیاهی^۴: در این روش، گیاهان فراانباشت‌گرها فلزات سنگین را از خاک یا آب جذب کرده و در اندام‌های هوایی خود (مانند ساقه و برگ) ذخیره می‌کنند. سپس این قسمت‌های گیاه برداشت شده و به صورت ایمن دفن یا بازیافت می‌شوند (Ghazaryan et al., 2021). (۲) تثبیت گیاهی: در این مکانیسم، گیاهان از طریق ریشه‌های خود، فلزات سنگین را در خاک تثبیت کرده و از انتشار آن‌ها در محیط جلوگیری می‌کنند. این روش برای کاهش فرسایش خاک و نشت آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی بسیار موثر است (Monaci et al., 2020). (۳) تجزیه گیاهی^۵: در این روش، گیاهان با تولید آنزیم‌های خاص، آلاینده‌های آلی را به ترکیبات بی‌ضرر تجزیه می‌کنند. این فرآیند ممکن است در داخل بافت‌های گیاهی یا در ناحیه اطراف ریشه (ریزوسفر) رخ دهد (Das et al., 2010). (۴) ریزوفیلتراسیون^۶: در این مکانیسم، ریشه‌های گیاهان کاشته شده در محیط‌های آبی (مانند تالاب‌ها یا حوضچه‌ها) آلاینده‌ها را از آب جذب، جذب سطحی یا رسوب می‌دهند. این روش به ویژه برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی و کشاورزی کاربرد دارد (Javed et al., 2019). (۵) تبخیر گیاهی^۷: در این روش، گیاهان آلاینده‌ها را از خاک یا آب جذب کرده و پس از تبدیل آن‌ها به ترکیبات گازی، از طریق برگ‌ها در اتمسفر رها می‌کنند. این روش عمدتاً برای آلاینده‌های فرار مانند سلیوم یا جیوه استفاده می‌شود. این روش به دلیل مزایایی مانند

3 - phytoremediation

4 - Phytoextraction

5 - Phytodegradation

6 - Rhizofiltration

7 - Phytovolatilization

هزینه پایین، زیبایی بصری و عدم نیاز به حفاری یا حمل و نقل خاک آلوده، توجه زیادی را به خود جلب کرده است (Mahar et al., 2016). با این حال، گیاه پالایی نیز چالش‌هایی دارد، از جمله زمان‌بر بودن فرآیند و محدودیت در عمق و غلظت آلاینده‌ها. در ادامه دو روش استخراج گیاهی و تثبیت گیاهی که پرکاربرد هستند به طور کامل توضیح داده می‌شود.

استخراج گیاهی

بهره‌گیری از پتانسیل انباشت فلز در گیاهان، یک فناوری مبتنی بر گیاه است که از توانایی برخی گونه‌های گیاهی در جذب و انتقال آلاینده‌های فلزی از خاک به اندام‌های هوایی استفاده می‌کند. پس از رسیدن به مرحله مناسب، اندام‌های هوایی گیاه برداشت شده و می‌توانند تحت فرآیند احتراق قرار گیرند، که این امر می‌تواند مزایای بالقوه‌ای در زمینه تولید انرژی و/یا بازیافت فلزات با ارزش افزوده ایجاد نماید (Chaney et al., 2021). انتخاب گونه‌های گیاهی مقاوم به فلز و با کارایی بالا در انباشت آن‌ها، یک گام حیاتی در موفقیت فرآیند استخراج گیاهی محسوب می‌شود. گیاهان بر اساس مکانیسم‌های تعامل با فلزات در محیط ریشه به سه گروه عمده تقسیم می‌شوند: (۱) دفع‌کننده‌ها: این گیاهان به‌طور فعال جذب فلزات را محدود کرده و قادرند آلاینده‌های فلزی را در ناحیه ریزوسفر تثبیت کنند. (۲) نشانگرها: غلظت فلزات در بافت‌های این گیاهان، نشان‌دهنده میزان غلظت فلز در خاک است. این ویژگی، آن‌ها را به ابزاری مناسب برای پایش آلودگی خاک تبدیل می‌کند. (۳) انباشت‌گرها: این گروه از گیاهان به‌طور فعال فلزات را از خاک جذب و به اندام‌های هوایی خود منتقل می‌کنند، در نتیجه غلظت فلز در بخش‌های هوایی آن‌ها به‌طور قابل توجهی بالاتر از غلظت موجود در خاک آلوده است. در درون این گروه، فراانباشت‌گرها^۸ گیاهانی هستند که قادر به انباشت فلزات سنگین در اندام‌های هوایی خود در غلظت‌های بسیار بالا (معمولاً بین ۱ تا ۱۰ درصد وزن خشک) می‌باشند (Barrutia et al., 2011). به‌طور معمول، انباشت‌گرها و فراانباشت‌گرها به عنوان کاندیدهای اصلی برای استخراج گیاهی مورد توجه قرار گرفته‌اند. به‌عنوان مثال، گیاه *Noccaea caerulea* به دلیل ظرفیت بالای آن در انباشت عناصر روی (Zn) و یا کادمیوم (Cd) در اندام‌های هوایی، به‌طور گسترده مورد تحقیق قرار گرفته است (Jacobs et al., 2019; Hernández-). سایر انباشت‌گرهای متداول شامل *Elsholtzia splendens* (مس) (Chen et al., 2006)، *Sedum plumbizincicola* (کادمیوم) (Cui et al., 2016) و گونه‌های مختلف *Chenopodium* (کروم، نیکل و کادمیوم)

(Bhargava et al., 2008) می‌باشند. اگرچه فراانباشت‌گرها به طور طبیعی با محیط‌های دارای غلظت بالای فلز سازگار هستند، اما معمولاً دارای سرعت رشد و تولید زیست‌توده پایین‌تری می‌باشند. در مقابل، گونه‌های گیاهی غیرانباشت‌گر که قادر به تولید زیست‌توده هوایی بیشتری هستند و سازگاری بهتری با شرایط محیطی و اقلیمی غالب نشان می‌دهند، نیز برای اهداف استخراج گیاهی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Ali et al., 2013). در هر صورت، کارایی یک فرآیند استخراج گیاهی نه تنها به غلظت آلاینده‌ها در اندام‌های هوایی، بلکه به میزان زیست‌توده تولید شده نیز بستگی دارد (Li et al., 2010). گیاهان علفی، در مقایسه با درختچه‌ها و درختان، به دلیل سرعت رشد بالاتر، سازگاری بیشتر با تنش‌های محیطی و تولید زیست‌توده قابل توجه، اغلب برای استراتژی‌های استخراج گیاهی ترجیح داده می‌شوند (Malik et al., 2010). نمونه‌هایی از گیاهان با پتانسیل بالا در استخراج گیاهی عبارتند از آفتابگردان (*Helianthus annuus*)، شاهدانه (*Cannabis sativa*) و چندین گونه از جنس *Brassica*، از جمله خردل هندی (*B. juncea*)، کانولا (*B. napus*) و شلغم (*B. rapa*) (Meers et al., 2005; Zalewska and Nogalska, 2014).

محدودیت‌های روش استخراج گیاهی: استخراج گیاهی، به‌عنوان یک فناوری سبز نویدبخش برای حذف فلزات سنگین از خاک‌های آلوده، در کاربرد مزرعه‌ای با چالش‌های قابل توجهی روبرو است. مهم‌ترین مانع، زمان طولانی مورد نیاز برای استخراج مؤثر فلزات، به‌ویژه در خاک‌های با سطوح آلودگی متوسط تا بالا است (Zhao et al., 2003). این امر ناشی از زیست‌توده پایین بسیاری از گیاهان فراانباشت‌گر و همچنین جذب نسبتاً کم فلز توسط گیاهان غیرفراانباشت‌گر است که پتانسیل تولید زیست‌توده بالایی دارند. در نتیجه، برای دستیابی به حذف قابل توجه فلز، تعداد برداشت‌های متعددی مورد نیاز است. علاوه بر محدودیت‌های زمانی و زیست‌توده، موانع دیگری نیز کارایی استخراج گیاهی را تحت تأثیر قرار می‌دهند: (۱) عمق ریشه محدود: این امر کاربرد استخراج گیاهی را به خاک‌های سطحی محدود می‌کند. (۲) فقدان روش‌های زراعی بهینه: دانش کافی در مورد مدیریت زراعی گیاهان فراانباشت‌گر و گیاهان با زیست‌توده بالا برای بهینه‌سازی استخراج فلزات هنوز در حال توسعه است. (۳) جذب اختصاصی فلز: بسیاری از گیاهان توانایی انباشت مؤثر بیش از یک فلز را ندارند (Burgess et al., 2018).

یکی از جنبه‌های حیاتی که در استراتژی‌های استخراج گیاهی نمی‌توان نادیده گرفت، قابلیت دسترسی زیستی آلاینده‌های فلزی است. تنها بخشی از کل فلز موجود در خاک برای جذب توسط گیاهان قابل دسترس است (Salt et al.,

1995). مطالعات متعددی استفاده از عوامل کیلیت‌ساز را برای افزایش قابلیت دسترسی زیستی فلزات و به حداکثر رساندن کارایی استخراج گیاهی توسط گیاهان با زیست‌توده بالا بررسی کرده‌اند (Barrutia et al., 2010; Bian et al., 2018). با این حال، این رویکرد، که به‌عنوان استخراج گیاهی القا شده با کیلیت‌ساز شناخته می‌شود، نگرانی‌های زیست‌محیطی را در مورد خطر آتشویی فلز به لایه‌های زیرین خاک و آب‌های زیرزمینی و اثرات منفی احتمالی کیلیت‌سازهای پایدار بر موجودات زنده خاک به وجود آورده است (Marques et al., 2009; Yang et al., 2013). شایان ذکر است که اگر هدف از استخراج گیاهی صرفاً حذف بخش قابل دسترس زیستی آلاینده فلزی باشد، زمان مورد نیاز برای این فرآیند می‌تواند به‌طور قابل توجهی کوتاه‌تر باشد، که این امر تا حدی به انتقاد اصلی وارد شده به استخراج گیاهی پاسخ می‌دهد.

تثبیت گیاهی

تثبیت گیاهی، با تمرکز بر بی‌حرکت‌سازی فلزات در ناحیه ریزوسفیر، یک روش سبز با پتانسیل بالا برای خاک‌هایی با سطوح متوسط یا بالای آلودگی فلزی است. این بی‌حرکت‌سازی می‌تواند از طریق رسوب فلزات یا جذب/جذب سطحی در ریشه‌های گیاه انجام شود (Hryniewicz et al., 2018). در واقع، علاوه بر جذب و/یا جذب سطحی فلز در سیستم ریشه، تثبیت گیاهی فلزات می‌تواند از طریق تغییر شرایط خاک نیز محقق شود: برای مثال، گزارش شده است که ترشحات ریشه برخی گیاهان pH و شرایط اکسیداسیون و احیا ناحیه ریشه را تغییر می‌دهند، در نتیجه باعث رسوب یا کمپلکس شدن فلزات سمی بالقوه می‌شوند (Wu et al., 2010). بنابراین، تثبیت گیاهی، بخش در دسترس زیستی فلزات در خاک را کاهش می‌دهد (Burgess et al., 2018). با کاهش دسترسی زیستی و تحرک فلزات در خاک، خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از آتشویی فلزات و همچنین ورود آلاینده‌های فلزی به زنجیره غذایی کاهش می‌یابد (Raskin and Ensley, 2000). علاوه بر این، پوشش گیاهی مزایای دیگری نیز برای خاک‌های آلوده به‌همراه دارد، مانند افزایش محتوای مواد آلی، مواد مغذی و فعالیت بیولوژیکی خاک؛ حفاظت از فرسایش خاک؛ بهبود ساختار خاک؛ و غیره (Mench et al., 2003; Arienzo et al., 2004). گیاهان مناسب برای تثبیت گیاهی، علاوه بر تحمل فلزات، باید سیستم ریشه گسترده‌ای داشته باشند، مقدار زیادی زیست‌توده تولید کنند و سرعت انتقال فلز از ریشه به اندام‌های هوایی پایینی نشان دهند (Alkorta et al., 2010). بسیاری از گیاهان حذف‌کننده فلزات، مانند چمن‌ها و لگوم‌ها به‌طور مؤثری برای

احیای پوشش گیاهی خاک‌های آلوده به فلزات به منظور تثبیت گیاهی استفاده شده‌اند (Bidar et al., 2007; Barrutia et al., 2011). برخلاف استخراج گیاهی فلزات، درختچه‌ها و درختان معمولاً به عنوان کاندیداهای مناسب برای طرح‌های تثبیت گیاهی انتخاب می‌شوند. در واقع، به دلیل توانایی آن‌ها در تثبیت فلزات در سیستم ریشه حجیم خود، گونه‌های درختی و درختچه‌ای (مانند *Salix spp.* و *Populus spp.*) به‌طور گسترده‌ای برای اهداف تثبیت گیاهی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Pulford and Watson, 2003; Vamerali et al., 2009). جالب توجه است که استفاده از درختان می‌تواند با کاهش جریان رو به پایین آب به دلیل سرعت بالای تعرق آن‌ها، خطر آبهوشی فلزات را کاهش دهد (Pulford and Watson, 2003). کاربرد تثبیت گیاهی می‌تواند در خاک‌های بسیار تخریب‌شده که علاوه بر آلودگی فلزی، مشکلات دیگری مانند فرسایش، ساختار فیزیکی ضعیف، کمبود مواد مغذی ضروری و مواد آلی و غیره دارند، چالش‌برانگیز باشد (Barrutia et al., 2011). این مشکلات در پسماندهای معدن و محل‌های دفن زباله رایج است و مانع استقرار پوشش گیاهی سالم می‌شود (Burges et al., 2016). در این راستا، برای تثبیت گیاهی مؤثر در خاک‌های بسیار تخریب‌شده، استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی و/یا معدنی اغلب برای تسهیل استقرار و رشد گیاه توصیه می‌شود. این روش معمولاً تثبیت گیاهی کمکی، تثبیت گیاهی یاری‌شده یا تثبیت شیمیایی-گیاهی نامیده می‌شود (Alkorta et al., 2010). در تثبیت گیاهی یاری‌شده، افزایش رشد گیاه می‌تواند از طریق افزایش pH خاک، افزایش محتوای مواد آلی، تامین مواد مغذی ضروری، افزایش ظرفیت نگهداری آب، کاهش دسترسی زیستی فلزات و غیره حاصل شود (Alvarenga et al., 2009). علاوه بر این، استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی و معدنی، به بازیافت پسماندها، بقایا و محصولات جانبی با منشأ گوناگون، در چارچوب اقتصاد چرخشی کمک می‌کند (Míguez et al., 2020). برخی از اصلاح‌کننده‌های رایج مورد استفاده در مطالعات تثبیت گیاهی یاری‌شده عبارتند از: دوغاب و کود حیوانی، لجن کارخانه کاغذسازی، لجن فاضلاب، پسماندهای جامد شهری، بستر برگ‌ها، لئوناردیت، آهک و غیره (Galende et al., 2014; Míguez et al., 2020). با این حال، قبل از استفاده، اصلاح‌کننده‌ها باید به طور کامل تجزیه و تحلیل شوند. در این راستا، یک توصیف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی جامع از اصلاح‌کننده‌ها برای به حداقل رساندن اجتناب از خطر ورود ترکیبات سمی یا عوامل بیماری‌زای بالقوه به خاک اصلاح‌شده، با خطرات همزمان برای سلامت محیط زیست و انسان، مورد نیاز است (Goss et al., 2013).

محدودیت‌های روش تثبیت گیاهی: محدودیت‌های روش تثبیت گیاهی شامل موارد زیر است: (۱) تأثیرپذیری از شرایط محیطی: کارایی این روش به شدت به شرایط محیطی نظیر نوع خاک، pH، دما و میزان رطوبت وابسته است. به عنوان مثال، در خاک‌های بسیار اسیدی یا قلیایی، جذب و تثبیت آلاینده‌ها توسط گیاه ممکن است کاهش یابد. همچنین، در مناطق با آب و هوای خشک یا سرد، رشد گیاه محدود شده و فرآیند تثبیت به کندی پیش می‌رود (Ali et al., 2013). (۲) زمان‌بر بودن: روش تثبیت گیاهی یک فرآیند طولانی‌مدت است که ممکن است سال‌ها یا حتی دهه‌ها طول بکشد تا به نتایج مطلوب برسد. این زمان‌بر بودن، آن را برای مناطقی که نیاز به پاکسازی فوری دارند، نامناسب می‌سازد. سرعت رشد گیاه و میزان جذب آلاینده‌ها عوامل کلیدی در این فرآیند هستند (McGrath et al., 2002). (۳) محدودیت در نوع آلاینده‌ها: این روش عمدتاً برای آلاینده‌های غیرآلی (مانند فلزات سنگین) کاربرد دارد و برای آلاینده‌های آلی فرار یا برخی ترکیبات رادیواکتیو، کارایی کمتری دارد. همچنین، برخی فلزات سنگین مانند سرب و کادمیوم به دلیل سمیت بالا، می‌توانند رشد گیاه را مختل کنند و این فرآیند را با مشکل مواجه سازند (Pilon-Smith, 2005). (۴) احتمال انتقال آلودگی به زنجیره غذایی اگرچه هدف تثبیت گیاهی، مهار آلاینده‌ها در ریشه گیاه است، اما در برخی موارد، مقادیر کمی از آلاینده‌ها ممکن است به بخش‌های هوایی گیاه (ساقه و برگ) منتقل شوند. این امر می‌تواند منجر به ورود آلاینده به زنجیره غذایی از طریق حیوانات شود (Gómez-Sagasti et al., 2012). (۵) نیاز به نگهداری و نظارت پس از کاشت گیاهان، نیاز به نظارت و نگهداری مداوم از جمله آبیاری، کوددهی و کنترل آفات وجود دارد تا از رشد سالم گیاه و کارایی فرآیند اطمینان حاصل شود. این نگهداری می‌تواند هزینه‌های اضافی را به همراه داشته باشد. شایان ذکر است که تثبیت گیاهی غلظت کل فلزات در خاک را کاهش نمی‌دهد، بلکه صرفاً آن‌ها را بی‌حرکت کرده و در نتیجه تحرک و فراهمی زیستی آن‌ها را محدود می‌کند. بنابراین، همواره این احتمال وجود دارد که آلاینده‌های فلزی در اثر تغییر شرایط خاک مجدداً متحرک شده و پیامدهای نامطلوبی از نظر سمیت اکولوژیکی و/یا پراکندگی فلزات به دنبال داشته باشند. از این رو، پروژه‌های تثبیت گیاهی نیازمند برنامه‌های پایش طولانی‌مدت به منظور ارزیابی مستمر فراهمی زیستی فلزات، سمیت اکولوژیکی و عملکرد خاک هستند (Gómez-Sagasti et al., 2012). محدودیت اصلی تثبیت گیاهی برای کاربرد عملی آن این واقعیت است که قوانین زیست‌محیطی فعلی معمولاً بر اساس غلظت کل فلزات است، نه بر اساس غلظت فلزات با دسترسی زیستی، و از آنجایی که این فناوری سبز نمی‌تواند غلظت کل فلزات را به زیر مقادیر بحرانی مرجع

تعیین شده توسط قانون کاهش دهد، از نظر قانونی غیرعملی است. این محدودیت‌ها نشان می‌دهند که تثبیت گیاهی به تنهایی برای همه سایت‌های آلوده مناسب نیست و اغلب به عنوان بخشی از یک راهکار جامع‌تر مورد استفاده قرار می‌گیرد.

مدیریت گیاهی

علیرغم تعداد مقالات تحقیقاتی در مورد گیاه‌پالای، کاربرد آن در مقیاس مزرعه هنوز محدود است. برخی از دلایل این پدیده، از جمله، عدم اطمینان در مورد بازه‌های زمانی مورد نیاز، تکرارپذیری نتایج و چارچوب‌های قانونی فعلی است (Mench et al., 2010). در واقع، بسیاری از ذینفعان، به طور کلی روش‌های سبز و به طور خاص گیاه‌پالایی را فناوری‌های کندی می‌دانند که کاربرد آن‌ها دشوار است و فقط برای مناطق بزرگ و حاشیه‌نشین با ارزش پایین مناسب هستند (Mench et al., 2010; Kidd et al., 2015). با این وجود، باید تاکید شود که زمین‌های آلوده یک منبع وسیع و کم‌استفاده هستند (Evangelou et al., 2015). که در صورت مدیریت صحیح، می‌توانند درآمد اقتصادی و خدمات اکوسیستمی ارزشمندی ارائه دهند. در این راستا، مدیریت گیاهی استفاده از گیاهان با پتانسیل گیاه‌پالایی را به عنوان بخشی از یک مدیریت یکپارچه تشویق می‌کند که علاوه بر کاهش خطرات ناشی از وجود آلاینده‌ها، دستیابی به مزایای اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی را دنبال می‌کند (Burgess et al., 2018). این مزایا شامل تامین فضای سبز و خدمات اکوسیستمی، کنترل فرسایش خاک و مهمتر از همه، تولید محصولات و کالاهای (مانند انرژی زیستی، چوب، بیوجار، محصولات غنی شده زیستی) است (Evangelou et al., 2015). برای این منظور، گیاهان با رشد سریع، ریشه عمیق و تکثیر آسان با زیست‌توده بالا، مانند گیاهان زراعی و علفی و درخت اغلب مورد استفاده قرار می‌گیرند.

مدیریت گیاهی، با توجه به مزایای چندوجهی آن در ابعاد زیست‌محیطی، اقتصادی و اجتماعی، به عنوان یک رویکرد جذاب برای احیای مناطق آلوده در نظر گرفته می‌شود، زیرا قادر است ضمن کاهش مخاطرات ناشی از آلاینده‌ها، فرآیند احیا را تسهیل نماید. علاوه بر این، پیشنهاد شده است که مدیریت گیاهی می‌تواند به عنوان یک "استراتژی نگهداری موقت" کارآمد تا زمان فراهم شدن امکانات لازم برای بازسازی جامع سایت مورد استفاده قرار گیرد (Cundy et al., 2016).

زیست‌پالایی

زیست‌پالایی، یا استفاده از میکروارگانیسم‌ها (عمدتاً باکتری‌ها و قارچ‌ها) برای پاکسازی سایت‌های آلوده، یک گزینه پایدار برای احیای خاک‌های آلوده است (Fingerman et al., 2016). اگرچه زیست‌پالایی می‌تواند برای آلاینده‌های معدنی نیز استفاده شود (Park et al., 2011)، اما کاربرد آن بیشتر برای آلاینده‌های آلی مانند روغن‌های معدنی، هیدروکربن‌های نفتی، هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای، بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه، آفت‌کش‌ها و غیره رایج‌تر است (Megharaj et al., 2011). سه رویکرد اصلی برای زیست‌پالایی مناطق آلوده وجود دارد (Bento et al., 2005): (۱) تضعیف طبیعی، که به‌طور طبیعی توسط جمعیت میکروبی بومی موجود در منطقه آلوده انجام می‌شود؛ (۲) زیست‌افزایی، که مبتنی بر تلقیح سویه‌های میکروبی منتخب با ظرفیت تجزیه سریع آلاینده‌های هدف است؛ و (۳) زیست‌تحریکی، که بر اصلاح شرایط محیطی (مانند رطوبت، pH، مواد مغذی، اکسیژن) به‌منظور تحریک تجزیه زیستی آلاینده‌های هدف متمرکز است.

تضعیف طبیعی

در فرآیندهای تضعیف طبیعی، تجزیه آلاینده‌ها به شدت تحت تأثیر (۱) ظرفیت متابولیکی جمعیت میکروبی بومی؛ (۲) خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک آلوده؛ و (۳) خصوصیات شیمیایی آلاینده‌های هدف قرار دارد. در شرایط مطلوب، برخی از آلاینده‌ها (مانند هیدروکربن‌های نفتی با زنجیره کوتاه) سطوح بالایی از تجزیه را از طریق تضعیف طبیعی نشان می‌دهند (Bento et al., 2005). با این حال، کارایی تضعیف طبیعی برای ترکیبات مقاوم‌تر، به ویژه برای آلاینده‌های قدیمی، بسیار کم یا صفر است (Megharaj et al., 2011). به‌منظور به حداکثر رساندن کارایی فرآیندهای زیست‌پالایی، ظرفیت تجزیه‌کنندگی جمعیت میکروبی بومی می‌تواند از طریق استراتژی‌های زیست‌تحریکی، با تنظیم تأمین مواد مغذی ضروری ماکرو و/یا میکرو، دما، اکسیژن موجود، pH خاک، پتانسیل ریداکس، رطوبت و غیره تحریک شود (Carberry and Wik, 2001). با این حال، رایج‌ترین روش احتمالاً افزودن مواد مغذی، چه به شکل معدنی (Ramadass et al., 2018) و چه به عنوان اصلاح‌کننده‌های آلی مانند لجن فاضلاب، کود دامی، کمپوست و غیره است (Ros et al., 2008; Lee et al., 2010)، باید در نظر گرفته شود که میزان تجزیه آلاینده‌ها به (۱) ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک؛ (۲) جمعیت میکروبی تجزیه‌کننده خاص موجود در خاک آلوده؛ و (۳) ماهیت شیمیایی خود آلاینده‌ها بستگی دارد. بنابراین، جای تعجب نیست که نوع و دوز اصلاح‌کننده‌ها (معدنی و/یا آلی) همیشه باید با در نظر گرفتن این سه جنبه با

دقت انتخاب شود (Megharaj et al., 2011). سایر روش‌ها شامل افزودن سورفکتانت‌ها برای افزایش دسترسی به آلاینده (Zeng et al., 2018)، استفاده از بیوچار (Kong et al., 2018) و رشد گیاهان (Lacalle et al., 2018) است.

زیست‌افزایی

زیست‌افزایی بر تلقیح سویه‌های میکروبی جدا شده و کشت شده قبلی، به صورت منفرد یا به عنوان یک کنسرسیوم، برای تحریک تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی هدف، متمرکز است. تلقیح کنسرسیوم سویه‌های تجزیه‌کننده در مقایسه با تلقیح سویه‌های منفرد، رایج‌تر است، زیرا میکروارگانیسم‌های موجود در کنسرسیوم می‌توانند فعالیت‌های متابولیکی مختلفی را ترکیب کنند که از نظر زیست‌پالایی مکمل یکدیگر هستند (Shen et al., 2015). سویه‌های میکروبی مورد استفاده برای زیست‌افزایی معمولاً از خاک‌های آلوده مشابه، گاهی اوقات از همان خاکی که قرار است احیا شود، جدا می‌شوند تا احتمال بقای آن‌ها و ظرفیت آن‌ها برای بیان فعالیت تجزیه‌کنندگی خود در هنگام تلقیح در خاک آلوده افزایش یابد (Tahir et al., 2016). اصلاح ژنتیکی سویه‌های باکتریایی برای بهبود عملکرد تجزیه زیستی آن‌ها، از طریق بهینه‌سازی ژنتیکی تولید آنزیم‌ها و مسیرهای متابولیکی مرتبط با تجزیه زیستی آلاینده‌های هدف، نیز مورد مطالعه قرار گرفته است (Fernández-Luqueño et al., 2011; Pieperand and Reineke, 2000). با این حال، هنگام انتخاب سویه‌های مختلف برای کنسرسیوم زیست‌افزایی، سازگاری آن‌ها با یکدیگر و تناسب اکولوژیکی آن‌ها در خاک در حال احیا، باید در نظر گرفته شود. در واقع، ابتکارات زیست‌افزایی اغلب با شکست مواجه می‌شوند، که بیشتر به دلیل ناتوانی سویه‌های تلقیح شده در رقابت و رشد مناسب در خاک آلوده است (Polti et al., 2014).

ورمی‌رمدیشن^۹

ورمی‌رمدیشن به عنوان استفاده از کرم‌های خاکی برای حذف آلاینده‌ها از خاک تعریف شده است (Sinha et al., 2008). کرم‌های خاکی قادر به تغییر خصوصیات فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی خاک، مانند دسترسی به مواد مغذی، هوادهی، ساختمان خاک و در نتیجه، فعالیت جوامع میکروبی خاک هستند (Rodriguez-Campos et al., 2014). علاوه بر این، کرم‌های خاکی می‌توانند تعامل بین جوامع میکروبی خاک و آلاینده‌ها را افزایش دهند و در نتیجه تجزیه زیستی آلاینده‌های هدف را تسهیل کنند (Hickman and Reid, 2008). اگرچه برخی پژوهش‌ها به بررسی تعامل کرم‌های خاکی با آلاینده‌های فلزی پرداخته‌اند (Eijsackers, 2010; Kavehei et al., 2018)، کاربرد اصلی ورمی‌رمدیشن در

پاکسازی آلاینده‌های آلی است. مطالعات متعدد نشان داده‌اند که آلاینده‌های آلی نظیر علف‌کش‌ها، هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای، بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه و به طور کلی هیدروکربن‌های نفتی، با استفاده از گونه‌های مختلف کرم خاکی و از طریق فرآیند ورمی‌رمدیشن با موفقیت حذف شده‌اند (Luepromchai et al., 2002). در میان گونه‌های مختلف کرم خاکی، *Eisenia fetida*، به دلیل کارایی بالا در ورمی‌رمدیشن (Chachina et al., 2016) و همچنین به عنوان یک نشانگر زیستی حساس برای ارزیابی سمیت فلزات در خاک (Shin et al., 2007) از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

برای اعمال موفقیت‌آمیز ورمی‌رمدیشن، چندین جنبه باید در نظر گرفته شود، مانند رفتار کرم‌های خاکی، نیازهای تغذیه‌ای آن‌ها، ویژگی‌های خاک و ماهیت خود آلاینده‌ها. با توجه به محل قرارگیری آن‌ها در خاک، کرم‌های خاکی را می‌توان به سه دسته اپی‌ژئیک^{۱۰}، اندوژئیک^{۱۱} و آنسیک^{۱۲} طبقه‌بندی کرد: کرم‌های خاکی اپی‌ژئیک، مانند *E. fetida*، به مقدار زیادی مواد آلی نیاز دارند و بنابراین، در سطح یا نزدیک سطح خاک زندگی می‌کنند و از بقایای برگ‌ها، ریشه‌های در حال پوسیدگی و کود تغذیه می‌کنند. در نتیجه، آن‌ها می‌توانند برای احیای خاک سطحی استفاده شوند و جایی که حفاری کمی لازم است برای اهداف زیست‌پالایی تلقیح شوند. از طرف دیگر، کرم‌های خاکی اندوژئیک و آنسیک، به عنوان مثال *Lumbricus terrestris*، برای ورمی‌رمدیشن خاک‌های عمیق‌تر مناسب‌تر هستند (Hickman and Reid, 2008). به منظور تضمین بقای کرم‌های خاکی تلقیح شده، گاهی اوقات لازم است ابتدا سطوح آلودگی خاک بهبود یابد (Tejada and Masciandaro, 2011). مطمئناً، شرایط شدید (از نظر pH خاک، شوری، دسترسی زیستی آلاینده) یا کمبود مواد آلی می‌تواند استقرار کرم‌های خاکی تلقیح شده را پیچیده کند (Eijsackers, 2010). بنابراین، می‌توان از اصلاح‌کننده‌های آلی برای کاهش دسترسی زیستی آلاینده، در عین افزودن مواد آلی و بهبود ساختمان خاک استفاده کرد (Elliston and Oliver, 2020).

فناوری‌های ترکیبی برای پاکسازی آلودگی‌های مختلط

فناوری‌های ترکیبی در پاکسازی آلودگی‌های مختلط، به استفاده هم‌زمان از دو یا چند روش تصفیه فیزیکی، شیمیایی یا زیستی برای حذف مؤثرتر و کامل‌تر آلاینده‌ها از یک محیط (مانند خاک یا آب) اشاره دارد. این روش‌ها به دلیل پیچیدگی آلودگی‌های محیطی که اغلب از چندین نوع آلاینده تشکیل شده‌اند، بسیار کارآمد هستند. فناوری‌های ترکیبی

10 - Epigeic

11 - Endogeic

12 - Anecic

فناوری‌های ترکیبی با ترکیب نقاط قوت روش‌های مختلف، محدودیت‌های هر روش را جبران می‌کنند. به عنوان مثال، پیش‌تصفیه: یک روش، آلاینده‌ها را به شکلی تغییر می‌دهد که روش بعدی بتواند آن‌ها را به راحتی حذف کند یا روش تکمیل‌کننده: یک روش، آلاینده‌هایی را که روش دیگر قادر به حذفشان نیست، از بین می‌برد. این رویکرد به ویژه در مواجهه با آلودگی‌های چندجزئی که شامل آلاینده‌های آلی و غیرآلی (مانند فلزات سنگین و ترکیبات نفتی) به صورت هم‌زمان هستند، بسیار مؤثر است (Sánchez-Castro et al., 2023). انواع رایج فناوری‌های ترکیبی برای پاکسازی آلودگی‌های مختلط در ادامه به برخی از ترکیبات پرکاربرد اشاره می‌شود: ۱) ترکیب روش‌های فیزیکی و شیمیایی این ترکیب، از قدرت حذف سریع روش‌های فیزیکی و توانایی تجزیه مولکولی روش‌های شیمیایی بهره می‌برد. ۲) ترکیب روش‌های زیستی و فیزیکی این ترکیب، از توانایی تجزیه زیستی آلاینده‌ها توسط میکروارگانیسم‌ها (روش زیستی) و حذف فیزیکی آن‌ها توسط گیاهان یا سایر فیلترها (روش فیزیکی) استفاده می‌کند. ۳) ترکیب روش‌های زیستی و شیمیایی این ترکیب، اغلب برای بهبود کارایی فرآیندهای زیستی و کاهش سموم اولیه استفاده می‌شود (Sánchez-Castro et al., 2023).

آلودگی مختلط، زمانی که آلاینده‌های معدنی و آلی به طور هم‌زمان وجود دارند، در بسیاری از خاک‌های آلوده دیده می‌شود. خاک‌های دارای آلودگی مختلط، چالش‌های مربوط به هر یک از انواع آلاینده‌ها را با مشکلاتی که ناشی از ترکیب دو یا چند نوع آلاینده با خصوصیات متفاوت است، در هم می‌آمیزند. از نظر اکوسم‌شناسی، این ترکیب می‌تواند اثرات هم‌افزایی بر بیوتای خاک داشته باشد. به همین ترتیب، از دیدگاه پاکسازی، کارایی روش‌های به کار گرفته شده ممکن است در اثر حضور سایر انواع آلاینده‌ها یا برهمکنش بین آن‌ها کاهش یابد (Lacalle et al., 2018). برای مثال، در خاک‌های دارای آلودگی مختلط گزارش شده است که آلودگی هم‌زمان با فلزات و ترکیبات آلی می‌تواند منجر به بی‌حرکت شدن فلزات (Galvez-Cloutier and Dubé, 2002). یا برعکس، افزایش تحرک آن‌ها شود (Dubé et al., 2002). بنابراین، نتیجه برهمکنش بین انواع مختلف آلاینده‌ها به شرایط خاص محل بستگی دارد، زیرا به ویژگی‌های خاص خاک آلوده و همچنین نوع و غلظت خود آلاینده‌ها مرتبط است (Chirakkara et al., 2016). در مورد اثربخشی فناوری‌های پاکسازی، فلزات می‌توانند اثرات سمی بر جوامع میکروبی خاک داشته باشند و باعث کاهش فراوانی و/یا فعالیت آن‌ها شوند (Khan et al., 2010). و در نتیجه، ظرفیت آن‌ها برای تجزیه آلاینده‌های آلی هدف را کاهش دهند

(Sandrin and Maier, 2003). در یک آزمایش گیاه‌پالایی، مشاهده شد که آلودگی همزمان با مس و پیرن در مقایسه با آزمایش‌های انجام شده با هر آلاینده به طور جداگانه، رشد گیاه و حذف پیرن را کاهش داد (Chigbo et al., 2013). در نتیجه، استفاده از تنها یک فناوری پاکسازی ممکن است برای خاک‌های دارای آلودگی مختلط مؤثر نباشد. متأسفانه، بسیاری از مطالعات پاکسازی تنها بر یک نوع آلاینده متمرکز هستند، احتمالاً به دلیل پیچیدگی مقابله با موارد آلودگی مختلط. با این وجود، در سال‌های اخیر، مطالعات پاکسازی بیشتری به خاک‌های دارای آلودگی مختلط پرداخته‌اند. برای مثال، گزارش شده است که زیست‌افزایی با یک کنسرسیوم باکتریایی برای پاکسازی خاک‌های آلوده به طور همزمان با کروم و لیندان (Aparicio et al., 2018) یا پیرن (Wang et al., 2019) مؤثر است.

ترکیب گیاهان و باکتری‌ها برای اهداف گیاه‌پالایی، پتانسیل زیادی برای خاک‌های دارای آلودگی مختلط ارائه می‌دهد (Batty & Dolan, 2013). حضور گیاهان می‌تواند با آزاد کردن ترشحات ریشه و بهبود شرایط برای رشد میکروبی در ریزوسفر (Balseiro-Romero et al., 2017)، فعالیت و تنوع عملکردی جوامع میکروبی خاک را افزایش دهد. ترشحات ریشه یک محیط غنی از مواد مغذی ایجاد می‌کنند که می‌تواند بر رفتار فلزات تأثیر بگذارد (Kidd et al., 2009). و تجزیه زیستی آلاینده‌های آلی را افزایش دهد (Kuiper et al., 2004). ترکیب ورمی رمیدیشن با گیاه‌پالایی و زیست‌پالایی با موفقیت برای پاکسازی خاک‌های آلوده به فلزات و آلاینده‌های آلی آزمایش شده است (Martinkosky et al., 2017). ترکیب این فناوری‌های پاکسازی بیولوژیکی برای خاک‌های دارای آلودگی مختلط امیدوارکننده به نظر می‌رسد. انتظار می‌رود عواملی مانند نوع خاک، خصوصیات شیمیایی آلاینده‌ها و گونه‌های بیولوژیکی انتخاب شده برای پاکسازی (به عنوان مثال، گونه‌های خاص گیاهان، باکتری‌ها و کرم‌های خاکی) به شدت نتیجه فرآیند پاکسازی را تغییر دهند.

همانطور که پیشتر اشاره شد، استفاده از مواد اصلاح‌کننده در طول اجرای روش‌های گیاه‌پالایی بسیار رایج است. به‌طور خاص، مواد اصلاح‌کننده آلی مواد مغذی و ماده آلی خاک را فراهم می‌کنند، ساختار خاک را بهبود می‌بخشند، ظرفیت نگهداری آب را افزایش می‌دهند، قابلیت دسترسی زیستی آلاینده‌ها را تغییر می‌دهند و غیره. در نتیجه، مواد اصلاح‌کننده آلی می‌توانند سمیت را برای گونه‌های درگیر در پالایش زیستی خاک‌های آلوده به چند ماده کاهش دهند. مطالعات بسیاری مزایای استفاده از مواد اصلاح‌کننده آلی را در طول اجرای روش‌های گیاه‌پالایی گزارش کرده‌اند.

(Marchand et al., 2018; Reddy et al., 2017). نویسندگان دیگر کاربرد نانوفناوری پالایش (به عنوان مثال، استفاده از نانوذرات آهن صفر ظرفیتی) را با روش‌های گیاه‌پالایی ترکیب کرده‌اند که نتایج متفاوتی به دست آمده است (Gómez-Sagasti et al., 2019). اصطلاح نانوفناوری پالایش به کاربرد نانوذرات فلزی برای پاکسازی مکان‌های آلوده اشاره دارد (Gil-Díaz et al., 2017). به‌طور خاص، استفاده از نانوذرات آهن صفر ظرفیتی (nZVI) توجه جامعه علمی را برای پالایش آب‌ها و خاک‌های آلوده به خود جلب کرده است (Medina-Pérez et al., 2019). نانوذرات آهن صفر ظرفیتی دارای یک هسته آهنی و یک پوسته اکسید آهن هستند و به دلیل اندازه کوچک، نسبت سطح به حجم بسیار بالایی نشان می‌دهند (Li et al., 2017). هسته آهنی به عنوان دهنده الکترون عمل می‌کند، در حالی که پوسته نقش‌های هماهنگی و الکترواستاتیکی را ایفا می‌کند و یون‌های باردار را جذب و تثبیت می‌کند (Li and Zhang, 2007). نانوذرات آهن صفر ظرفیتی برای پالایش آلاینده‌های آلی و معدنی به کار رفته‌اند. در مورد آلاینده‌های معدنی، نانوذرات می‌توانند با فلزات خاک ترکیباتی تشکیل دهند و در نتیجه قابلیت دسترسی زیستی آن‌ها را کاهش دهند (Gil-Díaz et al., 2017). علاوه بر این، نانوذرات آهن صفر ظرفیتی با تغییر پتانسیل اکسیداسیون و احیا خاک می‌توانند گونه‌های مختلف آلاینده‌های فلزی را تغییر داده و قابلیت دسترسی زیستی و سمیت (اکولوژیکی) آن‌ها را کاهش دهند. برای مثال، نانوذرات آهن صفر ظرفیتی می‌توانند کروم (VI) را به کروم (III)، که با سمیت کمتر و با قابلیت دسترسی زیستی پایین‌تری است، احیا کنند (Singh et al., 2011). از طرف دیگر، گزارش شده است که نانوذرات آهن صفر ظرفیتی به‌طور مؤثری خاک‌های آلوده به ترکیبات آلی، به‌ویژه آن‌هایی که با ترکیبات آلی کلردار آلوده شده‌اند، را پاکسازی می‌کنند (Yang et al., 2010). با این وجود، استفاده از نانوذرات برای پالایش خاک به دلیل تأثیرات منفی بالقوه آن‌ها بر زیست‌بوم خاک مورد تردید قرار گرفته است. در هر صورت، هنوز اطلاعات کافی در مورد تحرک، تجمع زیستی، پویایی و سمیت اکولوژیکی نانوذرات آهن صفر ظرفیتی در محیط خاک وجود ندارد (Patil et al., 2016). گزارش شده است که نانوذرات آهن صفر ظرفیتی از طریق دو مکانیسم سمیت ایجاد می‌کنند: (۱) آسیب فیزیکی از طریق تماس مستقیم، که ساختار غشای سلولی را مختل کرده و نفوذپذیری آن را افزایش می‌دهد؛ و (۲) استرس اکسیداتیو، که منجر به تخریب مولکولی و بیوشیمیایی می‌شود (Xie et al., 2017). اثرات نامطلوب نانوذرات آهن صفر ظرفیتی در گیاهان (Ma et al., 2013)، حیوانات (Stefaniuk et al., 2016) و جوامع میکروبی (Fajardo et al., 2012). گزارش شده است. همانطور که

انتظار می‌رود، اثرات بالقوه نانوذرات آهن صفر ظرفیتی بر اکوسیستم خاک به شدت تحت تأثیر نوع خاک و شرایط محیطی قرار دارد (Xie et al., 2017). بنابراین، ارزیابی اثرات بالقوه نانوذرات آهن صفر ظرفیتی بر اکوسیستم خاک قبل از استفاده از آن‌ها در شرایط واقعی مزرعه ضروری است، تا ابتدا یک غلظت ایمن، غیرسمی و مؤثر برای اهداف نانو فناوری پالایش تعیین شود (Patil et al., 2016). در واقع، علیرغم اثربخشی اثبات شده آن‌ها در پالایش، اثر نانوذرات بر اکوسیستم خاک، از جمله گونه‌های زیستی مورد استفاده در پالایش، هنوز پر از ابهام است. بنابراین، اثرات نامطلوب بالقوه نانوذرات آهن صفر ظرفیتی بر موجودات خاک باید قبل از استفاده از آن‌ها، به تنهایی یا در ترکیب با روش‌های گیاه‌پالایی، آزمایش شود.

در نتیجه، هنگام مواجهه با یک خاک آلوده به چند ماده، ابتدا در نظر گرفتن جنبه‌های مختلفی مانند نوع خاک، ماهیت آلاینده‌ها، سازگاری فناوری‌های پالایش و غیره ضروری است تا بتوان یک استراتژی متناسب با هر مورد اعمال کرد. علاوه بر این، همانطور که در بالا اشاره شد، ارزیابی کارایی روش‌های پالایش نه تنها از نظر کاهش غلظت آلاینده‌ها، بلکه بر اساس بهبود سلامت خاک و خدمات اکوسیستم نیز بسیار مهم است (Epelde et al., 2014).

مزایای فناوری‌های ترکیبی شامل موارد زیر است: (۱) کارایی بالاتر: حذف کامل‌تر طیف وسیعی از آلاینده‌ها. (۲) انعطاف‌پذیری: امکان انطباق با انواع مختلف آلودگی‌ها و شرایط محیطی. (۳) کاهش زمان پاکسازی: برخی از ترکیبات می‌توانند سرعت فرآیند تصفیه را افزایش دهند. (۴) کاهش هزینه: در بلندمدت، به دلیل کارایی بیشتر، ممکن است هزینه‌ها را کاهش دهد (Aelion et al., 2009).

نتیجه‌گیری

آلودگی خاک، ناشی از فعالیت‌های گوناگون انسانی، یک چالش زیست‌محیطی جدی در سطح جهانی است که سلامت خاک، این اکوسیستم پیچیده و منبع تجدیدنپذیر در مقیاس زمانی انسانی، را به مخاطره می‌اندازد. درک ماهیت چندوجهی سلامت خاک، که شامل خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی و همچنین کاربری مورد نظر زمین آلوده می‌شود، برای ارزیابی دقیق و انتخاب راهکارهای مناسب احیا ضروری است. در حالی که غلظت کل آلاینده‌ها در قوانین زیست‌محیطی اغلب مورد توجه قرار می‌گیرد، فراهمی زیستی آن‌ها نقش تعیین‌کننده‌ای در سمیت و اثرات اکولوژیکی دارد و باید در ارزیابی خطر و انتخاب روش‌های پاکسازی مدنظر قرار گیرد. انتخاب بهترین راهکار پاکسازی بستگی به

عوامل مختلفی از جمله نوع آلاینده، مشخصات خاک و اهداف مورد نظر دارد. در حالی که روش‌های فیزیکوشیمیایی ممکن است نتایج سریع‌تری داشته باشند، اغلب با هزینه‌های بالا و آسیب به ساختار و عملکرد بیولوژیکی خاک همراه هستند. در مقابل، روش‌های زیستی مانند گیاه‌پالایی و زیست پالایی به عنوان گزینه‌های سبز و پایدار مطرح هستند که ضمن کاهش آلودگی، به حفظ سلامت و احیای خاک کمک می‌کنند. با این حال، این روش‌ها نیز با چالش‌هایی مانند زمان‌بر بودن، محدودیت در عمق پاکسازی و عدم انطباق با چارچوب‌های قانونی موجود مواجه هستند. به منظور غلبه بر این محدودیت‌ها، رویکردهای نوینی همچون مدیریت گیاهی پیشنهاد شده‌اند که با ادغام پاکسازی با تولید محصولات اقتصادی، مزایای چندجانبه‌ای را ارائه می‌دهند. موفقیت در احیای خاک‌های آلوده نیازمند درک جامع از سلامت خاک (شامل زیست‌فراهمی آلاینده‌ها) و استفاده از استراتژی‌های ترکیبی و پایدار است که همزمان به پاکسازی محیط، احیای اکوسیستم و ایجاد ارزش اقتصادی منجر شود. در نهایت، انتخاب استراتژی مناسب برای احیای خاک‌های آلوده مستلزم در نظر گرفتن ویژگی‌های خاص خاک، نوع و غلظت آلاینده‌ها، سازگاری فناوری‌های پالایش و همچنین هدف از احیای زمین است. ارزیابی اثربخشی روش‌های پالایش باید نه تنها بر کاهش غلظت آلاینده‌ها، بلکه بر بهبود سلامت خاک و خدمات اکوسیستم نیز متمرکز باشد تا به یک مدیریت پایدار و مؤثر برای این منبع ارزشمند دست یابیم. در مجموع، مقاله به خوبی نشان می‌دهد که هیچ یک از روش‌های پاکسازی خاک به تنهایی کامل نیستند. راهکارهای مؤثرتر اغلب ترکیبی از روش‌های مختلف هستند که به طور خاص برای یک سایت آلوده طراحی می‌شوند. اصلی‌ترین تناقض این است که روش‌های سنتی (فیزیکوشیمیایی) سریع و قابل اعتماد هستند اما مخرب و پرهزینه، در حالی که روش‌های سبز (بیولوژیکی) پایدار و کم‌هزینه‌اند اما زمان‌بر و از نظر قانونی با چالش‌هایی روبرو هستند. این امر بر نیاز به تغییر رویکردهای قانونی از غلظت کل به زیست‌فراهمی آلاینده‌ها تأکید می‌کند تا روش‌های پایدارتر بتوانند به عنوان راه‌حل‌های قانونی معتبر شناخته شوند.

منابع مورد استفاده

- Aelion, C.M., Höhener, P., Hunkeler, D., & Aravena, R. (2009). *Environmental isotopes in biodegradation and bioremediation*. CRC press.
- Agnello, A.C., Bagard, M., van Hullebusch, E.D., Esposito, G., & Huguenot, D. (2016). Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 563, 693-703.
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M.A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.

- Alkorta, I., Becerril, J. M., & Garbisu, C. (2010). Phytostabilization of metal contaminated soils. *Reviews on Environmental Health*, 25(2), 135-146.
- Alvarenga, P., Ferreira, C., Mourinha, C., Palma, P., & de Varennes, A. (2018). Chemical and ecotoxicological effects of the use of drinking-water treatment residuals for the remediation of soils degraded by mining activities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 281-289.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., & Cunha-Queda, A.C. (2009). Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*, 74(10), 1292-1300.
- Aparicio, J.D., Raimondo, E.E., Gil, R.A., Benimeli, C.S., & Polti, M.A. (2018). Actinobacteria consortium as an efficient biotechnological tool for mixed polluted soil reclamation: experimental factorial design for bioremediation process optimization. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 408-417.
- Aparicio, J.D., Raimondo, E.E., Saez, J.M., Costa-Gutierrez, S.B., Alvarez, A., Benimeli, C.S., & Polti, M.A. (2022). The current approach to soil remediation: A review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107141.
- Arienzo, M., Adamo, P., & Cozzolino, V. (2004). The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Science of the Total Environment*, 319(1-3), 13-25.
- Balseiro-Romero, M., Gkorezis, P., Kidd, P.S., Van Hamme, J., Weyens, N., Monterroso, C., & Vangronsveld, J. (2017). Use of plant growth promoting bacterial strains to improve *Cytisus striatus* and *Lupinus luteus* development for potential application in phytoremediation. *Science of The Total Environment*, 581, 676-688.
- Barrutia, O., Artetxe, U., Hernández, A., Olano, J. M., García-Plazaola, J.I., Garbisu, C., & Becerril, J.M. (2011). Native plant communities in an abandoned Pb-Zn mining area of northern Spain: implications for phytoremediation and germplasm preservation. *International Journal of Phytoremediation*, 13(3), 256-270.
- Barrutia, O., Garbisu, C., Hernández-Allica, J., García-Plazaola, J.I., & Becerril, J.M. (2010). Differences in EDTA-assisted metal phytoextraction between metallicolous and non-metallicolous accessions of *Rumex acetosa* L. *Environmental Pollution*, 158(5), 1710-1715.
- Batty, L.C., & Dolan, C. (2013). The potential use of phytoremediation for sites with mixed organic and inorganic contamination. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(3), 217-259.
- Bento, F.M., Camargo, F.A., Okeke, B.C., & Frankenberger, W.T. (2005). Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresource technology*, 96(9), 1049-1055.
- Bhargava, A., Shukla, S., Srivastava, J., Singh, N., & Ohri, D. (2008). *Chenopodium*: a prospective plant for phytoextraction. *Acta Physiologiae Plantarum*, 30, 111-120.
- Bian, X., Cui, J., Tang, B., & Yang, L. (2018). Chelant-induced phytoextraction of heavy metals from contaminated soils: a review. *Polish journal of environmental studies*, 27(6), 2417-2424.
- Bidar, G., Garçon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F., & Shirali, P. (2007). Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: plant metal concentration and phytotoxicity. *Environmental Pollution*, 147(3), 546-553.
- Brevik, E.C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J.N., Six, J., & Van Oost, K. (2015). The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil*, 1(1), 117-129.
- Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., & Garbisu, C. (2018). From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International journal of phytoremediation*, 20(4), 384-397.
- Burges, A., Epelde, L., Benito, G., Artetxe, U., Becerril, J.M., & Garbisu, C. (2016). Enhancement of ecosystem services during endophyte-assisted aided phytostabilization of metal contaminated mine soil. *Science of the Total Environment*, 562, 480-492.
- Carberry, J.B., & Wik, J. (2001). Comparison of ex situ and in situ bioremediation of unsaturated soils contaminated by petroleum. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 36(8), 1491-1503.
- Chachina, S.B., Voronkova, N.A., & Baklanova, O.N. (2016). Biological remediation of the petroleum and diesel contaminated soil with earthworms *Eisenia fetida*. *Procedia Engineering*, 152, 122-133.
- Chaney, R.L., Baker, A.J., & Morel, J.L. (2021). The long road to developing agromining/phytomining. *Agromining: farming for metals: extracting unconventional resources using plants*, 1-22.
- Chen, Y., Wang, Y., Wu, W., Lin, Q., & Xue, S. (2006). Impacts of chelate-assisted phytoremediation on microbial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and non-accumulator. *Science of the total environment*, 356(1-3), 247-255.
- Chigbo, C., Batty, L., & Bartlett, R. (2013). Interactions of copper and pyrene on phytoremediation potential of *Brassica juncea* in copper-pyrene co-contaminated soil. *Chemosphere*, 90(10), 2542-2548.

- Chirakkara, R.A., Cameselle, C., & Reddy, K.R. (2016). Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15, 299-326.
- Cui, H., Fan, Y., Yang, J., Xu, L., Zhou, J., & Zhu, Z. (2016). In situ phytoextraction of copper and cadmium and its biological impacts in acidic soil. *Chemosphere*, 161, 233-241.
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Puschenreiter, M., Mench, M., Bert, V., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Li, X.N., Weyens, N., Witters, N., & Vangronsveld, J. (2016). Brownfields to green fields: Realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. *Journal of Environmental Management*, 184, 67-77.
- Das, P., Datta, R., Makris, K. C., & Sarkar, D. (2010). Vetiver grass is capable of removing TNT from soil in the presence of urea. *Environmental Pollution*, 158(5), 1980-1983.
- Doran, J. W., & Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied soil ecology*, 15(1), 3-11.
- Dubé, J. S., Galvez-Cloutier, R., & Winiarski, T. (2002). Heavy metal transport in soil contaminated by residual light non-aqueous phase liquids (LNAPLs). *Canadian geotechnical journal*, 39(2), 279-292.
- Eijsackers, H. (2010). Earthworms as colonisers: primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the total environment*, 408(8), 1759-1769.
- Elliston, T., & Oliver, I. W. (2020). Ecotoxicological assessments of biochar additions to soil employing earthworm species *Eisenia fetida* and *Lumbricus terrestris*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(27), 33410-33418.
- Epelde, L., Becerril, J.M., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2014). Adaptive long-term monitoring of soil health in metal phytostabilization: ecological attributes and ecosystem services based on soil microbial parameters. *International Journal of Phytoremediation*, 16(10), 971-981.
- Epelde, L., Ma Becerril, J., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2009). Heavy metal phytoremediation: microbial indicators of soil health for the assessment of remediation efficiency. In *Advances in applied bioremediation* (pp. 299-313). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Evangelou, M.W., Papazoglou, E.G., Robinson, B.H., & Schulin, R. (2015). Phytomanagement: phytoremediation and the production of biomass for economic revenue on contaminated land. *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants, Volume 1*, 115-132.
- Fajardo, C., Ortiz, L.T., Rodríguez-Membibre, M.L., Nande, M., Lobo, M.C., & Martin, M. (2012). Assessing the impact of zero-valent iron (ZVI) nanotechnology on soil microbial structure and functionality: a molecular approach. *Chemosphere*, 86(8), 802-808.
- Fernández-Luqueño, F., Valenzuela-Encinas, C., Marsch, R., Martínez-Suárez, C., Vázquez-Núñez, E., & Dendooven, L. J. E. S. (2011). Microbial communities to mitigate contamination of PAHs in soil—possibilities and challenges: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 12-30.
- Fingerman, M., & Nagabhushanam, R. (Eds.). (2016). *Bioremediation of aquatic and terrestrial ecosystems*. CRC Press.
- Galende, M.A., Becerril, J.M., Barrutia, O., Artetxe, U., Garbisu, C., & Hernández, A. (2014). Field assessment of the effectiveness of organic amendments for aided phytostabilization of a Pb–Zn contaminated mine soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 145, 181-189.
- Galvez-Cloutier, R., & Dubé, J. S. (2002). Impact of residual NAPL on water flow and heavy metal transfer in a multimodal grain size soil under saturation conditions: Implications for contaminant mobility. *ASTM special technical publication*, 1415, 126-137.
- Ganie, A.S., Bano, S., Khan, N., Sultana, S., Rehman, Z., Rahman, M.M., Sabir, S., Coulon, F., Khan, M.Z., & Khan, M.Z. (2021). Nanoremediation technologies for sustainable remediation of contaminated environments: Recent advances and challenges. *Chemosphere*, 275, 130065.
- Garbisu, C., & Alkorta, I. (2003). Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *ejmp & ep (European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection)*, 3(1), 58-66.
- Ghazaryan, K.A., Movsesyan, H.S., Minkina, T.M., Sushkova, S.N., & Rajput, V.D. (2021). The identification of phytoextraction potential of *Melilotus officinalis* and *Amaranthus retroflexus* growing on copper-and molybdenum-polluted soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(4), 1327-1335.
- Gil-Díaz, M., Pinilla, P., Alonso, J., & Lobo, M. C. (2017). Viability of a nanoremediation process in single or multi-metal (loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, 321, 812-819.

- Gómez-Sagasti, M.T., Alkorta, I., Becerril, J.M., Epelde, L., Anza, M., & Garbisu, C. (2012). Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 3249-3262.
- Gómez-Sagasti, M.T., Epelde, L., Anza, M., Urrea, J., Alkorta, I., & Garbisu, C. (2019). The impact of nanoscale zero-valent iron particles on soil microbial communities is soil dependent. *Journal of hazardous materials*, 364, 591-599.
- Goss, M.J., Tubeileh, A., & Goorahoo, D. (2013). A review of the use of organic amendments and the risk to human health. *Advances in agronomy*, 120, 275-379.
- Greipsson, S. (2011) Phytoremediation. *Nature Education Knowledge* 3(10):7
- Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Zárate, O., & Garbisu, C. (2006). Assessment of the efficiency of a metal phytoextraction process with biological indicators of soil health. *Plant and Soil*, 281, 147-158.
- Hickman, Z.A., & Reid, B. J. (2008). Increased microbial catabolic activity in diesel contaminated soil following addition of earthworms (*Dendrobaena veneta*) and compost. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(12), 2970-2976.
- Hryniewicz, K., Złoch, M., Kowalkowski, T., Baum, C., & Buszewski, B. (2018). Efficiency of microbially assisted phytoremediation of heavy-metal contaminated soils. *Environmental Reviews*, 26(3), 316-332.
- Jacobs, A., Noret, N., Van Baekel, A., Liénard, A., Colinet, G., & Drouet, T. (2019). Influence of edaphic conditions and nitrogen fertilizers on cadmium and zinc phytoextraction efficiency of *Nocca caerulea*. *Science of the total environment*, 665, 649-659.
- Javed, M.T., Tanwir, K., Akram, M.S., Shahid, M., Niazi, N.K., & Lindberg, S. (2019). Phytoremediation of cadmium-polluted water/sediment by aquatic macrophytes: role of plant-induced pH changes. *Cadmium toxicity and tolerance in plants*, 495-529.
- Kavehei, A., Hose, G.C., & Gore, D.B. (2018). Effects of red earthworms (*Eisenia fetida*) on leachability of lead minerals in soil. *Environmental Pollution*, 237, 851-857.
- Khan, A. B., & Kathi, S. (2014). Evaluation of heavy metal and total petroleum hydrocarbon contamination of roadside surface soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 2259-2270.
- Khan, F.I., Husain, T., & Hejazi, R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of environmental management*, 71(2), 95-122.
- Khan, S., El-Latif Hesham, A., Qiao, M., Rehman, S., & He, J.Z. (2010). Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 288-296
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M. P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., & Monterroso, C. (2009). Trace element behaviour at the root-soil interface: implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 67(1), 243-259.
- Kidd, P., Mench, M., Alvarez-Lopez, V., Bert, V., Dimitriou, I., Friesl-Hanl, W., Herzig, R., Janssen, J.O., Kolbas, A., Müller, I., Neu, S., Renella, G., Ruttens, A., Vangronsveld, J., & Puschenreiter, M. (2015). Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. *International journal of phytoremediation*, 17(11), 1005-1037.
- Kong, L., Gao, Y., Zhou, Q., Zhao, X., & Sun, Z. (2018). Biochar accelerates PAHs biodegradation in petroleum-polluted soil by biostimulation strategy. *Journal of hazardous materials*, 343, 276-284.
- Kuiper, I., Lagendijk, E.L., Bloemberg, G.V., & Lugtenberg, B.J. (2004). Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Molecular plant-microbe interactions*, 17(1), 6-15.
- Kumpiene, J., Bert, V., Dimitriou, I., Eriksson, J., Friesl-Hanl, W., Galazka, R., Herzig, R., Janssen, J., Kidd, P., Mench, M., Müller, I., Neu, S., Oustriere, N., Puschenreiter, M., Renella, G., Roumier, P. H., Grzegorz Siebielec, G., Vangronsveld, J., & Manier, N. (2014). Selecting chemical and ecotoxicological test batteries for risk assessment of trace element-contaminated soils (phyto) managed by gentle remediation options (GRO). *Science of the Total Environment*, 496, 510-522.
- Lacalle, R. G., Gómez-Sagasti, M. T., Artetxe, U., Garbisu, C., & Becerril, J. M. (2018). Brassica napus has a key role in the recovery of the health of soils contaminated with metals and diesel by rhizoremediation. *Science of The Total Environment*, 618, 347-356.
- Lee, S.H., Oh, B.I., & Kim, J.G. (2008). Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity. *Bioresource technology*, 99(7), 2578-2587.
- Li, J.T., Liao, B., Lan, C.Y., Ye, Z.H., Baker, A.J.M., & Shu, W.S. (2010). Cadmium Tolerance and Accumulation in Cultivars of a High-Biomass Tropical Tree (*Averrhoa carambola*) and Its Potential for Phytoextraction. *Journal of environmental quality*, 39(4), 1262-1268.
- Li, S., Wang, W., Liang, F., & Zhang, W.X. (2017). Heavy metal removal using nanoscale zero-valent iron (nZVI): Theory and application. *Journal of hazardous materials*, 322, 163-171.

- Li, X.Q., & Zhang, W.X. (2007). Sequestration of metal cations with zerovalent iron nanoparticles a study with high resolution X-ray photoelectron spectroscopy (HR-XPS). *The Journal of Physical Chemistry C*, 111(19), 6939-6946.
- Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the total environment*, 633, 206-219.
- Luepromchai, E., Singer, A.C., Yang, C.H., & Crowley, D.E. (2002). Interactions of earthworms with indigenous and bioaugmented PCB-degrading bacteria. *FEMS microbiology ecology*, 41(3), 191-197.
- Ma, X., Gurung, A., & Deng, Y. (2013). Phytotoxicity and uptake of nanoscale zero-valent iron (nZVI) by two plant species. *Science of the total environment*, 443, 844-849.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Li, R., & Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 126, 111-121.
- Malik, R.N., Husain, S.Z., & Nazir, I. (2010). Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pak J Bot*, 42(1), 291-301.
- Marchand, C., Mench, M., Jani, Y., Kaczala, F., Notini, P., Hijri, M., & Hogland, W. (2018). Pilot scale aided-phytoremediation of a co-contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 618, 753-764.
- Marques, A.P., Rangel, A.O., & Castro, P.M. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(8), 622-654.
- Martinkosky, L., Barkley, J., Sabadell, G., Gough, H., & Davidson, S. (2017). Earthworms (*Eisenia fetida*) demonstrate potential for use in soil bioremediation by increasing the degradation rates of heavy crude oil hydrocarbons. *Science of the total environment*, 580, 734-743.
- McGrath, S.P., Zhao, J., & Lombi, E. (2002). Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides.
- Medina-Pérez, G., Fernández-Luqueño, F., Vazquez-Núñez, E., López-Valdez, F., Prieto-Mendez, J., Madariaga-Navarrete, A., & Miranda-Arámbula, M. (2019). Remediating polluted soils using nanotechnologies: Environmental benefits and risks. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(3).
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M., Lesage, E., & Tack, F.M.G. (2005). Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea mays for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 61(4), 561-572.
- Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan, N., & Naidu, R. (2011). Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment international*, 37(8), 1362-1375.
- Mench, M., Bussiere, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunção, A., & Manceau, A. (2003). Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant and soil*, 249, 187-202.
- Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.P., Gawronski, S.W., Schröder, P., & Vangronsveld, J. (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 1039-1070.
- Menzies, N.W., Donn, M.J., & Kopittke, P.M. (2007). Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental pollution*, 145(1), 121-130.
- Michael-Igolima, U., Abbey, S.J., & Ifelebuegu, A.O. (2022). A systematic review on the effectiveness of remediation methods for oil contaminated soils. *Environmental Advances*, 9, 100319.
- Míguez, F., Gómez-Sagasti, M.T., Hernández, A., Artetxe, U., Blanco, F., Castañeda, J.H., Vilela Lozano, J., Garbisu, G., & Becerril, J.M. (2020). In situ phytomanagement with Brassica napus and bio-stabilised municipal solid wastes is a suitable strategy for redevelopment of vacant urban land. *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126550.
- Monaci, F., Trigueros, D., Mingorance, M.D., & Rossini-Oliva, S. (2020). Phytostabilization potential of Erica australis L. and Nerium oleander L.: a comparative study in the Riotinto mining area (SW Spain). *Environmental geochemistry and health*, 42(8), 2345-2360.
- Muhammad, H.M., Sharifah, S.S.S., Ummi, M.B., & Zaleha, M.I. (2022). Remediation technology inventions for soil and groundwater contamination. *Med Health*, 17(1), 13-30.
- Park, J. H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., & Chung, J. W. (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, 185(2-3), 549-574.
- Patil, S.S., Shedbalkar, U.U., Truskewycz, A., Chopade, B.A., & Ball, A.S. (2016). Nanoparticles for environmental clean-up: a review of potential risks and emerging solutions. *Environmental Technology & Innovation*, 5, 10-21.

- Pieper, D.H., & Reineke, W. (2000). Engineering bacteria for bioremediation. *Current opinion in biotechnology*, 11(3), 262-270.
- Pilon-Smith, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review Plant Biology*, 56:15-39
- Polti, M.A., Aparicio, J.D., Benimeli, C.S., & Amoroso, M.J. (2014). Simultaneous bioremediation of Cr (VI) and lindane in soil by actinobacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 88, 48-55.
- Pulford, I.D., & Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment international*, 29(4), 529-540.
- Ramadass, K., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., & Naidu, R. (2018). Bioavailability of weathered hydrocarbons in engine oil-contaminated soil: Impact of bioaugmentation mediated by *Pseudomonas* spp. on bioremediation. *Science of the Total Environment*, 636, 968-974.
- Raskin, I., & Ensley, B. D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals*.
- Reddy, K.R., Amaya-Santos, G., Yargicoglu, E., Cooper, D.E., & Negri, M.C. (2017). Phytoremediation of heavy metals and PAHs at slag fill site: three-year field-scale investigation. *International Journal of Geotechnical Engineering*, 13(1), 32-47.
- Rodriguez-Campos, J., Dendooven, L., Alvarez-Bernal, D., & Contreras-Ramos, S. M. (2014). Potential of earthworms to accelerate removal of organic contaminants from soil: a review. *Applied Soil Ecology*, 79, 10-25.
- Ros, M., Rodríguez, I., García, C., & Hernández, T. (2010). Microbial communities involved in the bioremediation of an aged recalcitrant hydrocarbon polluted soil by using organic amendments. *Bioresource Technology*, 101(18), 6916-6923.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/technology*, 13(5), 468-474.
- Sánchez-Castro, I., Molina, L., Prieto-Fernández, M.Á., & Segura, A. (2023). Past, present and future trends in the remediation of heavy-metal contaminated soil-Remediation techniques applied in real soil-contamination events. *Heliyon*, 9(6).
- Sandrin, T.R., & Maier, R.M. (2003). Impact of metals on the biodegradation of organic pollutants. *Environmental Health Perspectives*, 111(8), 1093-1101.
- Senevirathna, S.T.M.L.D., Mahinroosta, R., Li, M., & KrishnaPillai, K. (2021). In situ soil flushing to remediate confined soil contaminated with PFOS-an innovative solution for emerging environmental issue. *Chemosphere*, 262, 127606.
- Shen, T., Pi, Y., Bao, M., Xu, N., Li, Y., & Lu, J. (2015). Biodegradation of different petroleum hydrocarbons by free and immobilized microbial consortia. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(12), 2022-2033.
- Shin, K. H., Kim, J. Y., & Kim, K. W. (2007). Earthworm toxicity test for the monitoring arsenic and heavy metal-containing mine tailings. *Environmental Engineering Science*, 24(9), 1257-1265.
- Singh, A., Kuhad, R.C., & Ward, O.P. (Eds.). (2009). *Advances in applied bioremediation* (pp. 1-19). Berlin: Springer-Verlag.
- Singh, R., Misra, V., & Singh, R.P. (2011). Synthesis, characterization and role of zero-valent iron nanoparticle in removal of hexavalent chromium from chromium-spiked soil. *Journal of Nanoparticle Research*, 13, 4063-4073.
- Sinha, R.K., Bharambe, G., & Ryan, D. (2008). Converting wasteland into wonderland by earthworms—a low-cost nature's technology for soil remediation: a case study of vermiremediation of PAHs contaminated soil. *The Environmentalist*, 28, 466-475.
- Song, P., Xu, D., Yue, J., Ma, Y., Dong, S., & Feng, J. (2022). Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Science of the Total Environment*, 838, 156417.
- Stefaniuk, M., Oleszczuk, P., & Ok, Y.S. (2016). Review on nano zerovalent iron (nZVI): from synthesis to environmental applications. *Chemical Engineering Journal*, 287, 618-632.
- Tahir, U., Yasmin, A., & Khan, U.H. (2016). Phytoremediation: potential flora for synthetic dyestuff metabolism. *Journal of King Saud University-Science*, 28(2), 119-130.
- Tejada, M., & Masciandaro, G. (2011). Application of organic wastes on a benzo (a) pyrene polluted soil. Response of soil biochemical properties and role of *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(4), 668-674.
- Vamerali, T., Bandiera, M., & Mosca, G. (2010). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 1-17.
- Vamerali, T., Bandiera, M., Coletto, L., Zanetti, F., Dickinson, N. M., & Mosca, G. (2009). Phytoremediation trials on metal-and arsenic-contaminated pyrite wastes (Torviscosa, Italy). *Environmental Pollution*, 157(3), 887-894.
- Van Aken, B. (2009). Transgenic plants for enhanced phytoremediation of toxic explosives. *Current Opinion in Biotechnology*, 20(2), 231-236.

- van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M., & Louwagie, G. (2014). *Progress in the management of contaminated sites in Europe*. Publications Office of the European Union, doi: <https://dx.doi.org/10.2788/4658>.
- Vangronsveld, J., & Cunningham, S.D. (1998). *Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation*. Springer, Springer, 1998 - Science - 265 pages.
- Vázquez, S., Moreno, E., & Carpena, R.O. (2008). Bioavailability of metals and As from acidified multicontaminated soils: use of white lupin to validate several extraction methods. *Environmental geochemistry and health*, 30, 193-198.
- Wang, C., Gu, L., Ge, S., Liu, X., Zhang, X., & Chen, X. (2019). Remediation potential of immobilized bacterial consortium with biochar as carrier in pyrene-Cr (VI) co-contaminated soil. *Environmental Technology*, 40(18), 2345-2353.
- Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., & Ruan, C. (2010). A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of hazardous materials*, 174(1-3), 1-8.
- Xie, Y., Dong, H., Zeng, G., Tang, L., Jiang, Z., Zhang, C., Deng, J., Zhang, L., & Zhang, Y. (2017). The interactions between nanoscale zero-valent iron and microbes in the subsurface environment: a review. *Journal of hazardous materials*, 321, 390-407.
- Yang, L., Wang, G., Cheng, Z., Liu, Y., Shen, Z., & Luo, C. (2013). Influence of the application of chelant EDDS on soil enzymatic activity and microbial community structure. *Journal of hazardous materials*, 262, 561-570.
- Yang, S.C., Lei, M., Chen, T.B., Li, X.Y., Liang, Q., & Ma, C. (2010). Application of zerovalent iron (Fe⁰) to enhance degradation of HCHs and DDX in soil from a former organochlorine pesticides manufacturing plant. *Chemosphere*, 79(7), 727-732.
- Zalewska, M., & Nogalska, A. (2014). Phytoextraction potential of sunflower and white mustard plants in zinc-contaminated soil. *Chilean journal of agricultural research*, 74(4), 485-489.
- Zeng, Z., Liu, Y., Zhong, H., Xiao, R., Zeng, G., Liu, Z., Cheng, M., Lai, C., Zhang, C., Liu, G., & Qin, L. (2018). Mechanisms for rhamnolipids-mediated biodegradation of hydrophobic organic compounds. *Science of the Total Environment*, 634, 1-11.
- Zhao, F.J., Lombi, E., & McGrath, S.P. (2003). Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant and soil*, 249, 37-43.