دانشگاه گیلان
۱۳۵۳_1974

پاسخ‌های گیاه به آلودگی خاک

تألیف:
پراتیبا سینگ سونیتا کوماری سینگ شئو موهان پراساد

ترجمه:
دکتر محسن محمدی گلنگش
دانشیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان

چاپ اول

مرکز نشر دانشگاه گیلان

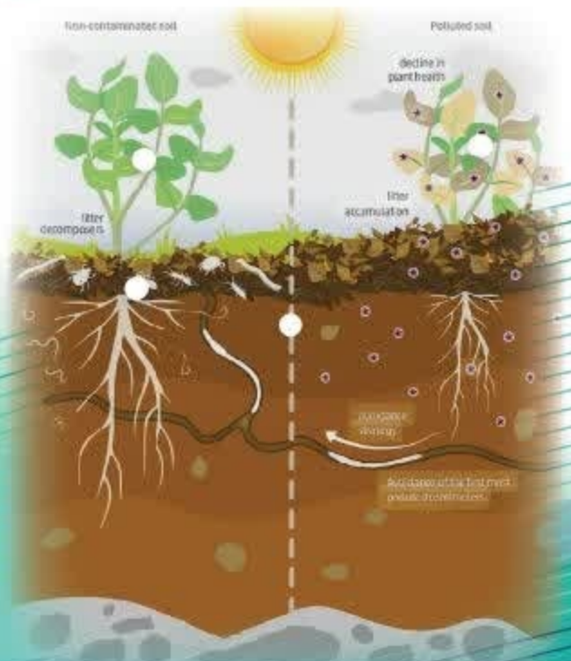
پاسخ‌های گیاه به آلودگی خاک

Plant Responses to Soil Pollution

By:
Pratibha Singh Sunita Kumari Singh Sheo Mohan Prasad

Translated by:
Mohsen Mohammadi Galangash, Ph. D

University of Guilan Press



تألیف: پراتیبا سینگ، سونیتا کوماری سینگ، شئو موهان پراساد
ترجمه: دکتر محسن محمدی گلنگش

با تمام اهمیت و نقش حیاتی خاک، آلودگی این بستر حیاتی همواره حقیقتی است که در بسیاری موارد از چشم ها پنهان می ماند. درصورت وجود رستنی ها در خاک؛ با کمی دقت و تجربه می توانیم شدت پاسخ برخی گونه های گیاهی را نسبت به مقدار بار آلودگی محیط زیست را مشاهده کنیم به طوری که نوع و شدت تغییر در شکل ظاهری اندام ها و رشد گیاهان بر اساس نوع، مقدار و مدت تاثیر آلاینده متفاوت خواهد بود. با آنالیز آلاینده ها در اندام های مختلف قادر خواهیم بود علاوه بر وجود آلاینده ها در محیط زیست به توان جذب زیستی و انتقال آلایند ها در زنجیره های غذایی نیز آگاهی پیدا کنیم. بنابراین گیاهان بر اساس توان جذب و انباشت آلاینده ها در اندام های مختلف با تغییرات ظاهری و یا مقدار انباشتگری می توانند شاخص های زیستی مناسبی برای پایشگری کیفیت محیط زیست پیرامون خود باشند.

ISBN: 978-600-153-336-5

پاسخ‌های گیاه به آلودگی خاک

تألیف:

پراتیبا سینگ

سونیتا کوماری سینگ

شئو موهان پراساد

ترجمه:

دکتر محسن محمدی گلنگش

دانشیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان

مرکز نشر دانشگاه گیلان

۱۴۰۴

۱۳۵۳-1974

شابک: ۵ ـ ۳۳۶ ـ ۱۵۳ ـ ۶۰۰ ـ ۹۷۸

عنوان و نام پدیدآور	:پاسخ‌های گیاه به آلودگی خاک/ تالیف [صحیح: ویراستاران] پراتیبا سینگ، سونیتاکوماری سینگ، شئوموهان پراساد ؛ ترجمه محسن محمدی‌گلنگشن ؛ ویراستار علمی علی صالحی ؛ ویراستار ادبی سیده‌محدثه میرجعفری‌شال.
مشخصات نشر	:رشت: دانشگاه گیلان، انتشارات، ۱۴۰۴.
مشخصات ظاهری	:۳۴۵ص.
شابک	:978-600-153-336-5
وضعیت فهرست نویسی	:فیپا
یادداشت	:عنوان اصلی: Plant responses to soil pollution, 2020.
یادداشت	:کتاب حاضر نخستین‌بار با عنوان " واکنش گیاهان به آلودگی خاک" در سال ۱۴۰۲ با ترجمه سن رحمانی، رضوان فرخ‌نژاد و سلمان رحمانی توسط گروه بین‌الملل طرفه، انتشارات حک منتشر شده است.
یادداشت	:کتابنامه: ص.۳۰۹ - ۳۱۵.
عنوان دیگر	:واکنش گیاهان به آلودگی خاک.
موضوع	:خاک – آلودگی Soil pollution گیاه و خاک Plant-soil relationships گیاهان -- اثر آلودگی هوا Plants -- Effect of air pollution on
شناسه افزوده	:سینگ، پراتیبها، ویراستار Singh, Pratibha
شناسه افزوده	:سینگ، سونیتا کوماری، ویراستار Singh, Sunita Kumari
شناسه افزوده	:پراساد، شئو موهان، ۱۹۵۹- م.، ویراستار Prasad, Sheo Mohan, 1959-
شناسه افزوده	:محمدی، محسن، ۱۳۴۷ -، مترجم
شناسه افزوده	:صالحی، علی، ۱۳۴۴-، ویراستار
شناسه افزوده	:دانشگاه گیلان. انتشارات
رده بندی کنگره	:TD۸۷۸
رده بندی دیویی	:۶۲۸/۵۵
شماره کتابشناسی ملی	:۱۰۱۲۸۰۰۷

مرکز نشر دانشگاه گیلان

عنوان کتاب : پاسخ‌های گیاه به آلودگی خاک

مؤلفان : پرانیتا سینگ، سونیتا کوماری سینگ، شئو موهان پراساد

مترجم : دکتر محسن محمدی گلنگش

ویراستار علمی : دکتر علی صالحی

ویراستار ادبی : سیده محدثه میر جعفری شال

نوبت چاپ : اول، ۱۴۰۴

ناشر : مرکز نشردانشگاه گیلان

شمارگان : ۱۰۰۰ جلد

* هر گونه چاپ و تکثیر صرفاً در اختیار مرکز نشر دانشگاه گیلان است.

فهرست مطالب

عنوان **صفحه**

فصل یک: اسیدی شدن خاک و تأثیر آن بر گیاهان ۱

چکیده ۲

۱-۱- مقدمه ۲

۱-۱-۱- خصوصیات و عملکردهای خاک ۳

۱-۱-۲- اهمیت pH ۹

۱-۲- اسیدی شدن خاک ۱۰

۱-۲-۱- علت اسیدی شدن خاک ۱۱

۱-۱-۲-۱- کودهای آمونیومی ۱۲

۱-۲-۱-۲- رسوبات جوی ۱۲

۱-۲-۱-۲- گیاهان لگومینوز (حبوبات) ۱۳

۱-۴-۱-۲- اسیدهای آلی ۱۴

۱-۵-۱-۲- صنایع ۱۴

۱-۲-۲- فرایندهای اسیدی شدن ۱۴

۱-۲-۱-۲- چرخهٔ کربن ۱۴

۱-۲-۲-۲- چرخهٔ نیتروژن ۱۵

۱-۲-۳-۲- سایر فرایندها ۱۵

۱-۲-۴-۲- باران اسیدی ۱۶

۱-۳- اثرات اسیدی شدن بر ویژگی‌های خاک ۱۶

۱-۳-۱- در دسترس بودن آب ۱۷

۱-۳-۲- ناپایداری خاک‌دانه‌ها ۱۷

۱-۳-۳- چرخه عناصر غذایی ۱۷

۱-۳-۴- سمیت فلزی ۱۹

۱-۳-۵- خصوصیات زیستی خاک ۲۰

۱-۴- اثرات اسیدی شدن خاک بر گیاهان ۲۱

۱-۴-۱- اثرات روی گیاهان زراعی ۲۳
۲-۴-۱- اثرات بر ساختار جامعه گیاهی ۲۴
۵-۱- استراتژی‌های سازگاری برای مبارزه با اسیدی شدن خاک ۲۶
۶-۱- نتیجه‌گیری ۲۸

فصل دو: چالش‌های کشاورزی ارگانیک در احیای زمین‌های تخریب‌شده در هند ۳۵

چکیده ۳۶
۱-۲- مفهوم کشت ارگانیک در کشاورزی هند ۳۶
۲-۲- اهمیت کشت ارگانیک در کشاورزی پایدار ۳۷
۳-۲- وضعیت زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده در هند ۳۸
۴-۲- چالش‌های تخریب اراضی در تولید ۳۸
۵-۲- انواع تخریب اراضی ۳۹
۶-۲- ضرورت و فرایند کلی اصلاح اراضی ۴۰
۷-۲- نقش مکمل‌های آلی در احیای خاک ۴۲
۸-۲- وضعیت مکمل‌های آلی در هند ۴۳
۹-۲- یارانه‌ها و حمایت از اقتصاد هند برای تشویق کشاورزان ارگانیک ۴۳
۱۰-۲- توصیه‌ها/ پیشنهادات و پیگیری ۴۶

فصل سه: پاسخ‌های بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان در معرض آلاینده‌های رادیواکتیو... ۵۱

چکیده ۵۲
۱-۳- مقدمه ۵۲
۲-۳- رادیواکتیویته و مواد رادیواکتیو ۵۴
۳-۳- انوع تابش‌ها ۵۵
۱-۳-۳- تابش یونیزه ۵۶
۲-۳-۳- تابش غیریونیزه ۵۶
۴-۳- منابع تابش رادیواکتیو ۵۶
۱-۴-۳- تابش طبیعی ۵۶
۲-۴-۳- تابش ساخت انسان ۵۷

۵-۳- آلودگی رادیواکتیو در خاک ۵۸
۶-۳- جذب و تعامل رادیونوکلئیدها با گیاهان ۵۸
۷-۳- تأثیر تابش بر ویژگیهای فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان ۶۰
۱-۷-۳- اثرات پرتوهای یونیزه در سطح مولکولی ۶۰
۲-۷-۳- تأثیر پرتوهای یونیزه بر فیزیولوژی و بیوشیمی گیاهان ۶۳
۸-۳- آنزیم‌ها و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان ۶۴
۱-۸-۳- سوپراکسید دیسموتاز (SOD) ۶۴
۲-۸-۳- پراکسیداز (APX؛ EC ۱،۱۱،۱،۱۱) و کاتالاز (CAT؛ EC ۱،۱۱،۱،۶) ۶۵
۳-۸-۳- فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز (GR؛ EC ۱،۶،۴،۲) ۶۷
۴-۸-۳- آسکوربات و گلوتاتیون ۶۸
۹-۳- نتیجه‌گیری ۶۸

فصل چهار: کادمیوم: عاملی تهدیدکننده برای گیاهان ۷۵

چکیده ۷۶
۱-۴- مقدمه ۷۶
۲-۴- جذب و انتقال کادمیوم در داخل گیاه ۷۸
۳-۴- مکانیسم عمل کادمیوم ۷۹
۴-۴- سمیت کادمیوم در گیاهان ۸۰
۱-۴-۴- جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه ۸۱
۲-۴-۴- رشد و نمو گیاه ۸۵
۳-۴-۴- تغییرات مورفولوژیکی و ساختاری ۸۷
۴-۴-۴- محتوای کلروفیل و فتوسیستم ۸۹
۵-۴-۴- فتوسنتز، جذب کربن و وضعیت مواد مغذی ۹۰
۶-۴-۴- بافت‌های زایشی ۹۳
۷-۴-۴- پاسخ‌های بیوشیمیایی ۹۴
۱-۷-۴-۴- گونه‌های فعال اکسیژن/ نشت الکترولیت ۹۴
۲-۷-۴-۴- آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانت ۹۵
۵-۴- مکانیسم سم‌زدایی کادمیوم ۹۶

۶-۴- نتیجه‌گیری ۹۷

فصل پنج: اثرات خاک‌آلوده شده با فلزات سنگین: تأثیر بر گیاهان، زیست‌پالایی و تکامل‌پذیری در گیاهان ۱۱۵

چکیده ۱۱۶
۵-۱- مقدمه ۱۱۶
۵-۲- خاک‌های آلوده به فلزات سنگین ۱۱۷
۵-۳- منابع آلودگی خاک به فلزات سنگین ۱۱۸
۵-۴- تأثیر خاک آلوده به فلزات سنگین بر رشد گیاه ۱۲۰
۵-۴-۱- مواد آلی خاک ۱۲۱
۵-۴-۲- پتانسیل ردوکس ۱۲۱
۵-۵- تأثیر خاک آلوده به فلزات سنگین بر رشد گیاه ۱۲۲
۵-۶- زیست‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین ۱۲۳
۵-۶-۱- اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از میکروب‌ها ۱۲۵
۵-۶-۲- پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از گیاهان (گیاه‌پالایی) ۱۲۶
۵-۶-۲-۱- استخراج گیاهی ۱۲۶
۵-۶-۲-۲- تثبیت گیاهی ۱۲۷
۵-۶-۲-۳- تبخیر گیاهی ۱۲۷
۵-۶-۳- اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با ترکیب گیاهان و میکروب‌ها ۱۲۸
۵-۷- تکامل انتخابی در گیاهان ۱۲۸
۵-۷-۱- سیستم دفاع آنتی‌اکسیدانی ۱۲۸
۵-۷-۲- هموستاز سلولی ۱۲۸

فصل شش: واکنش گیاه به آلودگی فاضلاب ۱۳۳

چکیده ۱۳۴
۶-۱- مقدمه ۱۳۵
۶-۲- ترکیب فاضلاب ۱۳۶
۶-۲-۱- مواد مغذی ۱۳۶
۶-۲-۲- جامدات معلق ۱۳۷

۳-۲-۶- عوامل بیماری‌زا ۱۳۷
۴-۲-۶- فلزات سنگین ۱۳۷
۵-۲-۶- ترکیبات سمی ۱۳۸
۳-۶- مشکلات مرتبط با آلودگی فاضلاب ۱۳۸
۱-۳-۶- تجمع زیستی فلزات سنگین ۱۳۸
۲-۳-۶- اوتروفیکاسیون ۱۳۸
۳-۳-۶- تأثیر منفی بر حیات وحش بومی ۱۳۹
۴-۳-۶- سفیدشدگی مرجان ۱۳۹
۴-۶- فاضلاب: شمشیر دولبه ۱۴۰
۵-۶- واکنش گیاهان به فاضلاب ۱۴۲
۶-۶- نتیجه‌گیری ۱۴۶

فصل هفت: آلودگی خاک ناشی از شیوه‌های کشاورزی و راهکارهای مدیریت آن ۱۵۳

چکیده ۱۵۴
۱-۷- معرفی آلودگی خاک و سناریوهای ناشی از شیوه‌های کشاورزی ۱۵۴
۲-۷- تأثیر کوددهی بر سلامت خاک و تولید محصول ۱۵۵
۳-۷- تأثیر مواد شیمیایی کشاورزی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک ۱۵۸
۴-۷- تأثیر مواد شیمیایی کشاورزی بر میکروفلور خاک ۱۵۹
۵-۷- تأثیر آبیاری بر خواص خاک ۱۶۲
۶-۷- راهکارهای استفاده از جایگزین برای مواد شیمیایی کشاورزی ۱۶۴
۷-۷- نتیجه‌گیری ۱۶۶

فصل هشت: آلاینده‌های غیرآلی خاک و اصلاح بیولوژیکی آن‌ها ۱۷۱

چکیده ۱۷۲
۱-۸- مقدمه ۱۷۳
۱-۱-۸- آلودگی خاک ۱۷۳
۲-۱-۸- آلاینده‌های غیرآلی خاک ۱۷۴
۲-۸- تأثیر آلاینده‌های غیرآلی خاک بر اکوسیستم ۱۷۵

۸-۳- پالایش زیستی خاک‌های آلوده به آلاینده‌های معدنی ۱۷۶
۸-۳-۱- مایکوپالایی (قارچ‌پالایی) ۱۷۷
۸-۳-۲- سیانوپالایی ۱۷۸
۸-۳-۳- گیاه‌پالایی ۱۸۰
۸-۳-۴- زیست‌پالایی ۱۸۰
۸-۳-۴-۱- تحریک زیستی ۱۸۱
۸-۳-۴-۲- تقویت زیستی ۱۸۱
۸-۳-۴-۳- معدنی کردن زیستی ۱۸۲
۸-۳-۴-۴- ژنوپالایی ۱۸۲
۸-۳-۴-۵- بیولیچینگ ۱۸۳
۸-۳-۴-۶- جذب زیستی ۱۸۳
۸-۳-۴-۷- جذب زیستی ۱۸۵
۸-۳-۴-۸- تبدیل زیستی ۱۸۵
۸-۳-۴-۹- راکتور زیستی ۱۸۷
۸-۳-۴-۱۰- کشت در زمین ۱۸۷
۸-۳-۴-۱۱- تهویهٔ زیستی ۱۸۷
۸-۳-۴-۱۲- الکتروزیست پالایی ۱۸۸
۸-۴- نتیجه‌گیری ۱۸۸

فصل نه: گیاه‌پالایی آلاینده‌ها از خاک ۱۹۹

چکیده ۲۰۰
۹-۱- مقدمه ۲۰۰
۹-۲- حذف فلزات سنگین ۲۰۱
۹-۳- گیاه‌پالایی ریزوسفری ۲۰۴
۹-۴- عوامل مؤثر بر جذب فلزات ۲۰۵
۹-۵- نتیجه‌گیری ۲۰۵

فصل ده: اثرات آلودگی خاک بر سلامت انسان با تأکید ویژه به فیزیونومی و فیزیولوژی انسان ۲۰۹

چکیده ۲۱۰

۱-۱۰- مقدمه ۲۱۰
۲-۱۰- مسیر قرارگیری انسان در معرض خاک ۲۱۲
۱-۲-۱۰- گوارشی ۲۱۲
۲-۲-۱۰- تنفس ۲۱۳
۳-۲-۱۰- جذب از طریق پوست یا نفوذ ۲۱۴
۳-۱۰- روش‌های آلودگی خاک ۲۱۴
۱-۳-۱۰- آلودگی خاک به فلزات سنگین ۲۱۴
۱-۱-۳-۱۰- سرب ۲۱۴
۲-۱-۳-۱۰- آرسنیک ۲۱۵
۳-۱-۳-۱۰- جیوه ۲۱۵
۴-۱-۳-۱۰- کادمیوم ۲۱۵
۲-۳-۱۰- آلودگی خاک با مواد رادیواکتیو ۲۱۶
۳-۳-۱۰- آلودگی خاک با مواد شیمیایی زنوبیوتیک (بیگانهزیست) ۲۱۶
۴-۳-۱۰- عناصر موجود در خاک به‌عنوان مواد مغذی اساسی ۲۱۷
۱-۴-۳-۱۰- آهن ۲۱۸
۲-۴-۳-۱۰- ید ۲۱۸
۳-۴-۳-۱۰- سلنیوم ۲۱۸
۴-۴-۳-۱۰- روی ۲۱۹
۵-۴-۳-۱۰- منیزیم ۲۱۹
۶-۴-۳-۱۰- کلسیم ۲۱۹
۵-۳-۱۰- رشد میکروبی به‌دلیل آلودگی خاک و تأثیر آن بر سلامت انسان ۲۱۹
۴-۱۰- راهکارهای احتمالی برای جلوگیری از آلودگی خاک ۲۲۱
۵-۱۰- نتیجه‌گیری ۲۲۲

فصل یازده: تأثیر استفاده از علف‌کش بر میکروارگانیسم‌های خاک ۲۲۹

چکیده ۲۳۰
۱-۱۱- مقدمه ۲۳۰
۲-۱۱- جایگاه ملی و بین‌المللی آفت‌کش‌ها ۲۳۱
۳-۱۱- اثر علف‌کش‌ها بر میکروارگانیسم‌های خاک ۲۳۲

۱-۳-۱۱- تأثیر بر مایکوریزا ۲۳۴
۲-۳-۱۱- تأثیر بر باکتری‌ها ۲۳۶
۳-۳-۱۱- تأثیر بر اکتینومیست‌ها ۲۳۸
۴-۱۱- تأثیر علف‌کش بر عملکرد خاک ۲۳۹
۵-۱۱- محدودیت و نیازهای تحقیقاتی آینده ۲۴۲
۶-۱۱- نتیجه‌گیری ۲۴۳

فصل دوازده: بزرگ‌نمایی زیستی آلاینده‌های خاک ۲۵۱

چکیده ۲۵۲
۱-۱۲- مقدمه‌ای بر آلاینده‌های خاک ۲۵۲
۲-۱۲- منابع آلودگی خاک ۲۵۳
۱-۲-۱۲- ضایعات کشاورزی و بزرگ‌نمایی آن‌ها ۲۵۳
۱-۱-۲-۱۲- آفت‌کش‌ها ۲۵۳
۲-۱-۲-۱۲- کودها ۲۵۴
۲-۲-۱۲- زباله‌های صنعتی و بزرگ‌نمایی آن‌ها ۲۵۵
۱-۲-۲-۱۲- فلزات سنگین ۲۵۵
۲-۲-۲-۱۲- پسماند جامد ۲۵۷
۳-۲-۱۲- انرژی هسته‌ای و آلودگی خاک ۲۵۸
۳-۱۲- نتیجه‌گیری ۲۵۹

فصل سیزده: آلودگی خاک و سلامت انسان ۲۶۳

چکیده ۲۶۴
۱-۱۳- مقدمه ۲۶۵
۲-۱۳- منابع آلاینده‌های خاک ۲۶۵
۱-۲-۱۳- تأثیر شیوه‌های کشاورزی ۲۶۵
۱-۱-۲-۱۳- کودهای معدنی ۲۶۵
۲-۱-۲-۱۳- کودهای حاوی آنتی بیوتیک ۲۶۷
۳-۱-۲-۱۳- پساب و لجن فاضلاب صنعتی ۲۶۷
۴-۱-۲-۱۳- آفت‌کش‌ها ۲۶۹

۳-۱۳- آلودگی خاک و سلامت انسان ۲۷۱
۱-۳-۱۳- ارزیابی آلودگی ۲۷۲
۲-۳-۱۳- محصول/ رقم ایمن نسبت به آلودگی ۲۷۳
۳-۳-۱۳- فناوری‌های سبز ۲۷۴
۴-۳-۱۳- شاخص‌های سلامت خاک ۲۷۵
۴-۱۳- چالش‌های تحقیق و ملاحظات سیاسی ۲۷۷
۵-۱۳- نتیجه‌گیری ۲۷۹

فصل چهارده: انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک: ارزیابی شیوه‌های مدیریت کشاورزی ۲۸۳

چکیده ۲۸۴
۱-۱۴- مقدمه ۲۸۴
۲-۱۴- روش‌شناسی ۲۸۶
۳-۱۴- انتشار گازهای گلخانه‌ای ۲۸۷
۴-۱۴- روند زمانی گازهای گلخانهای اصلی ۲۸۸
۵-۱۴- انتشار گازهای گلخانه‌ای از کشاورزی ۲۹۰
۶-۱۴- عوامل مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک ۲۹۲
۱-۶-۱۴- شیوه‌های کشاورزی مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای ۲۹۲
۱-۱-۶-۱۴- کاربرد کود ۲۹۳
۲-۱-۶-۱۴- استفاده از آفت‌کش‌ها ۲۹۸
۳-۱-۶-۱۴- پوشش خاک ۲۹۸
۴-۱-۶-۱۴- خاک‌ورزی ۲۹۹
۵-۱-۶-۱۴- مدیریت آب ۲۹۹
۶-۱-۶-۱۴- محصولات زراعی ۳۰۰
۲-۶-۱۴- عوامل محیطی مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک ۳۰۰
۱-۲-۶-۱۴- دمای خاک ۳۰۱
۲-۲-۶-۱۴- رطوبت خاک ۳۰۱
۳-۲-۶-۱۴- نوع خاک ۳۰۲
۴-۲-۶-۱۴- pH ۳۰۲

۵-۲-۶-۱۴- مواد مغذی ۳۰۲
۶-۲-۶-۱۴- شوری ۳۰۳
۷-۱۴- اثرات افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای بر کشاورزی ۳۰۴
۸-۱۴- راهکارهای کاهش گازهای گلخانه‌ای برای کشاورزی ۳۰۵
۱-۸-۱۴- کاهش فراوانی خاک‌ورزی ۳۰۵
۲-۸-۱۴- اصلاح توسط بیوچار ۳۰۶
۳-۸-۱۴- شیوه‌های زراعی ۳۰۶
۴-۸-۱۴- استفادهٔ کارامد از کود و مدیریت مواد مغذی ۳۰۷
۵-۸-۱۴- مدیریت آبیاری ۳۰۷
۹-۱۴- نتیجه‌گیری ۳۰۸

فهرست اختصارات

AM	قارچ میکوریزا آربسکولار
ANC	ظرفیت خنثی‌کنندهٔ اسید
APEDA	ادارهٔ توسعه صادرات محصولات غذایی کشاورزی و فرآوری‌شده
APOD	آسکوربات پراکسیداز
APOX	آسکوربات پراکسیداز
APX	آسکوبات پراکسیداز
ATP	آدنوزین تری فسفات
BD	جرم ظاهری خاک
BAF	فاکتور تجمع زیستی
BNC	ظرفیت خنثی‌سازی پایه
BOD	نیاز بیولوژیکی اکسیژن
CAT	کاتالاز
CDF	تسهیل‌کنندهٔ انتشار کاتیون
CEC	ظرفیت تبادل کاتیونی
CEU	واحد آموزش مداوم
CFCs	کلروفلوئوروکربن‌ها
NPP چرنوبیل	نیروگاه هسته‌ای چرنوبیل
CPI	شاخص آلودگی محصولات زراعی
CRIDA	مؤسسهٔ تحقیقات مرکزی برای کشاورزی دیم
DAA	روز پس از استفاده
DCP	۲ و ۴- دی‌کلروفنول‌ها
DDT	دی‌کلرودی‌فنیل تری‌کلرو اتان
DH	دهیدروژناز
DHAA	دهیدروآسکوربیک اسید
DNA	دی‌اکسی ریبونوکلئیک‌اسید
DSBs	شکستگی‌های دورشته
DTT	۱ و ۱ و ۱- تری‌کلرو-۲ و ۲- بیس p-کلروفنیل اتان
ECe	هدایت الکتریکی خاک

EDTA	اتیلن دی‌آمین ترا استیک اسید
EFSA	سازمان ایمنی مواد غذایی اروپا
EMS	اتیل متان سولفونات
EPA	آژانس حفاظت از محیط‌زیست
ESP	درصد سدیم قابل‌تبادل
ESRL	آزمایشگاه تحقیقات سیستم زمین
ETs	آستانه‌های اقتصادی
FAO	سازمان خواربار و کشاورزی
Fb	به دنبال آن
FGD	گوگردزدایی گازهای دودکش
FMD	بیماری پا و دهان
G٦PDH	گلوکز -۶- فسفات دهیدروژناز
GDP	تولید ناخالص داخلی
GHGs	گازهای گلخانه‌ای
GR	گلوتاتیون ردوکتاز
GSH	گلوتاتیون
GST	گلوتاتیون-S- ترانسفراز
GWP	پتانسیل گرمایش جهانی
HFCs	هیدروفلوئوروکربن‌ها
HMs	فلزات سنگین
ICAR	شورای تحقیقات کشاورزی هند
IPM	مدیریت یکپارچهٔ آفات
IQ	ضریب هوشی
IR	تابش یونیزه کننده
IRT	ناقل تنظیم‌شونده با آهن
ISRO	سازمان تحقیقات فضایی هند
IUCN	اتحادیهٔ بین‌المللی حفاظت از طبیعت
K_{sat}	هدایت هیدرولیکی اشباع
MDA	مالون دی‌آلدئید
MDGs	اهداف توسعهٔ هزاره

MIF	صندوق آبیاری خرد
MRLs	حداکثر محدودیت باقیمانده
MTs	متالوتیونین‌ها
NABARD	بانک ملی کشاورزی و توسعهٔ روستایی
NADPH	نیکوتین آمید آدنین دی‌نوکلئوتید فسفات
NAM	بازار ملی کشاورزی
NAPCC	برنامهٔ اقدام ملی در مورد تغییرات آب‌وهوا
NGOs	سازمان‌های غیردولتی
NIH	مؤسسهٔ ملی بهداشت
NORM	مواد رادیواکتیو طبیعی
NPK	نیتروژن فسفر پتاسیم
NRA	نیترات ردوکتاز
NWDPRA	پروژهٔ توسعه ملی حوضه آبخیز برای مناطق دیم
OC	کربن آلی
OEC	کمپلکس تکامل اکسیژن
OM	مادهٔ آلی
OsHMAA	ATPase فلز سنگین برنج
OsNRAMP	پروتئین‌های ماکروفاژ مرتبط با مقاومت طبیعی برنج
OPT	ناقل الیگوپپتید
PAGE	الکتروفورز ژل پلی آکریلامید
PAHs	هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای
PCBs	بی‌فنیل‌های پلی کلره
PCP	پنتاکلروفنول‌ها
PCs	فیتوکلاتین‌ها
PFCs	پر فلوئوروکربن
PMFBY	پرادهان مانتری فاسال بیما یوجانا
PE	قبل از ظهور
POD	پراکسیداز
POE	پس از ظهور
OPOs	آلاینده‌های آلی پایدار

POX	گوایاکول پراکسیداز
PPCPs	داروسازی و محصولات مراقبت شخصی
PSCs	ارقام ایمن در برابر آلودگی
RADP	برنامهٔ توسعه منطقه دیم
RAPD	چندشکلی قطعات DNA حاصل از تکثیر تصادفی
RNA	اسید ریبونوکلئیک
ROS	گونه‌های فعال اکسیژن
SAR	نسبت جذب سدیم
SOC	کربن آلی خاک
SOD	سوپراکسید دیسموتاز
SOM	مواد آلی خاک
SQ	کیفیت خاک
SSA	جنوب صحرای آفریقا
TBARS	مواد واکنش‌دهندهٔ اسید تیوباربیوتوریک
TCE	تری کلرواتیلن
TERI	مؤسسهٔ انرژی و منابع
TN	نیتروژن کل
TPH	کل هیدروژن نفتی
TWI	مصرف هفتگی قابل‌تحمل
UN	سازمان ملل متحد
UNCCD	کنوانسیون سازمان ملل متحد برای مبارزه با بیابان‌زایی
UNEP	برنامهٔ محیط‌زیست سازمان ملل متحد
USNRC	کمیسیون تنظیم مقررات هسته‌ای ایالات‌متحده
USSR	اتحاد جماهیر شوروی سوسیالیستی
WAA	هفته‌ها پس از استفاده
WDCGG	مرکز داده‌های جهانی برای گازهای گلخانه‌ای
WFPS	فضای منافذ پر از آب
WHO	سازمان بهداشت جهانی
WSC	کمپلکس تقسیم آب

سرآغاز

من از نگارش مقدمهٔ این کتاب که دکتر پراتیبا سینگ، دکتر سونیتا کوماری سینگ و دکتر شیو موهان پراساد آن را ویرایش کرده‌اند، بسیار خرسند هستم. آن‌ها در این کتاب بر یک حوزهٔ بسیار مهم از تحقیقات کلیدی تمرکز کرده‌اند؛ اثرات آلاینده‌های خاک بر گیاهان. هر چیزی که به هر شکلی وارد محیط می‌شود، درنهایت به خاک و به‌نوبهٔ خود به آب سطحی می‌رسد و درنتیجه وارد زنجیرهٔ غذایی می‌شود. گیاهان نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم‌های خشکی و آبی ایفا می‌کنند و به‌منظور دستیابی به اهداف امنیت غذایی جهت تغذیهٔ جمعیت روزافزون، اهمیت دارند. متأسفانه سرعت بالای توسعه منجر به افزودن آلاینده‌هایی در خاک، هوا و آب به شکل آلاینده‌های معدنی، فلزات، رادیونوکلئیدها، آفت‌کش‌ها و حتی کودهای شیمیایی می‌شود که در دوران انقلاب سبز برای کشاورزان یک موهبت بود. با گذشت زمان، آلاینده‌ها در زنجیرهٔ غذایی انباشته شده و زیست‌انباشتگی افزایشی را نشان می‌دهند که برای سلامت گیاهان، حیوانات و انسان مضر می‌شوند. تأثیر این آلاینده‌های خاک بر گیاهان ممکن است شامل تجمع آلاینده‌ها در گیاه، ازجمله بخش خوراکی محصولات غذایی، رشد، مورفولوژی، فرایندهای فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاهان و بهره‌وری باشد. همچنین، این آلودگی بر سلامت سایر موجودات زنده روی زمین تأثیر می‌گذارد؛ زیرا گیاهان منبع غذایی آن‌ها هستند. این کتاب اثرات جانبی شیوه‌های مدیریت کشاورزی مدرن بر سلامت خاک را ازنظر حاصلخیزی و همچنین افزایش گازهای گلخانه‌ای در زمین‌های کشاورزی که منجر به تغییرات اقلیمی می‌شود، برجسته می‌کند. همان‌طور که در این کتاب آورده شده است، امروزه نیاز به اصلاح خاک و روش‌های مختلف اصلاحی سازگار با محیط‌زیست ضروری است. من معتقدم که این کتاب کمک مهمی به درک ما از تأثیر آلاینده‌های خاک بر گیاهان می‌کند و تمرکز بر مطالعات مکانیکی و ارزیابی خطر برای محققان و همچنین سیاست‌گذاران مدنظر خواهد بود.

آدمیر اس. اف. آراجو

آزمایشگاه کیفیت خاک، مرکز علوم کشاورزی
دانشگاه فدرال پیاوئی
ترسینا، پی‌ای، برزیل

مقدمهٔ مترجم

همهٔ ما انسان‌ها از محصولات رویش یافته از خاک تغذیه می‌کنیم ولی از میزان و نوع آلاینده‌های این سفرهٔ غذایی اطلاع چندانی نداریم. با قدری تغییر در وضعیت ظاهری آب‌وهوا به‌راحتی نگران کیفیت آن‌ها خواهیم بود، اما آلودگی خاک همواره یک واقعیت پنهان از ذهن‌ها است؛ ازاین‌رو به‌راحتی در مزارع بر سطح خاک قدم می‌زنیم بدون اینکه لحظه‌ای به کیفیت این بستر تولید غذا فکر کنیم. به‌خوبی می‌دانیم و می‌بینیم که پیشرفت‌های خیره‌کننده در صنعت به‌منظور تأمین رفاه و خواسته‌های متنوع جمعیت در حال رشد انسان، منجر به تولید انواع آلاینده‌های نوظهور شده است. رشد فزایندهٔ آلاینده‌های مختلف، کیفیت محیط‌زیست را به‌گونه‌ای تغییر داده است که منجر به انقراض بسیاری از گونه‌ها شده و بسیاری دیگر در معرض خطر انقراض قرارگرفته‌اند. محدودیت زمین‌های کشاورزی و نیاز روزافزون به محصولات زراعی باعث شده است اکوسیستم‌های متنوع طبیعی به اکوسیستم‌های سادهٔ کشاورزی تبدیل شوند. نکتهٔ بسیار مهم و تأمل‌برانگیز این است که اکوسیستم‌های ساده در مقابل تغییرات، بسیارشکننده و محکوم به نابودی خواهند بود. یک تفاوت مهم بین گونه‌های گیاهی و جانوری در مواجهه با آلودگی این است که گیاهان مانند سایر موجودات زنده نمی‌توانند حرکت کنند و خود را از محیط‌های آلوده دور نمایند. این گونه‌ها تنها با اندکی تغییرات مورفولوژیکی و هورمونی، قدری با شرایط محیط آلوده سازگار می‌شوند یا محکوم به نابودی هستند. این تغییرات و سازگاری‌ها تابعی است از نوع و غلظت آلاینده‌ها، مدت ماندگاری آلاینده در خاک، برهم‌کنش آلاینده‌ها، شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک، نوع گونه، تنوع گونه‌ای اکوسیستم، شرایط اقلیمی و آب و هوایی است که باعث می‌شوند تا گونه‌ها سازگاری کوتاه‌مدت یا بلندمدت داشته باشند. در چنین اکوسیستم‌هایی اثرات آلاینده‌ها را می‌توان از اندام‌ها تا جوامع گیاهی مشاهده کرد. خاک بستری است که به‌طور طبیعی می‌تواند انواع آلاینده‌های هوا را از طریق نزولات جوی، گردوغبار یا فرم گازی آن‌ها دریافت کند. همچنین بخش عمده‌ای از آلاینده‌های آب را نیز در فرایند آبیاری و روان آب‌های سطحی جذب نماید، اما خاک زمین‌های کشاورزی علاوه بر دریافت آلاینده‌ها از طریق آب‌وهوا، به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم تحت تأثیر انواع کودها و سموم کشاورزی، بقایا و آنالیت آن‌ها قرار دارند. در چنین اکوسیستم‌هایی پس از این‌که خاک به‌عنوان بستر رویش آلوده شد، می‌توان اثرات نامطلوب آن را بر کمیت و کیفیت گیاهان زارعی، علوفه‌ای، دارویی، خسارت‌های اقتصادی، سلامت و امنیت غذایی، زنجیره‌های غذایی، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، بیولوژی خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی، استراتژی‌های سازگاری گیاهان در مقیاس‌های مختلف مشاهده کرد. روند افزایش آلودگی خاک باعث شده است تا موضوعاتی مانند تجمع زیستی، توان گیاه پالایی، معرفی گونه‌های شاخص زیستی برای آلاینده‌های خاک، حمایت از گونه‌های در خطر انقراض، توجه بسیاری

از دانشمندان را به خود جلب کند. با یک جست‌وجوی ساده می‌توان پی برد که مطالعهٔ آلودگی خاک در بین رشته‌های مختلف مانند علوم گیاهی، علوم خاک، زراعت، جنگل‌داری، باغبانی، آسیب‌شناسی گیاهی، اکولوژی و محیط‌زیست به‌عنوان یک دغدغهٔ جدی دنبال می‌شود. بحران‌های مختلف محیط‌زیستی، محدودیت منابع طبیعی و نیاز روزافزون بشر به غذا، مسکن و رفاه باعث شده است تا دانشمندان برای رسیدن به توسعهٔ پایدار روش‌های سازگاربامحیط‌زیست و متناسب با شرایط اکولوژیکی را برای کاربری‌های هر اکوسیستم پیشنهاد دهند. اگرچه نقش و اهمیت خاک در سطح جهانی بسیار روشن است، اما توجه به این موضوع در کشورهای خشک و نیمه‌خشک که خاک‌زایی در آن‌ها به‌کندی صورت می‌گیرد و بخش عمده‌ای از خاک‌های این مناطق نیز درنتیجهٔ فرسایش بادی و آبی از بین می‌روند بسیار متفاوت به نظر می‌رسد. در چنین جوامعی توجه به کیفیت خاک در زمین‌های کشاورزی ازنظر سلامت عمومی، امنیت غذایی و حفاظت محیط‌زیست نقش حیاتی دارد؛ بنابراین استفاده از دانش و تجربیات دانشمندان کشورهایی که با بحران‌ها و چالش‌های مختلف آلودگی خاک مواجه بوده‌اند می‌تواند برای محققان، کارشناسان و دانشجویان داخلی بسیار مفید باشد. به همین منظور کتاب حاصل که نتیجهٔ مطالعات دانشمندان کشور هندوستان است برای ترجمه انتخاب شد. در این کتاب موضوعات مهمی مانند اسیدی شدن خاک و تأثیر آن بر گیاهان، چالش‌های کشاورزی ارگانیک در زمین‌های تخریب‌شده، پاسخ‌های بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان در معرض آلاینده‌های رادیواکتیو، تأثیرات خاک آلوده‌شده به فلزات سنگین، آلودگی خاک ناشی از شیوه‌های کشاورزی و راهبردهای مدیریت آن‌ها، آلاینده‌های غیر آلی خاک و اصلاح بیولوژیکی آن‌ها، گیاه‌پالایی آلاینده‌های خاک، اثرات آلاینده‌های خاک بر سلامت انسان، تأثیر استفاده از علف‌کش بر میکروارگانیسم‌های خاک، بزرگ‌نمایی زیستی آلاینده‌های خاک و انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک در ۱۴ فصل به‌خوبی بیان‌شده است که می‌تواند مجموعه‌ای جامع برای دانشجویان محیط زیست، علوم کشاورزی، کارشناسان و محققان منابع طبیعی باشد. امید است خوانندگان محترم این اثر ما را از راهنمایی‌های ارزندهٔ خود بهره‌مند نمایند.

محسن محمدی گلنگش

تابستان ۱۴۰۴

پیشگفتار

آلودگی خاک یکی از جنبه‌های اصلی آلودگی ناشی از پیشرفت‌های شهری ازجمله سرعت بالای صنعتی شدن و بهره‌برداری بی‌رویه از منابع طبیعی است. هر چیزی فراتر از حد آستانه به آلاینده تبدیل می‌شود. آلودگی خاک عملکرد و کیفیت محصولات را به حداقل می‌رساند و تنوع زیستی خاک، مواد آلی خاک و همچنین آب‌های زیرزمینی را تغییر می‌دهد که به‌نوبهٔ خود تعادل مواد مغذی خاک و جذب آن توسط گیاهان را مختل می‌کند. در این کتاب درجهٔ آلودگی خاک، منشأ آن و تأثیرات آن بر گیاهان و وضعیت بهره‌وری آن‌ها را موردبحث قرار می‌دهد. خاک شامل محیط‌های چند فازی و ناهمگن است که اصلاح موفقیت‌آمیز آن به یک رویکرد بین‌رشته‌ای شامل رشته‌هایی مانند میکروبیولوژی، مهندسی، بوم‌شناسی، زمین‌شناسی و شیمی وابسته است. در این جلد، انواع مختلفی از آلاینده‌های خاک و چگونگی تأثیرپذیری جانداران خاک و گیاهانی که موارد اصلی این اکوسیستم هستند در سطوح مختلف به‌تفصیل موردبحث قرارگرفته است. نحوهٔ ورود آلاینده‌های خاک به زنجیرهٔ غذایی، تجمع در محیط و روش‌های اصلاح خاک‌های آلوده در فصل‌های بعدی کتاب توضیح داده‌شده است.

فصل ۱- *اسیدی شدن خاک و تأثیر آن بر گیاهان*: خاک یک موجود زنده است. این فصل به‌خوبی ساختار، عملکرد خاک و اهمیت pH خاک را نشان می‌دهد که بر اساس آن، اسیدی و قلیایی بودن خاک تعیین می‌شود. pH نقش مهمی بر عملکردهای مختلف خاک مانند پایداری خاک‌دانه‌ها، قابلیت دسترسی عناصر غذایی، سمیت فلزات و فعالیت‌های بیولوژیکی دارد. در این فصل علل اسیدی شدن خاک که امروزه به شیوه‌های مختلف انسانی و چرخه‌های بیوژئوشیمیایی طبیعی مربوط می‌شود، توضیح داده می‌شود. تأثیرات اسیدیته بر قابلیت دسترسی عناصر غذایی خاک برای گیاه، سمیت فلزات، عملکردهای بیولوژیکی خاک و فیزیولوژی گیاهان مورد بحث قرارگرفته و مسیرهای چگونگی تأثیر اسیدیتهٔ خاک بر ساختار جامعهٔ گیاهی شرح داده‌شده است؛ همچنین، راهکارهایی که باید برای مبارزه با اسیدی شدن خاک اتخاذ شود، بیان می‌شود.

فصل ۲- *چالش‌های کشاورزی ارگانیک در احیای زمین‌های تخریب‌شده در هند*: زمین‌های تخریب‌شده نشانهٔ کاهش سطح بهره‌وری و اقتصاد یک کشور است. در هند، تخریب خاک تصویر بسیار خطیری در مناطق دیم و آبی ایجاد کرده است؛ ازآنجایی‌که ۱۸ درصد از جمعیت انسانی و ۱۵ درصد از جمعیت دام جهان فقط در ۲/۴ درصد از اراضی جهان است که ۲۹ درصد آن نیز تخریب‌شده است اهمیت ویژه‌ای دارد. این فصل برخی فرصت‌ها و چالش‌های احتمالی کشاورزی ارگانیک در زمین‌های تخریب‌شده را به‌عنوان یک اقدام اصلاحی موردبحث قرار می‌دهد.

فصل ۳- *پاسخ‌های بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان در معرض آلاینده‌های رادیواکتیو*: مواد رادیواکتیو مواد طبیعی ناپایداری هستند که به‌طور مداوم در محیط اطراف خود تجزیه شده و تشعشعات یونی

ساطع می‌نمایند. این مواد به‌طور گسترده در پزشکی، برق، کشاورزی، صنعت و پروژه‌های تحقیقاتی استفاده می‌شوند و در اطراف انباشته می‌شوند. گیاهان این پسماندهای رادیونوکلئیدی را از خاک و هوا جذب می‌کنند. این رادیونوکلئیدها انرژی بالایی داشته و با مسیرهای متابولیکی برهم‌کنش می‌کنند و با تغییر ماهیت مولکولی گیاهان درنهایت محصولات بیوشیمیایی را تغییر می‌دهند. این فصل در مورد تجمع مواد رادیواکتیو در محیط، برهم‌کنش آن‌ها با گیاهان و جنبه‌های منطقی آن‌ها بحث می‌کند.

فصل ۴- *کادمیوم: یک عامل تهدیدکننده برای گیاهان*: در میان تمام فلزات سنگین، کادمیوم یکی از جدی‌ترین آلاینده‌ها است؛ زیرا می‌تواند به‌طور بالقوه در گیاهان تجمع یافته و به سطح تغذیه‌ای بعدی برسد. طیف گسترده‌ای از فعالیت‌های انسانی مانند کودهای فسفاته، زباله‌های سبز و رهاسازی جامدات زیستی فاضلاب به خاک منجر به افزودن کادمیوم به خاک می‌شود. این فصل به انتقال آن، مکانیسم عمل و شبکهٔ تنظیمی و جنبه‌های مضر مواجهه با کادمیوم در گیاهان و تأثیر آن بر جوانه‌زنی، رشد، نمو، محتوای کلروفیل، فتوسیستم و فتوسنتز، جذب کربن و تکثیر می‌پردازد. همچنین، مکانیسم اتخاذشده توسط گیاهان برای سم‌زدایی کادمیوم و تکنیک اتخاذشده برای ازبین‌بردن سمیت کادمیوم در هالوفیت‌ها و سایر گیاهان تیمارشده را توضیح می‌دهد.

فصل ۵- *تأثیرات خاک آلوده‌شده به فلزات سنگین، تأثیر بر گیاهان، زیست‌پالایی و تکامل انتخابی در گیاهان*: فلزات سنگین به دلیل سمی بودن، تهدیدکننده‌ترین عامل مؤثر بر اجزای زیستی اکوسیستم هستند. منابع آلودگی فلزات سنگین در خاک و چگونگی تأثیر آن بر رشد گیاه در این فصل به‌تفصیل آمده است. این فصل عوامل مؤثر بر دسترسی زیستی فلزات را نشان می‌دهد. اثر سمی انواع فلزات سنگین در خاک و گیاهان موردبحث قرارگرفته است. این فصل جزئیاتی در مورد راهکارهای اصلاحی سازگار با محیط‌زیست را در قالب زیست‌پالایی/ گیاه‌پالایی و مکانیسم عمل آن‌ها ارائه می‌دهد که گیاهان در طول تکامل به آن می‌رسند.

فصل ۶- *واکنش گیاه به آلودگی فاضلاب*: فاضلاب ترکیبی از مواد مختلف مایع و جامد است که شامل میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا و غیر بیماری‌زا می‌شود. استفاده از فاضلاب به‌عنوان کود آلی ممکن است در معرض خطر قرار گرفتن خاک و درنهایت گیاه را به آلاینده‌ها افزایش دهد. فلزات سنگین با ورود به زنجیرهٔ غذایی تجمع زیستی را نشان می‌دهند. این فصل واکنش مثبت و منفی گیاهان به پساب فاضلاب را موردبحث قرار می‌دهد. ورمی کمپوست ممکن است یک تغییر بی‌خطر برای لجن فاضلاب باشد. تبدیل کمپوست لجن فاضلاب از طریق ورمی کمپوست ممکن است یکی از کارآمدترین ابزارها برای کاهش خطر آلودگی فلزات سنگین ناشی از استفاده مستقیم از لجن فاضلاب باشد.

فصل ۷- *آلودگی خاک ناشی از شیوه‌های کشاورزی و راهبردهای مدیریت آن‌ها*: خاک نقش مادر را برای همه موجودات زندهٔ روی زمین ایفا می‌کند و به‌عنوان منبع آب و مواد مغذی برای تسهیل رشد گیاه عمل می‌کند. شیوه‌های کشاورزی مدرن به دلیل استفاده بیش‌ازحد از مواد شیمیایی کشاورزی و آبیاری، منجر به منبع دیگری از آلودگی خاک شده است. این موارد منجر به امنیت غذایی جهانی می‌شود، اما همواره بر ساختار و عملکرد اجزای زندهٔ خاک تأثیر می‌گذارد؛ بنابراین، به‌نوبهٔ خود حاصلخیزی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. کاربردهای طولانی‌مدت مواد شیمیایی کشاورزی که بر خواص فیزیکی خاک و فعالیت موجودات زنده تأثیر می‌گذارند در این فصل به‌تفصیل شرح داده‌شده است. در بین مواد شیمیایی مورداستفاده در کشاورزی، آفت‌کش‌ها به علت توان تجمع زیستی بیشترین تأثیر را دارند؛ زیرا وارد زنجیرهٔ غذایی و آب می‌شوند و درنتیجه پایداری آن‌ها، بر محیط‌زیست و سلامت انسان تأثیر می‌گذارد. همچنین، این فصل راهکارهایی را که باید برای کاهش مواد شیمیایی کشاورزی و ترویج کشاورزی ارگانیک اتخاذ شود، بیان می‌کند.

فصل ۸- *آلاینده‌های غیر آلی خاک و اصلاح بیولوژیکی آن‌ها*: اصلاح خاک برای توسعهٔ پایدار و حفاظت از اکوسیستم ضروری است. چندین روش فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای اصلاح منطقهٔ آلوده وجود دارد که در بین آن‌ها روش‌های بیولوژیکی، راهکارهای ارزان، بی‌دردسر و ایمن برای محیط‌زیست هستند. این فصل نوع آلاینده‌های معدنی، منابع و پیامدهای آن‌ها برای خاک و پتانسیل اصلاح بیولوژیکی موجودات را موردبحث قرار می‌دهد و همچنین مروری بر تحولات اخیر در این زمینه دارد.

فصل ۹- *گیاه‌پالایی آلاینده‌های خاک*: به دلیل صنعتی شدن گسترده، آلاینده‌های آلی مختلفی که بسیار سمی و سرطان‌زا هستند در محیط منتشر می‌شوند. گیاه‌پالایی یک فناوری سبز نوظهور، دوستدار محیط‌زیست و بسیار مؤثر است که از گیاهان برای استخراج، سم‌زدایی و جمع‌آوری آلاینده‌های سمی از محیط استفاده می‌کند. این فصل بر راهکارهای اصلاح خاک آلوده با استفاده از انواع گیاهان به‌منظور درک پاک‌سازی محیط به روشی مؤثر تمرکز دارد. بر اساس خواص آن‌ها، آلاینده‌های آلی می‌توانند در ریزوسفر گیاهان تجزیه و به دنبال آن، جداسازی یا تبخیر شوند.

فصل ۱۰- *تأثیرات آلاینده‌های خاک بر سلامت انسان با اشارهٔ ویژه به ریخت‌شناسی و فیزیولوژی انسان*: خاک به‌عنوان زیستگاه برای طیف وسیعی از ماکرو و میکروارگانیسم‌ها عمل می‌کند. تخلیهٔ زباله‌های دارویی، پزشکی، صنعتی، فاضلاب و خانگی در خاک منجر به رشد میکروب‌های کشندهٔ مختلف شده که درنهایت موجب طغیان بیماری‌های انسانی می‌شود. نابرابری مواد مغذی خاک با جامعهٔ زیستی بیماری‌زا منجر به اثرات مضر بر سلامت انسان، گیاهان و حیوانات می‌شود. این فصل در تلاش است تا اطلاعات دقیق و جامعی را در موردتعامل بین آلودگی خاک شهری و مسائل مربوط به سلامت انسان ارائه دهد.

فصل ۱۱- *تأثیر استفاده از علف‌کش بر میکروارگانیسم‌های خاک*: صرفهٔ اقتصادی و کاربرد آسان، استفاده از علف‌کش را در کشاورزی مدرن ضروری می‌کند. اثر استفاده از علف‌کش روی میکروارگانیسم‌های خاک، به‌ویژه میکوریزا، باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها از مثبت تا منفی یا بدون تأثیر متغیر است. چندین مطالعهٔ کوتاه‌مدت تأثیرات منفی موقت را در دورهٔ اولیه کاربرد نشان داده‌اند. این فصل وضعیت ملی و بین‌المللی آفت‌کش‌ها و تأثیرات آن‌ها بر میکروارگانیسم‌های خاک را به‌اختصار بیان می‌کند. هرگونه تغییر در اجزای زیستی، عملکرد خاک را ازنظر تنفس هتروتروف خاک، فعالیت میکروب‌های تجزیه‌کننده و چرخهٔ مواد آلی، فعالیت آنزیمی تعیین‌کنندهٔ سلامت خاک و بهره‌وری گیاه تغییر می‌دهد. مطالعاتی که در این فصل به آن‌ها اشاره می‌شود، بررسی اثرات بلندمدت علف‌کش‌ها را در محیط‌های مختلف موردتوجه قرار می‌دهد.

فصل ۱۲- *بزرگ‌نمایی زیستی آلاینده‌های خاک*: افزایش جمعیت و شهرنشینی و به‌تبع آن دفع غیرعلمی و گستردهٔ پسماندهای جامد و مایع به منابع آبی و زمین‌های کشاورزی، محیط‌زیست را با خطر جدی مواجه می‌کند. ثابت‌شده است که ضایعات آزادشده از صنایع به دلیل تجمع فلزات سنگین در سطوح مختلف تغذیه‌ای بدون درک نقش آن‌ها در سیستم بیولوژیکی، باعث ایجاد سمیت می‌شوند. در این فصل منابع اصلی آلاینده‌های خاک و نقش آن‌ها در *بزرگ‌نمایی زیستی* و نقش نامطلوب آن‌ها در سطوح مختلف تغذیه‌ای خلاصه‌شده است.

فصل ۱۳-*آلودگی خاک و سلامت انسان*: استفادهٔ نامتناسب از کودها و آفت‌کش‌ها، آب‌های زیرزمینی را از طریق روان‌آب و شست‌وشو مورد تهدید قرار می‌دهد. تجمع آلاینده‌ها در خاک ممکن است منجر به انتقال بعدی آن‌ها به زنجیرهٔ غذایی شود. آلاینده‌ها حتی در سطوح پایین ممکن است به سلامت انسان و محیط‌زیست آسیب برسانند. این فصل منابع و ارزیابی آلاینده‌های خاک، فناوری‌های سبز، سیاست‌ها و تأثیر آلودگی بر سلامت انسان را موردبحث قرار می‌دهد.

فصل ۱۴- *انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک؛ ارزیابی شیوه‌های مدیریت کشاورزی*: افزایش سطح گازهای گلخانه‌ای در سناریوی حاضر تهدیدی جدی برای موجودات زنده و جایگاه آن‌ها است. در حال حاضر، بخش کشاورزی به یکی از عوامل مؤثر در انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک به اتمسفر تبدیل شده و درنتیجه به تغییرات آب‌وهوایی کمک می‌کند. در این فصل گازهای گلخانه‌ای و ویژگی-های آن‌ها توضیح داده‌شده است. روش‌شناسی به کار گرفته‌شده در این فصل برای یک جمع‌بندی مناسب، مرور مقالات گسترده با تأکید بر کشورهای درحال‌توسعه طی یک دورهٔ ۱۲ ساله از سال ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۶ بود. این فصل اطلاعاتی را در مورد منابع گازهای گلخانه‌ای، موقعیت کشاورزی در انتشار گازهای گلخانه‌ای و نقشی که شیوه‌های مختلف مدیریت کشاورزی در تکامل گازهای گلخانه‌ای ایفا می‌کند، ارائه می‌دهد. این فصل بیشتر در مورد چگونگی تأثیر عوامل محیطی بر انتشار گازهای

گلخانه‌ای از خاک و تأثیر آن‌ها بر کشاورزی بحث می‌کند و راهکارهای متفاوتی را بسته به نوع محصول و محیط پیشنهاد می‌کند.

درمجموع، این کتاب تمام اطلاعات ارزشمند مربوط به انواع مختلف آلاینده‌های خاک، *بزرگ‌نمایی زیستی*، تأثیر آن‌ها بر خاک و گیاهان را ازنظر حاصلخیزی خاک، بهره‌وری، مورفولوژی، رشد، فیزیولوژی و متابولیسم گیاهان به همراه تغییرات بیوشیمیایی ارائه می‌دهد. همچنین، اطلاعاتی در مورد انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک به دلیل شیوه‌های مختلف مدیریت کشاورزی که به‌نوبهٔ خود منجر به تغییرات آب‌وهوایی می‌شود، ارائه می‌دهد. این کتاب منبع تکنیک‌های اصلاحی مختلفی است که امروزه اتخاذ شده‌اند و قطعاً برای دانشمندان، دانشگاهیان، محققان و همچنین دانشجویان فارغ‌التحصیل و کارشناسی ارشد دانشگاه‌های مختلف در سراسر جهان مفید خواهد بود.

پارایاگراج، اوتار پرادش، هند — پراتیبا سینگ

چاپرا، بیهار، هند — سونیتا کوماری سینگ

پارایاگراج، اوتار پرادش، هند — شیو موهان پراساد

قدردانی

نویسندگان از رئیس گروه گیاه‌شناسی دانشگاه الله‌آباد، پرایاگرج به دلیل ارائهٔ تسهیلات لازم قدردانی می‌کنند. دکتر پراتیبا سینگ از وزارت علوم و فناوری هند به خاطر ارائهٔ کمک‌هزینه تحصیلی WOS b تحت بخش KIRAN (تصویب شماره DST/WOS b/ SoRF-PM/۰۶۲/۲۰۱۳/G) سپاس‌گزار است. دکتر سونیتا کوماری سینگ از رئیس گروه گیاه‌شناسی دانشگاه جی پراکاش، چاپرا، بیهار، برای ارائهٔ تسهیلات موردنیاز تشکر می‌کند.

دربارهٔ نویسندگان

پراتیبا سینگ به‌عنوان DST-Women Scientist b (WOS b) در گروه گیاه‌شناسی در دانشگاه الله‌آباد، هند کار کرده است. زمینه‌های تخصصی او شامل کشاورزی پایدار و تأثیرات جانبی تنش‌های غیرزندهٔ موجود در محیط بر روی خاک و گیاهان است. هدف کار پژوهشی ایشان به سمت یک رویکرد جامع برای دستیابی به حاصلخیزی و بهره‌وری پایدار خاک همراه با حفظ سلامت گیاه ازنظر فیزیولوژی و بیوشیمی در زمین‌های زراعی گرمسیری است. دکتر سینگ دکترای خود را در گیاه-شناسی از دانشگاه هندو بنارس، دریافت کرد. او چندین بورسیه از UGC، CSIR و DST در طول دوره‌های دکتری و فوق دکتری خود دریافت کرد. او چندین مقالهٔ علمی و دو کتاب درسی با ناشران معتبر بین‌المللی تألیف کرده است. وی در بسیاری از کنفرانس‌های ملی و بین‌المللی شرکت کرده و آثار خود را به‌صورت شفاهی و پوستری ارائه کرده است. همچنین به‌عنوان دانشمند جوان جوایز متعددی را از آن خود کرد و برندهٔ جایزه بهترین ارائه شفاهی در یک کنفرانس بین‌المللی شد. او یک سخنرانی را در دعوت خود به دانشگاه مالایا، کوالالامپور مالزی ارائه کرده است. دکتر سینگ عضو فعال انجمن سیاره آبی و انجمن علم و طبیعت است.

سونیتا کوماری سینگ، استادیار گروه گیاه‌شناسی در دانشگاه جی پراکاش، بیهار، هند است. او مدرک دکترای خود را در رشتهٔ گیاه‌شناسی از دانشگاه هندو بنارس، بنارس، هند دریافت کرد. تخصص او در تحقیقات تأثیر تنش اشعهٔ ماوراءبنفش بر سیانوباکتری‌ها را پوشش می‌دهد. علاقهٔ تحقیقاتی او در مورد تنش محیطی بر سیانوباکتری‌ها است. او تألیف‌های تحقیقاتی بسیاری در مجلات معتبر داشته و چهارفصل کتاب نوشته است. او در طول دورهٔ دکتری خود بورسیه UGC و بورسیه صندوق یادبود جواهر لعل نهرو را دریافت کرده است.

شیو موهان پراساد، استاد گروه گیاه‌شناسی دانشگاه الله‌آباد است. او مدرک کارشناسی ارشد و دکتری خود را از دانشگاه هندو بنارس، بنارس، هند دریافت کرد. پروفسور پراساد بیش از ۲۰۰ مقالهٔ علمی تألیف کرده و ۱۰ کتاب را با ناشران مشهور بین‌المللی ویرایش کرده است. او ۲۶ دانشجوی دکترا و ۳ دانشجوی فوق دکترا را راهنمایی و ۱۰ دانشجوی پژوهشی را درزمینهٔ جنبه‌های مختلف فیزیولوژی و بیوشیمی گیاهان و سیانوباکتری‌های در معرض تنش‌های غیر زیستی- فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، شوری، نور زیاد و UV-B با اشارهٔ ویژه به نقش ROS به‌عنوان سیگنال و تنظیم آنتی‌اکسیدان، مشاوره کرده است. پروفسور پراساد سردبیر و داور چندین مجلهٔ معتبر بین‌المللی است. همچنین، پروفسور پراساد عضو آکادمی ملی علوم، هند و انجمن گیاه‌شناسی هند و عضو انجمن بین‌المللی سیلیکون در کشاورزی است.

فصل یک: اسیدی شدن خاک و تأثیر آن بر گیاهان

چکیده

خاک‌های اسیدی حدود ۴۰ درصد از کل سطح اراضی قابل‌کشت جهان را دربرمی‌گیرد. اگرچه خاک‌ها در مناطقی خاص به‌طور طبیعی اسیدی هستند، اما افزایش اسیدی شدن خاک درنتیجهٔ افزایش فعالیت‌های انسانی، در حال تبدیل‌شدن به یک معضل جهانی است. انتشار بالای پیش‌سازهای اسیدی (نیتروژن، گوگرد و دی‌اکسید کربن) در اتمسفر، علت اصلی باران اسیدی است. استفادهٔ طولانی‌مدت از کودهای نیتروژن سهم زیادی در اسیدی شدن خاک کشاورزی دارد. اسیدی شدن خاک یک تنش خاکی مهم است که منجر به آبشویی کاتیونی، ناپایداری ساختمان خاکدانه‌ها، افزایش سمیت فلزات و کاهش قابلیت دسترسی مواد مغذی خاک شده و درنتیجه ویژگی‌های بیولوژیکی خاک و عملکرد گیاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد. هدف این فصل ارزیابی تأثیرات ثانویهٔ اسیدی شدن خاک بر عملکرد گیاهان و ساختار جامعه گیاهی است. این فصل به علل، فرایندها، واکنش گیاهان و اقدامات اصلاحی برای مبارزه با اسیدی شدن خاک به دلیل افزایش آلودگی اشاره دارد. گیاهان مختلف ممکن است حساسیت متفاوتی نسبت به اسیدیتهٔ خاک نشان داده و محدودهٔ pH بهینه برای جذب مواد مغذی در آن‌ها متفاوت باشد؛ علاوه‌براین، کاهش کاتیون‌های اساسی (Na، Ca، Mg و K) به دلیل شست‌وشو و افزایش حلالیت فلزات سمی (Al و Mn) در خاک، دسترسی گیاه را به آب و مواد مغذی محدود کرده و درنتیجه باعث آسیب شدید به ریشه، کاهش عملکرد و افزایش حساسیت گیاه به پاتوژن‌ها می‌شود. تنوع گیاهی، غنای گونه‌ای و ظهور گونه‌ها به‌طور قابل‌توجهی تحت تأثیر اسیدی شدن خاک است. تغییر در ساختار جامعه گیاهی به‌نوبهٔ خود ممکن است بر ساختار و عملکرد اکوسیستم تأثیر بگذارد. اسیدی شدن خاک را می‌توان با شیوه‌های مدیریت مواد مغذی و افزودن مواد خنثی‌کنندهٔ اسید بهبود بخشید.

کلمات کلیدی: اسیدی شدن خاک، گیاهان، محصولات زراعی، pH، رسوبات جوی، تنوع زیستی

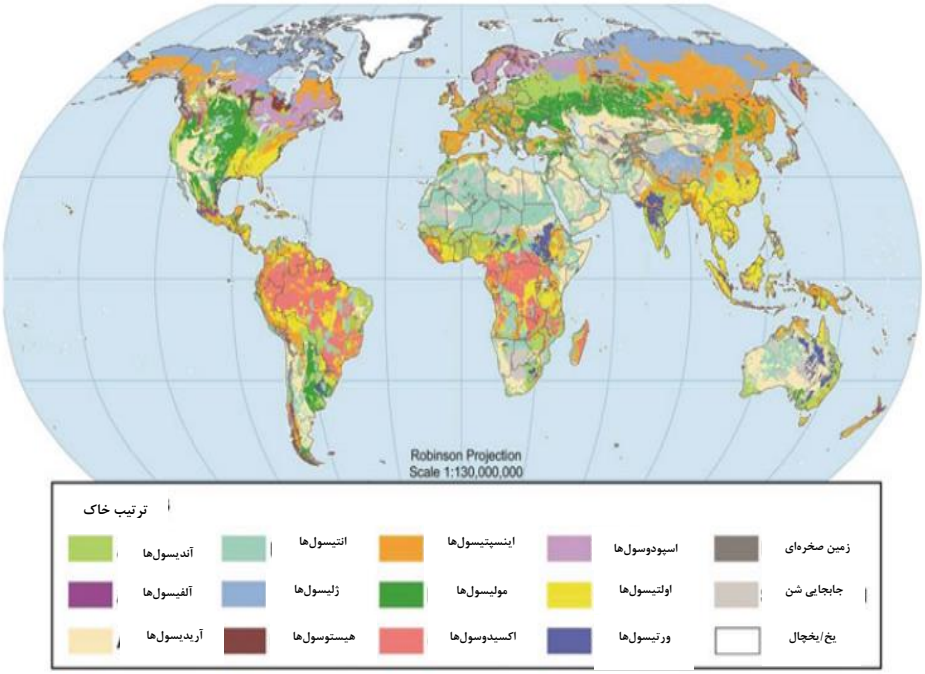
۱-۱- مقدمه

واژهٔ «خاک» از کلمه لاتین Solum گرفته شده که به معنای بخشی از پوستهٔ زمین است که درنتیجهٔ فرایندهای تشکیل خاک تغییر کرده است. خاک (که تحت عنوان پدوسفر نیز شناخته می‌شود) ماده‌ای است که به‌صورت لایه نازکی در طول زمان به‌آرامی در سطح زمین ایجاد می‌شود. عمدتاً از مواد آلی، ذرات معدنی هوادیده، موجودات زنده، مایعات و گازها تشکیل‌شده است؛ ازاین‌رو یکی از مهم‌ترین منابع طبیعی زمین است که برای موجودات زنده ضروری است (باتاچارایا و پال ۲۰۱۵).

خاک آن قسمت مرتبط با رشد گیاهان است که مواد مغذی موردنیاز گیاه از طریق برهم‌کنش عوامل مختلف نظیر آب، هوا، نور خورشید، سنگ‌ها، گیاهان و جانوران در آن ذخیره می‌شود.
بسته به عوامل مختلف زیستی و غیر زیستی در مناطق مختلف سراسر جهان، به‌طور گسترده ۱۲ رده خاک وجود دارد که عبارت‌اند از: آلفیسول‌ها، آندیسول‌ها، آریدیسول‌ها، انتیسول‌ها، جلی‌سول‌ها، هیستوسول‌ها، اینسپتیسول‌ها، مولی‌سول‌ها، اکسی‌سول‌ها، اسپودوسول‌ها، اولتی‌سول‌ها، ورتی‌سول‌ها و... (زمین‌های صخره‌ای، شن‌های در حال تغییر و یخ/ یخچال) (شکل ۱-۱ و جدول ۱-۱).

۱-۱-۱- خصوصیات و عملکردهای خاک

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی کلی خاک عبارت‌اند از: بافت (درصد سیلت، رس و شن در خاک)، دما، pH، شوری، جرم مخصوص ظاهری، تخلخل، رطوبت، اندازهٔ ذرات، ظرفیت نگهداری آب، کاتیون‌های قابل‌تبادل (Ca^{2+}، Na^{+}، Mg^{2+}، K^{+}، Al^{3+} و Fe^{3+})، ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد سدیم قابل‌تبادل، نیتروژن کل (N)، نیتروژن قابل‌دسترس (نیتروژن نیتراتی و نیتروژن آمونیومی)، فسفر قابل‌دسترس، فسفر کل، کربن آلی کل، کربن آلی و غیرآلی، مقدار فلز کل و قابل‌دسترس زیستی (آلومینیوم، Al؛ آهن، Fe؛ روی، Zn؛ نیکل، Ni؛ سلنیوم، Se؛ بور، B، مس، Cu؛ کبالت، Co؛ منیزیم، Mg؛ منگنز، Mn؛ کادمیوم، Cd؛ کروم، Cr؛ آرسنیک، As؛ و سرب، Pb)، اسید هیومیک، آفت‌کش‌های آلی و معدنی (پاندی و همکاران، ۲۰۱۴؛ گائوتام و همکاران، ۲۰۱۷؛ آلبرس و همکاران، ۲۰۱۹). علاوه‌براین، زیست‌توده میکروبی، کل فعالیت‌های آنزیمی، فعالیت آنزیم‌ها (دهیدروژناز، پراکسیداز، آلکالین فسفاتاز، پلی‌فنل اکسیداز، اوره‌آز، کاتالاز و نیتروژناز)، ترشحات ریشه، تنفس پایهٔ خاک و ضریب متابولیک از پارامترهای بیولوژیکی هستند که به‌طور گسترده برای ارزیابی سلامتی خاک استفاده می‌شوند (چودهاری و همکاران، ۲۰۱۳؛ پاندی و همکاران، ۲۰۱۴؛ گائوتام و همکاران، ۲۰۱۸).



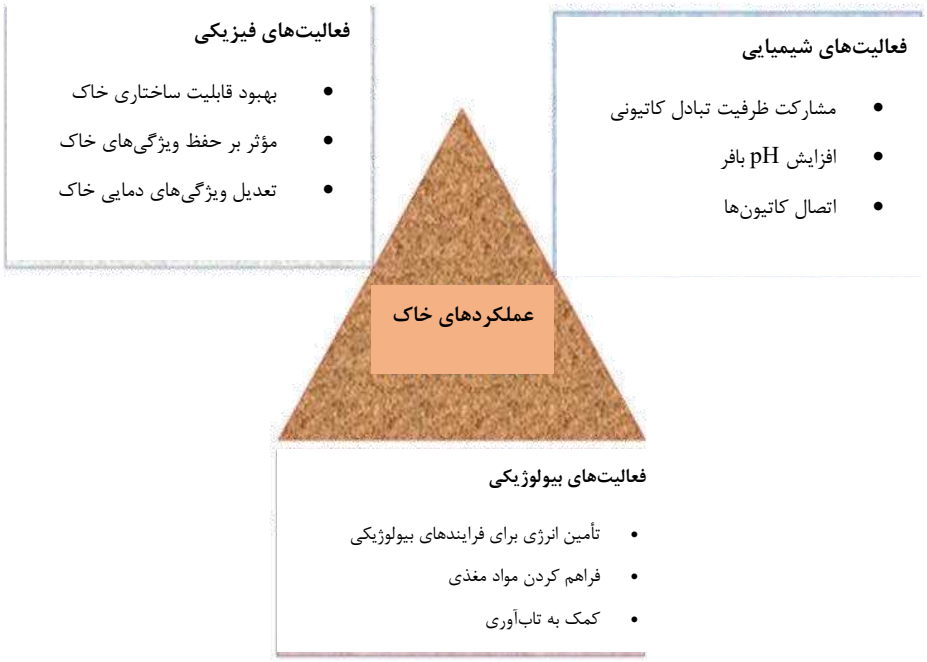
شکل ۱-۱- انواع خاک در مناطق مختلف جهان (منبع: بخش بررسی خاک ۲۰۰۵).

جدول ۱-۱- ویژگی‌های کلیدی و رخداد رده‌های مختلف خاک در نقاط مختلف جهان

شماره	گروه	ویژگی‌های کلیدی	نواحی
۱	آلفی‌سول‌ها	معمولاً در مناطق مرطوب خنک تا گرم، به‌ویژه در زیر جنگل و پوشش گیاهی مرتع ساوانا یافت می‌شود. حاصلخیز با اشباع بازی متوسط تا زیاد رس در افق‌های زیرین حدود ۱۰ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را پوشش می‌دهد.	اروپا، روسیه، بخش جنوبی ایالات‌متحدهٔ آمریکا، می‌سی‌سی‌پی و درهٔ رودخانه اوهایو در ایالات‌متحدهٔ آمریکا
۲	آندی‌سول‌ها	در خاکستر آتش‌فشانی و خاکستر تشکیل می‌شود. هوادیدگی زیاد ندارد. حاصلخیزی و باروری طبیعی بالا مواد آلی بالا، جرم مخصوص ظاهری کم و به‌راحتی قابل‌کشت است. ۱ درصد از مساحت زمین‌های بدون یخ جهان را پوشش می‌دهد.	توزیع جغرافیایی محدود

شماره	گروه	ویژگی‌های کلیدی	نواحی
۳	آریدی‌سول‌ها	به‌طورکلی رنگ روشن دارد و به‌طور گسترده در عرض‌های جغرافیایی استوایی، مناطق با باران‌های محدود و آب‌وهوای خشک یافت می‌شود. مواد آلی کم با تجمع آهک و نمک کمبود آب با حاصلخیزی پایین پتانسیل بالا برای تخریب به دلیل چرای بیش‌ازحد ۱۲ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را اشغال می‌کند.	بخش جنوب غربی و شمالی ایالات‌متحدهٔ آمریکا، استرالیا و بسیاری از مناطق خاورمیانه
۴	انتی‌سول‌ها	توسعهٔ اندک یا بدون توسعه در لایه سنگی عمیق در محل‌های محیط‌های ناپایدار (دشت‌های سیلابی، تپه‌های شنی یا آن‌هایی که در بخش‌های شیب‌دار یافت می‌شوند) وجود دارند. پتانسیل حاصلخیزی متفاوت است	ازنظر جغرافیایی گسترده است و معمولاً با آریدیسول‌ها یافت می‌شود.
۵	ژلی‌سول‌ها	خاک مرتبط با لایهٔ منجمد اعماق زمین و توسعه مشخصات محدود است. مواد آلی خاک روی سطح حاصلخیزی محدود به فصل رشد کم است. تقریباً ۹ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را پوشش می‌دهد.	مناطق شمالی روسیه، کانادا و آلاسکا
۶	هیستوسول‌ها	زمین‌های پیت آلی یا خاک‌های باتلاقی بیشتر از ۲۰ درصد وزن از مواد آلی تشکیل‌شده است. در مناطق خنک و باتلاقی یافت می‌شود. ۱ درصد از وسعت زمین‌های عاری از یخ در جهان است	عمدتاً در مناطق با عرض جغرافیایی زیاد یا سایر تالاب‌های باتلاقی یافت می‌شود.
۷	اینسپتی‌سول‌ها	در ابتدای توسعهٔ پروفیل خاک قرار دارند. پتانسیل حاصلخیزی متغیر ۱۰ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را پوشش می‌دهد.	عمدتاً در مناطق کوهستانی و تقریباً در همه‌جا امکان ظهور دارند.
۸	مولی‌سول‌ها	خاک‌های معدنی که تحت پوشش گیاهی مرتع توسعه یافته‌اند. سرشار از مواد آلی به دلیل دارا بودن ذرات رس و مواد آلی بسیار حاصلخیز است. ۷ درصد از وسعت زمین‌های عاری از یخ در جهان است.	اروپای شرقی، روسیه، چین، بخش جنوبی و شمالی ایالات‌متحدهٔ آمریکا
۹	اکسی‌سول‌ها	در آب‌وهوای گرم و مرطوب با بارندگی سالانهٔ زیاد	عرض‌های جغرافیایی استوایی

شماره	گروه	ویژگی‌های کلیدی	نواحی
		خاک‌های با هوادیدگی زیاد که اکسیدهای آهن و آلومینیوم در آن‌ها غالب است حاصلخیزی پایین و اسیدیتهٔ خاک بالاست. ازلحاظ فیزیکی خاک‌های پایدار با خاصیت انقباض-انبساطی کم ۸ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را پوشش می-دهد.	
۱۰	اسپودوسول‌ها	شکل‌گرفته در مواد شنی زیرپوشش گیاهی جنگل سوزنی‌برگ، با آب‌وهوای مرطوب و خنک مرتبط است. بافت درشت، پتانسیل شست‌وشوی بالا، مواد آلی بالا، محتوای اکسیدهای آهن و آلومینیوم بالا. به‌طور طبیعی اسیدی و حاصلخیزی خاک پایین است. ۴ درصد از مساحت زمین‌های عاری از یخ جهان است.	شمال اروپا، روسیه و بخش شمال شرقی ایالات‌متحدهٔ آمریکا
۱۱	اولتی سول‌ها	خاک‌های مناطق مرطوب که هوازدگی شدید دارند. تجمع رس در افق‌های پایینی حاصلخیزی پایین و اسیدیتهٔ خاک بالاست. ۸ درصد از زمین‌های عاری از یخ جهان را پوشش می-دهد.	به‌طور گسترده در بخش جنوب شرقی ایالات‌متحده، چین، اندونزی و مناطق استوایی آفریقا رخ می‌دهد.
۱۲	ورتی‌سول‌ها	محتوای بالای کانی‌های رسی، رنگ تیره با محتوای مواد آلی متغیر (۱-۶ درصد) به‌طورمعمول در فرورفتگی‌های سنگ‌آهک/ بازالت/ توپوگرافی تشکیل می‌شود. معمولاً در آب‌وهوای گرم، نیمه‌مرطوب یا نیمه‌خشک تشکیل می‌شود. ۲ درصد از وسعت زمین‌های عاری از یخ در جهان است.	شمال شرقی آفریقا، هند و استرالیا با مناطق کوچک‌تر پراکنده در سراسر جهان.



شکل ۱-۲- عملکردهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک

عملکرد خاک در یک اکوسیستم از نظر سنگ مادر، موقعیت در خاک، سن خاک، متغیرهای آب‌وهوایی و تنوع جانوران و گیاهان از مکانی به مکان دیگر بسیار متفاوت است (شکل ۱-۲) (اسکونوور و کرایم، ۲۰۱۵).

بنابراین، عملکردهای خاک برای زیست‌کره حیاتی بوده و نقش‌های اکولوژیکی اصلی آن عبارت‌اند از:

(الف) **زیربنای سازه‌ها و ساختارها:** خاک‌ها به‌طور گسترده در ساخت گذرگاه‌ها و جاده‌ها، به‌عنوان پِی (فونداسیون) برای ساختمان‌ها و پل‌ها و نیز برای استقرار محصولات کشاورزی و جنگل‌داری استفاده می‌شوند.

(ب) **محیطی برای رشد گیاه:** خاک از چهار جزء اصلی تشکیل‌شده است؛ مواد معدنی (۴۵٪)، مواد آلی (۵٪)، آب (۲۵٪) و هوا (۲۵٪) (شکل ۱-۳). آن‌ها منبعی برای حمایت فیزیکی (استقرار ریشه)، هوا (تهویه)، آب (آب باران، آب سطحی و زیرزمینی را نگه می‌دارد تا ریشه‌های گیاه از آن استفاده کنند)، تعدیل دما (به‌عنوان عایق از گیاهان در برابر گرما و سرمای شدید محافظت می‌کند)، محافظت در برابر عوامل غیر زیستی (گازهای سمی را حذف، تجزیه و سموم ارگانیک/غیر آلی را جذب می‌کند) و مواد مغذی را تأمین می‌کند (ضروری برای رشد و نمو آن‌ها).

شکل ۱-۳- اجزای اصلی خاک

(ج) **تنظیم‌کنندهٔ تأمین آبی:** خاک نقش اساسی در چرخه آب شیرین دارد، آب‌هایی که به پیکره‌های آبی یعنی دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، مصب‌ها و سفره‌های زیرزمینی می‌رسند یا روی سطح یا از طریق خاک عبور می‌کنند. خاک پس از بارندگی، آب را فیلتر و تنظیم می‌کند. مدیریت زمین در مقدار آبی که به سیستم‌های آبی راه پیدا می‌کند، تأثیرات قابل‌توجهی دارد.

(د) **زیستگاه جانداران:** خاک پناهگاهی برای میلیاردها موجود زنده (شکارچیان، طعمه‌ها، تولیدکنندگان، مصرف‌کنندگان و انگل‌ها) است. خاک مجموعه و انواعی از زیستگاه‌ها را فراهم می‌کند که موجوداتی خاص در آن ساکن باشند.

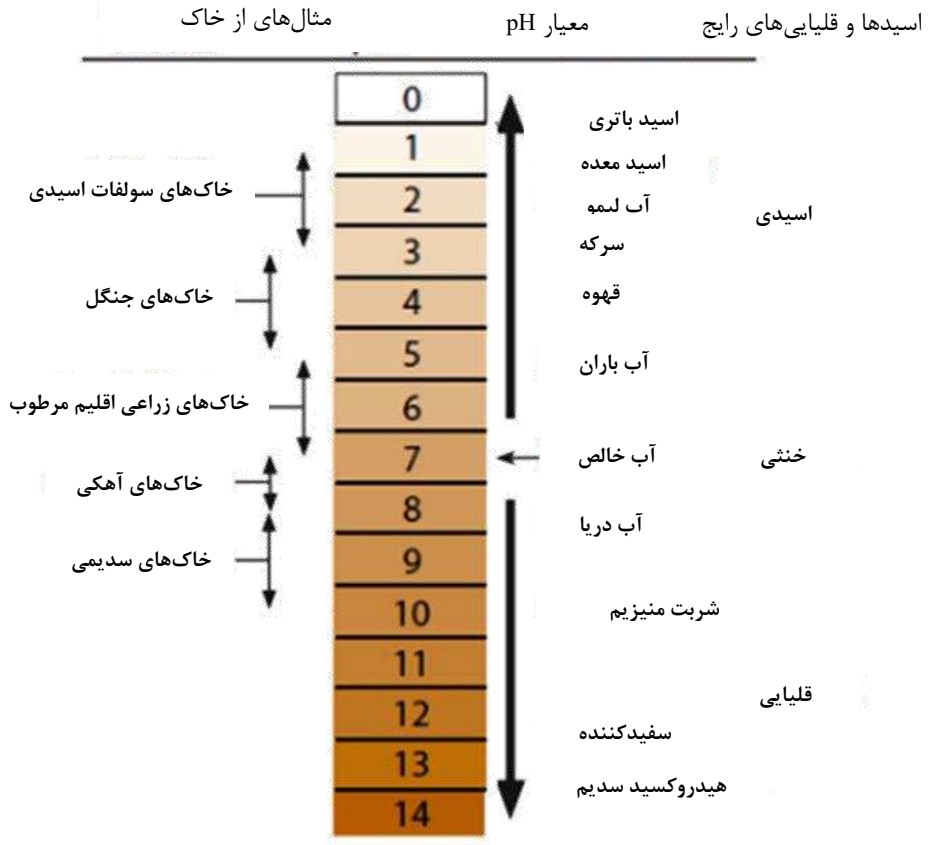
- منافذ پر از آب برای موجودات شناگر مانند کرم‌های حلقوی
- منافذ پر از هوا برای حشرات و کنه‌ها
- مناطق غنی از مواد آلی برای جلبک‌های مختلف، قارچ‌ها، انگل‌ها، گیاهان عالی و غیر عالی
- مناطقی با نواحی اسیدی، بازی و دمایی متنوع برای اکثر موجودات

(ه) **بازیافت زباله‌ها:** سیستم خاک نقش مهمی در چرخهٔ عناصر غذایی ایفا می‌کند؛ زیرا خاک می‌تواند مقادیر زیادی از زباله‌های آلی را در خود جای دهد که بعداً هوموس را تشکیل می‌دهند.

خاک عناصر معدنی موجود در زباله‌ها را به اجزای قابل‌استفاده تبدیل می‌کند و این توانایی را دارد که کربن را به شکل CO_2 به اتمسفر بازگرداند. بقایای گیاهی و کودهای دامی اضافه‌شده به خاک باعث افزایش غلظت مواد مغذی شده و درنتیجه حاصلخیزی خاک را افزایش می‌دهد.

۲-۱-۱- اهمیت pH

pH معیار سنجش قلیایی و اسیدی بودن خاک است (شکل ۱-۴). بر اساس pH، خاک را می‌توان به گروه‌های زیر طبقه‌بندی کرد: به‌شدت اسیدی (کمتر از ۴/۴)، اسیدی بسیار قوی (۵-۴/۵)، اسیدی قوی (۵/۵-۵/۱)، نسبتاً اسیدی (۶-۵/۶)، کمی اسیدی (۵/۶-۱/۶)، خنثی (۳/۷-۶/۶)، کمی قلیایی (۷/۷-۴/۸)، نسبتاً قلیایی (۸/۴-۷/۹)، قلیایی (۹/۵-۸) و شدیداً قلیایی (بیشتر از ۹). مقیاس pH (شکل ۱-۴)، انواع مختلف خاک‌ها و رابطهٔ مقایسه‌ای آن‌ها با ترکیبات اسیدی و بازی بر اساس pH را نشان می‌دهد. pH خاک یکی از عوامل اصلی‌ای است که پایداری خاکدانه‌ها، در دسترس بودن مواد مغذی، سمیت فلزات و فعالیت‌های زیستی خاک را کنترل می‌کند (گولدینگ، ۲۰۱۶).



شکل ۱-۴- مقیاس pH (منبع: مک‌کائولی و همکاران ۲۰۰۹).

۲-۱- اسیدی شدن خاک

اسیدی شدن خاک فرایندی است که در آن pH خاک در طول زمان کاهش می‌یابد. اسیدی شدن خاک به‌عنوان کاهش ظرفیت خنثی‌کنندهٔ اسید (ANC) یا افزایش ظرفیت خنثی‌کننده بازی (BNC) تعریف می‌شود که منجر به افزایش قدرت اسیدی شده و با کاهش pH خاک نشان داده می‌شود (بلاک، ۲۰۰۵):

اسیدیتهٔ خاک (+ΔBNC) = - (قلیائیت خاک) = ΔANC

فرایندهای اسیدی شدن پدوژنیک در خاک‌های دارای تهویهٔ مناسب عبارت‌اند از: (۱) افزودن اسید قوی (H_2SO_4 و HNO_3) به خاک از طریق رسوب اسید، (۲) آزادسازی بسیاری از اسیدهای آلی و

یون‌های H^+ در خاک توسط گیاهان و میکروب‌های خاک و (۳) جذب کاتیون‌های اصلی توسط موجودات زنده.

اسیدی شدن خاک در شرایط طبیعی عمدتاً ناشی از هوادیدگی مواد مادری (سنگ مادر) با سیلیس بالا (ریولیت و گرانیت) و شن و ماسه با ظرفیت بافری کم بوده و در مناطقی با بارندگی زیاد رخ می‌دهد (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۰۹). بارندگی سبب شسته شدن کاتیون‌های بازی و کاهش هم‌زمان pH خاک می‌شود. خاک‌های اسیدی طبیعی معمولاً در مناطقی با ارتفاع بالا، مکان‌های دارای مواد معدنی پیریتی (Fe و S عنصری)، خاک‌های جنگلی و مناطقی که خاک‌ها از مواد مادری اسیدساز تشکیل‌شده است، یافت می‌شوند. امروزه فرایند اسیدی شدن خاک با فعالیت‌های انسانی ازجمله فعالیت‌های کشاورزی، معدن، فرایندهای متالورژیکی و غیره تسریع شده است. به‌عنوان‌مثال، حدود ۵۰۰۰۰۰ هکتار از زمین‌های کشاورزی و روستایی در کوئینزلند اسیدی شده‌اند (رولفی و همکارانی، ۲۰۰۲). مناطق ساحلی با میزان بارندگی بالا و فعالیت‌های کشاورزی گسترده بیشتر در معرض خطر اسیدی شدن خاک هستند (دوئان و همکاران، ۲۰۱۶). اسیدی شدن خاک از افزایش قابل‌توجه نهشته‌های اسیدی انسانی است که بیشتر از دی‌اکسید گوگرد اتمسفر (SO_2) و اکسیدهای نیتروژن (NO_x) ناشی از استفاده از کودهای کشاورزی و احتراق سوخت فسیلی نشأت می‌گیرد (ژائو و همکاران، ۲۰۰۹؛ یانگ و همکاران، ۲۰۱۲).

اسیدی شدن خاک ممکن است تأثیر منفی بر کل اکوسیستم داشته باشد؛ زیرا خاک رابطی بنیادی است که در آن جو، لیتوسفر، هیدروسفر و بیوسفر به‌هم می‌رسند. هرگونه تغییر نامطلوب در خواص اصلی خاک بر طیفی از عملکردهای منابع طبیعی تأثیر می‌گذارد که عبارت‌اند از: میکروفلور و جانوران خاک، ساختار پوشش گیاهی، جانوران خشک‌زی، موجودات آبزی، اجزای جو، کنترل علف‌های هرز، زیرساخت‌ها و سلامت انسان (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۴؛ یانگ و همکاران، ۲۰۱۵؛ چن و همکاران، ۲۰۱۶؛ استیونز و همکاران، ۲۰۱۸). از بین برخی از مواردی که از طریق تخریب خاک تأثیرات گسترده‌تری نشان می‌دهند می‌توان به از دست دادن تنوع زیستی بومی که ممکن است بر تفریح و گردشگری تأثیر بگذارد، اشاره کرد (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷؛ تیان و نیو، ۲۰۱۵).

۱-۲-۱- علت اسیدی شدن خاک

اسیدی شدن خاک از طریق آزاد شدن پروتون‌ها (H^+) عمدتاً از طریق مواد اسیدی اتمسفر، جذب کاتیون‌ها توسط گیاهان، معدنی شدن آنیون‌های مواد آلی، پروتون زدایی اسید ضعیف، هوادیدگی مواد معدنی، واکنش‌های اکسیداسیون و... در خاک صورت می‌گیرد. منابع اسیدی شدن خاک در بخش‌های زیر آورده شده است.

۱-۱-۲-۱- کودهای آمونیومی

یون‌های آمونیوم موجود در کودهای نیتروژن‌دار باعث تشکیل یون‌های نیترات و هیدروژن می‌شوند. جذب یون‌های نیترات توسط گیاهان، باعث آزاد شدن یون‌های هیدروکسید (OH^-) برای حفظ تعادل یونی می‌شود. یون‌های هیدروکسید با یون‌های هیدروژن دارای بار مثبت ترکیب شده و آب را تشکیل می‌دهند. از سوی دیگر، وقتی یون‌های نیترات توسط گیاهان جذب نمی‌شوند، این یون‌ها شسته شده و یون‌های هیدروژن در خاک باقی می‌مانند و درنتیجه منجر به اسیدی شدن خاک می‌شود. در مقایسه با سایر یون‌ها، یون‌های هیدروژن به‌شدت به ذرات باردار خاک متصل شده و باعث شسته شدن سایر یون‌های مثبت مانند Na^+ و Ca^{2+} می‌شود (بلیک، ۲۰۰۵) و درنتیجه غلظت یون‌های H^+ افزایش می‌یابد. همچنین، در فرایند جذب نیترات توسط گیاه، یک یون H^+ باقی می‌ماند که توسط یون‌های OH^- خنثی نشده و به اسیدی شدن خاک کمک می‌کند (بولان و همکاران، ۱۹۹۱)؛ بنابراین، مصرف زیاد کودها منجر به اسیدی شدن خاک می‌شود. استفاده از کودهای نیتروزنی موجب کاهش ANC (ظرفیت خنثی‌سازی اسیدی Acid neutralizing capacity) خاک می‌شود (ون‌بریمن و همکاران، ۱۹۸۴). بولان و همکاران (۲۰۰۵) گزارش کردند که سولفات آمونیوم دارای بالاترین اسیدیته، معادل (تعداد قسمت‌های موردنیاز وزن آهک برای خنثی کردن ۱۰۰ قسمت کود) ۱۱۰ است و بعدازآن کلرید آمونیوم، اوره، فسفات دی آمونیوم، نیترات آمونیوم و... قرار دارند.

تیان و نیو (۲۰۱۵) کاهش pH خاک درنتیجهٔ افزودن نیتروژن را گزارش کردند. این اثر بر اکوسیستم‌های مختلف مانند مرتع، جنگل‌های استوایی و معتدل متفاوت بود؛ درحالی‌که pH خاک جنگل‌های شمالی تحت تأثیر افزودن نیتروژن قرار نگرفت. همچنین، تیان و نیو (۲۰۱۵) گزارش کردند که فرم‌های NH_4^+ و NO_3^- کودها نسبت به فرم NH_4^+ نقش بیشتری در اسیدی شدن خاک دارند.

۲-۱-۲-۱- رسوبات جوی

رسوبات اتمسفری نیتروژن و گوگرد به اسیدی شدن خاک کمک می‌کنند (سینگ و آگوارال، ۲۰۰۷). انتشار SO_2 و NO_x از فرآیندهای احتراق، منابع اصلی اسیدی شدن خاک در مناطق جنگلی معتدل هستند (سینگ و آگوارال، ۲۰۰۷). چین از سال ۲۰۰۱ انتشار گوگرد را کنترل کرده است، اما خاک (دلتای) رود مروارید دلیل رسوب گوگرد اسیدی شده است (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۹).

باران اسیدی سهم قابل‌توجهی در اسیدی شدن خاک دارد (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷). SO_2 و NO_x گازهای تولیدکننده باران اسیدی هستند. pH باران اسیدی معمولاً" کمتر از ۵/۶ و غلظت (میزان) یون H^+ بیشتر از ۲/۵ میکرواکی‌والان در لیتر است (ایوانز، ۱۹۸۴). فعالیت‌های انسانی مختلفی مسئول انتشار این گازها هستند که از آن جمله می‌توان به احتراق سوخت‌های فسیلی، فرآیندهای

صنعتی، معدنی و غیره اشاره کرد. منبع طبیعی این گازها عبارت‌اند از فوران آتش‌فشان، اقیانوس‌ها، رعدوبرق و فرآیندهای بیولوژیکی (سینگ و آگاوارال، ۲۰۰۷). این گازها با آب و سایر آلاینده‌ها واکنش داده و باعث اسیدی شدن باران می‌شوند. رسوبات مرطوب اسیدی مستقیماً" اسید را به خاک اضافه می‌کنند و هنگامی‌که رسوب خشک شد SO_2 با آب خاک مخلوط شده و اسید (H_2SO_4) تولید می‌کند. به‌طور مشابه، یون‌های NH_4^+ با آب مخلوط شده و اسیدنیتریک تولید می‌کنند. گزارش‌ها نشان می‌دهد که باران اسیدی باعث کاهش قابل‌توجه pH خاک می‌شود (سینگ و آگاوارال، ۲۰۰۷).

افزایش غلظت CO_2 در اتمسفر نیز منبع اسیدی شدن خاک است. CO_2 اتمسفر با آب واکنش داده و اسیدکربنیک تشکیل می‌دهد که رسوب آن ممکن است pH خاک را کاهش دهد. اوه و ریشتر جونیور (۲۰۰۴) گزارش کردند که غلظت CO_2 خاک متناسب با افزایش CO_2 اتمسفر افزایش می‌یابد.

۲-۱-۲-۱- گیاهان لگومینوز (حبوبات)

هاینز (۱۹۸۳) گزارش داد که کشت حبوبات برای مدت کوتاه یا طولانی موجب کاهش pH خاک می‌شود. کشت حبوبات به دلیل اختلال در چرخهٔ کربن و نیتروژن باعث اسیدی شدن خاک می‌شود. فرایندهای معدنی شدن و نیتریفیکاسیون باعث شسته شدن NO_3^- شده و حبوبات در طول تثبیت N_2 کاتیون‌های بیشتری نسبت به آنیون‌ها جذب می‌کنند و درنتیجه یون‌های H^+ بیشتری را از ریشه به محیط خاک آزاد می‌کنند. هنگامی‌که زیست‌تودهٔ حبوبات از خاک حذف می‌شود، pH خاک بیشتر کاهش یافته و باعث اسیدی شدن آن می‌شود (یان و همکاران، ۱۹۹۶). گونه‌های مختلف حبوبات دارای قابلیت‌های اسیدی متفاوتی هستند. حبوباتی که در مناطق گرمسیری رشد می‌کنند نسبت به مناطق معتدل در اسیدی شدن خاک کمتر مؤثر هستند (تانگ و همکاران، ۲۰۱۳). به دلیل اینکه حبوبات دارای سیستم ریشهٔ عمیق هستند، اسیدی شدن لایه‌های پایینی خاک عمومیت بیشتری دارد. خاک سطحی اسیدی را می‌توان به‌راحتی با آهک دادن یا روش‌های دیگر احیا کرد؛ بنابراین، اسیدی شدن خاک در لایه‌های پایینی از طریق حبوبات بیشتر نگران‌کننده است (تانگ و همکاران، ۲۰۱۳). دینکلیکر و همکاران (۱۹۸۹) گزارش کردند که حبوبات، اسیدی شدن را در خاک‌های دارای کمبود فسفر (P) تشدید می‌کنند. بقایای گیاه جوان، با نیتروژن آلی بالاتر و آنیون‌های آلی کمتر، سبب کاهش pH خاک می‌شود و درعین‌حال بقایای گیاه مسن‌تر تمایل به افزایش pH دارد (یان و همکاران، ۱۹۹۶)؛ بنابراین، بازگشت پسماند فعالیت کشاورزی برای جلوگیری از اسیدی شدن خاک مهم است. شسته شدن کربنات‌ها منجر به اسیدی شدن خاک می‌شود؛ زیرا کربنات‌های موجود در خاک به‌عنوان بافر عمل می‌کنند. وانگ و همکاران (۲۰۱۵) گزارش کردند که تا یک سطح معین

(کمتر از ۱ درصد)، کربنات‌ها در خاک جهت حفظ pH خاک و کاهش تأثیر سمی فلزات سنگین موردنیاز است.

۴-۱-۲-۱- اسیدهای آلی

اسیدفرمیک، اسیداستیک و اسیداگزالیک مهم‌ترین اسیدهای آلی هستند که در باران اسیدی وجود دارند (سان و همکاران، ۲۰۱۶). دو منبع (مستقیم و غیرمستقیم) اسیدهای آلی در اتمسفر وجود دارد که به‌طور قابل‌توجهی در تشکیل باران اسیدی نقش دارند (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷).
منابع مستقیم اسیدهای آلی عبارت‌اند از: سوخت فسیلی و سوزاندن زیست‌توده، انتشار از پوشش گیاهی و خودروها، فوران‌های آتش‌فشانی، صاعقه و...، درحالی‌که منابع غیرمستقیم یا ثانویه شامل واکنش‌های ثانویه نظیر پیش‌سازهایی مانند ترپن‌ها، ایزوپرن‌ها، آلدئیدها، اولفین‌های دریایی، هیدروکربن‌ها و... و نور خورشید که در جو رخ می‌دهد، است.

۵-۱-۲-۱- صنایع

فرایندهای صنعتی و معدنی مانند استخراج زغال‌سنگ و کانی‌های حاوی سولفید، تولید لوازم الکترونیکی، منسوجات، چرم‌سازی و فعالیت‌های فرآوری مواد غذایی و تخلیهٔ اسیدها در محیط نیز از عوامل مهم اسیدی شدن خاک هستند (بولان و همکاران، ۲۰۰۵). بسیاری از صنایع دیگر که پساب‌های اسیدی خود را تخلیه می‌کنند باعث اسیدی شدن خاک می‌شود. همچنین، صنایع باعث انتشار SO_x و NO_x در اتمسفر می‌شوند که به‌صورت خشک و مرطوب در خاک رسوب کرده و pH خاک را کاهش می‌دهند.

۲-۱-۲- فرایندهای اسیدی شدن

یون‌های هیدروژن موجود در خاک از منابع گسترده ازجمله چرخه‌های طبیعی بیوژئوشیمیایی حاصل می‌شوند:

۱-۱-۲-۱- چرخهٔ کربن

دی‌اکسید کربن از جو وارد خاک شده و اسیدکربنیک را تشکیل می‌دهد و تجزیهٔ آن یون‌های H^+ را به خاک اضافه می‌کند. به‌طور مشابه، اسیدهای آلی نیز یون H^+ را تولید می‌کنند. سوبستراهای واکنش‌ها از طریق فرایندهای مختلف طبیعی و انسانی در دسترس هستند و فرایندها به‌طورکلی در جهت روبه‌جلو رخ می‌دهند (رابسون، ۲۰۱۲).

$$CO_2 \text{ اتمسفر} \rightarrow CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^-$$
$$\leftrightarrow CO_3^{-2} - \text{واکنش غیرآلی}$$
$$C_6H_{12}O_6 \leftrightarrow RCOOH/ROH \leftrightarrow RCOO^-/RO^- - \text{واکنش آلی}$$

۲-۲-۱-۲- چرخهٔ نیتروژن

چندین شکل از نیتروژن موجود در خاک که از طریق اتمسفر یا فعالیت‌های انسانی رسوب می‌کنند، فرم‌های خود را عوض کرده و یون‌های H^+ تفکیک‌شده را به موجودی یون H^+ خاک اضافه می‌کنند. در چرخهٔ نیتروژن، گیاهان سهم یکسانی در اسیدی شدن خاک دارند؛ زیرا فرایند جذب NH_4^+ و NO_3^- و همچنین تثبیت نیتروژن به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم یون‌های H^+ را در خاک آزاد می‌کند. به‌طور مشابه، فرایندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و تبخیر NH_4^+ باعث اسیدی شدن خاک می‌شوند (بولان و همکاران، ۱۹۹۱). نیتریفیکاسیون نیتروژن آلی، pH خاک را کاهش می‌دهد (یان و همکاران، ۱۹۹۶).

$$\rightarrow \text{نیتروژن اتمسفر، کودها و سایر منابع آلی}$$
$$RNH_2 \leftrightarrow NH_3 \leftrightarrow NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$$
$$NH_4^+ \text{ تبخیر} \rightarrow NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+$$

۳-۲-۱-۲- سایر فرایندها

چرخه‌های گوگرد و فسفر نیز به افزایش یون‌های H^+ در خاک کمک کرده و منجر به اسیدی شدن می‌شوند (رابسون، ۲۰۱۲). کاتیون‌های ضعیف تشکیل‌دهندهٔ هیدروکسید مانند آلومینیوم، منگنز و آهن یا به اشکال قابل‌تبادل یا متصل به ذرات رس و یا مواد آلی با آب واکنش داده و یون‌های H^+ را در خاک آزاد می‌کنند (بلیک، ۲۰۰۵).

$$Al^{3+} + H_2O \rightarrow AlOH^{2+} + H^+$$
$$Al^{3+} + 2H_2O \rightarrow Al(OH)_2^+ + 2H^+$$

مادهٔ آلی خاک پس از تجزیه نیز یون‌های H^+ را آزاد می‌کند (بولان و همکاران، ۱۹۹۱). به همین ترتیب، کانی‌سازی نیتروژن متصل به مواد آلی و به دنبال آن نیتریفیکاسیون محصول، یون‌های H^+ را در خاک آزاد می‌کند.

$$CO_2 + R\text{-}CH_2OH \rightarrow RCOO^- + H_2O + H^+$$
$$R\text{-}C\text{-}NH_2 \rightarrow NH_2 + H^+ \rightarrow NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3 + H_2O + 2H^+$$

۴-۲-۲-۱- باران اسیدی

برای تشکیل باران اسیدی، اکسیدهای گوگرد و نیتروژن نقش اصلی را ایفا می‌کنند. این اکسیدها در مجاورت نور خورشید با آب واکنش داده و مه‌های اسیدی را تشکیل می‌دهند. این مه‌ها پس از متراکم شدن به‌صورت باران اسیدی رسوب می‌کنند. واکنش‌های دخیل در تشکیل باران اسیدی در زیر آورده شده است.

$$SO_2 + H_2O \rightarrow H_2SO_4 \rightarrow H^+ + HSO_3^-$$
$$HSO_3 + O_2 \rightarrow SO_4^{2-} + H^+ + O_2$$
$$2SO_2 + O_2 \rightarrow 2SO_3^-$$
$$SO_3^- + H_2O \rightarrow H_2SO_4$$
$$N_2 + O_2 \rightarrow 2\ NO$$
$$2\ NO + O_2 \rightarrow 2\ NO_2$$
$$4\ NO_2 + O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 4\ HNO_3$$
$$O_3 + NO_2 \rightarrow NO_3 + O_2$$
$$NO_3 + NO_2 \rightarrow N_2O_5$$
$$N_2O_5 + H_2O \rightarrow 2\ HNO_3$$

مولکول‌های ازن (O^3) همچنین مسئول تشکیل باران اسیدی از طریق تولید رادیکال‌های هیدروکسیل هستند که به تجزیهٔ اکسیدهای گوگرد و نیتروژن و سایر مولکول‌های آلی برای تشکیل اسیدهای آلی (اسیدهای فرمیک و استیک) کمک می‌کنند. (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷). اسیدفرمیک از اکسیداسیون فرمالدئید تولید می‌شود. فرمالدئید هیدراته زمانی تولید می‌شود که فرمالدئید با آب ترکیب می‌شود که به‌نوبهٔ خود با رادیکال‌های هیدروکسیل واکنش داده و اسیدفرمیک را تولید می‌کند. واکنش‌های تشکیل اسید آلی عبارت‌اند از:

$$HCHO + H_2O \rightarrow CH_2(OH)_2$$
$$CH_2(OH)_2 + OH \rightarrow CH(OH)_2$$
$$CH(OH)_2 + O_2 \rightarrow HO + HCOOH$$

۳-۱- تأثیرات اسیدی شدن بر ویژگی‌های خاک

اسیدی شدن خاک تأثیرات فراوانی بر حاصلخیزی خاک، فعالیت زیستی و تولیدات گیاهی دارد (جدول ۱-۲). اسیدی شدن خاک به دلیل مداخلات طبیعی یا انسانی ممکن است باعث مشکلات زیر شود:

۱-۳-۱- در دسترس بودن آب

اسیدی شدن خاک، پایداری ساختمانی خاک را تغییر می‌دهد که درنهایت بر تخلخل و ظرفیت نگهداری آب تأثیر می‌گذارد. این نیز به‌نوبهٔ خود ممکن است توانایی گیاه را در استفاده از رطوبت خاک محدود کند.

۱-۳-۲- ناپایداری خاک‌دانه‌ها

افزایش در دسترس بودن موادی مانند اکسیدها و هیدروکسیدهای آلومینیوم و آهن منجر به ساختمان ضعیف خاک و آسیب غیرقابل‌برگشت به میزان ذرات رس در خاک می‌شود. کمبود کلسیم در خاک نیز باعث مشکلات ساختمانی خاک می‌شود (پال و همکاران، ۲۰۱۶).

جدول ۱-۲- تأثیرات pH بر دسترسی به عناصر غذایی و فلزات در خاک

محدوده pH	تأثیرات
کمتر از ۶	معمولاً دسترسی کم به نیتروژن، پتاسیم، گوگرد، فسفر، کلسیم، منیزیم و مولیبدن (Mo) وجود دارد، درحالی‌که حلالیت فلزات سنگین مانند آلومینیوم، آهن، نیکل، کبالت، کادمیوم، کروم، آرسنیک، سرب و... در شرایط اسیدی بالا است.
۶-۷	برای رشد گیاه مطلوب است؛ زیرا اکثر مواد مغذی در این محدودهٔ pH به‌راحتی در دسترس گیاه هستند. بااین‌حال، برخی از گیاهان در pH بالاتر یا کمتر از این محدوده حفظ می‌شوند.
۷/۶-۳/۶	برای فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی مطلوب است و درنتیجه بر دسترسی به عناصر تغذیه‌ای در خاک تأثیر می‌گذارد.
بیشتر از ۷/۸	پتاسیم، گوگرد، کلسیم، منیزیم و مولیبدن فراوان هستند، درحالی‌که دسترسی کافی به نیتروژن، آهن، منگنز، مس، روی و سایر فلزات سمی وجود ندارد.
بیشتر از ۸/۵	فسفر و بور به‌راحتی در دسترس هستند.

۱-۳-۳- چرخه عناصر غذایی

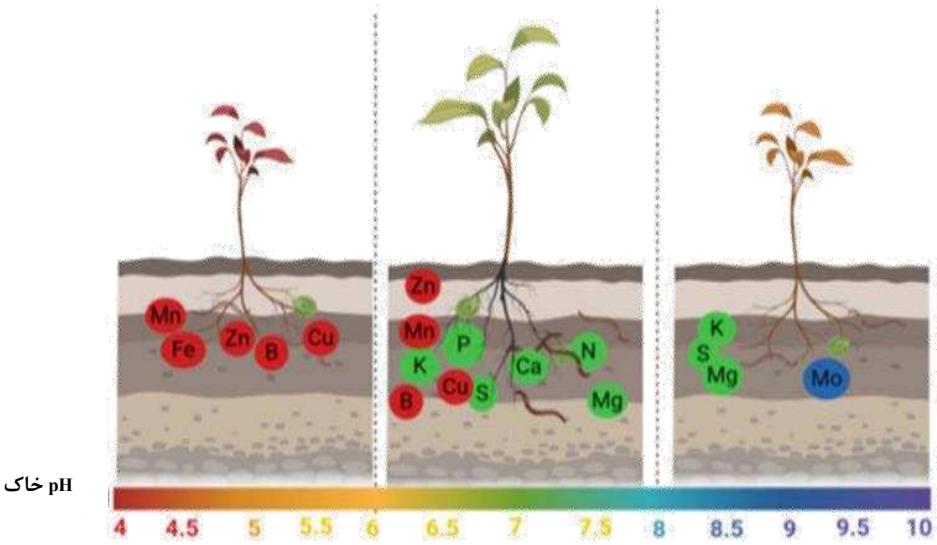
توانایی خاک برای نگهداری عناصر غذایی به‌طور عمده‌ای با ظرفیت‌های تبادل کاتیونی و آنیونی آن مرتبط بوده و به‌نوبهٔ خود تحت تأثیر pH قرار دارد (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۱۷). خاک‌های با مقادیر بالاتر رس و یا مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتری دارند و در مقایسه با خاک‌های سیلتی یا شنی می‌توانند کاتیون‌های بیشتری را در خود نگاه‌دارند (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۱۷). حداکثر عناصر غذایی گیاه در محدودهٔ pH ۶/۵ تا ۷/۵ در دسترس است (دینش و همکاران، ۲۰۱۴). این محدوده pH برای رشد ریشه گیاه نیز مناسب است. دسترسی مس، آهن، روی، منگنز و آلومینیوم در خاک‌های اسیدی افزایش می‌یابد؛ زیرا در pH پایین یون‌های فلزی کمتری به سطح خاک چسبیده و به‌راحتی

در محلول خاک یافت می‌شوند و بنابراین برای جذب گیاه بیشتر در دسترس هستند. در pH پایین، گوگرد و کاتیون‌های قلیایی (Ca^{2+}، Mg^{2+}، K^+ و Na^+) توسط یون‌های H^+ جابه‌جا می‌شوند و ممکن است به دلیل از دست رفتن آن‌ها از طریق شسته شدن یا جذب، دسترسی به آن‌ها ممکن نباشد (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۱۷). نیترات پیوند زیادی با خاک برقرار نمی‌کند و مقدار دسترسی آن به سطوح pH خاک بستگی دارد. به‌طورکلی، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و گوگرد در pH خاک ۶/۵ تا ۸ بیشتر در دسترس هستند؛ درحالی‌که بور، مس، آهن، منگنز، نیکل و روی در pH خاک ۵ تا ۷ بیشتر در دسترس هستند.

pH خاک کمتر از ۶ ممکن است باعث کمبود نیتروژن، فسفر، گوگرد، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک شود که به دلیل کاهش فراهمی زیستی آن‌ها در شرایط اسیدی است (شکل ۱-۵). در pH بالای ۷/۵، بیشترین تعداد مواد مغذی گیاه (به‌ویژه ریزمغذی‌ها) در دسترس نیست، به‌جز مولبیدن که در pH نسبتاً قلیایی فراوان است (شکل ۱-۵). در خاک اسیدی رشد ریشهٔ گیاهان بسیار کم است که به دلیل در دسترس بودن کمتر مواد مغذی ضروری برای رشد گیاه است (ماتسوموتو و همکاران، ۲۰۱۷)؛ اما نیتروژن، گوگرد و پتاسیم عناصر اصلی گیاه هستند که تا حدودی کمتر تحت تأثیر اسیدی شدن خاک قرار می‌گیرند.

فسفر مستقیماً تحت تأثیر شرایط خاک بوده و در pH خاک بالا و پایین در دسترس گیاهان قرار نمی‌گیرد. در pH بیشتر از ۷/۵، یون‌های فسفات با منیزیم و کلسیم واکنش داده و کمپلکس‌های نامحلول تشکیل می‌دهند.

به‌طور مشابه، در خاک اسیدی یون‌های فسفات با آلومینیوم و آهن واکنش می‌دهند تا ترکیبات با حلالیت کمتر را تشکیل دهند (پن و کامبراتو، ۲۰۱۹).



قابلیت دسترسی زیستی مواد مغذی گیاه به pH خاک

شکل ۱-۵- دسترسی مواد مغذی گیاه در محدودهٔ pH خاک اسیدی، خنثی و قلیایی

$$Ca^{2+}(H_2PO_4) + 2Ca^{2+} \leftrightarrow Ca_3(PO_4)_2 + 4H^+$$
(نامحلول) (جذب‌شده) (محلول)
$$Al^{3} + (H_2PO_4) \leftrightarrow 2H^+ + Al(OH)_2H_2PO_4$$
(نامحلول) (محلول)

۱-۳-۴- سمیت فلزی

تحرک فلزات با کاهش pH خاک افزایش می‌یابد و درصورتی‌که از سطوح آستانهٔ خاصی عبور کند ممکن است تأثیرات سمی روی موجودات زنده ایجاد کند (گاتام و آگراوال، ۲۰۱۹). حضور فلزاتی مانند کادمیوم، کروم، آرسنیک و سرب برای موجودات زندهٔ خاک و رشد و نمو گیاهان مضر است (چیبوئیک و اوبیورا، ۲۰۱۴). در pH کمتر از ۵/۵، غلظت بالای آلومینیوم و منگنز در محلول خاک می‌تواند به سطوح سمی برسد و تولید محصول را محدود کند (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۰۹). آلومینیوم برای گیاهان سمی بوده و رشد ریشه را به‌شدت محدود می‌کند. اسیدیتهٔ خاک ممکن است از دست رفتن عناصر غذایی خاک مانند منگنز، مس، آهن، بور و روی را افزایش دهد (احمدپور،

۲۰۱۱). سطوح پایین کلسیم و منیزیم به دلیل رقابت با فلزات ممکن است باعث مشکلات سلامتی در دام مانند تب مالت و کزاز علفی شود (بوم، ۲۰۰۲).

۵-۳-۱- خصوصیات زیستی خاک

ریز موجودات خاک‌زی (عمدتاً باکتری‌ها و قارچ‌ها) توانایی حل کردن مواد مغذی، تجزیه مواد آلی و بازسازی عناصر غذایی معدنی ثانویه را دارند. اسیدی شدن خاک باعث کاهش و حتی توقف فعالیت و بقای موجودات مفید خاک مانند تثبیت‌کننده‌های نیتروژن، تجزیه‌کننده‌ها و بازیافت‌کننده‌های مواد مغذی می‌شود (جاکوبی و همکاران، ۲۰۱۷)؛ بنابراین، اسیدیتهٔ خاک در حال تبدیل‌شدن به یک مشکل عمده در سیستم‌های کشاورزی مدرن است که بر جامعهٔ میکروبی خاک تأثیر می‌گذارد (لی و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه‌براین، فرایندهای ذکرشده در بالا در محدودهٔ pH مطلوب اتفاق می‌افتند و اسیدی شدن خاک این فرایندها را کاهش داده و تعادل اکولوژیکی خاک را مختل می‌کند (هایاکاوا و همکاران، ۲۰۱۴). روسک و همکاران (۲۰۱۰) و لابر و همکاران. (۲۰۰۹) گزارش دادند که تنوع میکروبی در خاک‌های نزدیک به محدوده خنثی، بالا بوده و در خاک‌های اسیدی به میزان قابل‌توجهی کاهش می‌یابد.

فعالیت میکروبی در pH ۵ و کمتر به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌یابد (رشید و همکاران ۲۰۱۶). برخی از میکروارگانیسم‌های «اختصاصی» مانند باکتری‌های نیترات‌ساز و تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن مرتبط با بسیاری از گیاهان خانواده لگومینوز، معمولاً زمانی که pH خاک به زیر ۶ می‌رسد، عملکرد ضعیفی دارند (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۰۹). ایجاد گره در ریشهٔ گیاهان خانواده لگومینوز از طریق pH خاک تنظیم می‌شود. در خاک اسیدی، بیش از ۹۰ درصد از گره‌های تشکیل‌شده در حبوباتی مانند لوبیا چشم‌بلبلی، یونجه، نخود و سویا به دلایل نامشخص از بین می‌روند (فرگوسن و همکاران، ۲۰۱۳). علاوه‌براین، pH پایین خاک هم بقای ریزوبیوم و هم رشد ریشه را محدود می‌کند و ازاین‌رو شانس تماس ریشه با باکتری‌ها را کاهش می‌دهد و درنتیجه کمبود نیتروژن در خاک ایجاد می‌شود (فرگوسن و همکاران ۲۰۱۳). به‌عنوان‌مثال، یونجه (که از خانوادهٔ لگومینوز یا حبوبات است) در خاک‌هایی با pH بیشتر از ۶/۲ بهترین رشد را دارد و باکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن نیز به‌خوبی رشد می‌کنند (مک‌کالی و همکاران، ۲۰۰۹). در خاک اسیدی به دلیل کاهش سرعت معدنی شدن عناصر غذایی توسط میکروارگانیسم‌ها، در دسترس بودن مواد مغذی گیاهان کاهش می‌یابد (ژالنینا و همکاران، ۲۰۱۵). غلبهٔ قارچ در خاک اسیدی، به دلیل توانایی رشد در محدوده وسیع از pH، بیشتر از باکتری است (هرولد و همکاران، ۲۰۱۲). قارچ‌ها می‌توانند در محدودهٔ pH ۵/۵-۴/۷ به بهترین وجه رشد کنند. بااین‌حال، رشد زیاد باکتریایی در pH ۵/۵ تا ۷ رخ می‌دهد. در شرایط اسیدی خاک عمدتاً

قارچ‌ها غالب هستند؛ درحالی‌که در pH بالای خاک، باکتری‌های دنیتریفیکاتور غالب هستند (چن و همکاران، ۲۰۱۵).

مواد آلی خام اغلب درنتیجهٔ کاهش فعالیت بیولوژیکی و تجزیه نشدن مواد آلی در سطح خاک تشکیل می‌شوند. میکروارگانیسم‌های مفید خاک ممکن است از بازیافت مواد مغذی جلوگیری کنند (به‌عنوان‌مثال، ممکن است عرضهٔ نیتروژن کاهش یابد). هنگامی‌که pH خاک به‌شدت اسیدی یا بازی است، ممکن است تغییرات pH برای به‌دست آوردن شرایط رشد بهینه برای محصولات خاص موردنیاز باشد.

۴-۱- تأثیرات اسیدی شدن خاک بر گیاهان

خاک‌ها گیرندهٔ اصلی نهشته‌های اسید هستند و به‌عنوان مخزن عمل می‌کنند. گزارش‌شده است که اسیدی شدن خاک همراه با باران اسیدی تأثیرات مضری بر گیاهان دارد (بولان و همکاران، ۲۰۰۵). افزایش میزان اسیدیتهٔ خاک یک مشکل جهانی بوده و تقریباً ۴۰ درصد زمین‌های زراعی اسیدی هستند (فرگوسن و همکاران، ۲۰۱۷)

نهشته‌های اسیدی بسیار موردبحث بوده و از دههٔ ۱۹۷۰ در کشورهای اروپایی و ایالات‌متحده موردتوجه عموم قرارگرفته است. رسوب اسید اکنون به یک مشکل مهم در جنوب آسیا تبدیل‌شده است (منز و سیپ، ۲۰۰۴). رسوب اسیدی می‌تواند گیاهان عالی را از طریق سطوح برگی یا از طریق ریشه تحت تأثیر قرار دهد. در رسوب اسیدی، طیف وسیعی از حساسیت گیاهان نشان داده‌شده است. ریشه‌های جوان، تارهای کشندهٔ ریشه، برگ‌ها و شاخه‌های انتهایی به شرایط اسیدی بسیار حساس هستند (لال، ۲۰۱۶). رشد گیاه می‌تواند به‌طور مستقیم و غیرمستقیم توسط رسوب اسیدی تحت تأثیر قرار گیرد. اثر مستقیم رسوب اسید شامل آسیب برگی است که درنهایت باعث تغییرات فیزیولوژیکی و مورفولوژیکی، لکه‌های نکروزه و تغییر رنگ می‌شود (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷؛ کونو، ۲۰۱۷). ساختارهای گیاهی، به‌ویژه برگ‌ها، به‌شدت به رسوب اسیدی حساس هستند (دو و همکاران، ۲۰۱۷). برخی از تغییرات معمول مشاهده‌شده در گیاهان به دلیل رسوب اسیدی عبارت‌اند از: حذف موم‌های کوتیکولی ناشی از تغییر در ترکیب شیمیایی آن (الیوت کینگستون و همکاران، ۲۰۱۴)، افزایش نفوذپذیری غشاء (جین و همکاران، ۲۰۱۳)، کاهش محتوای کلروفیل (دو و همکاران، ۲۰۱۷)، تغییر میزان تنفس تاریکی (لیانگ و همکاران، ۲۰۱۳) و ازدست‌دادن عادت تحمل سرما (منز و سیپ، ۲۰۰۴). همچنین، خاک اسیدی می‌تواند از جوانه‌زنی بذر و زنده‌مانی گیاهچه جلوگیری کند (لیو و همکاران، ۲۰۱۱).

جدول ۱-۳- حساسیت محصولات زراعی رایج و گونه‌های علوفه‌ای و مقادیر pH خاک که زیر آن رشد ممکن است محدود شود (اقتباس از گولدینگ ۲۰۱۶).

شماره	pH خاک بحرانی	محصولات زراعی و علوفه‌ای
۱	۶	لوبیا زراعی (*Vicia faba*)
۲	۶/۲	یونجه (*Medicago sativa*)
۳	۵/۹	جو (*Hordeum vulgare*) چغندرقند (*Beta vulgaris*) نخود (*Pisum sativum*) ماشک (*Vicia sativa*) شبدر قرمز (*Trifolium* spp.)
۴	۵/۶	کلزا دانه روغنی (*Brassica napus*) شبدر سفید (*Trifolium* spp.)
۵	۵/۵	ذرت (*Zea mays*) گندم (*Triticum aestivum*)
۶	۵/۴	کلم‌پیچ (*Brassica oleracea* var. *acephala*) شلغم زرد (*Brassica napus* var. *napobrassica*) کتان (*Linum usitatissimum*) شلغم (*Brassica rapa*)
۷	۵/۳	جو دو سر (*Avena* spp.) دم‌گربه‌ای چمن‌زاری (*Phleum pratense*) علف باغ (*Dactylis glomerata*)
۸	۴/۹	سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum*) چاودار (*Scale cereale*)
۹	۴/۷	علف بره (*Festuca* spp.)

تأثیرات غیرمستقیم رسوب اسیدی شامل پژمردگی تاج، کاهش تاج پوشش و افزایش مرگ‌ومیر گیاهان است (هانگ و همکاران، ۲۰۱۵). تأثیرات اسیدی شدن خاک درنهایت منجر به کاهش رشد گیاه شده و در شرایط شدید، خشکی کل جنگل رخ می‌دهد (هانگ و همکاران، ۲۰۱۵). علاوه‌براین، pH ۳/۸ و ۵/۴ به‌طور متوسط از سرعت جوانه‌زنی بذرهای درخت نوئل، کاج جنگلی و توس نقره‌ای جلوگیری می‌کند (رید و واتموق، ۲۰۱۴). همچنین، گزارش شده که ۳۴ درصد جمعیت درختان، تغییر رنگ سوزن و ریزش برگ را نشان دادند. حدود نیمی از جنگل‌های آلمان تا پایان سال ۱۹۸۴ به بیماری مبتلا شدند. پس از مشاهدهٔ خسارات بزرگ در یک اکوسیستم جنگل در آلمان،

ایالات‌متحده و اروپا تحقیقات گسترده‌ای را برای اندازه‌گیری تلفات اکوسیستم ناشی از بارش اسیدی، پیش‌سازهای آن و اثرات احتمالی آن‌ها بر جنگل‌ها آغاز کردند (سازمان ملل/ کمیسیون اروپا، ۲۰۰۲).

۱-۴-۱- تأثیرات روی گیاهان زراعی

حساسیت گیاهان به اسیدی شدن خاک ممکن است بسته به گونه‌های مختلف گیاهان و با توجه به سطح تحمل آن‌ها نسبت به اسیدیته بسیار متفاوت باشد؛ بنابراین، گیاهان دارای محدودهٔ pH بهینه خاک متفاوتی هستند (ماتسوموتو و همکاران، ۲۰۱۷). تأثیر اسیدیتهٔ خاک بر رشد گیاه فراوان بوده و معمولاً تأثیرات زیادی بر ناحیه ریشه دارد. در جدول ۱-۳ فهرست برخی از گونه‌های زراعی و مرتعی ارائه شده که نسبت به اسیدی شدن خاک زیر سطح pH معین حساس هستند. pH بحرانی خاک بسته به رقم و بافت خاک متفاوت است؛ بنابراین، مقادیر بحرانی ذکرشده در مقالات متفاوت است. برخی از محصولات باغی، حبوبات معتدل و علف‌ها به شرایط اسیدی خاک بسیار حساس هستند (مانند هویج، کلم، گوجه‌فرنگی، یونجه، شبدر سفید، ماکادمیا، موز، آووکادو، سرخالو، چچم چندساله و شبدر قرمز) (گولدینگ، ۲۰۱۶؛ تومیک و همکاران، ۲۰۱۸). علاوه‌براین، محصولاتی مانند لوبیا چشم‌بلبلی، جو دوسر، علف انگشتی، سیب‌زمینی شیرین، علف کیکویو، علف کاتالینا و نیشکر بسیار متحمل هستند (هالینگ و همکاران، ۲۰۱۱). بااین‌وجود، اسیدیتهٔ شدید خاک موجب محدود شدن رشد همه گونه‌های گیاهی، ازجمله گونه‌های بسیار متحمل می‌شود (گولدینگ، ۲۰۱۶). pH خاک شاخص اصلی وضعیت خاک است که با افزایش عدم دسترسی به عناصر ضروری بر عملکرد و کیفیت محصولات تأثیر می‌گذارد (مورگنسترن و همکاران، ۲۰۱۰). شرودر و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که کاهش عملکرد گندم در اوکلاهاما بین سال‌های ۱۹۹۵ و ۲۰۰۲ با تغییر بیشتر در pH خاک در همان دورهٔ زمانی مطابقت داشت. در شرایط pH پایین خاک، سیستم ریشه گیاه آسیب دیده و رشد آن کاهش می‌یابد، اما علائمی که در کمبود نیتروژن یا پتاسیم دیده می‌شود ظاهر نمی‌گردد.

تأثیرات مخرب بر گیاهان به دلیل انحلال زیاد عناصر مضر در خاک اسیدی عبارت‌اند از:

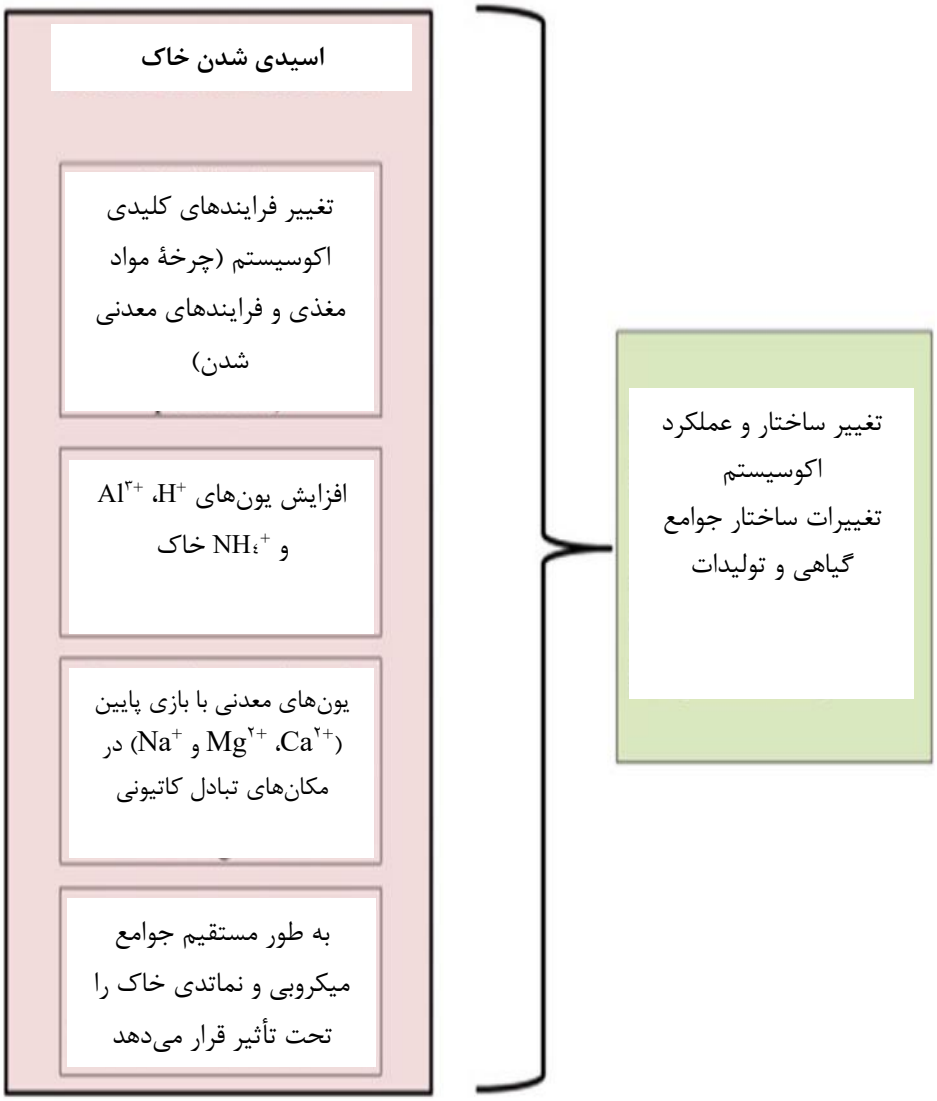
۱. رشد ضعیف و غیرعادی ریشهٔ گیاهان به دلیل آزاد شدن مقادیر زیاد Al^{3+} در خاک اسیدی. ازنظر مورفولوژیکی، ریشه‌ها سفت، کوتاه و ضخیم می‌شوند. ریشه‌های ریز رشد ضعیفی دارند؛ بنابراین، جذب ناکافی آب و مواد مغذی توسط سیستم ریشهٔ ضعیف و ناکارآمد تسهیل می‌شود (روت و همکاران، ۲۰۰۱؛ بوجورکوئز کئینتا و همکاران، ۲۱۷).

۲. خاک‌هایی که به دلیل فعالیت‌های کشاورزی اسیدی شده‌اند، مستعد سمیت منگنز هستند. حبوباتی مانند لوبیا خشک که در مناطق معتدل رشد می‌کند نسبت به اشکال محلول منگنز

در غلظت‌های بالاتر حساسیت نشان می‌دهند. اخیراً مشاهده شده که آفریقای جنوبی به دلیل افزایش سمیت منگنز با مشکل گسترده‌ای مواجه است (ریچمن، ۲۰۰۲).

۲-۴-۱- تأثیرات بر ساختار جامعه گیاهی

ساختار جامعهٔ گیاهی از ساختار اکوسیستم و عملکردهایی نظیر حاصلخیزی، انعطاف‌پذیری و پایداری پشتیبانی می‌کند (دوسیاک و هالپرن، ۲۰۱۰؛ کاردینال و همکاران، ۲۰۱۲). رسوب اتمسفری به دلیل فعالیت‌های انسانی مختلف، منجر به افزایش قابل‌توجه اسیدیتهٔ خاک ناشی از سوخت‌های فسیلی، انتشارات کشاورزی، تخلیه زباله و غیره می‌شود (گروگ و آیون، ۲۰۱۱). مسیر تغییرات ناشی از اسیدی شدن خاک در ساختار و حاصلخیزی جامعهٔ گیاهی در شکل ۱-۶ نشان داده‌شده است. چندین مطالعهٔ کاهش ساختار جامعهٔ گیاهی و تولید اندام هوایی گیاهان به دلیل افزایش اسیدی شدن خاک را تأیید کرده است (بلیک و همکاران، ۱۹۹۴؛ استیونز و همکاران، ۲۰۱۰؛ ون دن برگ و همکاران، ۲۰۱۱). چن و همکاران (۲۰۱۳) کاهش بیشتر در غنای گونه‌های گیاهی و تولید گیاهان *Stipa grandis*، *Agropyron cristatum*، *Achnatherum sibiricum*، *Cleistogenes squarrosa*، *Carex korshinskyi*، *Chenopodium aristatum*، *Salsola collina* و *Chenopodium glaucum* را در دومین سال نمونه‌برداری نسبت به سال اول نمونه‌برداری در هفت شرایط اسیدی مختلف (۰، ۲/۷۶، ۵/۵۲، ۸/۲۸، ۱۱/۰۴، ۱۳/۸۰ و ۱۶/۵۶ مول H^+ در مترمربع به شکل محلول اسیدسولفوریک) در منطقهٔ نیمه‌خشک علف‌زار مغولستان را نشان دادند.



شکل ۱-۶- تأثیرات اسیدی شدن خاک بر ساختار جامعهٔ گیاهی از طریق مسیرهای مختلف.

زرفوس و همکاران (۲۰۱۹) خاک و پوشش گیاهی را در ۲۰ حوضهٔ آبخیز مختلف در جنگل‌های پهن‌برگ پارک آدیروناک، نیویورک بررسی کردند. این جنگل معتدلهٔ شمالی با خاک اسیدی مشخص می‌شود (pH بین ۲/۹۶ تا ۴/۵۶) که عمدتاً به دلیل آب‌شویی گنیس‌های گرانیتی/ سنگ

فرارسوبی و رسوبات جوی است. این مطالعه کاهش قابل‌توجهی را در تنوع و غنای گیاهان در مکان-هایی که pH خاک بسیار پایین است (pH <۳) نشان داد. همچنین، اسیدی شدن خاک ترکیب جوامع گیاهی را تغییر داده بود.

۵-۱- استراتژی‌های سازگاری برای مبارزه با اسیدی شدن خاک

اسیدی شدن خاک در مناطقی که خاک‌ها قادر به حفظ سطح pH کاهشی خود نیستند، در حال تبدیل‌شدن به یک معضل است (کونیکریشنان و همکاران، ۲۰۱۶). با ظهور عصر صنعتی، انتشارات مختلف غنی از گوگرد و نیتروژن از منابع مختلف منجر به بارش‌های اسیدی شد که موجب اسیدی شدن خاک شده است. سایر فعالیت‌ها مانند استخراج معدن و متالورژی نیز ورودی اسید تولیدشده توسط اکسیداسیون پیریت را افزایش می‌دهند (پال، ۲۱۷). این اقدامات منجر به تخریب و کاهش گستردهٔ گیاهان و جانوران مناطق آسیب‌دیده شد. از این دیدگاه، کاهش و مدیریت خاک اسیدی بایستی موردتوجه قرار گیرد. برای مقابله با مسئلهٔ اسیدی شدن خاک، سه راهبرد اصلی می‌تواند در نظر گرفته شود:

۱. کاهش میزان تولید یون H^+،
۲. کاهش وسعت فرایندهای دخیل در تشکیل یون‌های H^+ و OH^-
۳. مقابله با اسیدیتهٔ تولیدشده (بولان و همکاران، ۲۰۰۳).

شکل ۱-۷- مواد آهکی مختلف و ارزش خنثی‌کنندگی آن‌ها به‌صورت درصد وزنی آهک خالص بیان‌شده است (اصلاح‌شده از بولان و همکاران ۲۰۰۳)

این استراتژی‌ها را می‌توان با افزودن برخی مواد خنثی‌کننده به خاک اجرا کرد.
در قدیم، افزودن اشکال مختلف آهک (شکل ۱-۷) متداول‌ترین روش مورداستفاده برای کاهش اسیدیتهٔ خاک بوده است (گولدینگ، ۲۰۱۶). بااین‌حال، مقدار مواد آهکی موردنیاز برای تنظیم اسیدیته به ظرفیت بافری خاک و ارزش خنثی‌کنندگی مواد آهکی بستگی دارد (شکل ۱-۷).
جدا از مواد آهکی عمومی، از موادی که پتانسیل آهکی حاوی کلسیم دارند مانند سنگ فسفات، گچ، خاکستر دیگ بخار بستر سیال و خاکستر بادی نیز برای اصلاح اسیدیتهٔ خاک استفاده می‌شود (دالفیلد، ۲۰۱۷). سنگ‌های فسفاته از دو ماده تشکیل‌شده‌اند. کربنات کلسیم آزاد ($CaCO_3$) و آپاتیت که به‌عنوان فسفات معدنی است (گولدینگ، ۲۰۱۶). سنگ‌های فسفاته به دلیل وجود $CaCO_3$ آزاد دارای پتانسیل آهکی هستند و ظرفیت مصرف یون H^+ آپاتیت باعث کاهش اسیدیتهٔ خاک می‌شود. بخش $CaCO_3$ سنگ‌های فسفات به‌سرعت حل شده و پاسخ فوری به اسیدیتهٔ خاک را ارائه می‌دهد. درحالی‌که آپاتیت ماده‌ای است که به‌آرامی حل شده و باعث می‌شود، سنگ‌های فسفات مدت طولانی‌تری دوام می‌آورند (زاپاتا و سیکورا، ۲۰۰۲). گوگردزدایی گاز دودکش (FGD) و گچ ($CaSO_4,2H_2O$) نیز به‌عنوان اصلاح‌کنندهٔ خاک در برابر اسیدیته استفاده می‌شود. حلالیت متوسط گچ FGD در آب (حلالیت ۲/۵ گرم در لیتر) آن را به منبع خوبی از Ca^{2+} و SO_4^{2-} در خاک تبدیل می‌کند. علاوه‌براین، از آن برای اصلاح اسیدیته و قلیایی بودن خاک استفاده می‌شود (والیا و دیک، ۲۰۱۶؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۶).
دومین مادهٔ خنثی‌کننده اسیدیته خاک که به‌طور گسترده مورداستفاده قرار می‌گیرد، بیوسولیدهای قلیایی تثبیت‌شده است، یعنی پوسته برنج، کود حیوانی، خاکستر چوب و پیت (بولان و همکاران، ۲۰۰۳؛ بهاک، ۲۰۱۷). این موارد به‌طور گسترده در منطقهٔ کشاورزی به‌عنوان جایگزینی برای اصلاح غیرآلی مانند آهک، سنگ‌آهک، خاکستر زغال‌سنگ، سیمان و گردوغبار کوره آهک استفاده می‌شوند (اوکابو و یاکوبو، ۲۰۰۰). مواد آهکی تثبیت‌شده با آلکالین برای افزایش pH خاک به ۶/۵ و بیشتر توسط آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات‌متحده توصیه می‌شود (بولان و همکاران، ۲۰۰۳).
به‌غیراز خنثی‌کننده‌های متداول اسیدیتهٔ خاک، بیوچار در کاهش اسیدی شدن خاک نیز استفاده می‌شود. بیوچار از ذخایر مواد خام پیرولیزشده، نظیر لیگنوسلولز و کود در دماهای مختلف بین ۲۰۰ تا ۷۰۰ درجه سانتیگراد تولید می‌شود. خواص کلی بیوچار عبارت‌اند از: (۱) تنظیم اسیدیتهٔ خاک توسط کربنات‌ها، سیلیکات، اکسیدهای قلیایی و گروه‌های اکسیژن عملکردی و (۲) نگهداری منبع مواد مغذی خاک با مکمل درشت مغذی‌ها (نیتروژن، فسفر، پتاسیم و کلسیم) و ریزمغذی‌ها (مس و روی). علاوه‌براین، ظرفیت تبادل کاتیونی بالای بیوچار به حفظ مواد مغذی در خاک کمک می‌کند (دای و همکاران، ۲۰۱۷). خواص بیوچار با توجه به شرایط تولید آن متفاوت است. به‌عنوان‌مثال،

لتمان و جوزف (۲۰۱۵) گزارش دادند که pH بیوچار تولیدشده در دمای ۳۹۹-۳۰۰ درجهٔ سانتیگراد ۵ بود؛ درحالی‌که تولید آن در ۶۹۹-۶۰۰ درجهٔ سانتیگراد pH ۹ را نشان داد.
بیوچارها را می‌توان در بهینه‌سازی پسماندها، تولید انرژی، کاهش تغییرات آب‌وهوایی استفاده کرد و همچنین به دلیل ماهیت قلیایی و ظرفیت بافری بالای pH، واکنش‌های مثبتی بر pH خاک نشان می‌دهد. همچنین، برای کاهش دسترسی زیستی آلومینیوم و کاهش سمیت آن در خاک اسیدی شناخته‌شده است (دای و همکاران، ۲۰۱۷). بااین‌حال، اشکال عمدهٔ استفاده از بیوچار در مقیاس بزرگ، هزینهٔ تولید آن و ازدست‌دادن بخش عظیمی از مواد اولیه است. مهم‌تر از همه، تعدیل اسیدی شدن خاک تنها با به حداقل رساندن انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از انسان و ایجاد جنگل حاصل می‌شود (هانگ و همکاران، ۲۰۱۸).

۶-۱- نتیجه‌گیری

خاک رابطی بین اتمسفر، لیتوسفر، هیدروسفر و بیوسفر متصل است؛ بنابراین، اسیدی شدن خاک می‌تواند کل ساختار و عملکرد اکوسیستم را تغییر دهد. رسوبات نیتروژن، گوگرد، دی‌اکسیدکربن و سایر مواد تشکیل‌دهندهٔ اتمسفر، تخلیه پساب‌ها و ضایعات جامد، هوازدگی مواد اولیهٔ دارای ترکیبات اسیدی، فعالیت‌های کشاورزی شدید و بارش زیاد محرک‌های اصلی اسیدی شدن خاک هستند. کاهش pH باعث بدتر شدن حاصلخیزی خاک، ازدست‌رفتن پایداری خاک‌دانه‌ها و کاهش فعالیت‌های بیولوژیکی خاک به دلیل سمیت فلزات می‌شود. زیستگاه‌های خشکی و آبی تحت تأثیر شسته شدن مداوم کاتیون‌های پایهٔ مهم (Na^{+}، Ca^{2+}، Mg^{2+} و K^{+}) و افزایش انحلال فلزات سمی (Al^{3+}، Cr^{2+}، Cd^{2+} و Pb^{2+}) قرار می‌گیرند.
گیاهان و جانوران خاک موجوداتی هستند که تحت تأثیر مستقیم اسیدی شدن خاک قرار می‌گیرند. تغییر در خواص خاک به دلیل اسیدی شدن خاک بر رشد، نمو و تولید گیاهان زراعی تأثیر می‌گذارد که همواره بر اقتصاد کشورها مؤثر است. الگوی ساختار جامعه گیاهی یک عامل ضروری برای ارزیابی تغییرات ناشی از اسیدی شدن خاک است. رسوبات جوی (نیتروژن و گوگرد) باعث انحلال کوتیکول می‌شود و در دسترس نبودن مواد مغذی ضروری به مقدار کافی بر غنای گونه‌های گیاهی و بهره‌وری آن‌ها تأثیر می‌گذارد. برای اصلاح خاک اسیدی‌شده از اصلاح‌کننده‌های مختلف خاک مانند آهک، فسفات و زباله‌های زیستی استفاده می‌شود. بااین‌حال، استفاده از به‌سازی مناسب در دودکش‌ها، پیش‌تصفیهٔ مناسب پسماندها و جنگل‌کاری، مناسب‌ترین روش‌های زیست‌محیطی برای مبارزه با اسیدی شدن خاک هستند.

منابع

Ahmadpour P (۲۰۱۱) Evaluation of four plant species for phytoremediation of cadmium- and copper-contaminated soil (Doctoral dissertation, Universiti Putra Malaysia).
Albers E, Bach W, Klein F, Menzies CD, Lucassen F, Teagle DA (۲۰۱۹) Fluid-rock interactions in the shallow Mariana forearc: carbon cycling and redox conditions. Solid Earth ۱۰(۳):۹۰۷–۹۳۰
Behak, L (۲۰۱۷) Soil stabilization with Rice husk ash. Rice: Technology and Production, ۲۹
Bhattacharyya T, Pal DK (۲۰۱۵) The soil: a natural resource. Soil Science: An Introduction, Indian Society of Soil Science, New Delhi
Blake L (۲۰۰۵) Acid rain and soil acidification. In: Hillel D et al (eds) Encyclopedia of soils in the environment. Academic, New York, pp ۱–۱۱
Blake L, Johnston AE, Goulding KWT (۱۹۹٤) Mobilization of aluminium in soil by acid deposition and its uptake by grass cut for hay-a chemical time bomb. Soil Use Mgmt ۱۰(۲):۵۱–۵۵
Bojorquez-Quintal E, Escalante-Magana C, Echevarria-Machado I, Martinez-Estevez M (۲۰۱۷) Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. Frontiers Plant Sc ۸:۱۷٦۷
Bolan NS, Adriano DC, Curtin D (۲۰۰۳) Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. Adv Agronomy ۷۸(۲۱):۵–۲۷۲
Bolan NS, Curtin D, Adriano DC (۲۰۰۵) Acidity. In: Hillel, D (ed.) encyclopedia of soils in the environment. Elsevier pp ۱۱–۱۷
Bolan NS, Hedley MJ, White RE (۱۹۹۱) Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume-based pastures. Plant Soil ۱۳٤(۱):۵۳–٦۳
Boom R (۲۰۰۲) Healthy soil, healthy grass, healthy stock-the balanced approach. In First Virtual Global Conference on Organic Beef Cattle Production
Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Kinzig AP (۲۰۱۲) Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature ٤۸٦(۷٤۰۱):۵۹
Chen D, Lan Z, Bai X, Grace JB, Bai Y (۲۰۱۳) Evidence that acidification-induced declines in plant diversity and productivity are mediated by changes in below-ground communities and soil properties in a semi-arid steppe. J Ecol ۱۰۱(۵):۱۳۲۲–۱۳۳٤
Chen D, Li J, Lan Z, Hu S, Bai Y (۲۰۱٦) Soil acidification exerts a greater control on soil respiration than soil nitrogen availability in grasslands subjected to long-term nitrogen enrichment. Funct Ecol ۳۰(٤):٦۵۸–٦٦۹
Chen H, Mothapo NV, Shi W (۲۰۱۵) Soil moisture and pH control relative contributions of fungi and bacteria to N۲O production. Microb Ecol ٦۹(۱):۱۸۰–۱۹۱.
Chibuike GU, Obiora SC (۲۰۱٤) Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. App Environ Soil Sc ۲۰۱٤:۱–۱۲
Choudhary KK, Pandey D, Agrawal SB (۲۰۱۳) Deterioration of rhizospheric soil health due to elevated ultraviolet-B. Archives Agronomy Soil Sc ۵۹(۱۰):۱٤۱۹–۱٤۳۷
Dai Z, Zhang X, Tang C, Muhammad N, Wu J, Brookes PC, Xu J (۲۰۱۷) Potential role of biochars in decreasing soil acidification-a critical review. Sc Tot Environ ۵۸۱:٦۰۱–٦۱۱
Dalefield R (۲۰۱۷) Veterinary toxicology for Australia and New Zealand. Elsevier
Dinesh R, Srinivasan V, Hamza S, Anandaraj M (۲۰۱٤) Massive phosphorus accumulation in soils: Kerala's continuing conundrum. Current Sc ۱۰۳(٦):۳٤۳–۳٤٤

Dinkelaker B, Romheld V, Marschner H (۱۹۸۹) Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (Lupinus albus L.). Plant Cell Environ ۱۲(۳):۲۸۵–۲۹۲
Dovciak M, Halpern CB (۲۰۱۰) Positive diversity–stability relationships in forest herb populations during four decades of community assembly. Ecol Lett ۱۳(۱۰):۱۳۰۰–۱۳۰۹
Du E, Dong D, Zeng X, Sun Z, Jiang X, de Vries W (۲۰۱۷) Direct effect of acid rain on leaf chlorophyll content of terrestrial plants in China. Sc Tot Environ ٦۰۵:۷٦٤–۷٦۹
Duan L, Yu Q, Zhang Q, Wang Z, Pan Y, Larssen T, Mulder J (۲۰۱٦) Acid deposition in Asia: emissions, deposition, and ecosystem effects. Atmospheric Environ ۱٤٦:۵۵–٦۹
Elliott-Kingston C, Haworth M, McElwain JC (۲۰۱٤) Damage structures in leaf epidermis and cuticle as an indicator of elevated atmospheric Sulphur dioxide in early Mesozoic floras. Rev Palaeobotany Palynology ۲۰۸:۲۵–٤۲
Evans LS (۱۹۸٤) Botanical aspects of acidic precipitation. Bot Rev ۵۰(٤):٤٤۹–٤۹۰
Ferguson B, Lin MH, Gresshoff PM (۲۰۱۳) Regulation of legume nodulation by acidic growth conditions. Plant Signaling and Behavior ۸(۳):e۲۳٤۲٦
Gautam M, Agrawal M (۲۰۱۹) Identification of metal tolerant plant species for sustainable phytomanagement of abandoned red mud dumps. Appl Geochem ۱۰٤:۸۳–۹۲
Gautam M, Pandey B, Agrawal M (۲۰۱۸) Identification of indicator species at abandoned red mud dumps in comparison to residential and forest sites, accredited to soil properties. Ecol Indic ۸۸:۸۸–۱۰۲
Gautam M, Pandey D, Agrawal M (۲۰۱۷) Phytoremediation of metals using lemongrass (Cymbopogon citratus (DC) Stapf.) grown under different levels of red mud in soil amended with biowastes. Int J Phytoremediation ۱۹(٦):۵۵۵–۵٦۲
Gheorghe IF, Ion B (۲۰۱۱) The effects of air pollutants on vegetation and the role of vegetation in reducing atmospheric pollution. The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources ۲٤۱–۲۸۰
Goulding KWT (۲۰۱٦) Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. Soil Use Mgmt ۳۲(۳):۳۹۰–۳۹۹
Haling RE, Simpson RJ, Culvenor RA, Lambers H, Richardson AE (۲۰۱۱) Effect of soil acidity, soil strength and macropores on root growth and morphology of perennial grass species differing in acid-soil resistance. Plant Cell Environ ۳٤(۳):٤٤٤–٤۵٦
Hayakawa C, Funakawa S, Fujii K, Kadono A, Kosaki T (۲۰۱٤) Effects of climatic and soil properties on cellulose decomposition rates in temperate and tropical forests. Biol Fertil Soils ۵۰(٤):٦۳۳–٦٤۳
Haynes RJ (۱۹۸۳) Soil acidification induced by leguminous crops. Grass Forage Sc ۳۸(۱):۱–۱۱
Herold MB, Baggs EM, Daniell TJ (۲۰۱۲) Fungal and bacterial denitrification are differently affected by long-term pH amendment and cultivation of arable soil. Soil Biol Biochem ۵٤:۲۵–۳۵
Hong S, Piao S, Chen A, Liu Y, Liu L, Peng S, Zeng H (۲۰۱۸) Afforestation neutralizes soil pH. Nat Commun ۹(۱):۵۲۰
Huang J, Zhou K, Zhang W, Liu J, Ding X, Cai XA, Mo J (۲۰۱۹) Sulfur deposition still contributes to forest soil acidification in the Pearl River Delta, South China, despite the control of sulfur dioxide emission since ۲۰۰۱. Environ Sc Poll Res ۲٦(۱۳):۱۲۹۲۸–۱۲۹۳۹

Huang Y, Kang R, Mulder J, Zhang T, Duan L (۲۰۱۵) Nitrogen saturation, soil acidification, and ecological effects in a subtropical pine forest on acid soil in Southwest China. J Geophys Res Biogeo ۱۲۰(۱۱):۲٤٥۷–۲٤۷۲
Jacoby R, Peukert M, Succurro A, Koprivova A, Kopriva S (۲۰۱۷) The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions. Frontiers Plant Sc ۸:۱٦۱۷
Jin J, Jiang H, Zhang X, Wang Y, Song X (۲۰۱۳) Detecting the responses of Masson pine to acid stress using hyperspectral and multispectral remote sensing. International J Remote Sensing ۳٤ (۲۰):۷۳٤۰–۷۳٥٥
Kohno Y (۲۰۱۷) Effects of simulated acid rain on Asian crops and garden plants. In air pollution impacts on plants in East Asia springer, Tokyo pp. ۲۲۳-۲۳٥
Kunhikrishnan A, Thangarajan R, Bolan NS, Xu Y, Mandal S, Gleeson DB, Luo J (۲۰۱٦) Functional relationships of soil acidification, liming, and greenhouse gas flux. In advances in agronomy. Academic Press ۱۳۹:۱–۷۱
Lal N (۲۰۱٦) Effects of acid rain on plant growth and development. E J Sc Tech ۱۱: ۸٥-۱۰۱
Lauber CL, Hamady M, Knight R, Fierer N (۲۰۰۹) Soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale: a pyrosequencing-based assessment. Appl Environ Microbiol ۷٥:٥۱۱۱–٥۱۲۰
Lehmann J, Joseph S (۲۰۱٥) Biochar for environmental management: science, technology and implementation. Routledge
Li S, Liu Y, Wang J, Yang L, Zhang S, Xu C, Ding W (۲۰۱۷) Soil acidification aggravates the occurrence of bacterial wilt in South China. Frontiers Microbiol ۸:۷۰۳
Liang G, Liu X, Chen X, Qiu Q, Zhang D, Chu G, Zhou G (۲۰۱۳) Response of soil respiration to acid rain in forests of different maturity in southern China. PLoS One ۸(٤):e٦۲۲۰۷
Liu TW, Wu FH, Wang WH, Chen J, Li ZJ, Dong XJ, Patton J, Pei ZM, Zheng HL, Rennenberg H (۲۰۱۱) Effects of calcium on seed germination, seedling growth and photosynthesis of six forest tree species under simulated acid rain. Tree Physiol ۳۱(٤):٤۰۲–٤۱۳
Matsumoto S, Shimada H, Sasaoka T, Miyajima I, Kusuma GJ, Gautama RS (۲۰۱۷) Effects of acid soils on plant growth and successful Revegetation in the case of mine site. In Soil pH for Nutrient Availability and Crop Performance, Intech Open
McCauley A, Jones C, Jacobsen J (۲۰۰۹) Soil pH and organic matter, nutrient management ‘s module. Montana State University, Bozeman
McCauley A, Jones C, Olson-Rutz K (۲۰۱۷) Soil pH and organic matter. Nutrient Management Module No ۸:٤٤٤۹–٤٤٤۸. http://landresources.montana.edu/nm/documents/NM۸.pdf
Menz FC, Seip HM (۲۰۰٤) Acid rain in Europe and the United States: an update. Environ Sc Policy ۷(٤):۲٥۳–۲٦٥
Morgenstern P, Brüggemann L, Meissner R, Seeger J, Wennrich R (۲۰۱۰) Capability of a XRF method for monitoring the content of the macronutrients mg, P, S, K and Ca in agricultural crops. Water Air Soil Poll ۲۰۹(۱–٤):۳۱٥–۳۲۲
Oh NH, Richter DD Jr (۲۰۰٤) Soil acidification induced by elevated atmospheric CO۲. Glob Chang Biol ۱۰(۱۱):۱۹۳٦–۱۹٤٦

Okagbue CO, Yakubu JA (۲۰۰۰) Limestone ash waste as a substitute for lime in soil improvement for engineering construction. Bulletin Engineering Geology Environ ۵۸(۲):۱۰۷–۱۱۳
Pal DK (۲۰۱۷) Importance of Pedology of Indian tropical soils in their Edaphology. In: A treatise of Indian and tropical soils. Springer, Cham, pp ۱۵۳–۱۷٤
Pal DK, Bhattacharyya T, Sahrawat KL, Wani SP (۲۰۱٦) Natural chemical degradation of soils in the Indian semi-arid tropics and remedial measures. Current Sci ۱۱۰(۰۹):۱٦۷۵–۱٦۸۲
Pandey D, Agrawal M, Bohra JS (۲۰۱٤) Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. Soil Tillage Res ۱۳٦:۵۱–٦۰
Penn CJ, Camberato JJ (۲۰۱۹) A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. Agriculture ۹(٦):۱۲۰.
Rashid MI, Mujawar LH, Shahzad T, Almeelbi T, Ismail IM, Oves M (۲۰۱٦) Bacteria and fungi cancontribute to nutrients bioavailability and aggregate formation in degraded soils. Microbiol Res ۱۸۳:۲٦–٤۱
Reichman SM (۲۰۰۲) The responses of plants to metal toxicity: a review Forusing on copper, manganese and zinc. Australian Minerals and Energy Environment Foundation, Melbourne, pp ۲۲–۲٦
Reid C, Watmough SA (۲۰۱٤) Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. Canadian J Forest Res ٤٤(۸):۸٦۷–۸۸۵
Robson A (ed) (۲۰۱۲) Soil acidity and plant growth. Elsevier/Academic Press, Sidney
Rolfe J, Sangha K, Jalota R (۲۰۰۲) Opportunity costs of pasture rundown in Queensland: is tree clearing viable over the longer term? (no. ٤۱۳-۲۰۱٦-۲۵۹۹۵)
Rousk J, Baath E, Brookes PC, Lauber CL, Lozupone C, Caporaso JG, Fierer N (۲۰۱۰) Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. The ISME J ٤(۱۰):۱۳٤۰
Rout GR, Samantaray S, Das P (۲۰۰۱) Aluminium toxicity in plants: a review. Agronomie ۲۱:۳–۲۱
Schoonover JE, Crim JF (۲۰۱۵) An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. Journal of Contemporary Water Res Education ۱۵٤(۱):۲۱–٤۷
Schroder JL, Zhang H, Girma K, Raun WR, Penn CJ, Payton ME (۲۰۱۱) Soil acidification from long-term use of nitrogen fertilizers on winter wheat. Soil Sc Soc Am J ۷۵(۳):۹۵۷–۹٦٤
Singh A, Agrawal M (۲۰۰۷) Acid rain and its ecological consequences. J Environ Biol ۲۹(۱):۱۵
Singh B, Agrawal M (۲۰۰٤) Impact of simulated acid rain on growth and yield of two cultivars of wheat. Water Air Soil Poll ۱۵۲(۱–٤):۷۱–۸۰
Soil Survey Division (۲۰۰۵) United States Department of Agriculture https://www.nrcs.usda.gov/ wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid¼nrcs۱٤۲p۲_۰۵٤۰۱۳. Assessed ۰۲ Nov ۲۰۱۹
Stevens CJ, David TI, Storkey J (۲۰۱۸) Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: its impact on plant communities and consequences across trophic levels. Funct Ecol ۳۲ (۷):۱۷۵۷–۱۷٦۹

Stevens CJ, Thompson K, Grime JP, Long CJ, Gowing DJ (۲۰۱۰) Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. Funct Ecol ۲٤(۲):٤۷۸–٤۸٤
Sun X, Wang Y, Li H, Yang X, Sun L, Wang X, Wang W (۲۰۱٦) Organic acids in cloud water and rainwater at a mountain site in acid rain areas of South China. Environ Sc Poll Res ۲۳ (۱۰):۹٥۲۹–۹٥۳۹
Tang C, Weligama C, Sale P (۲۰۱۳) Subsurface soil acidification in farming systems: its possible causes and management options. In Molecular environmental soil science. Springer, Dordrecht pp ۳۸۹-٤۱۲
Tian D, Niu S (۲۰۱٥) A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. Environ Res Letters ۱۰(۲):۰۲٤۰۱۹
Tomic D, Stevovic V, Durovic D, Bokan N, Popovic B, Knezevic J (۲۰۱۸) Forage yield of a grassclover mixture on an acid soil in the third year after soil liming. J Central Eur Agric ۱۹ (۲):٤۸۲–٤۸۹
United Nations/European Commission (۲۰۰۲) Forest Condition in Europe. Prepared by Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg, Germany for The United Nations Economic Commission for Europe and the European Commission, Geneva, Brussels
Van Breemen N, Driscoll CT, Mulder J (۱۹۸٤) Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. Nature ۳۰۷(٥۹٥۲):٥۹۹
Van den Berg LJ, Vergeer P, Rich TC, Smart SM, Guest DAN, Ashmore MR (۲۰۱۱) Direct and indirect effects of nitrogen deposition on species composition change in calcareous grasslands. Glob Chang Biol ۱۷(٥):۱۸۷۱–۱۸۸۳
Walia MK, Dick WA (۲۰۱٦) Soil chemistry and nutrient concentrations in perennial ryegrass as influenced by gypsum and carbon amendments. J Soil Sc Plant Nutr ۱٦(۳):۸۳۲–۸٤۷
Wang C, Li W, Yang Z, Chen Y, Shao W, Ji J (۲۰۱٥) An invisible soil acidification: critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability. Sci Rep ٥:۱۲۷۳٥
Yan F, Schubert S, Mengel K (۱۹۹٦) Soil pH changes during legume growth and application of plant material. Biol Fertil Soils ۲۳(۳):۲۳٦–۲٤۲
Yang Y, Ji C, Ma W, Wang S, Wang S, Han W, Smith P (۲۰۱۲) Significant soil acidification across northern China's grasslands during ۱۹۸۰s–۲۰۰۰s. Glob Chang Biol ۱۸(۷):۲۲۹۲–۲۳۰۰
Yang Y, Li P, He H, Zhao X, Datta A, Ma W, Fang J (۲۰۱٥) Long-term changes in soil pH across major forest ecosystems in China. Geophysical Res Letters ٤۲(۳):۹۳۳–۹٤۰
Zapata F, Sikora F (۲۰۰۲) Assessment of soil phosphorus status and management of phosphatic fertilisers to optimise crop production. Tech Doc (IAEA)
Zarfos MR, Dovciak M, Lawrence GB, McDonnell TC, Sullivan TJ (۲۰۱۹) Plant richness and composition in hardwood forest understories vary along an acidic deposition and soil-chemical gradient in the northeastern United States. Plant Soil ٤۳۸(۱–۲):٤٦۱–٤٤۷
Zhalnina K, Dias R, de Quadros PD, Davis-Richardson A, Camargo FA, Clark IM, McGrath SP, Hirsch PR, Triplett EW (۲۰۱٥) Soil pH determines microbial diversity and composition in the park grass experiment. Microbial Ecol ٦۹(۲):۳۹٥–٤۰٦
Zhang H, Liu R, Lal R (۲۰۱٦) Optimal sequestration of carbon dioxide and phosphorus in soils by gypsum amendment. Environ Chem Letters ۱٤(٤):٤٤۳–٤٤۸

Zhao Y, Duan L, Xing J, Larssen T, Nielsen CP, Hao J (۲۰۰۹) Soil acidification in China: isn controlling SO۲ emissions enough? Environment Sc Tech ٤٣:٨٠٢١–٨٠٢٦

فصل دو: چالش‌های کشاورزی ارگانیک در احیای زمین‌های تخریب‌شده در هند

چکیده

اراضی تخریب‌شده نه‌تنها نشانه‌ای از کاهش کیفیت خاک است بلکه شاخصی برای کاهش سطح تولید و اقتصاد یک کشور به حساب می‌آید. هند در سال ۲۰۱۳ دارای ۲۹/۳ درصد (۹۶/۴ میلیون هکتار) اراضی تخریب‌شده بود. این شامل ۱/۸۷ میلیون هکتار (۰/۵۷ درصد) افزایش اراضی تخریب‌شده و همچنین ۱/۹۵ میلیون هکتار زمین احیاشده است. زیان اقتصادی سالانهٔ ناشی از تغییر کاربری زمین یا اراضی تخریب‌شده در هند (۴۶/۹۰ میلیارد دلار) در سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۵ بوده است، یعنی ۲/۵ درصد از تولید ناخالص داخلی (GDP) کشور در سال‌های ۲۰۱۵-۲۰۱۴. از سوی دیگر، هند با ۷۰-۶۰ درصد نیروی کار در ۶۰/۴۵ درصد زمین‌های کشاورزی با موقعیت عالی از تولید اکثر محصولات کشاورزی مانند گندم، برنج، شیر و... پشتیبانی می‌کند.

بااین‌حال، در مورد مزارع کشاورزی، موقعیت آن در مقایسه با سایر کشورهای تولیدکننده یکسان نیست و رشد کشاورزی آن نیز از ۸/۶ (در سال‌های ۲۰۱۱-۲۰۱۰) به ۰/۸ (در سال‌های ۲۰۱۶-۲۰۱۵) کاهش یافته است. مورد جالب، کاهش تولید ناخالص داخلی (GDP) از ۵۴ درصد به ۱۵/۴ درصد از ۱۹۵۱-۱۹۵۰ تا ۲۰۱۶-۲۰۱۵ است، اما در بخش خدمات طی مدت مشابه از ۳۰ به ۵۳ درصد افزایش یافته است؛ بنابراین، اصلاح اراضی در اقتصاد هند یک حوزهٔ چالش‌برانگیز است. برای تمرکز بر این چارچوب، شیوه‌های مدیریت کشاورزی نقش حیاتی ایفا می‌کنند و در آن کشاورزی ارگانیک به‌عنوان تکنیک کشاورزی سازگار با محیط‌زیست و خاک پایدار بوده و بالاترین تولیدکنندگان ارگانیک را با مقدار ۲/۷ میلیون (۳۰ درصد) از کل تولیدکنندگان ارگانیک را با ۱/۴۹ میلیون هکتار کشاورزی ارگانیک به اشتراک می‌گذارند و می‌توانند نقش بسزایی در اصلاح اراضی داشته باشند. در این فصل برخی فرصت‌ها و چالش‌های احتمالی کشاورزی ارگانیک در زمین‌های تخریب‌شده به‌عنوان اقدام اصلاحی موردبحث قرارگرفته است.

کلمات کلیدی: تخریب زمین، اقتصاد، کشاورزی ارگانیک

۱-۲- مفهوم کشت ارگانیک در کشاورزی هند

در حال حاضر، کشاورزی ارگانیک یک رویکرد جامع در برابر تولید مواد غذایی آلوده، امنیت بهداشتی، کاهش تنوع زیستی، اختلال در چرخهٔ مواد مغذی خاک، آلودگی خاک و زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده است (الپینیکی و همکاران، ۲۰۱۶؛ لال، ۲۰۱۵). استفاده از نهاده‌های طبیعی، در مقابل فعالیت‌های معدن‌کاوی که منجر به تخریب مواد مغذی خاک می‌شوند، باعث ارتقای رشد میکروبی

خاک و حفظ خاک از بافت تا اکوسیستم خاک شده و امروزه به‌عنوان اصول اخلاقی کشاورزی ارگانیک مطرح می‌شود.

ترویج کشاورزی ارگانیک در هند عمدتاً به دلیل نیاز به مقدار زیاد کمیت و کیفیت غذا برای جمعیت در حال رشد، افزایش اقتصاد مبتنی بر کشاورزی، کاهش نرخ تولید ناخالص داخلی ناشی از بخش کشاورزی، غلبه بر زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده، نیاز به پایداری خاک و همچنین نه گفتن به استفاده از مواد شیمیایی برای تولید محصول است.

۲-۲- اهمیت کشت ارگانیک در کشاورزی پایدار

کشاورزی پایدار عبارت است از حفظ ظرفیت احیاکنندگی منابع طبیعی مانند خاک، تنوع زیستی، به ویژه گرده‌افشان‌ها، ریزمغذی‌ها، ظرفیت مقاومت در برابر آفت‌کش‌ها، سطح بالاتر کربن خاک و سطح آب زیرزمینی همراه با کیفیت و کمیت تولید مواد غذایی.

میکروارگانیسم‌های موجود در خاک نقش اصلی را در دسترسی سریع به ریزمغذی‌های خاک ایفا می‌کنند؛ زیرا باعث ترشح اگزوپلی‌ساکاریدها، پروتئین‌ها، اسیدهای آلی و سایر متابولیت‌ها می‌شوند که ذرات خاک را به‌هم چسبانده و باعث تجمع خاک می‌شوند. این فرایند، در دسترس بودن مواد مغذی خاک برای جذب گیاه را افزایش می‌دهد (آسلابی و دسلیپ، ۲۰۱۳؛ کوستا اویا و همکاران، ۲۰۱۸؛ ژاکوبی و همکاران، ۲۰۱۷؛ راشید و همکاران، ۲۰۱۶). مکمل‌های آلی به‌راحتی توسط میکروب‌ها کلونیزه شده و سایر خواص خاک را افزایش می‌دهند و حاصلخیزی آن را حفظ می‌کنند. برای آزادسازی مداوم عناصر غذایی جهت رشد گیاه و میکروب، نسبت متعادلی از زیست‌توده و فعالیت میکروبی مورد نیاز است. مدیریت عناصر غذایی از طریق کشاورزی ارگانیک توسط بهبود تثبیت نیتروژن و کاهش شسته شدن عناصر غذایی، به تثبیت حاصلخیزی خاک کمک می‌کند (پاندی و سینگ، ۲۰۱۲). مادۀ آلی خاک عامل مهمی در پایداری خاک است که به مقدار و نوع مادۀ آلی مصرفی بستگی دارد. به گفته بای و همکاران (۲۰۱۸)، افزودن کمپوست، کود دامی و کود مایع باعث افزایش مادۀ آلی خاک (SOM) در ۱۰ سانتیمتری بالای خاک به‌ترتیب به مقدار ۳۷، ۲۳ و ۲۱ درصد شد (اسپیگل و همکاران، ۲۰۱۸).

کشاورزی پایدار نه‌تنها منجر به حفظ اکولوژیک محیط‌زیست می‌شود، بلکه پایداری اقتصادی و اجتماعی را در قالب نسبت هزینه به منفعت، رضایت ذهنی و اقتصادی کشاورزان خرد، افزایش سطح زندگی آن‌ها، مشارکت آن‌ها در رشد کشور و... ارتقا می‌دهد. هزینۀ تولید راگی و ذرت ارگانیک در هر هکتار ۲۴۸۱۷ و ۳۰۲۹۹ روپیه گزارش شده است؛ درحالی‌که طبق گزارش کومار و همکاران (۲۰۱۷) این هزینه در کشاورزی معمولی به ترتیب ۱۷۱۲۸ و ۲۱۶۵۵ روپیه است.

۲-۳- وضعیت زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده در هند

سبک زندگی مدرن انسان‌ها عامل اصلی جنگل‌زدایی، زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده در سراسر جهان با استفادهٔ بیش‌ازحد از کود، آبیاری نامناسب، استفاده از مواد شیمیایی مضر به‌عنوان کود و آفت‌کش و صنعتی شدن است. تقریباً ۴۰ درصد از خاک کشاورزی جهان به‌شدت تخریب شده و ۲۴ درصد سطح خاک مولد نیاز به توجه دارد (رشید و همکاران، ۲۰۱۶؛ بای و همکاران، ۲۰۱۸). بر اساس گزارش ایسرو در سال ۲۰۱۶، در هند، ۲۹/۳ درصد از کل زمین تا سال ۲۰۱۳-۲۰۱۱ با افزایش ۰/۵۷ درصدی (۱/۸۷ میلیون هکتار) نسبت به سال‌های ۲۰۰۵-۲۰۰۳ تخریب‌شده است. تری زیان ۲/۵۴ درصدی از تولید ناخالص داخلی هند (۴۶/۹ میلیارد دلار) را در سال ۲۰۱۵-۲۰۱۴ برآورد کرده است؛ بنابراین، توجه جدی برای احیای زمین‌های کشاورزی تخریب‌شده در هند نه‌تنها برای کشاورزی پایدار بلکه برای حفظ سیستم‌های اکولوژیکی و اقتصادی مورد نیاز است.

۲-۴- چالش‌های تخریب اراضی در تولید

اثر بی توجهی به عملیات کاهش اصلاحات اراضی کشاورزی، به طور مستقیم بر تولید، امنیت غذایی، رکود اقتصادی و تخریب زمین از قرن بیست و یکم تأثیر گذار بوده است؛ بنابراین، رویکردهای بسیاری در جهت حفظ زمین‌های تخریب‌شده وجود دارد که نیازمند توجه بیشتر است.

بنا به گفته وزارت امور اقتصادی و اجتماعی سازمان ملل متحد، "تقریباً در هفت سال، یا حدود سال ۲۰۲۴، جمعیت هند از چین پیشی خواهد گرفت (سازمان ملل و همکاران ۲۰۱۷). این جمعیت کنترل نشده و فشار روزافزون بر تقاضای مواد غذایی منجر به استفاده از مقادیر زیاد کودهای شیمیایی، تغییر در وضعیت سلامت خاک و از بین رفتن پتانسیل واقعی خاک می‌شود. همچنین، گرمایش جهانی یک محدودیت مؤثر برای بهره‌وری از زمین‌های تخریب‌شده در مناطق گرمسیری است؛ زیرا سرعت تبخیر را تسریع کرده و به طور غیرمستقیم بیابان‌زایی را تشدید می‌کند (کارماکار و همکاران، ۲۰۱۶). در دسترس بودن منابع آبی نیز بر اساس تغییرات اقلیم است. در عرض جغرافیایی بالا ۴۰-۱۰ درصد و در عرض جغرافیایی متوسط یا مناطق استوایی خشک ۳۰-۱۰ درصد از روان‌آب رودخانه است. از سوی دیگر، سرعت تجزیهٔ مواد آلی خاک نیز در دمای بالا زیاد است و به صورت دی‌اکسیدکربن از دست رفته و در جو به‌عنوان گازهای گلخانه‌ای به‌حساب می‌آید (کومار و داس، ۲۰۱۴؛ ژو و همکاران، ۲۰۱۹). میزان بارندگی نیز با شسته شدن عناصر تغذیه‌ای و اسیدی شدن زمین همبستگی مثبتی دارد؛ بنابراین، اراضی تخریب‌شده به طور غیرمستقیم به جای تولید مواد غذایی در تغییرات اقلیمی نقش دارند (اتحادیهٔ بین‌المللی حفاظت از طبیعت، ۲۰۱۷).

علاوه بر این دلایل، ازدست‌رفتن حاصلخیزی نیز تحت تأثیر استفادهٔ بیش‌ازحد و بی‌رویه از زمین، عدم تعادل بین توان زمین و فناوری مورداستفاده، پذیرش کشاورزی مکانیزه و متمرکز (اریکسون و همکاران، ۱۹۷۴؛ اسواران و همکاران، ۲۰۱۱)، فرسایش خاک و... است (درگنه و چو، ۱۹۹۲). موضوع زمین‌های تخریب‌شده به دلیل تأثیر متمایز آن بر بهره‌وری مواد غذایی و امنیت آن، یک نگرانی جهانی بوده و پروژه‌ها و سیاست‌های حفظ منابع خاک، توجه جهانی را می‌طلبد.

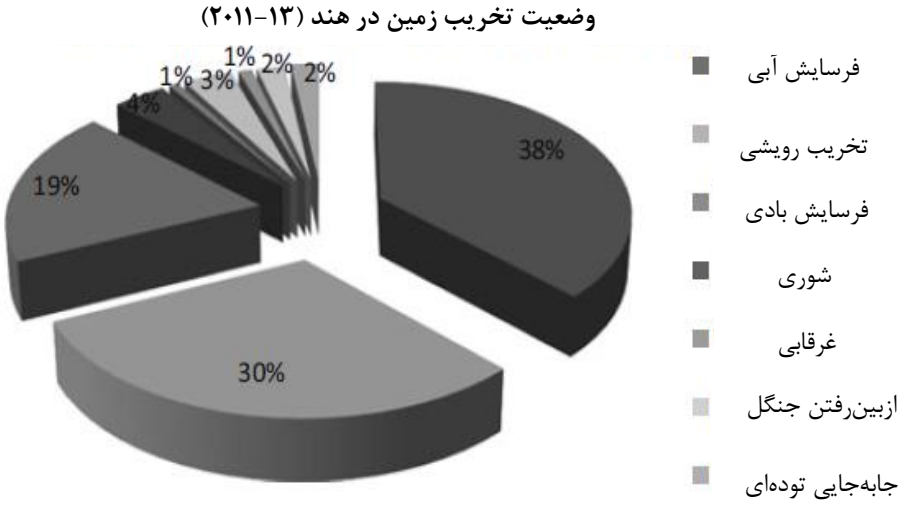
۵-۲- انواع تخریب اراضی

نکونیا و همکاران (۲۰۱۶) بیان کردند که ۳۰ درصد از زمین‌های جهان با حدود ۳ میلیارد جمعیت، سالانه ۳۰۰ میلیارد دلار هزینهٔ تخریب زمین را سبب می‌شوند. کشورهای جنوب صحرای آفریقا (SSA) بیشترین سهم (۲۲ درصد) از کل هزینهٔ جهانی تخریب اراضی را به خود اختصاص داده‌اند. هند که تنها ۲/۴ درصد از مساحت جهان، ۱۸ درصد از جمعیت انسان و ۱۵ درصد از جمعیت دام را در خود جای داده است. بااین‌حال، کاهش در اندازهٔ زمین کشاورزی از ۲/۳۰ به ۱/۱۶ هکتار در طول سال‌های ۲۰۱۰-۱۹۷۰ مشاهده‌شده است؛ بنابراین، برای انجام هر گونه اقدام یا اتخاذ هر گونه سیاستی در برابر این مسائل، آگاهی دقیق از نوع تخریب اراضی بسیار مهم است (شکل ۲-۱).

پنجم دسامبر هر سال به‌عنوان روز جهانی خاک جشن گرفته می‌شود و شعار سال ۲۰۱۸ «آلودگی خاک را متوقف کنید» بود. در سال ۲۰۱۹، یک سمپوزیوم جهانی در ارتباط با فرسایش خاک با موضوع «توقف فرسایش خاک، نجات آیندهٔ ما» توسط سازمان غذا و کشاورزی سازمان ملل متحد در رم برگزار شد؛ بنابراین، این موارد برخی رویدادها هستند که هر ساله برای آگاه کردن مردم از فرسایش خاک برگزار می‌شوند، اما طی دههٔ گذشته ۲۰ تا ۳۰ گیگاتن در سال از طریق آب و ۵ گیگاتن در سال از طریق فرسایش تلفات خاک برآورد شده است (فائو و آی‌تی‌پی‌اس، ۲۰۱۵). داده‌های مشابه برای هند به‌ترتیب ۳۶/۱۰ و ۱۸/۲۳ مگاهکتار زمین در سال‌های ۲۰۱۳-۲۰۱۱ است (سازمان تحقیقات فضایی هند، ۲۰۱۶).

رسوبات جوی فلزات سنگین، استفادهٔ بیش‌ازحد از مواد مغذی و کاربرد آفت‌کش در کشاورزی و سیل روی برخی از فعالیت‌های انسانی تأثیرگذار هستند که باعث تخریب زمین می‌شوند. آسیا تأمین‌کنندهٔ مهم فلزات سنگین مانند کادمیوم (Cd)، جیوه (Hg)، آرسنیک (As) و... است که در آن کادمیوم به دلیل تحرک بالا در زنجیرهٔ غذایی بر سلامت انسان تأثیر گذاشته و بسیار خطرناک است. بر اساس گزارش هوانگ (۲۰۱۱)، سالانه حدود ۱۲ میلیون تن غلات به فلزات سنگین آلوده شده و باعث زیان اقتصادی ۲۰ میلیارد یوان (۳/۳ میلیارد دلار آمریکا) می‌شود. در هند، تخریب پوشش گیاهی حدود ۲۹/۳۳ مگاهکتار گزارش شده است (سازمان تحقیقات فضایی هند، ۲۰۱۶) که بخش عمدهٔ آن مربوط

به فعالیت‌های انسانی است؛ بنابراین، انواع مختلفی از تخریب زمین به‌طور همزمان روی زمین تأثیر می‌گذارد که نیاز به توجه سریع و جدی دارد.

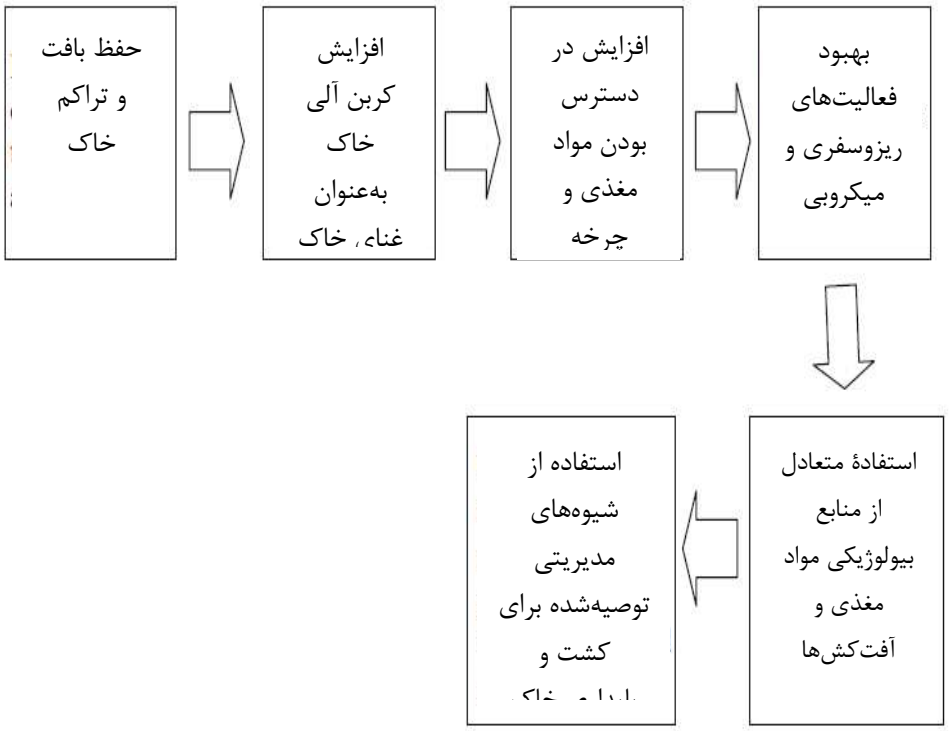


شکل ۲-۱- وضعیت انواع کشاورزی ارگانیک در هند

۲-۶- ضرورت و فرایند کلی اصلاح اراضی

طبق مجموعه اصطلاحات فائو، کل مساحت کشاورزی ۴/۸۸۹ میلیارد هکتار است که شامل زمین‌های قابل‌کشت (۲۸ درصد)، محصولات دائمی (۳ درصد) و مراتع و چراگاه‌ها (۶۹ درصد) است (رانگل و همکاران، ۲۰۱۹). در طول قرن گذشته، میزان تخریب به طور مداوم از میزان فرایند اصلاح اراضی عقب بوده است. روند فرسایش خاک در چراگاه‌های قابل‌کشت ۱۰۰۰-۱۰۰ برابر بیشتر از میزان فرسایش طبیعی خاک است. ازاین‌رو، ازدست‌دادن خاک حاصلخیز بر بهره‌وری خاک تأثیر گذاشته و کشاورزان را مجبور به مصرف کود می‌کند. فرسایش آبی باعث کاهش سالانهٔ ۴۲-۲۳ مگاتن نیتروژن و ۲۶/۴-۱۴/۶ مگاتن فسفر از زمین‌های کشاورزی می‌شود که سالیانه به میزان ۱۱۲ تراگرم نیتروژن و ۱۸ تراگرم فسفر نیاز دارد؛ این تقاضا ممکن است هزینهٔ اقتصادی را به میزان قابل توجهی تغییر دهد (فائو و آی‌تی‌پس‌اس، ۲۰۱۵). از سوی دیگر، نیاز به افزایش حدود ۷۰ درصدی تولیدات کشاورزی از سال ۲۰۵۰-۲۰۰۵ برای تغذیهٔ جمعیت ۷/۳ تا ۹/۵ میلیارد نفر از سال ۲۰۱۵ تا ۲۰۵۰ (لال،

۲۰۱۵)، فشار فراوانی را بر حفظ پایداری بهره‌وری خاک، سلامت خاک، بدن انسان و زمین‌های باقی‌مانده برای ابداع راهکارهایی در راستای اصلاحات اراضی، وارد می‌کند.
روند اصلاح اراضی در یک روز یا یک سال تحت تأثیر قرار نمی‌گیرد و سالیان درازی طول می‌کشد. در تمام سطوح کشاورزی مانند حفظ ساختار خاک، تنوع زیستی میکروبی، سطح کربن آلی خاک، تعادل در دسترسی به مواد مغذی و چرخهٔ آن‌ها، تأثیر مثبت آفت‌کش‌ها بر کیفیت خاک و... باید مورد توجه واقع شود؛ بنابراین در فرایند اصلاح اراضی ضروری است که به این موارد نیز توجه شود (شکل ۲-۲).



شکل ۲-۲- چارچوب تخریب پوشش خاک از خاک به اکوسیستم

می‌توان با بالا نگه داشتن سطح رطوبت خاک که موجب حفظ ساختمان و افزایش تخلخل می‌شود، از پدیدهٔ سفت و کلوخی شدن خاک جلوگیری کرد؛ بنابراین، تکنولوژی آبیاری مناسب باید در اولویت قرار گیرد. ترکیب مواد آلی با کیفیت بالا با خاک، مستلزم افزایش تخلخل خاک، فعالیت‌های بیولوژیکی خاک، تنوع میکروبی و... است. مکمل‌های ارگانیک یا ورمی کمپوست و کودهای دامی را می‌توان برای غنی‌سازی کربن آلی خاک، محدود کردن چرخهٔ عناصر غذایی و انتشار آهستهٔ کودها

برای دسترسی پاره‌وقت مواد مغذی در خاک استفاده کرد. میزان معدنی شدن نیز تعیین‌کنندهٔ در دسترس بودن عناصر غذایی برای گیاهان است (بی و همکاران، ۲۰۱۰)؛ بنابراین، فرایند احیا عمدتاً به عملکرد مدیریت توصیه‌شده برای کشاورزی در کنار سایر عوامل بستگی دارد. همچنین، به نوع خاک و عملکرد توصیه‌شده مختص آن بستگی دارد.

۷-۲- نقش مکمل‌های آلی در احیای خاک

استفاده از مکمل‌های آلی در کشاورزی ارگانیک یک تکنیک جدید برای بهره‌برداری نیست؛ وسعت آن از زمان بسیار قدیم و هنگام آغاز کشاورزی بود که در آن از کمپوست یا کود استفاده نمی‌شد؛ فقط کود گاوی استفاده می‌شد، به همین دلیل ظرفیت خود برای حفظ سطح حاصلخیزی/ سلامت خاک را از دست نمی‌دهد. مکمل‌های ارگانیک معمولاً مشتقات جانوری و بقایای گیاهی مانند کود مرغی، کود دامی، ورمی کمپوست، ضایعات مو و پشم، فضولات گاو با برنج، کاه گندم، ساقه سورگوم، نخود سودانی، نخود، تفاله نیشکر و... هستند (گاسکل و اسمیت، ۲۰۰۷؛ بی و همکاران، ۲۰۱۰).

بر اساس مقدار عناصر غذایی موجود در گیاهان، کودها به دو دسته تقسیم می‌شوند: کود آلی حجیم و کنسانتره مواد مغذی آلی. همان‌طورکه از نام آن مشخص است، کود آلی حجیم دارای مقدار کمتری از مواد مغذی است؛ بنابراین مقدار زیادی از آن برای استفاده مورد نیاز است. بااین‌حال، این کود دسترسی به مواد مغذی خاک را افزایش می‌دهند، عوامل ساختاری خاک را بازیابی می‌کنند، محتوای کربن را در خاک افزایش می‌دهد و تعادل کمیت میکروبی را در خاک حفظ می‌کند. کود دامی، کمپوست و کود سبز بهترین نمونه از این کودها هستند. در مقایسه با کودهای آلی حجیم، کنسانترهٔ مواد مغذی آلی دارای مقادیر زیادی مواد مغذی بوده و غنی از کودهای نیتروژنی است و از طریق کانی‌سازی به نیتروژن آمونیوم و نیتروژن نیترات تبدیل می‌شود. قالب‌های روغنی، کود ماهی، غذاهای خونی برخی از بهترین انواع کنسانتره کود آلی هستند (ردی، ۲۰۰۵). کودهای آلی سریعاً در دسترس خاک نیستند و همیشه مقداری باقی می‌مانند. این کودها به آهستگی و بسته به نیاز از طریق معدنی شدن توسط میکروب‌ها آزاد می‌شوند؛ بنابراین نیازی به مازاد آن نیست. همچنین، کود آلی تنوع میکروبی را حفظ می‌کند؛ بنابراین، این کودها باعث می‌شوند که سطح خاک‌های غیرآلوده افزایش یافته و ضمن حفظ ساختار خاک از عناصر غذایی و میکروبی نیز غنی باشند.

۲-۸- وضعیت مکمل‌های آلی در هند

ماهیت خاک یک عامل کلیدی در کشاورزی پایدار است (اسکارانتک و همکاران، ۲۰۱۲؛ پائوستین و همکاران، ۲۰۱۶). مکمل‌های آلی باعث افزایش مادۀ آلی خاک و کاهش خطرات بهداشتی وابسته به زنجیره غذایی و کندی چرخه عناصر غذایی می‌شوند.

هند به دلیل داشتن مناطقی با اقلیم‌های متفاوت و کشاورزی و اقتصاد مبتنی بر دام، پتانسیل زیادی برای تولید مکمل‌های آلی مختلف دارد. ازنظر جمعیت دام، هند با بیشترین جمعیت گاو در سال ۲۰۱۸ (۶۳ درصد) به جایگاه قابل توجهی در جهان دست یافت و پس از آن برزیل و چین (سرشماری دام در سال ۲۰۱۲) قرار گرفتند. از سوی دیگر، برآورد شده که تا سال ۲۰۵۱ حدود ۳۰۰ میلیون تن زبالۀ شهری توسط ۱۸۲۳ میلیون جمعیت شهری تولید شود. این زباله‌ها حاوی ۴۰ تا ۶۰ درصد زباله‌های قابل کمپوست با حدود ۰/۶۴ درصد نیتروژن، ۰/۶۷ درصد فسفر، ۰/۶۸ درصد پتاسیم و نسبت کربن به نیتروژن ۲۶ است. علاوه بر حیدرآباد، بمبئی و فریدآباد، بزرگ‌ترین کارخانۀ تولید ورمی کمپوست در بنگالورو (ظرفیت ۱۰۰ میلیون تن در روز) تأسیس‌شده است (جوشی و احمد، ۲۰۱۶).

دام‌های خانگی منبع اصلی کود دامی، کود گاوی، کود مرغی، پودر گوشت، پودر استخوان و... است (جدول ۲-۱) و دارای مکمل تقویت‌کنندۀ حاصلخیزی در خاک استریل است. علاوه‌براین، فرایند لگدکوبی دام و حذف و افزودن مواد مغذی از طریق چرا و کود به همراه فضولات دامی برای حفظ سلامت خاک بسیار مهم است (کو و همکاران، ۲۰۱۶).

زباله‌های جامد شهری نیز منبع غنی از انواع کمپوست هستند؛ بنابراین، رشد سریع جمعیت انسان و دام می‌تواند علاوه بر تأثیرات مخاطره‌آمیز آن در کاهش فرایند منابع طبیعی، نقش مثبتی در جهت اصلاحات غیرمستقیم اراضی ایفا کند. علاوه بر زباله‌های حیوانی، زباله‌های گیاهی نیز برای فرایند اصلاح اراضی در دسترس هستند؛ زیرا ۶۰ درصد جمعیت هند برای امرار معاش خود به کشاورزی متکی هستند؛ بنابراین، هند پتانسیل قوی برای در دسترس بودن مکمل‌های ارگانیک نه‌تنها در بخش کشاورزی بلکه در بخش اصلاحات اراضی دارد. بااین‌حال، نیازمند برخی اقدامات و سیاست‌ها و اجرای صحیح آن توسط دولت هند است.

۲-۹- یارانه‌ها و حمایت از اقتصاد هند برای تشویق کشاورزان ارگانیک

از ۳۱ مارس ۲۰۱۸، کل مساحت تحت فرایند صدور گواهینامۀ ارگانیک (ثبت‌شده در برنامۀ ملی تولید ارگانیک) ۳/۵۶ میلیون هکتار (۲۰۱۸-۲۰۱۷) است. این مقادیر شامل ۱/۷۸ میلیون هکتار (۵۰ درصد) سطح قابل‌کشت و ۱/۷۸ میلیون هکتار (۵۰ درصد) دیگر برای گونه‌های وحشی است

(اسروتی و ویبینی، ۲۰۱۹). در بین تمام ایالت‌ها، ایالت مادیا پرادش بزرگ‌ترین منطقه را تحت گواهینامهٔ ارگانیک پوشش داده و پس از آن راجستان، ماهاراشترا و اوتار پرادش قرار دارند. در طول سال ۲۰۱۶، ایالت سیکیم به امتیاز قابل توجهی در تبدیل کل زمین قابل‌کشت خود (بیش از ۷۶۰۰۰ هکتار) تحت گواهینامهٔ ارگانیک دست یافت.

در چهاردهمین کنفرانس اعضای کنوانسیون سازمان‌ملل‌متحد (COP-۱٤) برای مبارزه با بیابان‌زایی (UNCCD) که در نویدا سازمان‌دهی شد، نخست‌وزیر یک طرح مرکزی با ۱۳۵۰۰ روپیه برای کنترل بیماری‌های دام، به‌ویژه بیماری تب برفکی (FMD) و بروسلوز، از ناحیهٔ ماتورا در اوتار پرادش، راه‌اندازی کرد. به‌منظور بهبود سلامت و حاصلخیزی خاک، وضعیت موجودی عناصر غذایی خاک باید شناخته شود. برای این منظور کارت بهداشت خاک صادر شد که وضعیت غذایی خاک را به همراه توصیه‌هایی در مورد دوز مناسب عناصر غذایی جهت بهبود سلامت خاک و حاصلخیزی آن ارائه می‌کند. برای ترویج کشاورزی پایدار از طریق اقدامات سازگار با تغییرات اقلیمی، افزایش بهره‌وری کشاورزی به‌ویژه در مناطق دیم با تمرکز بر کشاورزی یکپارچه، مدیریت سلامت خاک و هم‌افزایی حفاظت از منابع، مأموریت ملی برای کشاورزی پایدار تحت برنامهٔ ملی اقدام برای تغییر اقلیم (NAPCC) راه‌اندازی شد. برای تمرکز بر سیستم‌های آبیاری در کشاورزی، آبیاری میکرو تحت نظر پرادهان مانتری کریشی سینچای یوجانا از ژوئیه ۲۰۱۵ توسط وزارت منابع آب و ادارهٔ منابع زمین گسترش یافت. برای این منظور، صندوق آبیاری میکرو (MIF) ایجادشده توسط NABARD (بانک ملی کشاورزی و توسعه روستایی) با بودجهٔ اولیه ۵۰۰۰ کرور (۲۰۰۰ کرور برای سال‌های ۲۰۱۹-۲۰۱۸ و ۳۰۰۰ کرور برای سال‌های ۲۰۲۰-۲۰۱۹) جهت تشویق سرمایه‌گذاری‌های دولتی و خصوصی در آبیاری خرد تصویب شده است. در زمینهٔ کشاورزی ارگانیک، برای بهبود سلامت خاک و محتوای مواد آلی و افزایش درآمد خالص کشاورز با دستیابی به قیمت‌های ممتاز، مساحتی به وسعت ۵ هزار هکتار در نظر گرفته شد که توسط ۱۰۰۰۰ کلاستر ۵۰ هکتاری در سال ۲۰۱۶-۲۰۱۵ تا ۲۰۱۸-۲۰۱۷ پوشش داده‌شده بود (اکونومیک تایمز، ۲۰۱۹).

برای ایجاد شفافیت و رقابت جهت توانمندسازی کشاورزان جهت دریافت پاداش بهتر از بابت محصولات خود در حرکت به سمت «یک ملت، یک بازار»، برنامهٔ بازار ملی کشاورزی (e-NAM) راه‌اندازی شد که یک پلت‌فرم بازاریابی الکترونیکی در سطح ملی را جهت ایجاد زیرساخت برای فعال کردن بازاریابی الکترونیکی فراهم می‌کند. برای مقابله با شرایط نامناسب موسمی که موجب خشکی و سیل شده و رویدادهای شدید (امواج گرما، امواج سرما، یخبندان، طوفان تگرگ، طوفان) که بر محصولات زراعی، دام و شیلات (ازجمله باغبانی) تأثیر منفی می‌گذارد، مؤسسه تحقیقات مرکزی کشاورزی دیم (CRIDA) و شورای تحقیقات کشاورزی هند (ICAR) طرح اضطراری کشاورزی در سطح منطقه را با همکاری دانشگاه‌های کشاورزی دولتی با استفاده از یک الگوی استاندارد تهیه

کردند. برای توسعهٔ کشاورزان دیم، برنامه توسعه منطقه دیم (RADP) و پروژه ملی توسعه حوزه آبخیز برای مناطق دیم (NWDPRA) زیر نظر راشتیریا کریشی ویکاس یوجانا راه‌اندازی شد.

جدول ۲-۱- میانگین ترکیب مواد مغذی NPK در مکمل‌های آلی مختلف

ترکیبات آلی	غلظت مواد مغذی، درصد		
زباله‌های گیاهی			
	نیتروژن	P_2O_5	K_2O
کاه برنج	۰/۵۸	۰/۲۳	۱/۶۶
کاه گندم	۰/۴۹	۰/۲۵	۱/۲۸
ساقه‌های سورگوم	۰/۴۰	۰/۲۳	۲/۱۷
ساقه‌های ارزن مرواریدی	۰/۶۵	۰/۷۵	۲/۵۰
ساقه‌های ذرت	۰/۵۹	۰/۳۱	۱/۳۱
میانگین حبوبات	۱/۶۰	۰/۱۵	۲/۰۰
نخود سودان	۱/۱۰	۰/۵۸	۱/۲۸
نخود	۱/۱۹		۱/۲۵
زبالهٔ نیشکر	۰/۳۵	۰/۰۴	۰/۵۰
روغن دانهٔ خوراکی و غیرخوراکی			
بادام زمینی	۷/۲۹	۱/۶۵	۱/۳۳
خردل	۴/۵۲	۱/۷۸	۱/۴۰
کلزا	۵/۲۱	۱/۸۴	۱/۱۹
دانهٔ کتان	۵/۵۶	۱/۴۴	۱/۲۸
کنجد	۶/۲۲	۲/۰۹	۱/۲۶
دانهٔ پنبه (همراه پوسته)	۶/۴۱	۲/۸۹	۱/۷۲
دانهٔ پنبه (بدون پوسته)	۳/۹۹	۱/۸۹	۱/۶۲
چریش (Azadirachta indica)	۵/۲۲	۱/۰۸	۱/۴۸
روغن کرچک	۴/۳۷	۱/۸۵	۱/۳۹
ماهوآ (Madhuca indica)	۳/۱۱	۰/۸۹	۱/۸۵
کوسوم (Schleichera oleosa)	۵/۲۳	۲/۵۶	۱/۳۷
فضولات جانوری			
کود گاوی	۰/۳	۰/۱۰	۰/۱۵
کود گوسفندی/ بز	۰/۶۵	۰/۵	۰/۰۳
مدفوع انسان	۱/۱-۲/۵	۰/۸	۰/۵

ترکیبات آلی	غلظت مواد مغذی، درصد		
زباله‌های گیاهی			
	نیتروژن	P_2O_5	K_2O
ضایعات مو و پشم	۱۲/۳	۰/۱	۰/۲
کود دامی	۰/۵	۰/۱۵	۰/۵
کود مرغی	۲/۸۷	۲/۹۰	۲/۳۵
کمپوست شهری	۱/۵	۱/۰	۱/۵
کمپوست روستایی	۰/۵	۰/۲	۰/۵
ورمی‌کمپوست	۰/۶	۱/۵	۰/۴
پودر گوشت	۱۰/۵	۲/۵	۰/۵
پودر استخوان (خام)	۴-۳	۲۵-۲۰	-
پودر استخوان (بخار پز)	۵-۲	۲۸-۲۶	-
پودر ماهی	۱۰-۴	۹-۳	۱/۸

برای محافظت از محصول برداشت‌شده قبل از بازاریابی، پرادهان مانتری فاسال بیما یوجانا (PMFBY) آغاز می‌شود که یک طرح مبتنی بر حق بیمهٔ اکچوئری است که بر اساس آن کشاورزان باید حداکثر حق بیمه ۲ درصد برای محصولات پاییزی، ۱/۵ درصد برای محصولات غذایی و دانه‌های روغنی رابی و ۵ درصد برای محصولات تجاری/ باغی به‌صورت سالانه پرداخت کنند و قسمت باقیماندهٔ حق بیمهٔ اکچوئری/ مناقصه به طور مساوی توسط مرکز و دولت ایالتی تقسیم می‌شود. برای محافظت از دام در برابر بیماری‌ها، طرح بیمهٔ دام به‌منظور ارائه مکانیسم‌های حفاظتی برای دامداران در برابر هرگونه تلفات احتمالی دام به‌دلیل مرگ، آغاز شده است؛ بنابراین، طرح‌ها و بیمه‌های زیادی وجود دارد که اگر به‌درستی اجرا شوند به نفع کشاورزان هندی است.

۱۰-۲- توصیه‌ها/ پیشنهادات و پیگیری

در هند، تخریب خاک/ اراضی گسترهٔ فراوانی پیدا کرده و تصویری بسیار بحرانی را هم در مناطق دیم و هم در مناطق آبی هند ایجادکرده است. تخریب خاک/ اراضی شرایط بسیار خطرناکی را ایجاد می‌کند؛ زیرا به مسائل عمده‌ای مانند ضررهای اقتصادی، امنیت غذایی، سلامت خاک، تولید ناکافی مواد غذایی و... وابسته است. در مورد هند، تخریب خاک/ زمین اهمیت بیشتری پیدا می‌کند؛ زیرا ۱۸ درصد از جمعیت انسانی جهان، ۱۵ درصد از جمعیت دام جهان را با تنها ۲/۴ درصد از مساحت زمین که در آن ۲۹ درصد از زمین تخریب شده، پشتیبانی می‌کند.

فرایند اصلاح اراضی نه‌تنها با یک تلاش واحد امکان‌پذیر است، بلکه نیازمند اقدامات ترکیبی از سیاست‌های دولت، سخت‌کوشی کشاورزان و حمایت جوامع محلی است. تمام سیاست‌های ابلاغی دولت باید تا پایین‌ترین سطح کشاورزان انجام شود و نظر به اهمیت دانش مربوطه در این خصوص لازم است با برگزاری کارگاه‌ها و کنفرانس‌ها، در مورد اهمیت آن به مردم آگاهی داده شود. در کنار تمام این تلاش‌ها، می‌توان چند قدم عمده را آغاز کرد:

- تمرکز بر فناوری مناسب آبیاری، ترویج فرایند جنگل‌کاری، حفظ رطوبت خاک، حفظ پوشش رویشی و همچنین جلوگیری از تخریب خاک، آب و دیگر زمین‌ها.
- اگر زمین به اندازهٔ کافی مرطوب شود، زمین باید آماده شده و اجازه چرای دام داده شود تا چرخه عناصر غذایی به‌طور مؤثر ارتقا داده شود.
- روش‌های مدیریتی توصیه‌شده باید برای آماده‌سازی جهت کشاورزی با استفاده از مکمل-های ارگانیک، بدون خاک‌ورزی و پس از بررسی نیاز زمین استفاده شود.
- بانک‌های بذر سازمان‌یافتهٔ دولتی که باید برای شروع کشاورزی از آن‌ها استفاده کنند؛ زیرا در ابتدا تمرکز اصلی باید بر بازسازی زمین باشد نه تولید غذا.
- زمانی که بتوان خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را حفظ کرد، زمین تحت کشاورزی مناسب قرار می‌گیرد.

این مراحل بدون حمایت مالی دولت و طرح‌های اجرایی آن و ارگان‌های محلی امکان‌پذیر نیست. برخی سازمان‌های غیردولتی نیز باید در مقابل این موضوع سخت‌گیر باشند. کشاورزی ارگانیک اولین فناوری کشاورزی مجاز و تحت حمایت دولت است. سودآوری بالاتر کشاورزی ارگانیک به دلیل نیاز به نیروی کار جزئی و تقاضای بیشتر در بازار برای محصولات ارگانیک است که معمولاً به قیمت بالاتری ارائه می‌شود (سگوری و همکاران، ۲۰۱۵؛ آکشو و هودا، ۲۰۱۷).

تقاضا برای محصولات غذایی ارگانیک هند در سراسر جهان در حال افزایش مداوم است؛ زیرا هند صادرات محصولات ارگانیک را از ۳۷۰ میلیون دلار در سال ۲۰۱۷-۲۰۱۶ به ارزش ۵۱۵ میلیون دلار در سال ۲۰۱۸-۲۰۱۷ توسط مقامات سازمان توسعهٔ صادرات محصولات کشاورزی و فرآوری‌شدهٔ غذایی افزایش‌داده است (APEDA). آن‌ها گزارش کردند که با ثبت افزایش ۳۹ درصدی، حجم کل صادرات طی سال‌های ۲۰۱۸-۲۰۱۷، ۴/۵۸ هزار تن بوده است؛ بنابراین، این فناوری کشاورزی نه‌تنها در بهبود و حفظ ثبات و حاصلخیزی خاک، کشاورزی پایدار، تقاضای غذا و امنیت تأثیر دارد، بلکه در افزایش ارزش صادرات ارگانیک، مزارع ارگانیک تأییدشده، استفاده از جمعیت دام و جمعیت انسانی به‌عنوان کارگر و اصلاح زمین و همچنین اقتصاد کشور نقش حیاتی دارد.

منابع

Aislabie J, Deslippe JR (۲۰۱۳) Soil microbes and their contribution to soil services. In: Dymond JR (ed) Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, pp ۱۴۳–۱۶۱

Akshu SL, Hooda A (۲۰۱۷) Benefit cost ratios of organic and inorganic wheat production in Haryana: a case study of Rohtak district. Int J Multidis Res Dev ۴(۵):۳۱۶–۳۱۸

Bai Z, Caspari T, Gonzalez MR et al (۲۰۱۸) Effects of agricultural management practices on soil quality: a review of long-term experiments for Europe and China. Agri Ecosyst Environ ۲۶۵:۱–۷

Bi G, Evans B, Spiers JM, Witcher AL (۲۰۱۰) Effects of organic and inorganic fertilizers on Marigold growth and flowering. Hort Sci ۴۵:۱۳۷۳–۱۳۷۷

Costa OYA, Raaijmakers JM, Kuramae EE (۲۰۱۸) Microbial extracellular polymeric substances: ecological function and impact on soil aggregation. Front Microbiol ۹:۱۶۳۶

Dregne HE, Chou N-T (۱۹۹۲) Global desertification dimensions and cost. In: Dregne HE (ed) Degradation and restoration of arid lands. Texas Tech University Press, Lubbock, pp ۲۴۹–۲۸۲

Elpiniki S, Solomou A, Molla A, Martinos K (۲۰۱۶) Organic farming as an essential tool of the multifunctional agriculture. In: Organic Farming - A Promising Way of Food Production, pp ۲۹–۴۵

Eriksson J, Hakansson I, DANFORS B (۱۹۷۴) The effect of soil compaction on soil structure and crop yields. Bulletin ۳۵۴ Uppsala: Swedish Institute of Agricultural Engineering

Eswaran H, Lal R, Reich PF (۲۰۰۱) Land degradation: an overview. In: bridges EM, Hannam ID, Oldeman LR, Pening de Vries FWT, Scherr SJ, Sompatpanit S (eds) responses to land degradation, proceedings of ۲nd international conference on land degradation and desertification, Khon Kaen, Thailand. Oxford press, New Dehli, India

FAO, ITPS (۲۰۱۵) Status of the World's soil resources (SWSR) – Main report. Food and agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on soils, Rome, Italy

Gaskell M, Smith R (۲۰۰۷) Nitrogen sources for organic vegetable crops. Hort Technology ۱۷:۴۳۱–۴۴۱

Huang R (۲۰۱۱) Heavy metal pollution of grain costs China ۲۰ billion Yuan annually. Guangzhou Daily Indian Space Research Organization [ISRO] (۲۰۱۶) Desertification and Land Degradation Atlas of India (Based on IRS AWiFS data of ۲۰۱۱–۱۳ and ۲۰۰۳–۰۵), □□□□□ □□□□□□□□□□□□ □□□□□□ ISRO, Ahmedabad India p ۲۱۹ ISBN: ۹۷۸–۹۳ – ۸۲۷۶۰-۲۰-۷

International Union for Conservation of Nature [IUCN] (۲۰۱۷) ۲۸ rue Mauverney, CH-۱۱۹۶ □□□□□, Switzerland

Jacoby R, Peukert M, Succurro A, Koprivova A, Kopriva S (۲۰۱۷) The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions. Front in Plant Sci ۸:۱۶۱۷

Karmakar R, Das I, Dutta D, Rakshit A (۲۰۱۶) Potential effects of climate change on soil properties: A Rev Sci Int ۴: ۵۱–۷۳

Kumar MM, Adarsha LK, Singh SP, Boppana KL (۲۰۱۷) Economics of organic farming over conventional farming – a case study in Karnataka. Int J Curr Microbiol App Sci ٦ (١١):٢٨١٠–٢٨١٧

Kumar R, Das AJ (٢٠١٤) Climate change and its impact on land degradation: imperative need to focus. J Climatol Weather Forecast ٢:١٠٨

Lal R (٢٠١٥) Restoring soil quality to mitigate soil degradation. Sustainability ٧(٥):٥٨٧٥–٥٨٩٥

Livestock Census (٢٠١٢) ١٩th livestock Census. All India report, Ministry of Agriculture Department of Animal Husbandry, Dairying and Fisheries, Krishi Bhawan, New Delhi

Nkonya E, Mirzabaev A, von Braun J (٢٠١٦) Economics of land degradation and improvement: an introduction and overview. In: Nkonya E, Mirzabaev A, von Braun J (eds) Economics of land degradation and improvement – a global assessment for sustainable development. Springer, Cham, pp ١–١٤. https://doi.org/١٠,١٠٠٧/٩٧٨-٣-٣١٩-١٩١٦٨-٣_١

Pandey J, Singh A (٢٠١٢) Opportunities and constraints in organic farming: an Indian perspective. J Sci Res ٥٦:٤٧–٧٢

Paustian K, Lehmann J, Ogle S, Reay D, Robertson GP, Smith P (٢٠١٦) Climate-smart soils. Nature ٥٣٢:٤٩–٥٧

Qu T-B, Du W-C, Yuan X, Yang Z-M, Liu DB, Wang D-L et al (٢٠١٦) Impacts of grazing intensity and plant community composition on soil bacterial community diversity in a steppe grassland. PLoS One ١١(٧):e٠١٥٩٦٨٠

Rangel L, Jorge MC, Guerra A, FullenM(٢٠١٩) Soil Erosion and land degradation on trail Systems in Mountainous Areas: two case studies from south-East Brazil. Soil Syst ٣:٥٦

Rashid MA, Mujawar LH, Shahzad T, Almeelbi T, Ismail IMI, Oves M (٢٠١٦) Bacteria and fungi can contribute to nutrients bioavailability and aggregate formation in degraded soils. Microbiol Res ١٨٣:٢٦–٤١

Reddy SR (٢٠٠٥) Principles of agronomy. Kalyani Publisher, Ludhiana

Sgroi F, Candela M, Trapani AMD, Foderà M, Squatrito R, Testa R, Tudisca S (٢٠١٥) Economic and financial comparison between organic and conventional farming in Sicilian lemon orchards. Sustain ٧:٩٤٧–٩٦١

Spiegel H, Zavattaro L, Guzmán G, D'Hose T, Pecio A, Lehtinen T, Schlatter N, ten Berge H, Grignani C (٢٠١٥) Compatibility of agricultural management practices and mitigation and soil health: impacts of soil management practices on crop productivity, on indicators for climate change mitigation, and on the chemical, physical and biological quality of soil. Deliverable reference number D٣,٣٧١: CATCH-C project (www.catch-c.eu)

Sruthy KS, Vibini KR (٢٠١٩) Organic farming in India: status, constraints and challenges. Int J Interdis Res Inno ٧(١):٩٩–١٠٤

The Economic times (٢٠١٩). https://economictimes.indiatimes.com/news/politics-and nation/pmnarendra- modi-to-launch-rs-١٣٥٠٠-crore-livestock-disease-control-scheme-next-week/ articleshow/٧٠٩٨٢٢٤٤.cms

Tscharntke T, Clough Y., Wanger TC, Jackson L, Motzke I, Perfecto I, Vandermeer J, Whitbread a (۲۰۱۲) Global food security: biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. Bio Cons ۱۵۱: ۵۳–۵۹

United Nations [UN], Department of Economic and Social Affairs, Population Division (۲۰۱۷) World Population Prospects: The ۲۰۱۷ Revision, Key Findings and Advance Tables. Working Paper No: ESA/P/WP/۲٤۸

Zhu XC, Di DR, Ma MG, Shi WY(۲۰۱۹) Stable isotopes in greenhouse gases from soil: a review of theory and application. Atmos ۱۰:۳۷۷

فصل سه: پاسخ‌های بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان در معرض آلاینده‌های رادیواکتیو

چکیده

مواد رادیواکتیو طبیعی، عناصر کمیابی هستند که تشعشعات پرانرژی (یونیزه و غیریونیزه) از خود ساطع می‌کنند و قادر به تغییر ویژگی‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی موجودات زنده هستند. بااین‌حال، میزان انتشار طبیعی آن‌ها آهسته بوده و برای تأثیرگذاری بر سیستم‌های زنده کافی نیست. بهره‌برداری از این رادیونوکلئیدها در صنعت برق، پزشکی، کشاورزی، سلاح‌های هسته‌ای و تحقیقات زمین‌شناسی و علمی برای رفاه انسان، منجر به انتشار و تجمع تشعشعات در محیط طبیعی شده و درنهایت بر عملکرد متابولیک تأثیر می‌گذارد. در مقایسه با پرتوهای غیریونیزه (انرژی کم)، بیشترین اثر ناشی از پرتوهای یونیزه (انرژی بالا) است. پرتوهای یونیزه باعث رادیولیز آب و تولید رادیکال‌های هیدروکسیل (گونه‌های فعال اکسیژن [ROS]) می‌شوند که به‌نوبهٔ خود موجب ایجاد تنش اکسیداتیو در سلول‌های زنده می‌گردند. تعامل گونه‌های فعال اکسیژن ناشی از تشعشع با ترکیبات آلی بیولوژیکی باعث انحرافات کروموزومی (وارونگی/ حذف)، آسیب DNA، کاهش رشد و ناهنجاری‌های رشد می‌شوند. در واکنش به پرتوهای یونیزه، گیاهان سیستم دفاعی آنتی‌اکسیدانی را تحریک می‌کنند و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان نظیر گلوتاتیون و آسکوربات و همچنین آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانت مانند کاتالاز (CAT)، گلوتاتیون ردوکتاز (GR)، سوپراکسید دیسموتاز (SOD) و آسکوربات پراکسیداز (APOD) را تولید می‌کنند. بیومولکول‌های آنتی‌اکسیدانت، گیاهان را در ازبین‌بردن رادیکال‌های آزاد تولیدشده در سلول‌ها حمایت و از آن‌ها در برابر اثرات مضر تشعشع محافظت می‌کنند. رادیونوکلئیدها، به‌ویژه ذرات نوترون آلفا-بتا و پرتوهای گاما، در اصلاح به روش جهش مصنوعی استفاده شده‌اند. جهش مصنوعی با استفاده از جهش‌زاهای فیزیکی، ابزاری قدرتمند برای توسعهٔ واریته‌های گیاهی جدید و منحصربه‌فرد است. در این فصل، مواد رادیواکتیو، تجمع آن‌ها در محیط، برهم‌کنش با گیاهان و جنبه‌های مختلف آن‌ها بحث‌شده است.

کلمات کلیدی: آنتی‌اکسیدانت، تابش β، تابش γ، DNA، اصلاح به روش جهش، گیاهان، مواد رادیواکتیو، گونه‌های فعال اکسیژن

۱-۳- مقدمه

مواد رادیواکتیو و تشعشعات مرتبط با آن‌ها از زمان پیدایش در جو زمین وجود دارد. فرض بر این است که حیات در یک محیط رادیواکتیو که دارای تشعشعات یونیزه بوده سرچشمه گرفته است (زکریا و کان، ۲۰۱۴). مواد رادیواکتیو مواد طبیعی ناپایداری هستند که تجزیه شده و تشعشعات یونی را به‌طور مداوم به محیط اطراف خود ساطع می‌کنند. مواد رادیواکتیو طبیعی (NORMs) در

پوستهٔ زمین، دیوار ساختمان‌ها، غذایی که می‌خوریم، آبی که می‌نوشیم و هوایی که تنفس می‌کنیم وجود دارد (زکریا و کان، ۲۰۱۴). لازم به ذکر است که خانه‌های ساخته‌شده از آجر و سنگ در مقایسه با خانه‌های چوبی دارای تابش بیشتری هستند. تأثیر تابش بر سیستم‌های زنده به دوز و مدت قرار گرفتن در معرض تابش بستگی دارد. دوزها و منابع تشعشعات یونیزه از یک زمان به زمان دیگر و از یک مکان به مکان دیگر متفاوت هستند. بااین‌حال، رادیونوکلئیدهای موجود و تشعشعات منتشرشده از آن‌ها به محیط اطراف، برای تأثیر بر سیستم بیولوژیکی کافی نیست.

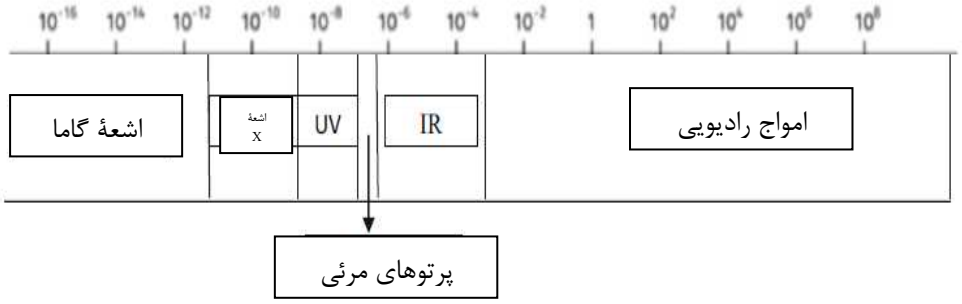
امروزه مواد رادیواکتیو به صورت گسترده در حوزه‌های مختلف مانند پزشکی، صنعت برق، کشاورزی، صنایع و تحقیقات مورداستفاده قرار می‌گیرند (زکریا و کان، ۲۰۱۴) و درنتیجه سهم قابل توجهی در جامعه دارند. بهره‌برداری گسترده و برنامه‌ریزی‌نشده از این مواد رادیواکتیو منجر به تجمع تشعشعات در محیط اطراف با سرعت بیشتری می‌شود. محیط‌های طبیعی این پرتوها را به‌طورویژه از طریق آزمایش‌های هسته‌ای و پرتوهای استفاده‌شده در تشخیص بیماری‌ها و درمان سرطان دریافت می‌کنند. مقادیر کمی تشعشع نیز از زغال‌سنگ و نیروگاه‌های هسته‌ای منتشر می‌شود. انتشار تصادفی، آزمایش هسته‌ای، استفادهٔ کنترل‌نشده از رادیونوکلئیدها برای اهداف پزشکی و تحقیقات و فقدان راهکار مناسب برای دفع زباله‌های رادیونوکلوئید منجر به رسوب زباله‌ها در هوا، خاک و آب می‌شود؛ در حال حاضر، برداشت مناسب و دفع ایمن زباله‌های رادیونوکلوئید یک نگرانی جهانی است. تلاش‌های مستمر برای استفاده از این مواد رادیواکتیو و تشعشعات آن‌ها برای اهداف مختلف توسعهٔ انسانی، موجب خطرات مرتبط با سلامتی برای انسان‌ها و گیاهان شده است. گیاهان بسته به دوز و مدت‌زمان قرارگیری در معرض تابش پرتوهای یونیزه و غیریونیزه به‌طور متفاوتی پاسخ می‌دهند. حیوانات و خصوصاً انسان‌ها، می‌توانند با ترک محل یا محافظت از خود، از قرار گرفتن در معرض تشعشع جلوگیری کنند؛ بااین‌حال، گیاهان نمی‌توانند از قرار گرفتن در معرض تابش در امان بمانند؛ زیرا ساکن بوده و نمی‌توانند موقعیت خود را تغییر دهند.

گیاهان این ضایعات رادیونوکلئید را از خاک به همراه آب جذب و برگ‌ها نیز آن‌ها را از هوا جذب می‌کنند. رادیونوکلئیدها با انرژی بالا با مسیرهای متابولیکی برهم‌کنش کرده و ماهیت مولکولی گیاهان و درنهایت محصولات بیوشیمیایی را تغییر می‌دهند. گیاهان با تولید بیومولکول‌های آنتی‌اکسیدان با گونه‌های فعال اکسیژن (ROS و تنش اکسیداتیو) که در اثر قرار گرفتن در معرض تابش ایجاد می‌شوند، مقابله می‌کنند. تابش‌ها تأثیرات مختلفی بر ویژگی‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاهان دارند و با نوع، دوز و مدت قرار گرفتن در معرض تابش همبستگی مثبت دارند. گزارش شده که دوزهای کم تابش تأثیرات تحریکی دارند، دوزهای متوسط تأثیرات مضر و دوزهای بالا می‌توانند باعث کاهش قابل توجه در رشد، نمو و تولید گیاهان شوند (کووالچوک و همکاران، ۲۰۰۰). علاوه‌براین، هولست و ناگل (۱۹۹۷) پیشنهاد کردند که گیاهان مختلف بسته به سن،

مورفولوژی، گونه، فیزیولوژی و ساختار ژنومی خود به پرتوهای مختلف واکنش نشان می‌دهند. تابش همیشه مضر نیست، بلکه گاهی بسیار مفید است. تابش به‌طور گسترده‌ای در برنامه‌های اصلاح نباتات استفاده می‌شود و ثابت‌شده که در تولید واریته‌های جدید هیبرید، مناسب است. در این فصل به انواع و منابع تابش، برهم‌کنش با گیاهان و پاسخ‌های بیوشیمیایی گیاهان به آلاینده‌های رادیواکتیو پرداخته می‌شود.

۲-۳- رادیواکتیویته و مواد رادیواکتیو

رادیواکتیویته بر حسب تجزیهٔ اتم‌ها تعریف می‌شود؛ به عبارت دیگر، رادیواکتیویته خاصیت یک عنصر برای انتشار ذرات یا تشعشعات خودبه‌خود به محیط اطراف است که با استفاده از گرما، الکتریسیته، دما، فشار یا هر نیروی خارجی دیگری قابل تغییر نیست (هازرا، ۲۰۱۸). عناصر ساطع‌کنندهٔ پرتوهای رادیواکیتیو، مواد رادیواکتیو نامیده می‌شوند. اتم از یک پروتون با بار مثبت در مرکز و یک نوترون خنثی (هسته) و الکترون با بار منفی در مدار بیرونی آن تشکیل‌شده است. هستهٔ عناصری که دارای پروتون متلاشی‌شده است، انرژی را به شکل تابش آزاد می‌کند. واحد واپاشی رادیواکتیو «بکرل» است و یک بکرل برابر با یک واپاشی در ثانیه است. تجزیهٔ مواد رادیواکتیو تا تشکیل یک عنصر پایدار ادامه می‌یابد. زمان لازم برای تجزیهٔ نیمی از رادیونوکلوئیدها «نیمه عمر» آن عنصر نامیده می‌شود و برای رادیونوکلوئیدهای مختلف متفاوت است و نیمه عمر از ثانیه تا میلیاردها سال متغیر است. به‌عنوان‌مثال، نیمه عمر ^{131}I هشت روز، ^{238}U ۴/۵ میلیارد سال و ^{40}K برابر با ۱/۲۵ میلیارد سال است. مواد رادیواکتیو سه نوع تابش ساطع می‌کنند: ذرات یا تابش آلفا (α)، بتا (β) و گاما (γ) (شکل ۳-۱). تشعشعات یونیزه، امواجی الکترومغناطیسی هستند که قابلیت عبور از ماده را دارند و درنتیجه بار الکتریکی یا یون ماده را القا می‌کنند. ذرات آلفا (تابش آلفا یا واپاشی آلفا) ذرات با بار مثبت پر انرژی (۲+) هستند که از دو پروتون و دو نوترون با جرم مولکولی چهار واحد (اتم He) تشکیل شده‌اند. نمونه‌هایی از ذرات آلفا که مواد رادیواکتیو آزاد می‌کنند اورانیوم (U) و رادیوم (Ra) هستند. ذرات بتا (تابش بتا یا واپاشی بتا) الکترون‌هایی با انرژی بالا، بار منفی و سرعت بالا هستند، یعنی نگاترون‌ها (β) یا پوزیترون‌ها (β+) با جرم مولکولی H. ذرات بتا در مقایسه با ذرات آلفا قدرت نفوذ بیشتری دارند. اشعهٔ گاما خنثی است و قدرت نفوذ بسیار قوی دارد و می‌تواند به بدن انسان نفوذ کند.



شکل ۳-۱- طول موج (بر حسب متر) پرتوهای مختلف.

۳-۳- انوع تابش‌ها

تابش، یک موج یا ذرهٔ انرژی باردار یا خنثی است که به شکل امواج الکترومغناطیسی یا ذرات پرانرژی منتقل می‌شود (کمیته علمی سازمان‌ملل‌متحد در مورد تأثیرات تشعشعات اتمی [UNSCEAR] ۲۰۱۰؛ اسمیچیکلاس و شلیوویچ-ایوانوویچ، ۲۰۱۶). اساساً دو نوع تشعشع وجود دارد، پرتوهای یونیزه و پرتوهای غیریونیزه (جدول ۳-۱).

جدول ۳-۱- مقایسهٔ اشعه‌های آلفا، بتا و گاما

ویژگی	اشعهٔ آلفا (α)	اشعهٔ بتا (β)	اشعهٔ گاما (γ)
طبیعت	هستهٔ هلیوم با سرعت بالا	الکترون‌های با سرعت بالا	تابش الکترومغناطیسی با سرعت بالا
جرم	$۶/۶۵ \times ۱۰^{-۲۷}$ کیلوگرم	$۹/۲۰ \times ۱۰^{-۳۱}$ کیلوگرم	ناچیز
بار	+۲	-۱	بدون بار
قدرت نفوذ	کم	متوسط	بالا
قدر یونیزه کردن	بیشتر از اشعهٔ بتا و گاما	بسیار کم	بسیار کم
تأثیر میدان‌های الکتریکی و مغناطیسی	به سمت صفحهٔ منفی منحرف می‌شود	به سمت صفحهٔ مثبت منحرف می‌شود	بدون انحراف
تابناکی	فلورسانس و فسفرسانس تولید می‌کند	فسفرسانس تولید می‌کند	فسفرسانس تولید می‌کند

۳-۳-۱- تابش یونیزه

تابش یونیزه پرتوهای الکترومغناطیسی با انرژی بالا و طول موج کوتاه‌تر هستند. آن‌ها قادر به یونیزه کردن اتم‌ها یا مولکول‌های محیط یا موادی هستند که از آن‌ها عبور می‌کنند. مولکول‌های باردار تولیدشده در محیط توسط پرتوهای یونیزه، پیوندهای شیمیایی پروتئین‌ها، DNA و سایر مولکول‌های آلی بیولوژیکی را می‌شکنند و درنتیجه باعث تغییر در متابولیسم سیستم‌های زنده می‌شوند.

۳-۳-۲- تابش غیریونیزه

تابش غیریونیزه ذرات با طول موج بالا با انرژی کم هستند. آن‌ها قادر به یونیزه یا تبدیل اتم‌ها یا مولکول‌های محیط نیستند. بااین‌حال، انرژی موجود در پرتوهای غیریونیزه قادر است اتم‌ها یا مولکول‌های محیطی‌ای را که از آن عبور می‌کنند برانگیخته کرده و باعث ارتعاش سریع‌تر مولکول‌ها شود.

۳-۴- منابع تابش رادیواکتیو

اساساً دو منبع تشعشع وجود دارد، طبیعی و مصنوعی.

۳-۴-۱- تابش طبیعی

سه منبع اصلی تابش طبیعی وجود دارد (جدول ۳-۲):

۱. تابش کیهانی، خورشید و ستارگان به‌طور مداوم ذرات باردار (+ و -) را آزاد می‌کنند که با جو و میدان مغناطیسی زمین تعامل دارند. این تعامل منجر به تولید تابشی می‌شود که موجودات زنده ازجمله گیاهان در معرض آن قرار می‌گیرند. نمونه‌های رایج رادیونوکلوئیدهایی که پس از برهم‌کنش پرتوهای کیهانی با جو تولید می‌شوند عبارت‌اند از ^{3}H، ^{7}Be، ^{14}C، ^{26}Al و ^{39}Ar (سازمان ثبت مواد سمی و بیماری‌ها [ATSDR] ۱۹۹۹؛ اسمیکیلاس و اسلجیویچ، ۲۰۱۶). این قبیل تابش‌های طبیعی در سطح زمین به دلیل تغییر ارتفاع در نقاط مختلف جهان متفاوت هستند. ارتفاع و تا حدودی عرض جغرافیایی عوامل عمده‌ای هستند که قرارگیری در معرض تابش ناشی از پرتوهای کیهانی به آن‌ها بستگی دارد. تابش کیهانی به‌طورکلی شامل تابش بتا و گاما می‌شود.

۲. تابش زمینی؛ تابش زمینی در سطح زمین وجود دارد، یعنی خاک، آب و پوشش گیاهی، سنگ‌ها، مواد معدنی و خاک حاوی مواد رادیواکتیو طبیعی هستند. مواد رادیواکتیو نظیر ^{238}U، ^{232}Th

و ^{40}K در پوستهٔ زمین وجود دارند که به‌طور مداوم تابش را در محیط اطراف خود منتشر می‌کنند و موجودات زنده را در معرض آن قرار می‌دهند. تابش زمینی نیز به‌دلیل تنوع در دسترس بودن مواد رادیواکتیو در سراسر جهان، از مکانی به مکان دیگر در سطح زمین متفاوت است.

۳. تابش داخلی؛ منابع داخلی تابش در داخل بدن زنده وجود دارد. آن‌ها از مصرف غذا، آب‌وهوای حامل مواد رادیواکتیو ناشی می‌شوند. این تابش در بین گونه‌ها یا از فردی به فرد دیگر تفاوت چندانی ندارد. این تابش عموماً شامل ^{40}K، ^{14}C و ^{210}Pb است.

جدول ۳-۲- منابع تشعشع و سهم آن‌ها (٪) در محیط طبیعی (کمیسیون تنظیم مقررات هسته‌ای ایالات‌متحده [USNRC])

انواع تابش	منبع تابش	سهم
تابش طبیعی	رادون	۵۵
	کیهانی	۰۸
	زمینی	۰۸
	داخلی	۱۱
تشعشات ساخت بشر	تشخیص پزشکی	۱۱
	پزشکی هسته‌ای	۰۴
	محصولات مصرفی	۰۳

۲-۴-۳- تابش ساخت انسان

تابش ساخت انسان آن دسته از تابش‌هایی هستند که توسط مواد رادیواکتیو که در مقیاس وسیع برای منافع انسان استفاده می‌شوند، تولید می‌گردند. منابع مهم این تابش‌ها شامل منابع تشخیص پزشکی (اشعهٔ ایکس، پزشکی هسته‌ای و پرتودرمانی) و محصولات مصرفی مانند توتون (توریم)، مصالح ساختمانی، منابع سوخت، آشکارسازهای دود، ساعت‌ها و صفحه‌های نورانی، لوله‌های الکترونی و استارت‌های فلورسنت است. چرخهٔ سوخت هسته‌ای و پسماندهای باقیمانده از آزمایش سلاح‌های هسته‌ای (چرنوبیل) نیز منابع اصلی تشعشعات در سطح زمین هستند. در فرایندهایی که در بالا توضیح داده شد، مواد رادیواکتیو تابشی با انرژی بالا آزاد می‌کنند که موجودات زنده ازجمله گیاهان در معرض آن قرار می‌گیرند. سرعت انتشار تابش و تجمع آن در اتمسفر به دلیل بهره‌برداری بی‌رویه از مواد رادیواکتیو برای توسعهٔ انسانی به‌سرعت در حال افزایش است.

۳-۵- آلودگی رادیواکتیو در خاک

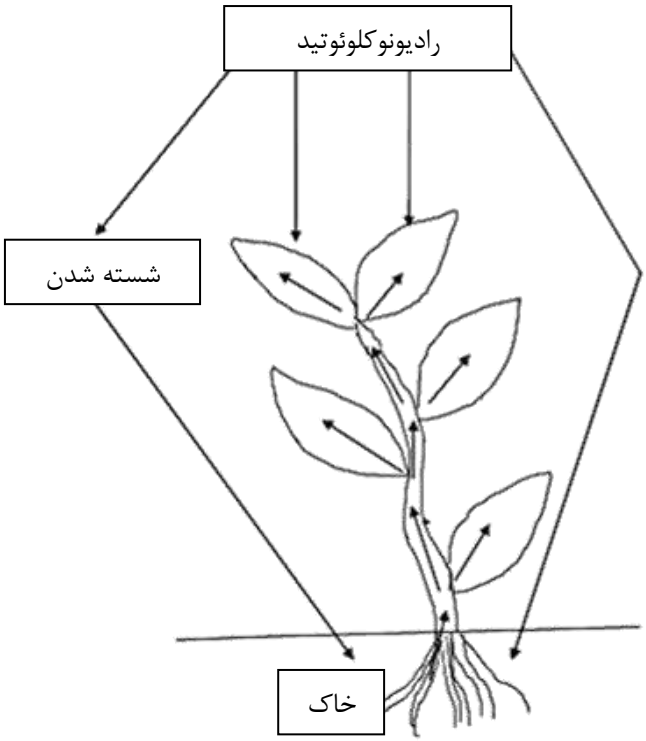
آلودگی یا آلایندهٔ رادیواکتیو به‌عنوان تجمع نامطلوب مواد رادیواکتیو روی سطوح مواد یا درون جامدات، مایعات، گازها یا موجودات زنده تعریف می‌شود (آژانس بین‌المللی انرژی اتمی [IAEA] ۲۰۰۷). خاک منبع اصلی دریافت رادیونوکلوئیدهای ساطع‌شده است. خاک رادیونوکلوئیدها را به‌عنوان ضایعات رادیواکتیو دریافت می‌کند که در طول بهره‌برداری از مواد رادیواکتیو برای انرژی هسته‌ای، آزمایش سلاح هسته‌ای، پزشکی، کشاورزی، تحقیقات و... آزاد می‌شوند. گزارش‌شده است که خاک‌های آلوده به رادیونوکلوئیدها، حاصلخیزی طبیعی را برای محصولات کشاورزی از دست می‌دهند (آلکساکین، ۲۰۰۹). خاک عامل اصلی مؤثر بر رشد و نمو گیاهان است و ممکن است به دلیل دفع رادیونوکلوئیدها به‌سرعت تخریب شود؛ این خاک‌ها عمدتاً در محل اطراف مؤسسات یا صنایع قرار دارند که با استفاده از مواد رادیواکتیو حاصل فرایندهای رشد انسان تولید می‌شوند. کیفیت خاک ازنظر حاصلخیزی با خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن مشخص می‌شود (برادی و ویل، ۲۰۰۲؛ عثمان، ۲۰۱۳). برهم‌کنش بین خاک و آلاینده‌های رادیواکتیو توسط خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و ماهیت آلاینده‌ها تعیین می‌شود. اتصال و نگهداری آلاینده‌ها در خاک توسط پنج جزء اصلی شامل آب، مواد معدنی، گازها، مواد آلی و میکروارگانیسم‌ها کنترل می‌شود. خاک، آلاینده‌های رادیواکتیو را با جذب فیزیکی (برگشت‌پذیر) انجام‌شده توسط بارهای روی سطح خاک و جذب شیمیایی (غیرقابل برگشت) انجام‌شده توسط برهم‌کنش‌های خاص، میل ترکیبی بالا و تشکیل پیوند کووالانسی، جذب می‌کند (اسپوسیتو، ۲۰۰۸؛ اسپارکس، ۲۰۰۳). به این ترتیب گیاهان در معرض آلاینده‌های رادیواکتیو و محصولات یا تابش آن‌ها قرار می‌گیرند.

۳-۶- جذب و تعامل رادیونوکلئیدها با گیاهان

تجمع در جو به دردسترس بودن منابع تابش بستگی دارد. هر چه فعالیت‌ها و اقدامات صنعتی و مرتبط بالاتر باشد، تجمع تابش در آن محل بیشتر است (تابش مصنوعی). زمانی‌که دسترسی به منابع زمینی تابش حداکثر باشد، دردسترس بودن و تجمع تابش و قرار گرفتن در معرض موجودات زنده نیز حداکثر است (تابش زمینی)؛ بنابراین، در سراسر جهان گیاهان به‌طور متفاوتی در معرض تابش‌ها قرار می‌گیرند.

فعالیت بیوسنتزی گیاهان با حداقل ۲۰-۱۵ پارامتر فیزیولوژی و محیط گیاه کنترل می‌شود. حداقل فعالیت بیوسنتزی برای جذب و تجمع رادیونوکلوئیدها در گیاهان ضروری است و تنها زمانی امکان‌پذیر است که پارامترهای پایه در محدودهٔ مناسب باشند. گیاهان در نواحی خاک و ریشه یا قسمت‌های هوایی خود مانند شاخه با رادیونوکلوئیدها برهم‌کنش دارند (شکل ۳-۲). آلاینده‌های

رادیواکتیو معلق در هوا به صورت ذرات معلق در هوا (و گازها) توسط شاخه‌های گیاهان جذب می‌شوند (جذب برگی) و آلاینده‌های موجود در ریزوسفر توسط ریشه‌ها جذب می‌شوند (کوراندا و رابیسون، ۱۹۷۸). آن‌ها نشان دادند که جذب ^{99}Sr و ^{137}Cs توسط سیستم خاک-ریشه با حضور مواد آلی، کلوئیدهای معدنی (رس) و سایر عناصر خاک کنترل می‌شود. فعالیت گیاهان برای رادیونوکلئیدها به نگهداری آن‌ها در جو و خاک بستگی دارد. بدیهی است که در زمان آزمایش هسته‌ای، رادیونوکلوئیدها در جو رها می‌شوند و برای مدت معینی در جو معلق می‌مانند. در این دوره، گیاهان از طریق جذب برگی، رادیونوکلوئیدها را در اندام‌های خود جمع می‌کنند (کوراندا و رابیسون، ۱۹۷۸). رادیونوکلوئیدها به‌صورت محلول یا گاز از هوا وارد اندام گیاه می‌شوند. محلول به برگ و درنهایت به بافت برگ می‌رسد؛ درحالی‌که گازهای حامل رادیونوکلوئیدها از دهانهٔ روزنه وارد می‌شوند. پس از مدت معینی که در جو باقی می‌مانند، رادیونوکلوئیدها به خاک رسیده و از آنجا توسط سیستم ریشه، جذب گیاهان می‌شوند.



شکل ۳-۲- نمایش نموداری جذب رادیونوکلوئید توسط گیاهان

۳-۷- تأثیر تابش بر ویژگی‌های فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان

پرتوهای یونیزه تأثیر قابل توجهی بر ماهیت فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و مولکولی گیاهان دارند (جدول ۳-۳). تأثیر پرتوهای یونیزه با دوز و مدت‌زمان کنترل می‌شود. قبلاً بحث شده که دوزهای پایین تابش یونیزه، ممکن است تأثیر منفی بر رشد و نمو گیاه نداشته باشند، درحالی‌که دوزهای بالاتر تأثیر منفی یا کشنده بر گیاهان دارند. اطلاعات مربوط به اثرات پرتوهای یونیزه به دلیل کاربرد آن‌ها در کشاورزی، باغبانی، حفاظت از محیط‌زیست و علوم فضایی بسیار مورد توجه است (کاپلین و ویلی، ۲۰۱۸).

۱-۷-۳- تأثیرات پرتوهای یونیزه در سطح مولکولی

گزارش شده که تابش باعث جهش می‌شود و ازاین‌رو از زمانی که مفهوم جهش توسط هوگو د وریس ارائه شد، به طور گسترده در توسعهٔ گیاهان هیبرید استفاده‌شده است. مفهوم نظریه جهش هوگو د وریس توسط هوبرشت (۱۹۰۴) منتشر شد. هوگو د وریس پیشنهاد کرد که می‌توان جهش را با استفاده از اشعهٔ ایکس در گیاهان ایجاد کرد. در حال حاضر، بیش از ۲۵۰۰ رقمی که به‌عنوان غذا مورداستفاده قرار می‌گیرند توسط جهش‌زایی ناشی از دوزهای بالای تابش یونیزه (IR ۱۰ ثانیه گری یا بیشتر) تولید شده‌اند (چنگ و همکاران، ۲۰۱۴). پرتوهای یونیزه نقش مهمی در توسعهٔ انواع محصولات نظیر برنج و گندم ایفا می‌کنند (کاپلین و ویلی ۲۰۱۸؛ چنگ و همکاران ۲۰۱۴). چنگ و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که ۹/۱۹ درصد توالی ژنوم انواع برنج Red-۱ (غنی از مواد مفید) که توسط پرتودهی گاما ایجاد شده بود، تغییر یافت. همچنین، آن‌ها نشان دادند که جهش نقطه‌ای عامل اصلی تغییر است. مطالعات تجربی نشان داده که تابش پرتوهای گاما به گیاهان، مانع از رشد آن‌ها شده و با سنتز اکسین و DNA مرتبط است. علاوه‌براین، در مطالعات تجربی فرض بر این است که (الف) DNA یک پیش‌نیاز برای بیوژنز اکسین است، یعنی DNA برای سنتز اکسین لازم است؛ (ب) اکسین برای تشکیل DNA موردنیاز است؛ و (ج) تابش روی سایر بخش‌های سلولی ضروری برای سنتز DNA و اکسین تأثیر می‌گذارد (جان و همکاران، ۲۰۱۲؛ لاگ و اسکوئیبل، ۱۹۹۵؛ مومیاما و همکاران، ۱۹۹۹). تابش‌های یونیزاسیون باعث جهش در گیاهان می‌شود و مورد توجه بسیاری از اصلاح‌کنندگان گیاهان است (اصلاح توسط جهش). اصلاح توسط جهش یکی از ابزارهای مهم برای توسعهٔ ارقام پرمحصول و باکیفیت است. اصلاح توسط جهش، شامل سه نوع جهش‌زایی است که از طریق تیمار پرتوهای یونیزه یا جهش‌زاهای شیمیایی ایجاد می‌شود. سه نوع جهش‌زایی عبارت‌اند از: (۱) جهش القاشده؛ (۲) جهش‌زایی هدفمند (جهش در یک مکان خاص از مولکول DNA) و (۳) جهش‌زایی درج (درج DNA) (فورستر و شو، ۲۰۱۲؛ خارکوال و شو، ۲۰۰۹؛ اولادوسو و همکاران،

۲۰۱۶). تابش‌های یونیزه در مقایسه با سایر تابش‌ها یا جهش‌زاها، مقدار بالایی از شکستگی‌های دورشته‌ای (DSBs) در DNA را دارند (کاپلین و ویلی، ۲۰۱۸). در طول دوران اولیهٔ استقرار در سطح زمین، در مقایسه با سطح تابش‌های یونیزهٔ امروزی، گیاهان در معرض درجهٔ بالایی از تابش یونیزه قرار گرفتند (کاپلین و ویلی، ۲۰۱۸). تابش یونیزه باعث ایجاد شکستگی دورشته‌ای می‌شود که ممکن است منجر به حذف بخش‌های DNA شود (کووالچوک و همکاران، ۲۰۰۰، ۲۰۰۴؛ ساتو و همکاران، ۲۰۰۶). بااین‌حال، شکستگی‌های تک‌رشته‌ای نیز به دلیل قرار گرفتن در معرض تابش یونیزه فراوان است (چنگ و همکاران، ۲۰۱۴). ساتو و همکاران (۲۰۰۶) آزمایشی را انجام دادند که در آن برنج را با اشعهٔ گاما و اتیل متان سولفونات (EMS) برای به‌دست آوردن جهش‌ها تیمار کردند. آن‌ها نشان دادند که میزان جهش نقطه‌ای هنگام تیمار با اشعهٔ گاما کمتر بود، اما در تیمار با اتیل متان سولفونات بیشتر بود. برعکس، جهش سرکوب در تیمار با اشعهٔ گاما در مقایسه با اتیل متان سولفونات بیشتر بود. گزارش شده که قرارگیری در دوزهای بالای مادون قرمز (۱۰۰-۱۰ ثانیه گری) مقدار جهش «اصلی» را از $۱۰^{-۹}$ جفت باز در هر گری تا $۶/۱۳ \times ۱۰^{-۶}$ جفت باز در هر ۵۰۰ گری ایجاد می‌کند (ساتو و همکاران، ۲۰۰۶). همچنین، نشان داده‌شده که قرارگیری گیاهان در معرض دوزهای پایین تابش یونیزه دارای نرخ بالایی از جهش در مقایسه با دوزهای بالا هستند. کووالچوک و همکاران (۲۰۰۰) به‌طور تجربی نشان دادند که گندم کاشته‌شده در خاک متأثر از نیروگاه هسته‌ای چرنوبیل و در معرض تابش یونیزه ۰/۳ گری برای یک فصل رشد ۱۰۰ روزه، افزایش ۶ برابری را در میزان جهش نشان می‌دهد.

جدول ۳-۳- تأثیرات تشعشعات بر جنبه‌های مختلف گیاهان

تأثیرات	
تخریب	پاسخ مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی
DNA	ایجاد دفاع در برابر تنش اکسیداتیو (DAOS)
پروتئین	سنتز آنزیم‌ها و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان
مولکول‌های آلی	توقف رشد
کلروپلاست	اصلاح توسط جهش
غشای سلولی	بازآرایی کروموزومی/DNA
دیوارهٔ سلول	فعال‌سازی ژن‌های خاص
مسیر بیوسنتزی	

مطالعات بیشتر برای درک اثر تابش‌های یونیزه (IR) روی گیاهان نشان داد که تابش یونیزه باعث ایجاد تغییراتی در بیان ژن گیاهان می‌شود. گزارش شده که قرارگیری در معرض دوزهای بالای تابش

یونیزه ممکن است ۱۰۰۰-۱۰۰ ثانیه ژن را تغییر دهد (کاپلین و ویلی، ۲۰۱۸). مهم‌ترین اطلاعات در مورد تغییرات بیان ژن به‌دلیل قرارگیری در معرض تابش یونیزه شامل القای ژن ترمیم DNA و سیستم دفاعی آنتی‌اکسیدان گیاهی است. کیم و همکاران (۲۰۱۴) گزارش کردند که تغییر بیان ژن سهم قابل توجهی در فعالیت کاتالیزوری، سیستم غشایی و متابولیسم فعال دارند. آن‌ها مطرح کردند که تابش گاما تغییرات قابل توجهی در رونوشت و بیان ژن ایجاد می‌کند. ایشان نشان دادند که در *Arabidopsis thaliana* از ۲۰۹۹۳ ژن مورداستفاده به‌عنوان پروب ریزآرایه، در مجموع ۴۹۶ ژن تنظیم‌شده بودند؛ درحالی‌که ۱۰۴۲ ژن توسط تابش گاما کاهش یافته بودند. گزارش شده که قرارگیری گیاه در معرض ۲۰۰ گری تابش گاما، تغییر در بیان ژن مسئول، متابولیسم قند و نشاسته را نشان می‌دهد (وانگ و همکاران، ۲۰۱۴). هوانگ و همکاران (۲۰۱۴) آزمایشی را برای مطالعهٔ تأثیر تابش‌های گاما، تابش‌های کیهانی و تابش‌های یونی بر برنج انجام دادند. آن‌ها مطرح کردند که الگوهای بیان برای تابش‌های گاما و پرتو تابش‌های‌های یونی مشابه است، اما برای تابش‌های کیهانی متفاوت است. همچنین، آن‌ها گزارش دادند که تغییرات در بیان ژن مربوط به متابولیسم ساکارز_نشاسته است که درنهایت منجر به افزایش محتوای قند و نشاسته در هر سه نوع تابش مورداستفاده در آزمایش شد.

مطالعات بیشتر نشان داد که قرارگیری گیاهان در معرض تابش یونیزه بسیار شدید منجر به افزایش تنظیم ژن‌های مسئول بازسازی DNA، پاسخ تنش اکسیداتیو و مسیرهای انتقال سیگنال می‌شود؛ درحالی‌که قرارگیری در معرض تابش یونیزهٔ شدید تأثیری بر تغییرات بیان ژن ندارد (کاپلین و ویلی، ۲۰۱۸). موارد مشابهی از تنوع در بیان فیزیولوژیکی و ژنی گیاهان آرابیدوپسیس در مواجهه بسیار شدید و شدید گیاهان با تابش γ مشاهده شد (گو و همکاران، ۲۰۱۴). آن‌ها نشان دادند که قرارگیری گیاهچه‌های آرابیدوپسیس در معرض تابش γ به مقدار ۲۰۰ گری به‌صورت بسیار شدید به‌مدت ۱ ساعت یا ۲۴ ساعت، یا به‌صورت شدید به‌مدت ۱، ۲ یا ۳ هفته منجر به کاهش ارتفاع گیاه، تعداد میوهٔ خورجین و طول این میوه شد. افزایش تنظیم بیان ژن در پاسخ به قرارگیری در معرض تابش γ بسیار شدید و شدید، شامل ژن کدکننده برای پروتئین‌های انگشت روی، فاکتورهای شوک حرارتی، NADPH اکسیداز، پروتئین‌های متصل به DNA WRKyY و پروتئین‌های متصل‌شونده به کلسیم بود (گو و همکاران، ۲۰۱۴). همچنین، چهار آنزیم آنتی‌اکسیدان، کاتالاز (CAT)، پراکسیداز (POD)، آسکوربات پراکسیداز (APOD) و سوپراکسید دیسموتاز (SOD) برای تابش γ را مورد مطالعه قرار دادند و دریافتند که کاتالاز و پراکسیداز کاهش فعالیت سلولی را برای هر دو شرایط بسیار شدید و شدید نشان داده است. مطالعات انجام شده توسط کیمورا و همکاران (۲۰۰۸) روی برگ‌های گیاهچه برنج نشان داد که قرارگیری در معرض دوز کم تابش یونیزه در منطقهٔ آسیب‌دیده چرنوبیل، تنظیم

افزایشی بیان ژن مربوط به مکانیسم‌های دفاعی، سنتز دیواره سلولی و سنتز متابولیت‌های ثانویه را نشان می‌دهد.

۲-۷-۳- تأثیر پرتوهای یونیزه بر فیزیولوژی و بیوشیمی گیاهان

در مقایسه با فتولیز آب، پرتوهای یونیزه نقش مهمی در تجزیهٔ رادیویی آب در طول فتوسنتز دارند. دوزهای بالای تابش یونیزه منجر به افزایش سرعت تجزیه آب می‌شود که به تولید مقدار زیادی رادیکال‌های آزاد منتهی می‌شود، یعنی ROS (کواس و کرستس، ۲۰۰۲) مانند رادیکال‌های سوپراکسید ($O^{\cdot-}_2$)، رادیکال‌های هیدروکسیل (OH^-) و پراکسید (H_2O_2) (آپل و هیرت، ۲۰۰۴). کواس و کرستس (۲۰۰۲) نشان دادند که اشعهٔ گاما باعث نرمی میوه‌ها و درنهایت شکستن لایهٔ میانی سلول می‌شود. این رادیکال‌ها به‌طور همزمان با مولکول‌های آلی ساختاری و عملکردی مانند پروتئین‌ها، لیپیدها و اسیدهای نوکلئیک واکنش نشان می‌دهند و سبب تغییر در مسیر بیوسنتزی سلولی می‌شوند (سالتر و هویت، ۱۹۹۲). آپل و هیرت (۲۰۰۴) توصیف کرده‌اند که گیاهان مکانیسم-هایی را برای سنتز آنزیم‌ها و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان جهت مبارزه با تنش و همچنین تولید ROS به‌طور هدفمند به‌عنوان یک مولکول سیگنال برای کنترل مکانیسم دفاعی بیماری‌زا، مرگ سلولی برنامه‌ریزی‌شده و رفتار روزنه ایجاد کرده‌اند. گزارش شده است که تابش گاما باعث کاهش محتوای کلروفیل تا ۵۵/۹ درصد در *Nicotiana tabacum* می‌شود (وادا و همکاران ۱۹۹۸). گیاهان مکانیسم‌هایی را برای مواجهه با تنش اکسیداتیو در محفظه‌های سلولی با تولید مقدار زیادی آنتی‌اکسیدان ایجاد کرده‌اند (جان و همکاران ۲۰۱۲؛ ویلی ۲۰۱۶). این تنش‌های اکسیداتیو قادر به تخریب پروتئین و فعالیت متابولیک در گیاهان هستند.

تأثیرات تنش اکسیداتیو ناشی از تابش یونیزه در گیاهان شامل تغییر در مورفولوژی، آناتومی، بیوشیمی و فیزیولوژی گیاهان است (اشرف و همکاران، ۲۰۰۳). اشرف و همکاران (۲۰۰۳) نشان دادند که برنج باسماتی تیمارشده با پرتو گاما کاهش طول ساقه و ریشه گیاهچه، باروری خوشه و عملکرد دانه را نشان داد. این تغییرات مورفولوژیکی با تابش، همبستگی منفی داشته و وابسته به دوز بود. مشاهدات بیشتر نشان می‌دهد که تغییرات در پتانسیل ردوکس سلولی در اثر تنش اکسیداتیو باعث تغییرات در آماس غشاهای تیلاکوئید، تغییر در فتوسنتز، فعال شدن مسیر بیوسنتزی تولیدکنندهٔ آنتی‌اکسیدانت و تجمع ترکیبات فنلی می‌شود (کواکس و کرسترس، ۲۰۰۲؛ اشرف، ۲۰۰۲؛ وی و همکاران، ۲۰۰۷). گزارش‌شده است که القای بذرها با دوزهای بالای تابش گاما منجر به کاهش محتوای پروتئین و کربوهیدرات به‌دلیل افزایش فعالیت آنزیم‌های متابولیکی و هیدرولیز در بذرهای جوانه‌زده می‌شود (باروس و همکاران، ۲۰۰۲؛ مایتی و همکاران، ۲۰۰۴؛ جان و همکاران، ۲۰۱۲). تیمار *Dacus carrota* L. با تابش گاما منجر به افزایش جذب گلوکز، پیرووات و کاهش

جذب استات و سوکسینات شد (جان و همکاران، ۲۰۱۲). بورک و همکاران (۱۹۶۷) گزارش کردند که تابش گاما منجر به کاهش تمام اسیدهای آمینه بجز سرین و والین شد.

در گیاهان، مکانیسم‌های بیوسنتزی برای مواجهه با تنش اکسیداتیو ایجاد شده‌اند که در بخش سلولی خود با تولید مقدار زیادی آنتی‌اکسیدانت توسعه یافته‌اند (ویلی، ۲۰۱۶). آن‌ها آنزیم‌های حاوی گوگرد نظیر اسیدهای آمینه (سیستین، سیستئین) و سوپراکسید دیسموتاز را برای از بین بردن رادیکال‌های آزاد و درنهایت محافظت از گیاهان در برابر تنش اکسیداتیو سنتز می‌کنند (کین و همکاران، ۲۰۰۰؛ جان و همکاران، ۲۰۱۲). کوین و همکاران (۲۰۰۰) گزارش دادند که تغییر در فعالیت سوپراکسید دیسموتاز و پراکسیداز در دانه‌های *Lathyrus sativus* تیمارشده با اشعهٔ $^{60}Co\gamma$ و اتیل متان سولفونات به‌طور مستقیم با غلظت تابش مرتبط است. ژانگ و همکاران (۲۰۱۶) نشان دادند که تیمار بذر آرابیدوپسیس به دلیل تولید رادیکال‌های سوپراکسید و پراکسید هیدروژن منجر به کاهش طول ریشه و ساق‌چه شد. به‌طور همزمان، تولید آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان نیز در *Arabidopsis* در پاسخ به پرتو کم انرژی $N^{(+)}$ تنظیم شد. آن‌ها تأثیر تابش یا اتیل متان سولفونات را بر فعالیت کاتالیز گزارش نکردند. در گیاهان انواع مختلفی از آنزیم‌ها و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان در پاسخ به پرتوهای یونیزه سنتز و بیان می‌شوند. در زیر به برخی از آن‌ها اشاره شده است:

۸-۳- آنزیم‌ها و مولکول‌های آنتی‌اکسیدان

۱-۸-۳- سوپراکسید دیسموتاز (SOD)

سوپراکسید دیسموتاز نقش حیاتی در مبارزه با تنش اکسیداتیو ایجادشده توسط تابش‌های یونیزه در گیاهان دارد. نشان داده‌شده است که محتوای بالاتر سوپراکسید دیسموتاز، کاتالاز و پراکسیداز در سلول موجب آسیب‌پذیری کمتر گیاهان در برابر اثر ثانویهٔ تابش می‌شود. احتمالاً سوپراکسید دیسموتاز به‌عنوان یک دهندهٔ الکترون در سلول‌ها/ بافت‌های متأثر از تابش فلزات واسطه عمل می‌کند و از سلول‌های تحت تابش با حساس کردن آن‌ها در برابر اثر H_2O_2 محافظت می‌کند (جان و همکاران، ۲۰۱۲). مشاهده شده است که تیمار *Vigna radiata* (L.) R. Wilczek با تابش گاما ۲۰۰-۲۰ گری تغییرات شدیدی را در فعالیت سوپراکسید دیسموتاز و پراکسیداز نشان می‌دهد (روی و همکاران، ۲۰۰۶). مشاهده شد که تابش گاما در گیاه *V. radiata* منجر به کاهش ارتفاع گیاهچه و فراوانی جوانه‌زنی می‌شود. همچنین، روی و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که آنالیز RAPD گیاهان پرتودهی شده با گاما (۲۰۰ گری) نوارهای جدیدی را نشان می‌دهد که بیانگر آسیب DNA است. پرامانیک (۱۹۹۷) همبستگی بین آسیب مورفولوژیکی، مانند کاهش ارتفاع گیاهچه در *Plantago ovata* و تابش گاما را نشان داد. همچنین، تابش گاما وابسته به دوز با تغییرات در فعالیت سوپراکسید

دیسموتاز مرتبط بود. تغییرات در الگوی ایزوآنزیم سوپراکسید دیسموتاز در پاسخ به تنش اکسیداتیو نشانه‌ای از توسعهٔ مکانیسم حفاظت در برابر تابش در داخل گیاهان است. ارتباط بین دوزهای تابش و فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان در شرایط بدن موجود زنده و آزمایشگاهی توسط چندین فعالیت نشان داده‌شده است (سینگ، ۱۹۷۴). گوپتا و همکاران (۱۹۹۳) همبستگی بین بیان سوپراکسید دیسموتاز مس/ روی در برگ‌های تنباکو و تنش را نشان دادند. همچنین، آن‌ها مطرح کردند که گیاهان می‌توانند تنش شدید را تحمل کنند و فعالیت طبیعی فتوسنتزی خود را با تولید ایزوآنزیم سوپراکسید دیسموتاز حفظ کنند. آن‌ها نشان دادند که گیاهان تراریخته می‌توانند میزان فتوسنتز خود را ۲۰ درصد بیشتر از گیاهان غیر تراریخت حفظ کنند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که سوپراکسید دیسموتاز تولیدشده در کلروپلاست نقش حیاتی در حمایت از گیاهان در تحمل تنش دارد.

مطالعات بیشتر در مورد تابش نشان می‌دهد که تولید مولکول‌ها یا آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان با تغییر بیان ژن در پاسخ به تنش ایجادشده با تابش مرتبط است. بیان خیلی بیشتر سوپراکسید دیسموتاز در سلول‌های تحت تابش به دلیل القای ژن‌ها یا آلل‌های مسئول سنتز آنزیم سوپراکسید دیسموتاز است (اینزه و ون مونتاگو، ۲۰۰۲). پرامانیک (۱۹۹۷) گزارش داد که در آنالیز ژل PAGE فعالیت سوپراکسید دیسموتاز کالوس‌های قرارگرفته در معرض تابش باندهای اضافی مشاهده می‌شود (مقدار Rf – ۰/۵۹). در برخی موارد، ناپدید شدن باندهای خاص بلافاصله پس از قرارگیری در معرض تابش γ نیز مشاهده‌شده است که ممکن است با تخریب مولکول‌های زیستی خاص (سن رایچادوری و دنگ، ۲۰۰۰) یا خاموش شدن مسیر متابولیک همراه باشد (جان و همکاران، ۲۰۱۲). زکا و همکاران (۲۰۰۲) نشان دادند که بیان زیاد آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان، به‌ویژه پراکسیداز، کاتالاز، گلوتاتیون ردوکتاز، سوپراکسید دیسموتاز و گلوکز-۶- فسفات دهیدروژناز یا مولکول‌ها به‌طور مستقیم با تابش گاما مرتبط است. همچنین، آن‌ها نشان دادند که سوپراکسید دیسموتاز و گلوکز-۶- فسفات دهیدروژناز به‌طورخاص نقش مهمی در محافظت از *Stipa capillata* در برابر تنش اکسیداتیو ایجادشده توسط گونه‌های فعال اکسیژن دارند. به این ترتیب، گیاهان با تولید سوپراکسید دیسموتاز تنش اکسیداتیو را کاهش می‌دهند.

۲-۸-۳- پراکسیداز (APX؛ EC ۱۱۱،۱،۱۱) و کاتالاز (CAT؛ EC ۱،۱۱،۱،٦)

دو آنزیم آنتی‌اکسیدان مهم دیگر پراکسیداز و کاتالاز است که در پاسخ به تابش‌های یونیزه تولید می‌شوند. برهم‌کنش گیاهان با پرتوهای تابیده‌شده به دلیل تولید رادیکال‌های اکسیداتیو باعث ایجاد تنش در فعالیت سلولی آن‌ها می‌شود. مطالعات متعدد نشان می‌دهد که تابش‌های یونیزه منجر به تولید مقادیر بالای پراکسید هیدروژن می‌شود (وی و همکاران، ۲۰۰۶). وی و همکاران (۲۰۰۶)

افزایش محتوای H_2O_2 در کدو تنبل (*Cucurbita ficifolia* bouche) با دوزهای بالای تابش گاما را گزارش کردند. پراکسید هیدروژن در دسته‌های آوند چوبی، غشای پلاسمایی، تیغه میانی و همچنین در سلول‌های پارانشیم وجود دارد (جان و همکاران، ۲۰۱۲). فعالیت بیوشیمیایی سلول‌های در معرض تابش، افزایش سطح آنزیم پراکسیداز را نشان داد. مشاهدات مشابهی از بیان آنزیم‌های پراکسیداز مرتبط با تابش گاما توسط محققان در گیاهان مختلف نظیر سیر (کروچی و همکاران، ۱۹۹۴) و ریشهٔ سیب‌زمینی شیرین گزارش‌شده است (اوگاوا و اوریتانی، ۱۹۷۰). کروچی و همکاران (۱۹۹۴) گزارش کردند که تابش گاما به حبه‌های سیر موجب کاهش محتوای DNA کل جوانه‌های داخلی بلافاصله ۱۰۰ روز پس از تابش شد؛ درحالی‌که RNA کل، پروتئین و محتوای کربوهیدرات جوانه‌های داخلی تغییر نکرد. آن‌ها مطرح کردند که DNA حساس‌ترین جزء سلول در هنگام قرارگیری در معرض تابش است. آنزیم پراکسیداز از طریق حذف اثر H_2O_2 از مخازن سلولی (به‌ویژه پراکسید هیدروژن لیپیدی) از گیاهان محافظت می‌کند. معادلهٔ کلی حذف رادیکال پراکسیل توسط آنزیم پراکسیداز به شرح زیر است:

$$H_2O_2 + DH_2 \rightarrow 2H_2O + D$$

گزارش‌های متعددی در مورد تولید فراوان آنزیم پراکسیداز در سلول‌های گیاهان قرارگرفته در معرض تابش و نقش آن در مهار رادیکال‌های اکسیداتیو وجود دارد (خانا و مارکاندانی، ۱۹۸۱). خانا و مارکاندانی (۱۹۸۱) مطرح کردند که دوزهای پایین تابش گاما باعث تحریک فعالیت پراکسیداز در نخود می‌شود، درحالی‌که کاهش فعالیت پراکسیداز برای دوزهای بالاتر تابش گاما مشاهده شد. کاتالاز آنزیم دیگری است که نقش مهمی در حذف یا ازبین‌بردن رادیکال‌های پراکسیل آزاد در گیاهان دارد. آلی و ال‌بلتاقی (۲۰۱۰) نشان دادند که آنتی‌اکسیدان‌ها می‌توانند گیاهان را از آسیب رادیکال اکسیداتیو ناشی از قرارگیری در معرض تابش یونیزه محافظت کنند. آن‌ها تحریک پراکسیداز، آسکوربات پراکسیداز، کاتالاز، سوپراکسید دیسموتاز و گلوتاتیون-S-ترانسفراز را با تابش گاما مشاهده کردند که همبستگی مثبتی با دوز داشت. همچنین، آن‌ها افزایش محتوای مالون دی آلدئید (MDA) مرتبط با تابش گاما را گزارش کردند. افزایش تنظیم ژن‌های کاتالاز، پراکسیداز، سوپراکسید دیسموتاز مس/ روی، گلوتاتیون-S-ترانسفراز و کاهش آسکوربات پراکسیداز سیتوزولی و استرومایی در *Nicotiana tabacum* L. گزارش‌شده است (چو و همکاران، ۲۰۰۰). چو و همکاران (۲۰۰۰) گزارش کردند که تابش گاما باعث پاسخ‌های متفاوتی در توتون می‌شود. به گفتهٔ آن‌ها، گروه خاصی از ژن‌ها (گلوتاتیون-S-ترانسفراز، پراکسیداز، سوپراکسید دیسموتاز و کاتالاز) پاسخی تحریک‌کننده را نشان می‌دهند، درحالی‌که گروه‌های دیگر (آسکوربات پراکسیداز سیتوزولی، آسکوربات پراکسیداز استرومایی و گیرنده‌های مشابه TMK-۱) کاهش را نشان دادند. همچنین، گروه‌های خاصی از ژن‌ها وجود داشتند که یا بدون پاسخ یا پاسخی نامنظم نشان می‌دادند. این ژن‌ها شامل پروتئین‌های مرتبط

با پاتوژنز، پروتئین کیناز وابسته به Ca^{2+} توتون، زیرواحد β فاکتور شروع ترجمه ۲B و یک کیناز شبه‌گیرندهٔ مرتبط با کیتیناز بود (چو و همکاران، ۲۰۰۰). مکانیسم واکنش کلی درگیر در کاتالاز و رادیکال‌ها در زیر بیان‌شده است:

$$ROOH \xrightarrow{\text{کتالاز}} H_2O + ROH + A$$

$$2H_2O_2 \xrightarrow{\text{کاتالاز}} 2H_2O + O_2$$

در گندم قرارگرفته در معرض دوزهای بالای تابش یونیزه مشاهده شد که خواص بیوشیمیایی افزایش سرعت تولید پراکسیداز و کاتالاز و کاهش رشد (به‌جز در ۵ کراد که رشد را نشان داد) صورت می‌گیرد (چائومی و یانلین، ۱۹۹۳). آن‌ها نشان دادند قرارگیری گیاهان گندم در معرض تابش بالای ۲۰ کراد منجر به افزایش فعالیت پراکسیداز و فعالیت اسیدفسفاتاز می‌شود. فعالیت کاتالاز در ۵ کراد و ۲۰ کراد بالاتر بود. در حال حاضر چندین گزارش در مورد تولید آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان نظیر پراکسیداز، سوپراکسید دیسموتاز، کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز، مرتبط با قرارگیری گیاهان در معرض تشعشعات یونیزه در دسترس است (سینگ و همکاران، ۱۹۹۳؛ فویر و همکاران، ۱۹۹۷؛ زاکا و همکاران، ۲۰۰۲). سینگ و همکاران (۱۹۹۳) نشان دادند که محتوای فنل، پلی فنل اکسیداز و پراکسیداز با دوزهای مختلف تابش گاما در نیشکر همبستگی مثبت دارند. فویر و همکاران (۱۹۹۷) مطرح کردند که واکنش‌های تبادل تیول/ دی سولفید، شامل مخزن گلوتاتیون و H_2O_2، نقش مهمی در تنظیم متابولیسم و تغییرات در بیان ژن مربوط به تنش‌های محیطی و زیستی ایفا می‌کند. گزارش‌شده است که قرارگیری *Arabidopsis thaliana* در معرض اشعهٔ گامای شدید تأثیری بر غلظت آنتی‌اکسیدان‌های غیرآنزیمی، آسکوربات و گلوتاتیون ندارد (واندنهوو و همکاران، ۲۰۰۹). اشتاجنر و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که در سویا تابش گاما منجر به کاهش فعالیت آنتی‌اکسیدانی کل (۱۵/۷ درصد) و افزایش مالون دی آلدئید و OH به‌ترتیب به میزان ۲۱/۶ و ۷۹/۳۳ درصد در مقایسه با سویای تابش‌نشده شد.

۳-۸-۳- فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز (GR؛ EC ۱،٦،٤،۲)

پاسخ مشابهی با تابش گاما از افزایش محتوای فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز در گیاهان مشاهده شد. افزایش محتوای فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز در ریشه و شاخسار سه جنس .*Trigonella* L تحت تابش اشعهٔ گاما گزارش‌شده است (جان و همکاران، ۲۰۱۲). فویر و همکاران (۱۹۹۱) گزارش دادند که فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز در *Nicotiana tabacum* var. Samsun تراریخته دو تا ده برابر بیشتر از گیاه توتون شاهد غیرتراریخت بود. سنتز و تولید گلوتاتیون ردوکتاز در گیاهان تابش‌شده

توسط تنظیم ژن کنترل می‌شود. مطالعات نشان می‌دهد که بین محتوای افزایش‌یافتهٔ فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز و افزایش میزان رونویسی ژن‌های کدکننده ارتباط وجود دارد (فویر و همکاران، ۱۹۹۵). آن‌ها مطرح کردند که بیان زیاد فعالیت گلوتاتیون ردوکتاز در کلروپلاست مسئول افزایش فعالیت آنتی‌اکسیدان است که درنهایت از گیاه صنوبر در برابر تنش اکسیداتیو محافظت می‌کند.

۴-۸-۳- آسکوربات و گلوتاتیون

گیاهان برای دستیابی به رشد مطلوب و فعالیت متابولیکی خود، آسکوربات را سنتز می‌کنند. نشان داده‌شده است که گیاهان قرارگرفته در معرض تابش دارای واکنش متغیر مرتبط با سنتز آسکوربات (ویتامین C) هستند. برخی از گیاهان نظیر سیب‌زمینی و توت‌فرنگی، پاپایا، انبه و لیچی با قرارگیری در معرض تابش گاما، عدم پاسخ یا کاهش اسیدآسکوربیک (آسکوربات؛ AA) را نشان می‌دهند (گراهام و استیونسون، ۱۹۹۷؛ بیرس و همکاران، ۱۹۷۹). گراهام و استیونسون (۱۹۹۷) افزایش محتوای دهیدروآسکوربیک اسید (DHAA) را بلافاصله پس از تابش در گیاه توت‌فرنگی گزارش کردند. گزارش‌شده است که قرارگیری گیاهان در معرض پرتوهای یونیزه منجر به تبدیل اسیداسکوربیک به دهیدروآسکوربیک اسید (DHAA) می‌شود (دیهل، ۱۹۹۰؛ کیلکاست، ۱۹۹۴؛ جان و همکاران، ۲۰۱۲). گلوتاتیون یکی دیگر از مولکول‌های آنتی‌اکسیدان است که از گیاهان در برابر تنش اکسیداتیو محافظت می‌کند. هالیول و گوتریج (۱۹۸۹) گزارش کردند که گلوتاتیون با تداخل مستقیم با رادیکال‌های آزاد، گیاهان را از تنش اکسیداتیو محافظت می‌کند. واکنش کلی گلوتاتیون با DHAA در زیر نشان داده‌شده است:

ارتباط بین سطوح گلوتاتیون و تابش یونیزه به‌صورت‌های مختلف مورد مطالعه قرارگرفته است.

$$DHAA + ۲GS \rightarrow \text{آسکوربات} + GSSG$$

$$GSSG + NADPH \rightarrow ۲GSH + NADP$$

۹-۳- نتیجه‌گیری

از بحث فوق می‌توان نتیجه گرفت که تحقیق در مورد تأثیر پرتوهای یونیزه بر سازگاری متابولیکی گیاهان مطمئناً در حفظ شرایط محیطی پایدار مثمر ثمر خواهد بود. همچنین، بستری برای توسعهٔ گونه‌های جدید گیاهان ایجاد خواهد کرد. بهره‌برداری از رادیونوکلوئیدها برای تولید انرژی، تشخیص و درمان پزشکی، تسلیحات هسته‌ای و... نیاز نسل کنونی است و قطعاً سطح تابش یونیزه را در اطراف ما افزایش داده و بقا را دشوار می‌کند. ازاین‌رو، تمرکز بر یافته‌ها و توسعهٔ گیاهان مقاوم در برابر تابش

و مقاوم به تابش که می‌تواند سطح تابش را به حداقل رسانده و محیط را پایدار کند، نیاز مبرم پژوهش حاضر است.

منابع

Aleksakhin RM (۲۰۰۹) Radioactive contamination as a type of soil degradation. Euras Soil Sci ۴۲:۱۳۸۶–۱۳۹۶

Aly AA, El-Beltagi HES (۲۰۱۰) Influence of ionizing irradiation on the antioxidant enzymes of Vicia faba L. Grasas Aceites ۶۱(۳):۲۸۸–۲۹۴

Apel K, Hirt H (۲۰۰۴) Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. Annu Rev Plant Biol ۵۵(۱):۳۷۳–۳۹۹

Ashraf M (۲۰۰۹) Biotechnological approach of improving plant salt tolerance using antioxidants as markers. Biotechnol Adv ۲۷(۱):۸۴–۹۳

Ashraf M, Cheema AA, Rashid M, Qamar Z (۲۰۰۳) Effect of gamma-rays on M۱ generation in basmati rice. Pak J Bot ۳۵:۷۹۱–۷۹۵

Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR] (۱۹۹۹) Toxicological profile for ionizing radiation. Atlanta: ATDSR; p ۴۳۸

Barros AC, Freund MTL, Villavicencio ALCH, Delincée H, Arthur V (۲۰۰۲) Identification of irradiated wheat by germination test, DNA comet assay and electron spin resonance. Radiat Phys Chem ۶۳(۳–۶):۴۲۳–۴۲۶

Beyers M, Thomas AC, Van Tonder A (۱۹۷۹) Gamma irradiation of subtropical fruits. I. Compositional tables of mango, papaya, strawberry, and litchi fruits at the edible-ripe stage. J Agric Food Chem ۲۷(۱):۳۷–۴۲

Bourke JB, Stillings BR, Massey LM (۱۹۶۷) Free amino acids in gamma-irradiated carrots. Radiat Res ۳۰:۵۶۹–۵۷۵

Brady NC, Weil RR (۲۰۰۲) The nature and properties of soils. Macmillan Publishing Co., New York, p ۹۶۰

Caplin N, Willey N (۲۰۱۸) Ionizing radiation, higher plants, and radioprotection: from acute high doses to chronic low doses. Front Plant Sci ۹:۱–۲۰

Chaomei Z, Yanlin M (۱۹۹۳) Irradiation induced changes in enzymes of wheat during seed germination and seedling growth. Acta Agric Nucl Sini ۷:۹۳–۹۷

Cheng ZX, Lin JC, Lin TX, Xu M, Huang ZW, Yang ZJ, Huang X, Zheng J (۲۰۱۴) Genome-wide analysis of radiation-induced mutations in rice (Oryza sativa L. ssp indica). Mol BioSyst ۱۰:۷۹۵–۸۰۵

Cho HS, Lee HS, Pai HS (۲۰۰۰) Expression patterns of diverse genes in response to gamma irradiation in Nicotiana tabacum. J Plant Biol ۴۳(۲):۸۲–۸۷

Croci CA, Arguello JA, Orioli GA (۱۹۹۴) Biochemical changes in garlic (Allium sativum L.) during storage following g-irradiation. Int J Radiat Biol ۶۵(۲):۲۶۳–۲۶۶

Diehl JF (۱۹۹۰) Safety of irradiated foods. Marcel Dekker Inc., New York, p ۳۴۵

Forster BP, Shu QY (۲۰۱۲) Plant mutagenesis in crop improvement: basic terms and applications. In: Shu QY, Forster BP, Nakagawa (Eds) Plant mutation breeding and biotechnology, CABI, Wallingford, pp ۹–۲۰

Foyer C, Lelandais M, Galap C, Kunert KJ (۱۹۹۱) Effects of elevated cytosolic glutathione reductase activity on the cellular glutathione pool and photosynthesis in leaves under normal and stress conditions. Plant Physiol ۹۷(۳):۸۶۳–۸۷۲

Foyer CH, López-Delgado H, Dat JF, Scott IM (۱۹۹۷) Hydrogen peroxide and glutathioneassociated mechanisms of acclimatory stress tolerance and signaling. Physiol Plant ۱۰۰ (۲):۲۴۱–۲۵۴

Foyer CH, Souriau N, Perret S, Lelandais M, Kunert KJ, Pruvost C, Jouanin L (۱۹۹۵) Overexpression of glutathione reductase but not glutathione synthetase leads to increases in antioxidant capacity and resistance to photoinhibition in poplar trees. Plant Physiol ۱۰۹ (۳):۱۰٤۷–۱۰۵۷

Goh EJ, Kim JB, Kim WJ, Ha BK, Kim SH, Kang SY, Seo YW, Kim DS (۲۰۱٤) Physiological changes and anti-oxidative responses of Arabidopsis plants after acute and chronic gammairradiation. Radiat Environ Biophys ۵۳:٦۷۷–٦۹۳

Graham WD, Stevenson MH (۱۹۹۷) Effect of irradiation on vitamin C content of strawberries and potatoes in combination with storage and with further cooking in potatoes. J Sci Food Agric ۷۵ (۳):۳۷۱–۳۷۷

Gupta AS, Heinen LJ, Holaday AS, Burke JJ, Allen RD (۱۹۹۳) Increased resistance to oxidative stress in transgenic plants that overexpress chloroplastic cu/Zn superoxide dismutase. Proceed Nation Acad Sci ۹۰(٤):۱٦۲۹–۱٦۳۳

Halliwell B, Gutteridge JMC (۱۹۸۹) Free radicals in biology and medicine. Clarendon Press. Oxford, Oxford, pp ۱۸۸–۲۷٦

Hazra G (۲۰۱۸) Radioactive pollution: an overview. Hollistic Approach Environ ۸(۲):٤۸–٦۵

Holst RW, Nagel DJ (۱۹۹۷) Radiation effects on plants. In: Wang W, Gorsuch JW, Hughes JS (eds) Plants for environmental studies. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp۳۷–۸۱

Hubrecht AAW (۱۹۰٤) Hugo de Vries theory of mutation. Pop Sci ٦۵:۲۰۵–۲۲۳

Hwang JE, Hwang SG, Kim SH, Lee KJ, Jang CS, Kim JB, Kim SH, Ha BK, Ahn JW, Kang SY, Kim DS (۲۰۱٤) Transcriptome profiling in response to different types of ionizing radiation and identification of multiple radio marker genes in rice. Physiol Plant ۱۵۰:۶۰۴□۶۱۹

International Atomic Energy Agency [IAEA] (۲۰۰۷) IAEA safety glossary – terminology used in nuclear safety and radiation protection. IAEA, Vienna, p ۲۲۷

Inzé D, Van Montagu MV (۲۰۰۲) Oxidative stress in plants. Taylor and Francis Science, p ۳۲۱ Jan S, Parween T, Siddiqi TO, Mahmooduzzfar (۲۰۱۲) Effect of gamma radiation on morphological, biochemical, and physiological aspects of plants and plant products. Environ Rev ۲۰:۱۷–۳۹

Khanna VK, Maherchandani N (۱۹۸۱) Gamma radiation induced changes in the peroxidase activity of chickpea seedlings. Curr Sci ۵۰:۷۳۲–۷۳۳

Kharkwal MC, Shu QY (۲۰۰۹) The role of induced mutations in world food security. In: Shu QY (ed) Induced plant mutations in the genomics era. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, pp ۳۳–۳۸

Kilcast D (۱۹۹٤) Effect of irradiation on vitamins. Food Chem ٤۹(۲):۱۵۷–۱٦٤

Kim J-B, Kim SH, Ha B-K, Kang S-Y, Jang CS, Seo YW, Kim DS (۲۰۱٤) Differentially expressed genes in response to gamma-irradiation during the vegetative stage in Arabidopsis thaliana. Mol Biol Rep ٤۱:۲۲۲۹–۲۲٤۱

Kimura S, Shibato J, Agrawal GK, Kim YK, Nahm BH, Jwa NS, Iwahasi H, Rakwal R (۲۰۰۸) Microarray analysis of rice leaf response to radioactivity from contaminated Chernobyl soil. Rice Genet Newsl ۲٤:۵۲–۵٤

Koranda JJ, Robison WA (۱۹۷۸) Accumulation of radionuclides by plants as a monitor system. Environ Health Perspect ۲۷:۱٦۵–۱۷۹

Kovács E, Keresztes A (۲۰۰۲) Effect of gamma and UV-B/C radiation on plant cells. Micron ۳۳ (۲):۱۹۹–۲۱۰

Kovalchuk I, Abramov V, Pogrybny I, Kovalchuk O (۲۰۰٤) Molecular aspects of plant adaptation to life in the Chernobyl zone. Plant Physiol ۱۳۵:۳۵۷–۳٦۳

Kovalchuk O, Arkhipov A, Barylyak I, Karachov I, Titov V, Hohn B, Kovalchuk I (۲۰۰۰) Plants experiencing chronic internal exposure to ionizing radiation exhibit higher frequency of homologous recombination than acutely irradiated plants. Mutat Res ۴۴۹:۴۷–۵۶

Lage CLS, Esquibel MA (۱۹۹۵) Role of non enzymatic synthesis of indole-۳-acetic acid in the Ipomoea batatas L. lam. (sweet potato) response to gamma radiation. Arq Biol Tecnol ۳۸ (٤):۱۱۷۳–۱۱۸۰

Maity JP, Chakraborty A, Saha A, Santra SC, Chanda S (۲۰۰٤) Radiation induced effects on some common storage edible seeds in India infested with surface microflora. Radiat Phys Chem ۷۱ (٥):۱۰٦٥–۱۰۷۲

Momiyama M, Koshiba T, Furukawa K, Kamiya Y, Satô M (۱۹۹۹) Effects of g-irradiation on elongation and indole-۳-acetic acid level of maize (Zea mays) coleoptiles. Environ Exp Bot ٤۱ (۲):۱۳۱–۱٤۳

Ogawa M, Uritani J (۱۹۷۰) Effect of gamma radiation in peroxidase development in sweet potatoes disks. Radiat Res ٤۱(۲):۳٤۲–۳٥۱

Oladosu Y, Rafii MY, Abdullah N, Hussin G, Ramli A, Rahim HA, Miah G, Usman M (۲۰۱٦) Principle and application of plant mutagenesis in crop improvement: a review. Biotechnol Biotechnol Equip ۳۰:۱–۱٦

Osman KT (۲۰۱۳) Soils: principles, properties and management. Dordecht, Springer Netherlands, p ۲٤۷

Pramanik S (۱۹۹۷). Cytochemical, cytological and biochemical studies of Plantago ovata Forsk. In tissue culture. Ph.D. dissertation, University of Calcutta, India

Qin X, Wang F, Wang X, Zhou G, Li Z (۲۰۰۰) Effect of combined treatment of ٦۰Co g-ray and EMS on antioxidase activity and ODAP content in Lathyrus sativus. Chinese J Appl Ecol ۱۱ (٦):۹٥۷–۹٥۸

Roy S, Begum Y, Chakraborty A, Raychaudhuri SS (۲۰۰٦) Radiation-induced phenotypic alterations in relation to isozymes and RAPD markers in Vigna radiata (L.) Wilczek. Intern J Radiat Biol ۸۲(۱۱):۸۲۳–۸۳۲

Salter L, Hewitt CN (۱۹۹۲) Ozone-hydrocarbon interactions in plants. Phytochemistry ۳۱ (۱۲):۴۰۴۵–۴۰۵۰

Sato Y, Shirasawa K, Takahashi Y, Nishimura M, Nishio T (۲۰۰٦) Mutant selection from progeny of gamma-ray-irradiated rice by DNA heteroduplex cleavage using Brassica petiole extract. Breed Sci ٥٦:۱۷۹–۱۸۳

Sen Raychaudhuri S, Deng XW (۲۰۰۰) The role of superoxide dismutase in combating oxidative stress in higher plants. Bot Rev ٦٦(۱):۸۹–۹۸

Singh BB (۱۹۷٤) Radiation-induced changes in catalase, lipase and ascorbic acid of safflower seeds during germination. Radiat Bot ۱٤(۳):۱۹٥–۱۹۹

Singh RK, Chandra P, Singh J, Singh DN (۱۹۹۳) Effect of gamma-ray on Physio-biochemical parameters of sugar cane. J Nucl Agric Biol ۲۲:٦٥–٦۹

Smičiklas I, Šljivić-Ivanović M (۲۰۱٦) Radioactive contamination of the soil: assessments of pollutants mobility with implication to remediation strategies. In:

Larramendy M, Soloneski S (eds) Soil contamination – current consequences and further solutions. Intech Open Science, pp ۲۵۳–۲۷۶
Sparks DL (۲۰۰۳) Environmental soil chemistry, ۲nd edn. Academic Press, San Diego, p ۳۵۲
Sposito G (۲۰۰۸) The chemistry of soils, ۲nd edn. Oxford University Press, New York, p ۳۳۰
Štajner D, Popovic B, Taški K (۲۰۰۹) Effects of g-irradiation on antioxidant activity in soybean seeds. Cent Eur J Biol ٤(۳):۳۸۱–۳۸٦
United States nuclear regulatory commission [USNRC]. Technical training Centre, Reactor Concept Manual, http://www.nrc.gov
United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation [UNSCEAR] (۲۰۱۰) Sources and effects of ionizing radiation. United Nations, New York, p ۲۰
Vandenhove H, Vanhoudt N, Wannijn J, Van Hees M, Cuypers A (۲۰۰۹) Effect of low-dose chronic gamma exposure on growth and oxidative stress related responses in Arabidopsis thaliana. Radioprotection ٤٤(٥):٤٨٧–٥٩١
Wada H, Koshiba T, Matsui T, Sato M (۱۹۹۸) Involvement of peroxidase in differential sensitivity to g-irradiation in seedlings of two Nicotiana species. Plant Sci ۱۳۲(۲):۱۰۹–۱۱۹
Wi SG, Chung BY, Kim JS, Kim JH, Baek MH, Lee JW (۲۰۰٦) Localization of hydrogen peroxide in pumpkin (Cucurbita ficifolia Bouché) seedlings exposed to high dose gamma ray. J Plant Biol ٤۹(۱):۱–۸
Wi SG, Chung BY, Kim JS, Kim JH, Baek MH, Lee JW, Kim YS (۲۰۰۷) Effects of gamma irradiation on morphological changes and biological responses in plants. Micron ۳۸(۶):۵۵۳□۵۶۴
Willey NJ (۲۰۱٦) Environmental plant physiology. Garland Science, Oxford, p ۳۲۰
Zaka R, Vandecasteele CM, Misset MT (۲۰۰۲) Effect of low chronic doses of ionizing radiation on antioxidant enzymes and G٦PDH activities in Stipa capillata (Poaceae). J Exp Bot ٥۳ (۳۷٦):۱۹۷۹–۱۹۸۷
Zakariya NI, Kahn MTE (۲۰۱٤) Benefits and biological effects of ionizing radiation. Sch Acad J Biosci ۲(۹):٥۸۳–٥۹۱
Zhang L, Qi W, Xu H, Wang L, Jiao Z (۲۰۱٦) Effects of low-energy NC-beam implantation on root growth in Arabidopsis seedlings. Ecotoxicol Environ Saf ۱۲٤:۱۱۱–۱۱۹

فصل چهار: کادمیوم: عاملی تهدیدکننده برای گیاهان

چکیده

آلودگی فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست‌محیطی جدی است که به همهٔ موجودات زنده سطح جهان آسیب می‌رساند. کادمیوم (Cd) یک فلز سمی غیرضروری و کشنده است که تأثیرات مضری بر گیاهان دارد. ورود کادمیوم به اندام گیاه باعث ایجاد تنش غیرزیستی شده و گیاه را وادار به تولید عوامل ضد تنش مانند سدیم دیسموتاز، کاتالاز، گوایاکول پراکسیداز و گلوتاتیون می‌کند. انباشته شدن کادمیوم در گیاهان مانع تولید طبیعی آن‌ها می‌شود. انباشتگی کادمیوم در گیاهان به ورود آن از طریق ریشه، جابه‌جایی از طریق آوند چوبی و آبکش و فرایندها، کانال‌ها و ناقل فلزی مختلف بستگی دارد. دوز بسیارکم کادمیوم بر ویژگی‌های فیزیوبیوشیمیایی گیاه تأثیر می‌گذارد. تنش کادمیوم با تعدیل مورفولوژی، فیزیولوژی و بیوشیمی گیاهان، کارایی گیاهان را کاهش می‌دهد. در این فصل بر انتقال، مکانیسم عمل و شبکهٔ تنظیمی کادمیوم و جنبه‌های مضر قرارگیری در معرض کادمیوم در گیاهان تأکیدشده است. همچنین، در این فصل تأثیر کادمیوم بر جوانه‌زنی، رشد، نمو، محتوای کلروفیل، فتوسیستم و فتوسنتز، جذب کربن و تکثیر موردبحث قرارگرفته است.

کلمات کلیدی: آنتی‌اکسیدان‌ها، کادمیوم، مورفولوژی، فتوسنتز، فیزیولوژی، گونه‌های فعال اکسیژن، تنش، سمیت

۱-۴- مقدمه

محصولاتی که در محیط طبیعی رشد می‌کنند اغلب در طول دورهٔ رشد خود با تنش‌های غیرزیستی مواجه می‌شوند. تنش‌های مختلف ممکن است با هم همپوشانی داشته باشند و بر تولید و میزان رشد محصول تأثیر جدی بگذارند. برای دفاع در برابر این تنش‌ها، گیاهان تغییراتی نظیر مورفولوژی، فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و مولکولی را از سر می‌گذرانند (جانگ‌دی و همکاران، ۲۰۰۲؛ کینوسامی و همکاران، ۲۰۱۷؛ نجیب و همکاران، ۲۰۱۱؛ باسو و همکاران، ۲۰۱۶؛ وانگ و همکاران، ۲۰۱۶؛ انجم و همکاران، ۲۰۱۷). فلزات سنگین برای همهٔ موجودات زنده موجود در محیط بسیار خطرناک است. آلودگی فلزات سنگین یا ناشی از منابع آب یا زیست‌انباشتگی افزایشی است. استخراج معدن نیز یکی از منابع ایجاد آلودگی فلزات سنگین است (سانتونا و همکاران، ۲۰۰۶).

به‌طورکلی، فلزات سنگین که زیست‌فعال هستند به دو دستهٔ اصلی طبقه‌بندی می‌شوند، یکی به‌عنوان ردوکس فعال نظیر آهن (Fe)، مس (Cu)، منگنز (Mn) و کروم (Cr) و دیگری به‌عنوان غیرردوکس فعال نظیر کادمیوم، جیوه، (Hg)، نیکل (Ni)، روی (Zn) و آلومینیوم (Al) (والکو و همکاران، ۲۰۰۵). فلزاتی مانند مس، کروم و آهن می‌توانند با کمک واکنش‌های فنتون و هابر-وایس آسیب‌های مرتبط

با اکسیداتیو را آغاز کنند که درنهایت باعث تولید رادیکال‌های آزاد اکسیژن و گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) در گیاهان می‌شود که منجر به اختلال در هموستاز سلولی، آسیب پروتئین، شکستگی DNA، آسیب به رنگ‌دانهٔ فتوسنتزی و غشای سلولی می‌شود که می‌تواند مرگ سلولی را تحریک کند (اسکوتزندوبل و پل، ۲۰۰۲؛ فلورا، ۲۰۰۹)؛ از سوی دیگر، فلزات غیرردوکس فعال از طریق مکانیسم‌های زیادی نظیر کاهش گلوتاتیون (GSH)، اتصال به پروتئین از طریق گروه سولفیدریل (والکو و همکاران، ۲۰۰۵)، ممانعت از تولید آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان، یا افزایش آنزیم‌های تولیدکنندهٔ گونه‌های فعال اکسیژن مانند NADPH اکسیدازها، باعث تنش اکسیداتیو می‌شوند (بیلن و همکاران، ۲۰۱۳). از بین تمام فلزات سنگین، کادمیوم یکی از جدی‌ترین آلاینده‌ها است؛ زیرا می‌تواند به طور بالقوه در گیاهان انباشته شده و ممکن است به سطح تغذیه‌ای بعدی برسد. جدا از منشأ کادمیوم، طیف وسیعی از فعالیت‌های انسانی، مانند استفاده از کودهای فسفاته، زباله‌های سبز و بیوسولیدهای فاضلاب در خاک، منجر به افزودن بیشتر کادمیوم به خاک می‌شود (نیکولسون و همکاران، ۱۹۹۴). اعتبار کشف کادمیوم به دانشمند آلمانی فردریک استروهمایر در سال ۱۸۱۷ می‌رسد. وی آن را از سنگ معدن روی به‌عنوان یکی از اجزای تشکیل‌دهندهٔ اسمیت‌زونیت ($ZnCO_3$) کشف کرد. نیمه‌عمر کادمیوم در حدود ۳۰-۱۰ سال است (برگلاند و همکاران، ۲۰۱۵). این یک ترکیب سفید نرم و نقره‌ای است که عدد اتمی آن ۴۸ و پیکربندی $[Kr]\ 4d^{10}\ 5s^2$ است. رایج‌ترین کانی کادمیوم روی پوستهٔ زمین گرینوکیت (CdS) است. پس از کشف، عمدتاً به‌عنوان مادهٔ صیقل‌دهنده یا در باتری‌ها استفاده می‌شد. تحقیقات بیشتر سمیت آن را برای انسان تأیید کرد؛ زیرا بر کلیه‌ها، ریه‌ها و استخوان‌ها تأثیر می‌گذارد (پیج و بینگام، ۱۹۷۳؛ ماتوویچ و همکاران، ۲۰۱۱). سمیت کادمیوم در گیاهان را می‌توان با برخی علائم بصری مانند نکروز و کلروز برگ‌ها، قهوه‌ای شدن ریشه و آپوپتوز سلولی تشخیص داد (زمونووا و همکاران، ۲۰۱۶). کادمیوم مانع از فرایندهای مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی طبیعی گیاهان مختلف می‌شود (لو و همکاران، ۲۰۱۸). طبق اعلام فائو/ سازمان بهداشت جهانی، سطح مجاز کادمیوم در برنج ۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. برای تحمل و سم‌زدایی کادمیوم گیاهان، مکانیسم‌هایی کارامد و منحصربه‌فرد مانند کلاته کردن کادمیوم، مدیریت ورود-خروج کادمیوم، تقسیم‌بندی و انتقال مجدد کادمیوم و جمع‌آوری گونه‌های فعال اکسیژن را ایجاد کرده‌اند (هال، ۲۰۰۲؛ کیم و همکاران، ۲۰۰۶؛ دال کورسو و همکاران، ۲۰۱۸، ۲۰۰۸؛ لین و آرتس، ۲۰۱۲؛ شی و همکاران، ۲۰۱۵). کادمیوم تمایل به تداخل با عناصر ضروری مانند کلسیم (Ca)، منیزیم (Mg)، سدیم (Na)، پتاسیم (K)، روی، مس، آهن، منگنز، مولیبدن (Mo)، سلنیوم سه‌ظرفیتی (Se)، کروم (Cr)، بور (B)، کبالت (Co) و بسیاری از فلزات دیگر دارد (لازاروس، ۲۰۱۰؛ ماتوویچ و همکاران، ۲۰۱۰؛ مولیس، ۲۰۱۰). سازمان ایمنی غذای اروپا (EFSA) مصرف هفتگی قابل تحمل (TWI) کادمیوم را به ۰/۳۶ میکروگرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز (۲/۵ میکروگرم بر کیلوگرم وزن بدن در

هفته) کاهش داد (سازمان ایمنی غذایی اروپا، ۲۰۱۲). فعالیت‌های انسانی مختلف، مانند کشاورزی متمرکز و صنعتی شدن سریع که نتیجهٔ رشد جمعیت و مدرن شدن است، باعث تخریب منابع طبیعی و ترویج آلودگی گستردهٔ محیط‌زیست می‌شود (وان و همکاران، ۲۰۱۲). آلودگی فلزات سنگین بر تولید محصول و سیستم‌های بیولوژیکی تأثیر منفی می‌گذارد که درنهایت منجر به کاهش کیفیت و کمیت می‌شود (هاشم و همکاران، ۲۰۱۶). کادمیوم به دلیل حلالیت زیاد در آب و سمیت بالا، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌ها در نظر گرفته می‌شود (پینتو و همکاران، ۲۰۰۴).

۲-۴- جذب و انتقال کادمیوم در داخل گیاه

کادمیوم، در صورت وجود، می‌تواند توسط گیاهان عالی از آب و خاک و از طریق سلول‌های ریشه یا مستقیماً از جو جذب شود (کلمنز، ۲۰۰۶). برخی از عوامل مانند pH و ویژگی‌های خاک، ریزوسفر و در دسترس بودن اسیدهای آلی می‌توانند بر میزان دسترسی به کادمیوم در گیاهان تأثیر بگذارند (بناویدز و همکاران، ۲۰۰۵). تحقیقات انجام‌شده بر گیاه کلزا تأیید کرد که محتوای کادمیوم هم به pH و هم به نوع خاک بستگی دارد؛ زیرا محتوای کادمیوم در گیاهانی که در pH ۴ رشد می‌کنند نسبت به pH ۵ بیشتر بود و گیاهانی که در خاک شنی رشد کرده بودند جذب کادمیوم بیشتری نسبت به خاک رسی داشتند (اریکسون، ۱۹۸۹). در محیط اسیدی، کادمیوم به صورت Cd^{2+} وجود دارد، اما زمانی‌که سطح pH از ۷-۶ بیشتر شود، به‌صورت $CdHCO_3$، $CdCO_3$، $CdCl_2$ (تودورنو و فیلیپس، ۲۰۰۴) و سایر کمپلکس‌های کادمیوم یافت می‌شود (اسمولدرز و مک لافلین، ۱۹۹۶).

علاوه‌براین، چندین عامل دیگر مانند گونه‌های گیاهی و ژنوتیپ آن، در دسترس بودن سایر مواد مغذی و مواد معدنی و شرایط محیطی نیز تجمع کادمیوم را کنترل می‌کند (ولپ و همکاران، ۲۰۱۵). مقدار اسیدهای آلی موجود در ناحیهٔ ریزوسفر نیز بر تجمع کادمیوم تأثیر می‌گذارد (سیسلینسکی و همکاران، ۱۹۹۸). ترشحات ریشهٔ pH ریزوسفر، فعالیت برخی میکروب‌های ریزوسفر، پتانسیل کلاته-کنندگی یون‌های کادمیوم و پتانسیل ردوکس را تغییر می‌دهد. ترشح اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم از ریشهٔ گیاهان نقش عمده‌ای در دسترسی و حلالیت یون‌های کادمیوم ایفا می‌کند که ممکن است مانع جذب و جابه‌جایی فلزات و درنهایت سمیت گیاهی شود (منچ و مارتین، ۱۹۹۱).

کادمیوم از طریق ریشه به گیاه وارد شده، در واکوئل‌های ریشه ذخیره شده و به آوند چوبی و آبکش منتقل می‌شود و سپس در کل ناحیهٔ ساقهٔ گیاه منتقل می‌شود. غلظت کادمیوم در گیاه از ریشه به ساقه کاهش می‌یابد که نشان‌دهندهٔ آن است که آوند چوبی انتقال کادمیوم را در برخی گیاهان محدود می‌کند. به طور مشابه، حداقل غلظت آن در غده‌ها، میوه‌ها و دانه‌ها نشان‌دهندهٔ محدودیت انتقال کادمیوم توسط آوند آبکش است (سرگین و کوزونیکووا، ۲۰۰۸). جذب یون‌های کادمیوم از طریق ناقل‌هایی انجام می‌شود که در جذب Fe^{2+}، Ca^{2+}، Mg^{2+}، Zn^{2+} و Cu^{2+} نقش دارند (کلمنز،

۲۰۰۶). با این وجود، برخی از این عناصر باعث کاهش جذب و تجمع کادمیوم در ریشهٔ گیاه و انتقال به قسمت‌های بالایی می‌شوند (گالگو و همکاران، ۲۰۱۲). تحرک بالا همراه با حلالیت در آب باعث جذب کادمیوم با ریشه از طریق بافت بیرونی می‌شود و سپس با تشکیل کمپلکس با فیتوکلاتین‌ها یا اسیدهای آلی (سالت و همکاران، ۱۹۹۵) از طریق مسیر سمپلاستیک یا آپوپلاستیک به آوند چوبی می‌رسد (لوکس و همکاران، ۲۰۱۰).

یون کادمیوم دوظرفیتی است و ازنظر شیمیایی شبیه به سایر یون‌های دوظرفیتی مانند روی و آهن است و یکی از دلایل اصلی سمی بودن کادمیوم رقابت آن با مواد معدنی ضروری به‌ویژه آهن است که از خاک به سلول‌های ریشهٔ گیاه از طریق IRON-REGULATED TRANSPORTER ۱ (IRT۱) که یکی از اعضای خانوادهٔ حمل‌ونقل ZIP است، منتقل می‌شود (ورت و همکاران، ۲۰۰۲). اختصاصی بودن آن برای جذب آهن کم است؛ ازاین‌رو، انتقال یون کادمیوم از طریق IRT۱ بسیار آسان می‌شود (لومبی و همکاران، ۲۰۰۲؛ یوشیهارا و همکاران، ۲۰۰۵). با توجه به این‌که کادمیوم با آهن برای جایگاه موجود در IRT۱ رقابت می‌کند، این رقابت باعث کمبود آهن در گیاه می‌شود (لسکووا و همکاران، ۲۰۱۷). پروتئین ناقل جدید، یعنی OLIGOPEPTIDE TRANSPORTER (□□□۳) ۳ در جذب آهن نقش دارد و جهش در تنظیم ژن OPT۱ منجر به تجمع بیش‌ازحد کادمیوم در ریشه‌ها و دانه‌ها و اختلال در هموستاز آهن می‌شود (مندوزا-کوزاتل و همکاران، ۲۰۱۴). ناقل اصلی کادمیوم در برنج ATPase۲ فلز سنگین *Oryza sativa* (OsHMA۲) است که به حرکت آن از ریشه تا ساقه کمک می‌کند (ساتو-ناگاساوا و همکاران، ۲۰۱۱). سطح سلول، پروتئین‌های ماکروفاژی مرتبط با مقاومت طبیعی *Oryza sativa* (OsNRAMP۲) در جذب و انتقال کادمیوم در برنج شرکت می‌کنند و بیش‌بیانی آن در ناحیهٔ ریشه ممکن است باعث افزایش تجمع کادمیوم در ناحیهٔ اندام هوایی شود (تاکاهاشی و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین، OsHMA۳ نقش مهمی در تنش کادمیوم ایفا می‌کند؛ زیرا جهش این پروتئین موجب عدم فعالیت کادمیوم در واکوئل‌های موجود در سلول‌های ریشه می‌شود که درنهایت منجر به انتقال بالای کادمیوم از ریشه به شاخه می‌گردد (یونئو و همکاران، ۲۰۱۹؛ میادات و همکاران، ۲۰۱۰؛ تاکاهاشی و همکاران، ۲۰۱۱). ژن OsNRAMP۵ یک پروتئین ماکروفاژی مرتبط با مقاومت طبیعی را در *Oryza sativa* کد می‌کند و آنالیز عملکردی نشان داد که نقص در این پروتئین با روش جهش در گیاه *Arabidopsis thaliana*، باعث کاهش جذب کادمیوم از ریشه می‌شود (ایشیکاوا و همکاران، ۲۰۱۲).

۳-۴- مکانیسم عمل کادمیوم

در فهرست اولویت آلاینده‌های ارسال‌شده توسط آژانس ثبت مواد سمی و بیماری، جایگاه کادمیوم در رتبه‌بندی هفتم است (وین، ۲۰۰۸). در برخی از مطالعات اخیر تأییدشده است که کادمیوم یک

عنصر ضروری بوده، ممکن است در غلظت کم سمی نباشد اما در غلظت بالا در گیاهان بسیار سمی می‌شود (مومبو و همکاران، ۲۰۱۵؛ مانکوئیان-کردا و همکاران، ۲۰۱۶). کادمیوم خود نمی‌تواند مستقیماً گونه‌های فعال اکسیژن را القا کند، اما می‌تواند H_2O_2 غیررادیکالی را القا کند که درنهایت رادیکال‌های آزاد را از طریق واکنش فنتون تولید می‌کند (واتانابه و همکاران، ۲۰۰۳؛ رانی و همکاران، ۲۰۱۳).

برای سم‌زدایی فلزات سنگین نظیر کادمیوم، گیاهان برخی پپتیدهای غنی از سیستئین مانند فیتوکلاتین‌ها (PCs)، گلوتاتیون یا متالوتیونین‌ها (MTs) را تولید می‌کنند. فیتوکلاتین‌ها عضوی از پپتیدهای کوچک سنتزشدهٔ آنزیمی با ساختار کلی (γ-Glu-Cys)n-Gly هستند که مقدار n از ۲ تا ۱۱ متغیر است. همچنین، گزارش شده که در تمام گیاهان آزمایش‌شده در حضور تنش فلزات سنگین با سرعت بالایی سنتز می‌شود (گریل و همکاران، ۱۹۸۵، ۱۹۸۹؛ روسر، ۱۹۹۰، ۱۹۹۹؛ زنک، ۱۹۹۶؛ کوبت، ۲۰۰۰ الف و ب). نقش فیتوکلاتین‌ها در تحمل فلزات سنگین با جهش‌یافته‌های *Arabidopsis thaliana* حساس به کادمیوم، *cad1* و *cad2* مشخص‌شده است (هودن و کوبت، ۱۹۹۲؛ هودن و همکاران، ۱۹۹۵؛ کوبت و همکاران، ۱۹۹۸). به دلیل جهش در فیتوکلاتین سنتاز در *cad1* یا گلوتامیل سیستئین سنتتاز در *cad2*، هر دو جهش‌یافته توانایی تولید فیتوکلاتین را ندارند. فلزات سنگین با فیتوکلاتین‌ها در ناحیهٔ سیتوزولی کمپلکس تشکیل داده و سپس به واکوئل منتقل می‌شوند (گریل و همکاران، ۱۹۸۵؛ کوبت، ۲۰۰۰ الف؛ زنک، ۱۹۹۶). برای سنتز فیتوکلاتین‌ها، آنزیم فیتوکلاتین سنتاز (γ-گلوتامیل سیستئین دی پپتیدیل ترانس پپتیداز) قسمت γ-Glu-Cys گلوتاتیون را به فیتوکلاتین‌ها یا گلوتاتین دیگر منتقل می‌کند (گریل و همکاران، ۱۹۸۹؛ زنک، ۱۹۹۶). چندین گزارش نشان می‌دهد که تحمل و تجمع بیشتر کادمیوم در گیاهان تراریخته به دلیل دست‌کاری ژن مسئول سنتز فیتوکلاتین است. گزارش شده که در برخی از گیاهان تراریخته بیش-بیانی ژن‌های کدکنندهٔ گلوتاتیون سنتتاز (ژو و همکاران، ۱۹۹۹ الف)، γ-گلوتامیل سیستئین سنتتاز (ژو و همکاران، ۱۹۹۹ ب)، O-استیل سرین (تیول) لیاز (دومینگوئز-سولیس و همکاران، ۲۰۰۰) منجر به سنتز زیاد گلوتاتیون یا فیتوکلاتین تحت تنش کادمیوم می‌شود.

۴-۴- سمیت کادمیوم در گیاهان

کادمیوم به‌عنوان یک عنصر غیرضروری، می‌تواند با عناصر ضروری دیگر مانند مس، منگنز و روی تعامل داشته باشد و بر جابه‌جایی و جذب آن‌ها تأثیر بگذارد (لاچمن و همکاران، ۲۰۱۵). برخی تحقیقات نشان می‌دهند که کادمیوم می‌تواند رشد گونه‌های مختلف گیاهان را با محدود کردن جذب مواد مغذی و آب که منجر به چندین نشانهٔ آسیب در شرایط آزمایشگاهی یا طبیعی می‌شود، مختل کند (لی و همکاران، ۲۰۰۸). کادمیوم می‌تواند با کمپلکس‌های مختلف فتوسنتزی که منجر به جذب

کمتر کربن فتوسنتزی می‌شود، تعامل داشته باشد (ماکسیمیک و همکاران، ۲۰۰۷). کادمیوم از طریق برهم‌کنش با کانال‌های کلسیمی، تنظیم سلول‌های نگهبان را مختل کرده و درنتیجه بر وضعیت آب گیاه تأثیر می‌گذارد (پرفوس-باربئوچ و همکاران، ۲۰۰۲). بااین‌حال، کادمیوم از طریق برهم‌کنش با فلزات دیگر (آهن، مس، منگنز و روی)، ممکن است در شاخسارها و ریشه‌های *Zea mays* رسوب کند (وانگ و همکاران، ۲۰۰۷). کادمیوم با مهار میزان فتوسنتز و محتوای کلروفیل برگ‌ها همراه با تغییر در وضعیت مواد مغذی باعث کاهش قابل توجهی در برگ‌ها و ریشه‌های *Pisum sativum* می‌شود (جدول ۴-۱) (ساندالیو و همکاران، ۲۰۰۱). داده‌های RNA-Seq علف بوریا نشان داد که غلظت‌های بالای کادمیوم بر وضعیت تغذیه و جذب آب تأثیر گذاشته و باعث اختلال مورفولوژیکی در بافت می‌شود (یوآن و همکاران، ۲۰۱۸).

۱-۴-۴- جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه

مشخص شده است که کادمیوم باعث تأخیر در جوانه‌زنی و آسیب به غشا می‌شود و با افزایش نسبت لپه/ جنین کل قندهای محلول، فروکتوز، گلوکز و اسیدهای آمینه (شکل ۴-۱) بر تحرک غذای ذخیره تأثیر می‌گذارد (راهویی و همکاران، ۲۰۱۰). در *Medicago sativa*، غلظت‌های بالاتر کادمیوم برای جوانه‌زنی بذرها و همچنین ازدیاد طول ساقه و ریشه بازدارنده بود (پرالتا و همکاران، ۲۰۰۱). سینگ و تاکور (۲۰۱۴) گزارش کردند که کادمیوم می‌تواند سرعت جوانه‌زنی بذر را کاهش دهد؛ درحالی‌که سینگ و لال (۲۰۱۸) گزارش کردند که در *Ocimum basilicum* رابطهٔ معکوس بین درصد جوانه‌زنی بذر و غلظت کادمیوم وجود دارد. علاوه‌براین، آن‌ها دریافتند که افزودن کود مایع جیوامروتا می‌تواند جوانه‌زنی بذر را تحت تنش کادمیوم افزایش دهد. کادمیوم همراه با کاهش درصد جوانه‌زنی باعث کاهش رشد جنین و توزیع زیست‌توده نیز می‌شود و فعالیت آنزیم‌هایی مانند آلفاآمیلاز و اینورتاز را مهار می‌کند. ازاین‌رو، این اسیدهای محلول، اسیدهای متصل به دیوارهٔ سلولی و مواد خنثی محلول، یکپارچگی غشاها را به دلیل محتوای بالای مالون دی آلدئید (MDA) و فعالیت لیپوکسیژناز مختل می‌کنند (اسفاکسی-بوسبی و همکاران، ۲۰۱۰). غلظت بالای کادمیوم منجر به القای بیان گلوتاتیون پراکسیدازها (آنزیم وابسته به تیوردوکسین موجود در گیاهان) و کاهش شدید فعالیت آنزیم گلوتاتیون ردوکتاز (GR) می‌شود؛ بنابراین، سطح تیول را در طول فرایند جوانه‌زنی تحت تأثیر قرار می‌دهد. کادمیوم از طریق سطوح گلوتاردوکسین، غلظت گلوتاتیون و فعالیت‌های گلوتاتیون ردوکتاز در قسمت لپه‌ای جنین، تنظیم ردوکس میتوکندری را با تغییر فعالیت میتوکندری تغییر می‌دهد (اسمیری و همکاران، ۲۰۱۱). در گیاه *Albizia lebbeck*، سطوح بالای کادمیوم به‌تدریج سرعت جوانه‌زنی بذر (شکل ۴-۱) را همراه با شاخص ویگور گیاهچه کاهش داد (فاروقی و همکاران، ۲۰۰۹). همچنین، تنش کادمیوم در دانه‌ها می‌تواند منجر به ازدست‌دادن مواد مغذی از طریق نشت مواد معدنی شود

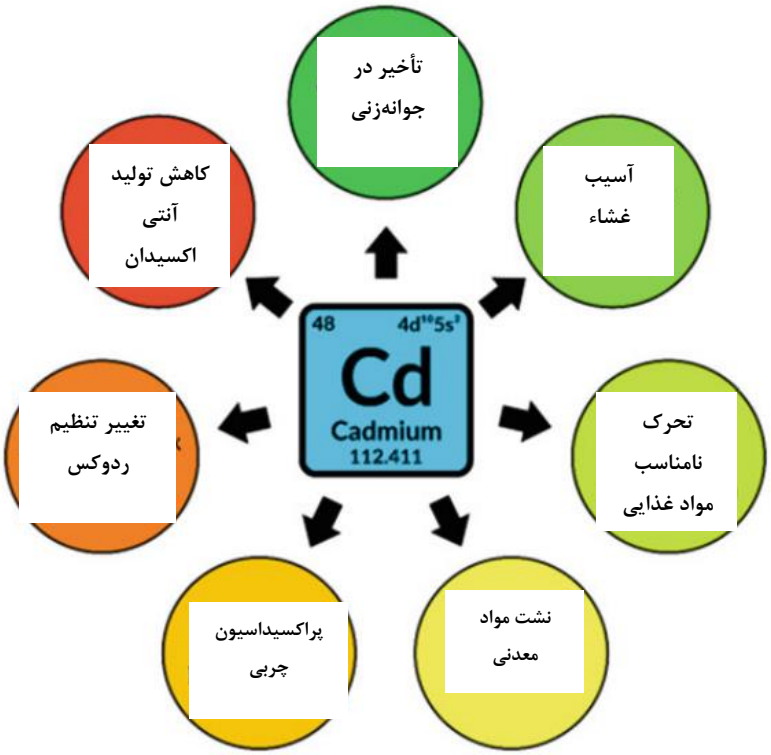
(شکل ۴-۱) (اسفاکسی-بوسبی و همکاران، ۲۰۱۰). کادمیوم در دانه‌ها انباشته شده (احسان و همکاران ۲۰۰۷) و تجمع بیش‌ازحد پراکسیداسیون لیپیدی (شکل ۴-۱) نیز گزارش‌شده است (اسمیری و همکاران، ۲۰۱۱).

تنش کادمیوم موجب تغییر غلظت پراکسید هیدروژن (H_2O_2)، مالون دی‌آلدئید و محتوای پرولین شده و تنظیم اکسایش-کاهش را مختل می‌کند (شکل ۴-۱)؛ درحالی‌که رابطهٔ معکوس بین غلظت کادمیوم و مقدار کل قند محلول، پروتئین‌های محلول و محتوای کل RNA و DNA وجود دارد. علاوه‌براین، مطالعات تأیید کرد که تنش کادمیوم باعث افزایش فعالیت برخی آنزیم‌ها (شکل ۴-۱) مانند گایاکول پراکسیداز (POX)، کاتالاز (CAT)، پلی فنل اکسیداز و اکسیداز اسیداسکوربیک می‌شود و متعاقب آن فعالیت برخی آنزیم‌های دیگر نظیر آنزیم‌های آلفا آمیلاز، بتا آمیلاز و پروتئاز را کاهش می‌دهد. کاربرد خارجی نانوذرات، یعنی دی‌اکسید تیتانیوم (TiO_2) و نیتروپروساید سدیم، اثر شدید کادمیوم روی *Triticum aestivum* را افزایش داده و منجر به کاهش جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه می‌شود (فرجی و سپهری، ۲۰۱۸). تحقیقات اخیر انجام‌شده روی کاهو (ارقام گلخانه مسکو) که در خاک چمن-پودزولیک رشد کرده است، اثر سمی کادمیوم بر رشد آن را نشان می‌دهد. نتایج مطالعات نشان می‌دهد که با افزایش قرار گرفتن در معرض تنش کادمیوم بسته به دوز کادمیوم، ارتفاع بوته، تعداد برگ و سطح برگ به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌یابد (لوی و همکاران، ۲۰۱۸). علاوه‌براین، تحقیقات انجام‌شده بر *Oryza sativa* توسط دینگ و همکاران. (۲۰۱۷) نشان داد که میکرو RNA miR۲۶۸ مانند یک تنظیم‌کنندهٔ منفی برای تحمل تنش کادمیوم عمل می‌کند و بیان NRAMP۳ که یک ژن هدف این میکرو RNA است، تحت تنش کادمیوم به‌شدت کاهش می‌یابد. بیش‌بیانی miR۲۶۸ باعث کاهش رشد گیاهچه شده بود. هی و همکاران (۲۰۰۸) به این نتیجه رسیدند که تنش کادمیوم همراه با مهار رشد ریشه‌چه و ساقه، به‌ویژه رشد ریشه‌چه، بر سرعت جوانه‌زنی بذر تأثیر می‌گذارد. در *Vicia faba* مشخص شد که پیش‌تیمار بذر با سلنیوم می‌تواند برای مقاومت در برابر تأثیرات سمی ناشی از کادمیوم مفید باشد (ال-سید سالم، ۲۰۱۸). نتایج به‌وضوح نشان می‌دهد که در ریشه‌های گیاه یونجهٔ سربریده، تیمار کادمیوم سطح اکسید نیتریک درون‌زا را پس از ۴۸ ساعت کاهش می‌دهد (ژو و همکاران، ۲۰۱۰). کادمیوم به‌عنوان یک عنصر سمی غیرضروری در خاک و آب پخش می‌شود و حد مجاز آن در گیاه و خاک به‌ترتیب از ۰/۰۰۵ – ۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر و ۱ میلی‌گرم در لیتر بیشتر نیست. حالت اکسیداسیون کادمیوم ۰ یا ۲+ است. کادمیوم موجود در طبیعت به‌صورت $CdCO_3$، $CdSO_4$ و $Cd(OH)_2$ بوده و به شکل فسفات‌ها، آرسنات‌ها، سولفیدها و کرومات‌ها رسوب می‌کنند (پیج و بینگام، ۱۹۷۳؛ بناویدز و همکاران، ۲۰۰۵؛ تکونوو و همکاران، ۲۰۱۲؛ چونهابوندیت، ۲۰۱۶).

جدول ۴-۱- اثر تنش کادمیوم بر فیزیولوژی گیاه

گونه	غلظت	نحوهٔ کاربرد	پارامترهای مورد مطالعه	نویسنده
Brassica juncea	۰-۶ میلی-مولار	خاک	رشد؛ P_n؛ محتوای CO_2؛ فعالیت کربنیک انیدراز؛ فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی	فراز و همکاران (۲۰۱۹)
Festuca arundinacea	۰-۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر	محلول هوگلند	زیست‌توده؛ کلروفیل، محتوای ROS، MDA؛ در فتوسیستم II انتقال الکترون از OEC به باقی‌مانده Yz در پروتئین D_1 مهار شد.	هوانگ و همکاران ۲۰۱۷
Miscanthus spp.	۰-۲۰۰ میکرومولار	محلول هوگلند	رشد؛ P_n; محتوای کلروفیل؛ ساختار کلروپلاست؛ فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان	گوو و همکاران (۲۰۰۷)
Elsholtzia argyi	۰-۱۰۰ میکرومولار	محلول هوگلند	فلورسانس کلروفیل؛ P_n؛ Gs، C_i، T_r	لی و همکاران (۲۰۱۵)
Fragaria × ananassa	۰-۶۰ میلی-گرم در کیلوگرم	مخلوط پیت	کلروفیل، محتوای MDA؛ فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان؛ محتوای مواد مغذی	مراد اوغلو و همکاران (۲۰۱۵)
Brassica juncea cv. Varuna	۰-۶ میلی‌گرم در کیلوگرم	خاک	کلروفیل، محتوای پرولین؛ P_n، T_r ،C_i ،G_s	حیات و همکاران (۲۰۱۴)
Cicer arietinum	۰-۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم	خاک	رشد، گره‌ها؛ کربوهیدرات‌ها، محتوای هموگلوبین پایه؛ فعالیت آنزیم آنتی‌اکسیدان	حیات و همکاران (۲۰۱۳)
Juncus effuses	۰-۱۰۰ میکرومولار	محیط کشت موراشیگ و اسکوک	رشد؛ زیست‌توده؛ محتوای MDA، اندامک‌های سلول/ سلولی. پارامترهای مورفومتریک	نجیب و همکاران (۲۰۱۱)
Cucumis sativus	۰-۱۰۰ میلی‌مولار	محلول مغذی	P_n، G_s; محتوای کلروفیل، کاروتن؛ فراساختار کلروپلاست؛ فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان	فنگ و همکاران (۲۰۱۰)
Zea mays	۰-۲۵ میکرومولار	محلول هوگلند	P_n؛ سنجش آنزیمی فعالیت نشانگر تنش؛ سطح اسید سالیسیلیک	کرانتف و همکاران (۲۰۰۸)
Allium cepa	۰-۴۰ میکرومولار	محلول آبی	سیتوژنتیک	ست و همکاران (۲۰۰۸)

گونه	غلظت	نحوهٔ کاربرد	پارامترهای مورد مطالعه	نویسنده
Pisum sativum	۰-۲۵۰ میکرومولار	محلول نمک $CdCl_2$	فعالیت میتوزی و انحرافات؛ پلوئیدی هسته	فوسکونی و همکاران (۲۰۰۶)
Pisum sativum	۰-۵۰ میکرومولار	محیط مغذی	سنجش آنزیمی؛ مواد مغذی، محتوای MDA؛ P_n	ساندالیو و همکاران (۲۰۰۱)
Oryza sativa	۰-۵۰۰ میکرومولار	ماسه+محلول هوگلند	محتوای پرولین; فعالیت ریبونوکلئاز	شاه و دوبی (۱۹۹۷)
C_i، غلظت CO_2 داخلی؛ G_s، هدایت روزنه‌ای؛ MDA، مالون دی‌آلدئید؛ OEC، کمپلکس تکامل اکسیژن؛ P_n، نرخ خالص فتوسنتزی؛ ROS، گونه‌های فعال اکسیژن؛ T_r، میزان تعرق. Y_z، D_1-Tyr^{161}، باقیماندهٔ تیروزین				

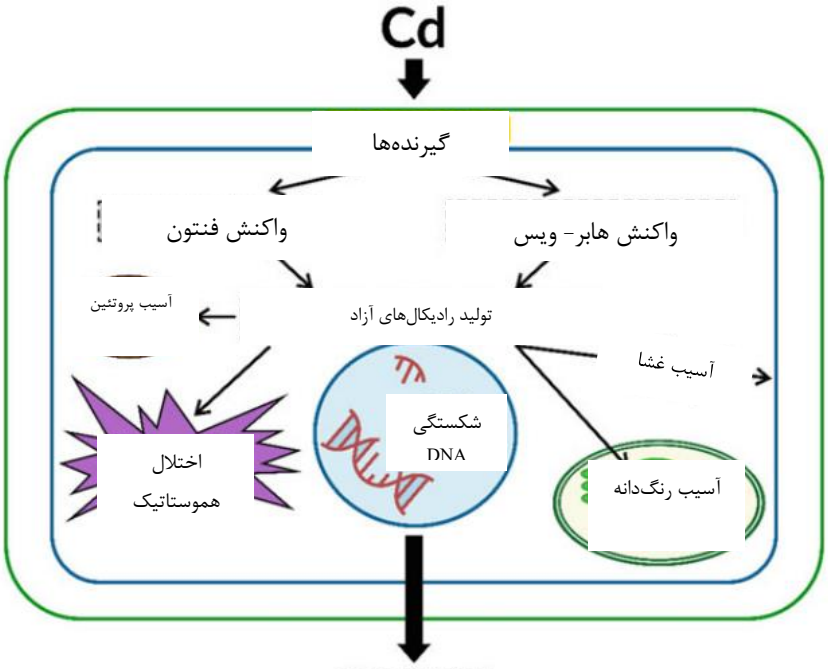


شکل ۴-۱- اثر سمی کادمیوم بر دانه ها

۲-۴-۴- رشد و نمو گیاه

رشد گیاه به الگوهای رشد زایشی و رویشی و همچنین به رابطهٔ بین دو اندام اصلی گیاه یعنی سیستم ریشه و اندام هوایی و حفظ تعادل آن‌ها بستگی دارد (آنجوم و همکاران، ۲۰۱۱). فلزات سنگین در مقایسه با سایر تنش‌های محیطی تأثیرات نامطلوبی بر رشد گیاه دارند. سمیت کادمیوم می‌تواند باعث ایجاد ناهنجاری‌های زیادی در قسمت‌های مختلف گیاه مانند ریشه، اندام هوایی، برگ و میوه شود و همچنین نسبت تودهٔ خشک به تر (DM/FM) را در همه اندام‌ها افزایش می‌دهد (گرگر و لیندبرگ، ۱۹۸۶؛ مویا و همکاران، ۱۹۹۳). علائم اصلی سمیت عبارت‌اند از: قهوه‌ای شدن ریشه (آردوئینی و همکاران، ۱۹۹۴)، کلروز برگ (فوی و همکاران، ۱۹۷۸)، اپیناستی برگ (وازکوئز و همکاران، ۱۹۸۹) و رنگ قرمز مایل به قهوه‌ای برگ (مالون و همکاران، ۱۹۷۸). حیات و همکاران (۲۰۱۴) گزارش کردند که قرارگیری در معرض کادمیوم به همراه NaCl باعث آسیب بیشتر می‌شود. فلزات سنگین با تأثیر بر متابولیسم ریشه باعث کاهش سرعت رشد گیاه (بارسلو و پوشنریدر ۱۹۹۰)، ایجاد تنش اکسیداتیو در ریشه‌ها و برگ‌ها از طریق ایجاد اختلال در محیط اکسایش-کاهش سلول‌ها (رومرو-پورتاس و همکاران، ۲۰۰۴؛ اورتگا-ویلاسنات و همکاران، ۲۰۰۵)، کاهش محتوای کلروفیل (لارسون و همکاران، ۱۹۹۸) با اختلال در فعالیت‌های آنزیمی (تاماس و همکاران، ۲۰۰۶)، تغییر عملکرد غشا (هرناندز و همکاران، ۱۹۹۶)، اتصال متقابل و اکسیداسیون پروتئین‌ها (اورتگا-ویلاسانت و همکاران، ۲۰۰۵) و تخریب DNA، (شکل ۴-۲) (گیچنر و همکاران، ۲۰۰۴؛ فوجی‌تووا، ۲۰۰۲)، مانع چرخهٔ سلولی (جدول ۴-۲) (فوکوسنی و همکاران، ۲۰۰۶) و درنهایت منجر به مرگ سلولی می‌شود (اورتگا-ویلاسانت و همکاران، ۲۰۰۵).

فراتر از حد آستانهٔ کادمیوم در مزرعه، کیفیت و کمیت محصول زراعی کاهش می‌یابد (حسن و همکاران، ۲۰۰۵). بین دو رقم *Brassica juncea* یعنی وارونا و RH-۳۰، رقم وارونا تحمل بهتری در برابر تنش کادمیوم نسبت به RH-۳۰ نشان‌داده بود (عرفان و همکاران، ۲۰۱۵). فرایندهای فیزیولوژیکی گیاهان به دلیل غلظت بالای کادمیوم در داخل اندام گیاه، مختل می‌شود (ون آسچه و کلیسترز، ۱۹۹۰). کادمیوم بر زیست‌توده و رشد گیاه تأثیر منفی می‌گذارد. در شرایط هیدروپونیک، تنش کادمیوم باعث کاهش نوک، سطح و طول ریشه در ارقام فلفل شد (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۵).



شکل ۴-۲- تأثیر کادمیوم پس از ورود به سلول گیاهی

غلظت‌های اندک کادمیوم (۲ و ۱۰ میکرومولار)، اعمال‌شده در کشت هیدروپونیک، منجر به کاهش وزن تر دو رقم فلفل می‌شود (ژین و همکاران، ۲۰۱۴). هنگامی که ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم به خاک اضافه شد، طول ساقه-ریشه گیاهچه سیب‌زمینی کاهش یافت (حسن و همکاران، ۲۰۱۶). قرارگیری کلم در معرض کادمیوم منجر به کاهش سطح کل برگ و وزن خشک ریشه و شاخسار شد (جیناداسا و همکاران، ۲۰۱۶). نتایج مشابه در رشد و زیست‌تودهٔ کاهو (مونتیرو و همکاران، ۲۰۰۹)، *Raphanus sativus* (وارالاکشمی و گانشامورتی، ۲۰۱۳) و سویا (وانگ و همکاران، ۲۰۱۶) نیز مشاهده شد. سمیت کادمیوم موجب کاهش وزن خشک ریشه و طول ریشه شده و قطر ریشه را افزایش می‌دهد (گراتائو و همکاران، ۲۰۰۹). مهار رشد ریشه به‌عنوان یک علامت انحصاری سمیت کادمیوم در نظر گرفته می‌شود که ممکن است به دلیل کندی فعالیت میتوزی سلول‌های مریستم تحت سمیت کادمیوم باشد (جدول ۴-۲) (ست و همکاران، ۲۰۰۸). افزایش بافت‌های پوست و اندازهٔ سلول‌های پارانشیم در افزایش مقاومت گیاه به آب و همچنین جریان املاح نقش دارد که این مسأله ممکن است دلیل افزایش قطر ریشهٔ تحت تنش کادمیوم را توضیح دهد (ماکسیموویچ و همکاران، ۲۰۰۷). علاوه‌براین، کاهش طول ریشه، تعداد ریشه و مساحت سطح نیز با تنش کادمیوم درگیر

می‌شود. ازاین‌رو، این پارامترهای مورفولوژیکی ریشه به‌عنوان شاخصی برای اندازه‌گیری سمیت کادمیوم در نظر گرفته می‌شوند (لو و همکاران، ۲۰۱۳). در برگ‌های گیاه، تنش کادمیوم باعث علایم مختلفی مانند رشد اندک، خشکی، کلروز و نکروز می‌شود. هنگامی که غلظت کادمیوم به ۳۰-۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در بافت گیاهی برسد، گیاهان می‌توانند همهٔ این علایم را نشان دهند (سولیس-دومینگوئز و همکاران، ۲۰۰۷). در برگ‌های جوان، علایم سمیت کادمیوم بیشتر از برگ‌های مسن است (گی و همکاران، ۲۰۱۲). بافت‌های برگ در غلظت ۰/۲-۰/۰۵ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک کادمیم رشد طبیعی گیاه را نشان می‌دهند و علایم سمیت ندارند (سولیس و دومینگوئز و همکاران، ۲۰۰۷). کاهش قابل توجه در سطح برگ همراه با وزن خشک قسمت‌های مختلف کلم مانند برگ، ساقه، ریشه و دانه به دلیل سمیت کادمیوم مشاهده‌شده است (ژنیاداسا و همکاران، ۲۰۱۶؛ رضوان و همکاران، ۲۰۱۷). دلایل مختلفی در تأخیر رشد گیاه ناشی از سمیت کادمیوم وجود دارد؛ زیرا کادمیوم تأثیر منفی بر فتوسنتز، جذب مواد مغذی و آب، جذب نیتروژن و کربن داشته و موجب آسیب اکسیداتیو می‌شود (اسماعیل و همکاران، ۲۰۱۹).

۳-۴-۴- تغییرات مورفولوژیکی و ساختاری

مشخص شده است که کادمیوم باعث ایجاد اثرات سمی در گیاهان زراعی می‌شود (شانموگاراج و همکاران، ۲۰۱۳؛ ستی و گوش، ۲۰۱۳). جذب کادمیوم به حضور بیولوژیکی آن در خاک‌آلوده بستگی دارد (کلمنز، ۲۰۰۶). کادمیوم می‌تواند به‌راحتی جذب و جابه‌جا شده و از طریق پوستهٔ ریشه به‌صورت سیمپلاستی به شاخه‌ها منتقل شود (تودورانو و فیلیپس، ۲۰۰۴). کادمیوم علایم سمی فراوانی را در گیاهان نشان می‌دهد که شامل تأخیر در رشد، تغییر حرکت روزنه‌ها، تغییرات در فعالیت فتوسنتزی، فعالیت‌های آنزیمی و عملکرد غشا و متابولیسم پروتئین است. کادمیوم جذب‌شده توسط گیاهان، منبع اصلی آلودگی مواد غذایی است (چونابوندیت، ۲۰۱۶). غلظت‌های کم کادمیوم برای بیشتر موجودات زنده سمی است. کادمیوم می‌تواند بدون ایجاد علایم سمی با غلظت بالاتر از ۰/۰۱ درصد وزن خشک اندام هوایی در گیاهان انباشته شود (ریوز و بیکر، ۲۰۰۰؛ وربروگن و همکاران، ۲۰۰۹). کادمیوم در ناحیهٔ سطحی خاک در مجاورت بخش آلی جمع می‌شود که برای گیاهانی که در خاک-های اسیدی رشد می‌کنند بسیار قابل دسترس است (کیرخام، ۲۰۰۶؛ تودورانو و فیلیپس، ۲۰۰۴)؛ بنابراین حلالیت کادمیوم در ترشحات ریشه افزایش می‌یابد (لئو و همکاران، ۲۰۱۴). دیوارهٔ سلولی گیاه به‌عنوان محل اصلی ذخیرهٔ فلزات سنگین شناخته شده و تجمع آن در دیواره سلولی به‌عنوان مکانیزم تحمل فلزات سنگین در نظر گرفته می‌شود (وازکوئز و همکاران، ۲۰۰۶). اولین بخش گیاه که تحت تأثیر فلزات سنگین قرار می‌گیرد ریشه است؛ زیرا در ریشه‌ها یون‌های فلزی فراوانی نسبت به شاخسارها رسوب می‌کنند (سینگ و همکاران، ۲۰۱۶). مکان‌یابی کادمیوم در زیر میکروسکوپ

الکترونی نشان می‌دهد که دیوارهٔ سلولی ریشه‌ها در مقایسه با سیتوپلاسم حاوی اکثر فلزات است؛ زیرا فلزات سنگین به دلیل بار منفی خود به دیوارهٔ سلولی متصل می‌شوند (پل و اشزندوبل، ۲۰۰۳؛ دال‌کورسو و همکاران، ۲۰۱۰). ریشه‌های گیاه به‌راحتی می‌توانند کادمیوم را جذب و به شاخه‌ها منتقل کنند که منجر به تغییرات سلولی، مولکولی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی می‌شود که مورفولوژی و رشد گیاهان را مختل می‌کند (شانموگاراج و همکاران، ۲۰۱۳؛ سانگ و همکاران، ۲۰۱۷). سمیت کادمیوم مانع رشد ریشهٔ گیاه شده و مورفولوژی ریشه را مختل می‌کند (دائود و همکاران، ۲۰۰۹ الف و ب).

قرارگیری طولانی‌مدت کادمیوم در معرض گیاهان ممکن است ریشه‌ها را وادار به قهوه‌ای شدن، موسیلاژین‌دار شدن و تجزیه شدن کند که با کاهش طول شاخه‌ها و ریشه، کلروز و لوله‌ای شدن برگ‌ها همراه است. تجمع کادمیوم تشکیل ریشهٔ جانبی را متوقف می‌کند، درحالی‌که ریشهٔ اصلی سفت، قهوه‌ای و پیچ‌خورده می‌شود (جدول ۴-۱) (کرانتو و همکاران، ۲۰۰۸؛ راسیکو و همکاران، ۲۰۰۸؛ یاداو، ۲۰۱۰). قرارگیری در معرض کادمیوم باعث کاهش مادهٔ خشک و طول ریشه و افزایش قطر ریشه می‌شود (گراتائو و همکاران، ۲۰۰۹). افزایش قطر ریشه ممکن است به دلیل افزایش اندازهٔ سلول‌های پارانشیمی و گسترش بافت پوستی باشد که نقشی کلیدی در افزایش مقاومت گیاه در برابر جریان محوری آب دارد (ماکسیموویچ و همکاران، ۲۰۰۷). در گیاه *Salix capra* F۲۰، تیمار کادمیوم باعث کاهش سطح کل ریشه می‌شود (واکولیک و همکاران، ۲۰۱۲). در ریشه‌های تمایزیافته، تنش کادمیوم می‌تواند باعث تعداد غیرطبیعی هسته شود (جدول ۴-۱) (فوسکونی و همکاران، ۲۰۰۶) و می‌تواند شاخص میتوزی را مهار، ناهنجاری‌های میتوزی و کروموزومی را تحریک کند و تشکیل ریزهسته را به‌تأخیر بیندازد. همچنین، می‌تواند باعث آسیب DNA در سلول‌های کلاهک ریشه شود (جدول ۴-۱). در پیاز، کادمیوم به هسته‌های سلول‌های نوک ریشه آسیب رسانده و ناهنجاری‌های میتوزی و کروموزومی را القا می‌کند (لیو و همکاران، ۱۹۹۵؛ ست و همکاران، ۲۰۰۸). همچنین، با مهار فعالیت ریبونوکلئاز در برنج، سنتز RNA را تغییر می‌دهد (جدول ۴-۱) (شاه و دوبی، ۱۹۹۷).

برخی از گیاهان به غلظت کم کادمیوم که از طریق آوند چوبی از خاک گرفته می‌شود بسیار حساس هستند که منجر به کاهش سرعت فتوسنتز و رشد ریشه و اندام هوایی می‌شود (جدول ۴-۱) (ساندالیو و همکاران، ۲۰۰۱). در برنج گزارش شده است که سمیت کادمیوم باعث توقف رشد، مهار ویگور گیاهچه، افزایش سنتز برخی پروتئین‌های جدید همراه با پرولین و کاهش فعالیت بسیاری از آنزیم‌های هیدرولیتی کلیدی می‌شود (شاه و دوبی، ۱۹۹۷؛ شاه و همکاران، ۲۰۰۱).

کاربرد خارجی کادمیوم روی جلبک *Sprirogyra setiformis* ساختار مورفوبیوشیمیایی آن را تغییر می‌دهد. غلظت کم کادمیوم می‌تواند کلروپلاست‌های مارپیچی معمولی را مختل کرده و باعث کاهش

زیست‌توده، رنگ‌دانه‌ها و تولید پروتئین جلبک شود. همچنین، گزارش شده که گروه‌های آنیونی، آمینو و آمیدی ممکن است نقش مهمی در جذب Cd^{2+} توسط جلبک داشته باشند (چلکلی و همکاران، ۲۰۱۵). ساختار کلروپلاست جلبک *Micrasterias* نیز تحت تنش کادمیوم به‌شدت آسیب می‌بیند (مولیناری و همکاران، ۲۰۰۹؛ سریواستاوا و همکاران، ۲۰۰۹).

۴-۴-۴- محتوای کلروفیل و فتوسیستم

کلروفیل یکی از اجزای ضروری کلروپلاست برای فتوسنتز است و با سرعت فتوسنتز همبستگی دارد. گیاهان تیمارشده با کادمیوم کاهش محتوای کلروفیل را نشان می‌دهند که عمدتاً به دلیل اختلال در بیوسنتز آن‌ها است (استوبارت و همکاران، ۱۹۸۵). کاربرد کادمیوم در شرایط طبیعی غلظت رنگ‌دانه پلاستید را کاهش می‌دهد. بررسی‌ها نشان داد که غلظت کلروفیل a بیشتر از کلروفیل b و کاروتنوئیدها کاهش یافت (واسیلف و یوردانوف، ۱۹۹۷). اثر کادمیوم بر رنگ‌دانه‌های پلاستید به رشد گیاه و سن برگ بستگی دارد. در توت‌فرنگی، محتوای کلروفیل تحت سمیت کادمیوم کاهش یافت و مقدار کلروفیل a بیشتر از کلروفیل b بود (جدول ۱) (مراداگلو و همکاران، ۲۰۱۵). کاهش محتوای کلروفیل و کاروتنوئید تحت تنش کادمیوم می‌تواند به‌دلیل مهار آنزیم‌های مسئول بیوسنتز رنگ‌دانه باشد و این مهار پیری را القا می‌کند (کیان و همکاران، ۲۰۰۹). کاهش محتوای کلروفیل تحت تنش کادمیوم نیز در برگ ماش گزارش شده است (دوقانلار و آتاماجا، ۲۰۱۱). اثر بازدارندگی کادمیوم بر سنتز و محتوای کلروفیل نیز در گیاهان مختلف گزارش شده است (شهابیوند و همکاران، ۲۰۱۲؛ منگل و همکاران، ۲۰۱۳؛ لیو و همکاران، ۲۰۱۴). داده‌های فلورسانس نشان داد که انتقال الکترون از طریق فتوسیستم II با وجود کادمیوم به‌تأخیر می‌افتد. گزارش شده است که با قرارگیری گیاهان در معرض کادمیوم مقدار کلروفیلاز افزایش یافته و منجر به تخریب کلروفیل و کاهش کمپلکس پروتوکلروفیلید ردوکتاز و اسید δ-آمینو لوولینیک می‌شود (حیات و همکاران، ۲۰۱۴). تحقیقات انجام‌شده توسط هیندارتی و لاراساتی (۲۰۱۹) بر گونه‌های فیتوپلانکتون *Nitzschia* sp. تحت تنش کادمیوم و بررسی صفات مختلف مانند کشت فیتوپلانکتون، شمارش تراکم سلولی، کلروفیل a و محتوای کاروتنوئیدها نشان داد که افزایش غلظت کادمیوم باعث کاهش محتوای رنگ‌دانهٔ داخل سلولی و تراکم سلولی می‌شود.

مطالعات قبلی نشان می‌دهد که فلزات سنگین با اجزای سلول‌ها نظیر DNA و پروتئین‌های هسته‌ای که باعث آسیب DNA می‌شوند، تعامل دارند. این آسیب DNA بر سرطان‌زایی سلول‌ها تأثیر گذاشته و منجر به آپوپتوز می‌شود. کادمیوم بر انتقال سیگنال تأثیر گذاشته و می‌تواند تشکیل پلی‌فسفات اینوزیتول را القا و کانال‌های پروتئینی را تغییر دهد. غلظت کم کادمیوم (۱۰۰-۱ میکرومولار) نیز به پروتئین‌ها متصل می‌شود و توانایی ترمیم DNA را کاهش می‌دهد؛ درنتیجه، تجزیهٔ پروتئین‌ها را

فعال کرده و ژن‌های مختلفی را تحریک می‌کند که گلوتاتیون ترانسفراز، متالوتیونین، همئوکسیژناز و DNA پلیمراز را کد می‌کنند (تکونوو و همکاران، ۲۰۱۲). *Festuca arundinacea* که به دلیل خاک‌پالایی و تحمل بالای Cd^{2+} شناخته‌شده است، تحت تنش کادمیوم کاهش میزان کلروفیل را نشان می‌دهد. در بخش دهندهٔ الکترون فتوسیستم II، انتقال الکترون از کمپلکس تقسیم آب (WSC) به باقی‌ماندهٔ تیروزین (Yz) پروتئین D۱ در غلظت بالای Cd^{2+} به‌تأخیر می‌افتد که دلیل آن ممکن است تولید گونه‌های فعال اکسیژن یا جایگزینی Ca^{2+} در هستهٔ WSC باشد. درحالی‌که در بخش گیرندهٔ الکترون، بازده انتقال الکترون از کینین B به گیرنده فتوسیستم I تحت غلظت بالای Cd^{2+} افزایش می‌یابد (جدول ۴-۷) (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۷).

آزمایش هیدروپونیک انجام‌شده توسط (لی و همکاران، ۲۰۱۵) روی گیاهچه‌های *Elsholtzia argyi* نشان می‌دهد که غلظت بالای کادمیوم به‌طور قابل توجهی بر فلورسانس کلروفیل و پارامترهای فتوسنتزی تأثیر می‌گذارد (جدول ۴-۱). در کلاسترهای کلسیم/ منگنز، کمپلکس خروج اکسیژن (OEC) موجود در فتوسیستم II نیز تحت تأثیر Cd^{2+} بوده و مراکز خروج اکسیژن (زیگفریدسون و همکاران، ۲۰۰۴) و تغییر مکان اتصال پلاستوکینون را تشکیل می‌دهند (گینکن و همکاران، ۱۹۹۸). در *Brassica napus*، کادمیوم مقدار کلروفیل و کاروتنوئید کل را کاهش و خاموشی غیرفتوشیمیایی را افزایش می‌دهد (لارسون و همکاران، ۱۹۹۸). کاربرد Cd^{2+} و اسیدسالیسیلیک (SA) در گیاه *Brassica juncea* موجب افزایش پتانسیل گیاه برای تحمل تنش کادمیوم همراه با افزایش محتوای پرولین و تجمع کلروفیل در برگ‌ها می‌شود (جدول ۴-۱) (حیات و همکاران، ۲۰۱۴).

۵-۴-۴- فتوسنتز، جذب کربن و وضعیت مواد مغذی

دریافت کادمیوم محتوای مواد غذایی و ترکیبات شیمیایی گیاهان را تغییر می‌دهد و با تداخل در تعادل آب مانع باز شدن روزنه‌ها می‌شود (جدول ۴-۱) (فنگ و همکاران، ۲۰۱۰). جذب کادمیوم، آنزیم‌های چرخهٔ کالوین، متابولیسم کربوهیدرات و فتوسنتز را تغییر می‌دهد (مبین و خان، ۲۰۰۷؛ شی و همکاران، ۲۰۱۰) و متابولیسم آنتی‌اکسیدان را بیشتر تحت تأثیر قرار می‌دهد (خان و همکاران، ۲۰۰۹) و بر رشد گیاه تأثیر می‌گذارد. اگرچه گیاهان سیستم دفاعی خوبی در برابر تنش فلزی دارند (شانموگاراج و همکاران، ۲۰۱۳)، اما غلظت بالای کادمیوم به گیاه آسیب می‌رساند و می‌تواند باعث لوله‌ای شدن برگ، کاهش محتوای کلروفیل و مهار فتوسنتز برگ توسط کاهش بیوسنتز کلروفیل شود (هی و همکاران، ۲۰۰۸؛ راسیو و همکاران، ۲۰۰۸؛ لی و همکاران، ۲۰۱۰؛ لیو و همکاران، ۲۰۱۰؛ میادات و همکاران، ۲۰۱۰). گزارش شده که قرارگیری در معرض کادمیوم موجب مهار فتوسنتز در *Brassica napus*، *Helianthus annuus*، *Thlaspi caerulescens*، *Zea mays*، *Pisum sativum*، *Vigna radiata* و *Triticum aestivum* می‌شود (بزاز و همکاران، ۱۹۷۴؛ باریلا و

همکاران، ۲۰۰۱؛ دی کاگونت و همکاران، ۲۰۰۱؛ کوپر و همکاران، ۲۰۰۷؛ پوپووا و همکاران، ۲۰۰۸؛ وحید و همکاران، ۲۰۰۸؛ موسا و الجمال، ۲۰۱۰). سمیت کادمیوم بر فتوسیستم II تأثیر گذاشته (بیکر، ۱۹۹۱) و تغییر کلروفیل در ساختارهای فلورسانس به شناسایی فتوسیستم II آسیب‌دیدهٔ تحت تنش کمک می‌کند (مکسول و جانسون، ۲۰۰۰). دو آنزیم، یعنی ریبولوز-۱،۵-بیس فسفات کربوکسیلاز (روبیسکو) و فسفونول پیرووات کربوکسیلاز که در تثبیت CO_2 نقش دارند، محل اصلی آسیب کادمیوم هستند. فعالیت روبیسکو با تغییر ساختار آن و قرارگیری نادرست Mg^{2+} که کوفاکتورهای حیاتی واکنش‌های کربوکسیلاسیون است، کاهش می‌یابد و به سمت واکنش‌های اکسیژن‌رسانی حرکت می‌کند (سیدلکا و همکاران، ۱۹۹۸).

تنش‌های محیطی به‌طور مستقیم از طریق چرخهٔ کاهش کربن، عرضه CO_2 از طریق روزنه هوایی و افزایش تجمع کربوهیدرات بر واکنش‌های مختلف فتوسنتزی تأثیر می‌گذارند. همچنین، آن‌ها باعث تعادل آب و تخریب چربی از طریق پراکسیداسیون می‌شوند (آلن و اورت، ۲۰۰۱). تنش کادمیوم محتوای کلروفیل و هدایت روزنه را کاهش می‌دهد که درنهایت بر واکنش فتوسنتزی تأثیر می‌گذارد (اوزونیدو و همکاران، ۲۰۰۵). کادمیوم اضافی از طریق محدود کردن در دسترس بودن CO_2 باعث کاهش سرعت فتوسنتز شده (بزاز و همکاران، ۱۹۷۴) و جذب مواد مغذی معدنی را مختل می‌کند که درنهایت باعث کاهش سرعت فتوسنتزی می‌شود (گوسارسون و همکاران، ۱۹۹۶). گزارش شده که در گیاهان جو و گندم تیمارشده با کادمیوم افزایش فتوسنتز برگ با کاهش فتوسنتز کانوپی رخ می‌دهد (کلیستار و وان‌اسک، ۱۹۸۵؛ لاندبرگ و گرگر، ۱۹۹۴؛ کروپا، ۱۹۹۹؛ واسیلف و مانولوف، ۱۹۹۹؛ کوپر و همکاران، ۲۰۰۷؛ واحید و همکاران، ۲۰۰۸؛ لی و همکاران، ۲۰۱۵).

به‌خوبی مشخص شده که کادمیوم سرعت فتوسنتز را تغییر می‌دهد. کادمیوم باعث ایجاد تغییرات ساختاری و عملکردی فتوسنتزی می‌شود (پارمار و همکاران، ۲۰۱۳). اولین هدف کادمیوم آسیب رساندن به دستگاه فتوسنتزی، به‌ویژه کمپلکس برداشت نور II و هر دو فتوسیستم I و II است (سانیتا دی توپی و گابریلی، ۱۹۹۹؛ کوپر و همکاران، ۲۰۰۷). این آسیب ممکن است منجر به کاهش محتوای کاروتنوئید و کلروفیل شود. تخریب و تأخیر در بیوسنتز کلروفیل در برگ‌های جوان و همچنین پیر از عوامل اصلی ایجاد کلروز کادمیوم است (ژو و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین، کادمیوم با ممانعت از فعالیت آنزیم‌های مختلف درگیر در چرخهٔ کلوین آن را مختل می‌کند و ازاین‌رو منجر به کاهش سرعت فتوسنتز می‌شود (ینگ و همکاران، ۲۰۱۰). علاوه‌براین، کادمیوم به فراساختار کلروپلاست آسیب رسانده و روند تعرق برگ و هدایت روزنه‌ای را کند می‌کند (جدول ۴-۱) (نجیب و همکاران، ۲۰۱۱؛ سوزا و همکاران، ۲۰۱۱). تنش کادمیوم بدون درنظرگرفتن وضعیت آب گیاهان منجر به بسته شدن روزنه‌ها می‌شود. ورود کادمیوم به سلول‌های محافظ منجر به بسته شدن روزنه و کاهش تعداد روزنه در واحد سطح می‌شود. انتقال CO_2 نیز کاهش می‌یابد که درنهایت فرایند کلی

فتوسنتز را متوقف می‌کند (پیترینی و همکاران، ۲۰۱۰). در سطح اتم‌ها، کادمیوم می‌تواند تغییرات مختلفی را در کمپلکس‌های کلروفیل-پروتئین ایجاد کند؛ برای مثال کادمیوم می‌تواند یون‌های کلسیم موجود در کمپلکس تکامل اکسیژن و یون منیزیم کلروفیل را جابه‌جا کند (پاگلیانو و همکاران، ۲۰۰۶؛ کوپر و همکاران، ۲۰۰۷). کادمیوم با کاهش رونویسی ژن‌های مرتبط با فتوسنتز، فتوسنتز را متوقف می‌کند، آنزیم‌های مختلف شرکت‌کننده در تثبیت CO_2 را غیرفعال می‌کند، پروتئولیز را تقویت می‌کند، پراکسیداسیون لیپیدی را تحریک می‌کند و بر متابولیسم نیتروژن و گوگرد تأثیر می‌گذارد (گالگو و همکاران، ۲۰۱۲). کادمیوم بر فتوسنتز در سطوح مختلف ساختاری و عملکردی مانند فراساختار تیلاکوئید، رنگ‌دانه‌ها و جذب نور، دسترسی CO_2، هدایت روزنه‌ای، انتقال الکترون فتوسنتزی و فعالیت آنزیم‌های دخیل در چرخهٔ کلوین تأثیر می‌گذارد (کلیسترز و وان آسک، ۱۹۸۵؛ کروپا، ۱۹۹۹؛ کوپرز و همکاران، ۲۰۰۱). تأثیر کادمیوم بر فرایندهای فتوسنتزی وابسته به نور قبلاً در شرایط طبیعی و آزمایشگاهی مورد مطالعه قرارگرفته است (وان آسک و کلیسترز، ۱۹۹۰؛ واسیلف و مانولوف، ۱۹۹۹؛ کالاجی و لوبودا، ۲۰۰۸؛ ساگاردوی و همکاران، ۲۰۰۹).

همچنین، کادمیوم اثر نامطلوبی بر محتوای قندها و اسیدهای آمینه در برخی گونه‌های گیاهی دارد (مویا و همکاران، ۱۹۹۳؛ کوستا و اسپیتز، ۱۹۹۷؛ وو و همکاران، ۲۰۰۴) و باعث افزایش غلظت آن‌ها می‌شود که نشان‌دهندهٔ مهار هیدرولیز نشاسته است (بیشنوی و همکاران، ۱۹۹۳). کادمیوم به‌طور قابل توجهی تبادل طبیعی H^+-K^+، فعالیت ATPase غشای پلاسمایی و آنزیم‌های مختلف دیگر ازجمله گلوکز-۶-فسفات دهیدروژناز، گلوتامات دهیدروژناز، آنزیم‌های مالیک، ایزوسیترات دهیدروژناز (وان آسک و کلیسترز، ۱۹۹۰؛ ماتیونی و همکاران، ۱۹۹۷) و کربنیک انیدراز و روبیسکو را کاهش می‌دهد (سیدلکا و همکاران، ۱۹۹۷). در گیاهچه‌های *Zea mays* که در معرض ۲۰ میلی‌مولار کادمیوم قرار داشتند، افزایش قابل‌توجهی در پلی‌پپتید فسفوانول پیروات کربوکسیلاز بدون سنتز بیشتر گلوتامات سنتاز و گلوتامات دهیدروژناز مشاهده شد (ژو و همکاران، ۱۹۹۷)؛ درحالی‌که در گیاهان نخود تغییر کروماتین مشاهده شد (هادویگر و همکاران، ۱۹۷۳). ازنظر شیمیایی، یون‌های کادمیوم شبیه یون‌های روی هستند و می‌توانند فعالیت فاکتورهای رونویسی انگشت روی را متوقف و جایگزین یون‌های روی شوند؛ بنابراین، مکانیسم‌های رونویسی را مختل می‌کنند (سانیتا دی توپی و گابریلی، ۱۹۹۹؛ سانیتا دی توپی و همکاران، ۲۰۰۷). مشخص شد که کادمیوم جایگزین یون‌های Ca^{2+} در پروتئین‌های کالمودولین می‌شود و از طریق مکانیسمی شبیه به آنچه در فاکتورهای رونویسی روی مشاهده شد، باعث اختلال در سطوح کلسیم داخل سلولی و تغییر مسیرهای سیگنال-دهی وابسته به کلسیم می‌شود (پرفوس-باربوک و همکاران، ۲۰۰۲). تنش کادمیوم منجر به افزایش قابل توجه غلظت Ca^{2+} (دال کورسو و همکاران، ۲۰۰۸، ۲۰۱۰)، القای پروتئین‌های شبه کالمودولین برای برهم‌کنش با یون‌های Ca^{2+} توسط تغییر ساختار آن‌ها برای تنظیم مکانیسم‌های مختلف، مانند

تحمل تنش، انتقال یون، متابولیسم و تنظیم ژن می‌شود (یانگ و پووایا، ۲۰۰۳). کادمیوم جذب ریزمغذی‌ها و درشت مغذی‌ها را کاهش می‌دهد و ازاین‌رو بر فعالیت‌های انتقال در گیاهان تأثیر می‌گذارد (هرناندز و همکاران، ۱۹۹۶). کادمیوم با ایجاد اختلال در جذب، انتقال و توزیع عناصر معدنی، مانند فسفر، پتاسیم، گوگرد، کلسیم، منیزیم، آهن، بور، مس، منگنز، روی و مولبیدن در برخی گونه‌های گیاهی ازجمله بتا چغندر (چانگ و همکاران، ۲۰۰۳)، نخودفرنگی (میتوالی و همکاران، ۲۰۰۵) و جو (گائو و همکاران، ۲۰۰۷) تأثیرات نامطلوبی ایجاد می‌کند. مشاهده شده که در *Silene cucubalus* تیمار کادمیوم با کاهش فعالیت نیترات ردوکتاز بر جذب و انتقال نیترات از ریشه به اندام‌های هوایی تأثیر می‌گذارد (ماتیس، ۱۹۷۵). کادمیوم باعث ایجاد تغییرات در ترکیب اسیدهای چرب و لیپید می‌شود و عملکرد غشا را تغییر می‌دهد (پوپوا و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت بالای کادمیوم منجر به متابولیسم غیرطبیعی مواد مغذی، ازجمله عدم تعادل بین قندها و پروتئین‌ها در گیاهان می‌شود (کوستا و اسیتز، ۱۹۹۷). کادمیوم زیاد می‌تواند بر مسیر گلیکولیتیک و اختلال ناشی از کادمیوم دستگاه فتوسنتزی تأثیر بگذارد و این تغییرات نیز به‌نوبهٔ خود ممکن است تأثیر قابل توجهی بر توانایی گیاهان برای مقاومت در برابر این نوع تنش‌ها داشته باشد (داهونسی و همکاران، ۲۰۱۹). گلیسرآلدئید-۳-فسفات دهیدروژناز، که یکی از آنزیم‌های کلیدی گلیکولیز است، فعالیت خود را تحت تنش کادمیوم تغییر می‌دهد. همچنین، کادمیوم از طریق افزایش بیان کیتیناز به دیوارهٔ سلولی آسیب می‌رساند (وان کولن و همکاران، ۲۰۰۸). کادمیوم رشد گونه‌های مختلف گیاهی را از طریق ایجاد اختلال در فرایندهای تنفس، فتوسنتز و جذب مواد معدنی کاهش می‌دهد (جدول ۴-۱) (بزاز و همکاران، ۱۹۷۴؛ کلیسترز و وان آسک، ۱۹۸۵؛ باکر، ۱۹۹۱؛ کروپا، ۱۹۹۳؛ مویا و همکاران، ۱۹۹۳؛ واحید و همکاران، ۲۰۰۸؛ شی و همکاران، ۲۰۱۰؛ لیو و همکاران، ۲۰۱۴).

۶-۴-۴- بافت‌های زایشی

بافت‌های زایشی بسیاری از گونه‌های گیاهی، بیشتر از بافت‌های رویشی آن‌ها در معرض سمیت فلزات سنگین هستند. باروری دانهٔ گرده ممکن است با وجود فلزات سنگین مختل شود. دانهٔ گرده گل در اندام زایشی نر ایجاد می‌شود، یعنی بساک از گلی به گل دیگر به‌واسطهٔ باد با هدف گرده‌افشانی حرکت می‌کند. تأثیرات فلزات سنگین بر دانه گرده عبارت‌اند از:

(الف) کاهش زنده‌ماندنی گرده و سرعت جوانه‌زنی آن با تغییر عملکردهای زایشی و بیولوژیکی؛

(ب) تغییر خواص فیزیکوشیمیایی سطح دانهٔ گرده.

(ج) تغییر پتانسیل حساسیت‌زایی دانهٔ گرده.

(د) اثر کمکی‌ای که به‌طور بالقوه خطر سلامتی را افزایش می‌دهد (سنکال و همکاران، ۲۰۱۵).

سمیت فلزات سنگین باعث افزایش حساسیت‌زایی گرده می‌شود. دانه‌های گرده نسبت به قسمت‌های رویشی به آلاینده‌ها حساس‌تر هستند (ساویدیس و ریس، ۱۹۹۵؛ برنت و همکاران، ۱۹۹۷؛ ساویدیس، ۲۰۰۸). کادمیوم و سرب می‌تواند در دانهٔ گرده انباشته شود. تجمع فلزات سنگین می‌تواند کیفیت گرده را کاهش داده و بر صرفهٔ اقتصادی آن تأثیر بگذارد. ازبین‌رفتن زنده‌مانی دانه گرده به دلیل آلاینده‌ها باعث کاهش باروری آن می‌شود. جوانه‌زنی گرده و رشد لولهٔ گرده عمدتاً تحت تأثیر یون‌های فلزی مانند Cd^{2+}، Hg^{2+} و Cu^{2+} قرار می‌گیرد؛ درحالی‌که Mn^{2+} عمدتاً روی جوانه‌زنی و سرعت رشد تأثیر می‌گذارد (ژانگ و همکاران، ۱۹۹۹). فقط Cd^{2+} می‌تواند بر بخش‌های داخل سلولی و توزیع اندامک در ناحیهٔ نوک تأثیر بگذارد (استریکلند و کانی، ۱۹۷۹؛ ساویدیس و ریس، ۱۹۹۵). تاکنون، بیشتر مطالعات در شرایط طبیعی و آزمایشگاهی برای ارزیابی تأثیرات مخرب فلزات سنگین بر دانه‌های گرده انجام‌شده است.

تنش کادمیوم به‌طور بالقوه سرعت جوانه‌زنی گرده و رشد لولهٔ گرده را کاهش می‌دهد (پرالتا و همکاران، ۲۰۰۱؛ ژیونگ و پنگ، ۲۰۰۱؛ تونا و همکاران، ۲۰۰۲؛ هی و همکاران، ۲۰۰۸؛ ساویدیس، ۲۰۰۸؛ فاروقی و همکاران، ۲۰۰۹؛ سابرین و همکاران، ۲۰۱۰؛ گوش و ستی، ۲۰۱۳؛ ستی و گوش، ۲۰۱۳). لوله‌های گرده‌ای که در شرایط آزمایشگاهی تحت سمیت کادمیوم رشد می‌کنند، تغییرات مورفولوژیکی شدید مختلفی را نشان می‌دهند که با رشد غیرعادی و نامنظم ازجمله تورم نوک لوله و رشد بسیار نامنظم مشخص می‌شوند. فلزات سنگین در غلظت‌های بالا فعالیت آنزیم‌ها و جوانه‌زنی گرده را کاهش می‌دهند؛ درحالی‌که غلظت‌های کم کادمیوم اثر تحریک‌کننده‌ای بر افزایش طول لوله و سرعت رشد نشان می‌دهند که به تحریک فعالیت آنزیم در غلظت‌های پایین نسبت داده می‌شود (تونا و همکاران، ۲۰۰۲؛ پرالتا و همکاران، ۲۰۰۱؛ هی و همکاران، ۲۰۰۸؛ ساویدیس، ۲۰۰۸؛ فاروقی و همکاران، ۲۰۰۹؛ سابرین و همکاران، ۲۰۱۰؛ قوش و ستی، ۲۰۱۳؛ ستی و گوش، ۲۰۱۳). کادمیوم در غلظت ۰/۰۰۱ میکرومولار باعث افزایش سرعت جوانه‌زنی در دانه‌های گرده *Nicotiana tabacum* و (Sawidis ۲۰۰۸) *Lilium longiflorum*، غلظت حدود ۱۰ میکرومولار در Plantago *depressa* (ژیونگ و پنگ، ۲۰۰۱) و ۱۰۰۰ میکرومولار در *Brassica napus* شد (اسماعیل و همکاران، ۲۰۱۸).

۷-۴-۴- پاسخ‌های بیوشیمیایی

۱-۷-۴-۴- گونه‌های فعال اکسیژن/ نشت الکترولیت

تنش کادمیوم باعث افزایش گونه‌های فعال اکسیژن می‌شود که برای اجزای سلولی مضر است (اشزندوبل و همکاران، ۲۰۰۱؛ اشزندوبل و پل، ۲۰۰۲، آپل و هیرت، ۲۰۰۴؛ والکو و همکاران، ۲۰۰۵؛ مولر و همکاران، ۲۰۰۷؛ سانیتا دی توپی و همکاران، ۲۰۰۷؛ شارما و دیتز، ۲۰۰۹؛ جی و همکاران،

۲۰۱۲). محتوای مالون دی آلدئید یک شاخص بسیار رایج آسیب اکسیداتیو است (میتلر، ۲۰۰۲؛ مولر و همکاران، ۲۰۰۷) که به‌عنوان شاخص مناسب برای پراکسیداسیون لیپیدی غشا استفاده می‌شود. گونه‌های فعال اکسیژن باعث کاهش قابل توجه پراکسیداسیون لیپیدی در غشا، همراه با واکنش‌های رادیکال آزاد در بافت‌ها می‌شود (حسن و همکاران، ۲۰۰۵؛ شمسی و همکاران، ۲۰۰۸). تنش اکسیداتیو ایجادشده با کادمیوم از طریق مکانیسم حلقوی، زنجیرهٔ انتقال الکترون را مختل می‌کند (اشزندوبل و همکاران، ۲۰۰۱؛ اشزندوبل و پل، ۲۰۰۲؛ گارنیر و همکاران، ۲۰۰۶). جالب این است که گیاهان از قبل یک مکانیسم دفاعی برای غلبه بر تنش کادمیوم با کاهش و غلبه بر آسیب ناشی از گونه‌های فعال اکسیژن ایجاد کرده‌اند (اورمیر و همکاران، ۲۰۰۳؛ ادروا، ۲۰۰۵).

۲-۷-۴-۴- آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانت

گیاه، اکسیژن فعال مضر را توسط سیستم پاک‌سازی کاتالیزشده با آنزیم به بیرون دفع می‌کند (هورواث و همکاران، ۲۰۰۷)؛ بنابراین، عدم تعادل بین فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان و تولید گونه‌های فعال اکسیژن، احتمال سیگنال‌دهی یا آسیب اکسیداتیو را نشان می‌دهد (مولر و همکاران، ۲۰۰۷). گیاهان سیستم آنتی‌اکسیدان آنزیمی و غیرآنزیمی ترکیبی برای کاهش تأثیرات تنش اکسیداتیو، مانند کاتالاز، پراکسیداز، آسکوربات پراکسیداز (APX)، آنتی‌اکسیدان‌های با جرم مولکولی کم، یعنی گلوتاتیون ردوکتاز، آسکوربات، کاروتنوئیدها، آنزیم‌های مهارکنندهٔ گونه‌های فعال اکسیژن و سوپراکسید دیسموتاز را تکامل داده‌اند (آپل و هیرت، ۲۰۰۴). سیستم آنزیمی، گونه‌های فعال اکسیژن را به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم از طریق تولید آنتی‌اکسیدان غیرآنزیمی از بین می‌برد (یانگ و همکاران، ۲۰۰۹). اثر افزایشی آنتی‌اکسیدان غیرآنزیمی به حفظ یکپارچگی غشاهای فتوسنتزی کمک می‌کند (میتلر، ۲۰۰۲). علاوه‌براین، تیمار خارجی گیاهچه‌های *Brassica* با اسیدسیتریک و اسیدسالیسیلیک از طریق افزایش فعالیت آنتی‌اکسیدانی سلول‌های گیاهی به کاهش تنش کادمیوم کمک می‌کند (جدول ۴-۱) (فراز و همکاران، ۲۰۱۹). در چندین گیاه ازجمله *Cicer arietinum*، قرارگیری در معرض فلزات سنگین بر فعالیت کربنیک انیدراز و نیترات ردوکتاز برگ تأثیر می‌گذارد (جدول ۴-۱). شاو (۱۹۹۵) گزارش داد که در *Phaseolus vulgaris*، *Phaseolus aureus* و *Helianthus annuus*، تغییر در سیستم آنتی‌اکسیدانی توسط افزایش پراکسیداسیون لیپید به‌طور مستقیم با سمیت کادمیوم مرتبط است. علاوه‌براین، افزایش گونه‌های فعال اکسیژن ($O_2^{\cdot-}$ و H_2O_2) به دلیل سمیت کادمیوم منجر به کاهش جزئی فعالیت کاتالاز در کاج (اشزندوبل و همکاران، ۲۰۰۱) و ریشهٔ نخود (دیکسیت و همکاران، ۲۰۰۱) و همچنین در *Arabidopsis thaliana* (چو و سئو، ۲۰۰۵) و برگ‌های آفتابگردان (لاسپینا و همکاران، ۲۰۰۵) می‌شود.

۵-۴- مکانیسم سم‌زدایی کادمیوم

مکانیسم‌های دفاعی مختلفی توسط سلول‌های گیاهی برای کاهش سمیت ناشی از فلزات سنگین استفاده می‌شود. افزایش بیان برخی از ژن‌های ژنوم گیاهی مرتبط با تجزیه، جابه‌جایی و کلاته شدن، موجب افزایش فرایند سم‌زدایی فلز می‌گردد. نیکوتیانامین یک کلاته‌کنندهٔ فلزی است که میل ترکیبی بالایی برای برخی از فلزات واسطه مانند نیکل، آهن، روی، منگنز، مس و کبالت نشان می‌دهد و از طریق کلاته کردن سمیت را کاهش می‌دهد. تحمل تنش کادمیوم را می‌توان با بیش‌بیانی ژن نیکوتیانامین سنتاز از طریق کاهش جریان کادمیوم، افزایش داد (کوئن و همکاران، ۲۰۱۳). واکوئل یک مخزن تنظیم‌شدهٔ سلول گیاهی است که مانند یک بافر ذخیره برای عناصر معدنی عمل می‌کند (وگلی-لانگ و واگنر، ۱۹۹۰). مطالعات قبلی نشان داده که غشای تونوپلاست واکوئل گیاهی واسطهٔ انتقال یون فلزی از طریق ناقلان مختلف است.

پروتئین‌های مختلف غشای تونوپلاست، مانند پروتئین متحمل به فلز، انتقال‌دهندهٔ نوع ABCC و ATPase فلزات سنگین، کادمیوم را در آرابیدوپسیس انباشته کرده و تحمل نسبت به آن را افزایش می‌دهند (کرامر، ۲۰۰۵؛ آریوالت و همکاران، ۲۰۰۶؛ مورل و همکاران، ۲۰۰۸؛ پارک و همکاران، ۲۰۱۱). علاوه‌براین، NRAMP۳ یک ناقل پروتئین تونوپلاست مرتبط با انتقال آهن و کادمیوم است. بیش‌بیانی NRAMP۳ باعث افزایش حساسیت به کادمیوم در رشد ریشه *Arabidopsis thaliana* می‌شود (تومین و همکاران، ۲۰۰۰؛ لانکوار و همکاران، ۲۰۰۵، ۲۰۱۰).

علاوه‌براین، برخی مقاومت دارویی پلیوتروپیک ناقل ABC موضعی غشای سلولی ۸ و مقاومت کادمیوم گیاهی ۱، مقاومت به کادمیوم را از طریق خارج کردن و پمپاژ کادمیوم از سلول برای کاهش غلظت آن افزایش می‌دهند (سانگ و همکاران، ۲۰۰۴؛ کیم و همکاران، ۲۰۰۷). یوان و همکاران (۲۰۱۸) چهار خانواده، رونویسی را در علف خزنده گزارش کردند که نقش بسیار مهمی در برابر تنش کادمیوم دارند که عبارت‌اند از: WRKY، bZIP، ERF و MYB. در آینده با کمک ترانسکریپتومیکس می‌توان سطح شدت تنش کادمیوم را در گیاهان بررسی کرد. در *Arabidopsis thaliana*، چندین فاکتور MAPK ازجمله AtMAPKK۱ تحت تنش کادمیوم شناسایی‌شده است (سوزوکی و همکاران، ۲۰۰۱).

تولید گونه‌های فعال اکسیژن تحت تنش کادمیوم موجب فعال شدن MPK٦ و MPK۳ می‌شود (لیو و همکاران، ۲۰۱۰). علاوه‌براین، انواع مختلفی از MAPK در گونه‌های مختلف گیاهی که از تنش کادمیوم آسیب دیده‌اند، کشف شده است. تحقیقات انجام‌شده توسط جیان و همکاران. (۲۰۱۸) در *Brassica napus* نشان می‌دهد که گیاهچه‌ای که در معرض استرس کادمیوم قرارگرفته، ۳۹

miRNA را به‌طور متفاوت بیان می‌کند که از این میان ۳۱ مورد جدید است. این miRNAهای پاسخ دهنده به کادمیوم، ممکن است با تنظیم فاکتورهای رونویسی که در متابولیسم ثانویه، ناقل‌های یون و پاسخ‌های تنش مهم هستند، در تحمل سمیت کادمیوم مشارکت کنند.

در هالوفیت *Carpobrotus rossii*، افزودن NaCl به محلول حاوی کادمیوم نه‌تنها رشد گیاه را بهبود بخشید، بلکه با کاهش جذب ریشه و انتقال از ریشه به ساقه، بدون توجه به فعالیت Cd^{2+}، تجمع کادمیوم را در محلول‌ها ۷۰ تا ۸۷ درصد کاهش داد (چنگ و همکاران، ۲۰۱۸). علاوه‌براین، افزودن کربن به گیاهان تیمارشده با Cd^{2+} به‌طور قابل توجهی غلظت کادمیوم را در برگ و ریشهٔ گندم کاهش داد (ژیائو و همکاران، ۲۰۱۹).

۶-۴- نتیجه‌گیری

کادمیوم یک عامل تهدیدکننده برای گیاهان بوده و باعث آسیب جدی می‌شود. از طریق چندین ناقل وارد اندام گیاه شده و با پپتیدها، فلزات و عوامل مختلف تعامل دارد. این تعامل از جنبه‌های مختلف بر گیاهان تأثیر می‌گذارد. کادمیوم با مهار رشد جنین و فعالیت آنزیمی، جوانه‌زنی بذر را کاهش می‌دهد. قرارگیری در معرض کادمیوم نه‌تنها از طریق تداخل با متابولیسم طبیعی گیاهان به‌شدت بر گیاهان تأثیر می‌گذارد، بلکه باعث ایجاد تغییرات متعددی در ساختار و مورفولوژی گیاهان می‌شود. تنش کادمیوم بر فتوسنتز، جذب کربن، جذب مواد مغذی، محتوای کلروفیل و فتوسیستم تأثیر منفی می‌گذارد، پتانسیل زایشی را کاهش داده و تولید گونه‌های فعال اکسیژن را افزایش می‌دهد. گیاهان راهکارهای مختلفی برای کاهش سمیت کادمیوم ارائه می‌دهند که از آن جمله می‌توان به تولید آنتی‌اکسیدان‌ها و برخی پپتیدهای غنی از سیستئین، یعنی PCs، GSH یا MTs اشاره کرد. این راهکارهای کاهش تنش، باید با استفاده از کاربرد خارجی تنظیم‌کننده‌های رشد، دستکاری ژنتیکی، یا توسعهٔ گیاهان تراریخته برای افزایش تحمل در برابر تنش کادمیوم مورداستفاده قرار گیرد.

منابع

Ahsan N, Lee S-H, Lee D-G, Lee H, Lee SW, Bahk JD, Lee B-H (۲۰۰۷) Physiological and protein profiles alternation of germinating rice seedlings exposed to acute cadmium toxicity. CR Biol ۳۳۰(۱۰):۷۳۵–۷٤٦

Allen DJ, Ort DR (۲۰۰۱) Impacts of chilling temperatures on photosynthesis in warm-climate plants. Trends Plant Sci ٦(۱):۳٦–٤۲

Anjum SA, Ashraf U, Tanveer M, Khan I, Hussain S, Shahzad B, Zohaib A, Abbas F, Saleem MF, Ali I, Wang LC (۲۰۱۷) Drought induced changes in growth, osmolyte accumulation and antioxidant metabolism of three maize hybrids. Front Plant Sci ۰۸:٦۹

Anjum SA, Xie X-y, Wang L-c, Saleem MF, Man C, Lei W (۲۰۱۱) Morphological, physiological and biochemical responses of plants to drought stress. Afr J Agric Res ۶(۹):۲۰۲۶□۲۰۳۲

Apel K, Hirt H (۲۰۰٤) Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction. Annu Rev Plant Biol ٥٥(۱):۳۷۳–۳۹۹

Arduini I, Godbold DL, Onnis A (۱۹۹٤) Cadmium and copper change root growth and morphology of Pinus pinea and Pinus pinaster seedlings. Physiol Plant ۹۲(٤):٦۷٥–٦۸۰

Arrivault S, Senger T, Krämer U (۲۰۰٦) The Arabidopsis metal tolerance protein AtMTP۳ maintains metal homeostasis by mediating Zn exclusion from the shoot under Fe deficiency and Zn oversupply. Plant J ٤٦(٥):۸٦۱–۸۷۹

Baker NR (۱۹۹۱) A possible role for photosystem II in environmental perturbations of photosynthesis. Physiol Plant ۸۱(٤):٥٦۳–٥۷۰

Barceló J, Poschenrieder C (۱۹۹۰) Plant water relations as affected by heavy metal stress: A review. J Plant Nutr ۱۳(۱):۱–۳۷

Baryla A, Carrier P, Franck F, Coulomb C, Sahut C, Havaux M (۲۰۰۱) Leaf chlorosis in oilseed rape plants (Brassica napus) grown on cadmium-polluted soil: causes and consequences for photosynthesis and growth. Planta ۲۱۲(٥-٦):٦۹٦–۷۰۹

Basu S, Ramegowda V, Kumar A, Pereira A (۲۰۱٦) Plant adaptation to drought stress. F۱۰۰۰Res. ٥:۱٥٥٤

Bazzaz FA, Rolfe GL, Carlson RW (۱۹۷٤) Effect of Cd on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. Physiol Plant ۳۲(٤):۳۷۳–۳۷٦

Behrendt H, Becker WM, Fritzsche C, Sliwa-Tomczok W, Tomczok J, Friedrichs KH, Ring J (۱۹۹۷) Air pollution and allergy: Experimental studies on modulation of allergen release from pollen by air pollutants. Int Arch Allergy Immunol ۱۱۳(۱-۳):٦۹–۷٤

Benavides MP, Gallego SM, Tomaro ML (۲۰۰٥) Cadmium toxicity in plants. Braz J Plant Physiol ۱۷(۱):۲۱–۳٤

Berglund M, Larsson K, Grandér M, Casteleyn L, Kolossa-Gehring M, Schwedler G, Castaño A, Esteban M, Angerer J, Koch HM, Schindler BK, Schoeters G, Smolders R, Exley K, Sepai O, Blumen L, Horvat M, Knudsen LE, Mørck TA, Joas A, Joas R, Biot P, Aerts D, De Cremer K, Van Overmeire I, Katsonouri A, Hadjipanayis A, Cerna M, Krskova A, Nielsen JKS, Jensen JF, Rudnai P, Kozepesy S, Griffin C, Nesbitt I, Gutleb AC, Fischer ME, Ligocka D, Jakubowski M, Reis MF, Namorado S, Lupsa I-R, Gurzau AE, Halzlova K, Jajcaj M, Mazej D, Tratnik JS, Lopez A, Cañas A, Lehmann A, Crettaz P, Hond ED, Govarts E (۲۰۱٥) Exposure determinants of cadmium in European mothers and their children. Environ Res ۱٤۱:٦۹–۷٦

Bielen A, Remans T, Vangronsveld J, Cuypers A (۲۰۱۳) The influence of metal stress on the availability and redox state of ascorbate, and possible interference with its cellular functions. Int J Mol Sci ۱٤(۳):٦۳۸۲–٦٤۱۳
Bishnoi NR, Sheoran IS, Singh R (۱۹۹۳) Effect of cadmium and nickel on mobilisation of food reserves and activities of hydrolytic enzymes in germinating pigeon pea seeds. Biol Plant ۳٥ (٤):٥۸۳–٥۸۹
Çelekli A, Gültekin E, Bozkurt H (۲۰۱٥) Morphological and biochemical responses of spirogyra setiformis exposed to cadmium. CLEAN - Soil Air Water ٤٤(۳):۲٥٦–۲٦۲
Chang Y-C, Zouari M, Gogorcena Y, Lucena JJ, Abadía J (۲۰۰۳) Effects of cadmium and lead on ferric chelate reductase activities in sugar beet roots. Plant Physiol Bioch ۴۱(۱۱-۱۲):۹۹۹–۱۰۰٥
Cheng M, Wang A, Liu Z, Gendall AR, Rochfort S, Tang C (۲۰۱۸) Sodium chloride decreases cadmium accumulation and changes the response of metabolites to cadmium stress in the halophyte Carpobrotus rossii. Ann Bot ۱۲۲(۳):۳۷۳–۳۸٥
Chinnusamy V, Zhu J, Zhu J-K (۲۰۰۷) Cold stress regulation of gene expression in plants. Trends Plant Sci ۱۲(۱۰):٤٤٤–٤٥۱
Cho U-H, Seo N-H (۲۰۰٥) Oxidative stress in Arabidopsis thaliana exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation. Plant Sci ۱٦۸(۱):۱۱۳–۱۲۰
Chunhabundit R (۲۰۱٦) Cadmium exposure and potential health risk from foods in contaminated area, Thailand. Toxicol Res ۳۲(۱):٦٥–۷۲
Cieśliński G, Van Rees KCJ, Szmigielska AM, Krishnamurti GSR, Huang PM (۱۹۹۸) Lowmolecular- weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. Plant Soil ۲۰۳(۱):۱۰۹–۱۱۷
Clemens S (۲۰۰٦) Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. Biochimie ۸۸(۱۱):۱۷۰۷–۱۷۱۹
Clijsters H, Van Assche F (۱۹۸٥) Inhibition of photosynthesis by heavy metals. Photosynth Res ۷ (۱):۳۱–٤۰
Cobbett CS (۲۰۰۰a) Phytochelatin biosynthesis and function in heavy-metal detoxification. Curr Opin Plant Biol ۳(۳):۲۱۱–۲۱٦
Cobbett CS (۲۰۰۰b) Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. Plant Physiol ۱۲۳ (۳):۸۲٥–۸۳۲
Cobbett CS, May MJ, Howden R, Rolls B (۱۹۹۸) The glutathione-deficient, cadmium-sensitive mutant, cad۲-۱, of Arabidopsis thaliana is deficient in g-glutamylcysteine synthetase. Plant J ۱٦ (۱):۷۳–۷۸
Costa G, Spitz E (۱۹۹۷) Influence of cadmium on soluble carbohydrates, free amino acids, protein content of in vitro cultured Lupinus albus. Plant Sci ۱۲۸(۲):۱۳۱–۱٤۰
Cuypers A, Vangronsveld J, Clijsters H (۲۰۰۱) The redox status of plant cells (AsA and GSH) is sensitive to zinc imposed oxidative stress in roots and primary leaves of Phaseolus vulgaris. Plant Physiol Bioch ۳۹(۷-۸):٦٥۷–٦٦٤
Dahunsi B, Adebayo AJ, Oguntimehin I (۲۰۱۹) Susceptibility of cherry tomato (Lycopersicon esculentum) plant to simulated foliar cadmium and nickel exposures under controlled environment: plant health and environmental significances. SF J Environ Earth Sci ۲(۱):۱۰۲۸
DalCorso G, Farinati S, Furini A (۲۰۱۰) Regulatory networks of cadmium stress in plants. Plant Signal Behav ٥(٦):٦٦۳–٦٦۷

DalCorso G, Farinati S, Maistri S, Furini A (۲۰۰۸) How plants cope with cadmium: Staking all on metabolism and gene expression. J Integr Plant Biol ۵۰(۱۰):۱۲۶۸–۱۲۸۰
Daud MK, Sun Y, Dawood M, Hayat Y, Variath MT, Wu Y-X, Raziuddin MU, Salahuddin NU, Zhu S (۲۰۰۹a) Cadmium-induced functional and ultrastructural alterations in roots of two transgenic cotton cultivars. J Hazard Mater ۱۶۱(۱):۴۶۳–۴۷۳

Daud MK, Variath MT, Ali S, Najeeb U, Jamil M, Hayat Y, Dawood M, Khan MI, Zaffar M, Cheema SA, Tong XH, Zhu S (۲۰۰۹b) Cadmium-induced ultramorphological and physiological changes in leaves of two transgenic cotton cultivars and their wild relative. J Hazard Mater ۱۶۸ (۲-۳):۶۱۴–۶۲۵
Di Cagno R, Guidi L, De Gara L, Soldatini GF (۲۰۰۱) Combined cadmium and ozone treatments affect photosynthesis and ascorbate-dependent defences in sunflower. New Phytol ۱۵۱ (۳):۶۲۷–۶۳۶

Ding Y, Wang Y, Jiang Z, Wang F, Jiang Q, Sun J, Chen Z, Zhu C (۲۰۱۷) MicroRNA۲۶۸ overexpression affects rice seedling growth under cadmium stress. J Agr Food Chem ۶۵ (۲۹):۵۸۶۰–۵۸۶۷

Dixit V, Pandey V, Shyam R (۲۰۰۱) Differential antioxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (Pisum sativum L. cv. Azad). J Exp Bot ۵۲(۳۵۸):۱۱۰۱–۱۱۰۹
Doğanlar ZB, Atmaca M (۲۰۱۱) Influence of airborne pollution on Cd, Zn, Pb, Cu, and Al accumulation and physiological parameters of plant leaves in Antakya (Turkey). Water, Air, & Soil Pollution ۲۱۴(۱-۴):۵۰۹–۵۲۳
Domínguez-solís JR, Gutiérrez-alcalá G, Romero LC, Gotor C (۲۰۰۰) The cytosolic O acetylserine (thiol) lyase gene is regulated by heavy metals and can function in cadmium tolerance. J Biol Chem ۲۷۶(۱۲):۹۲۹۷–۹۳۰۲
Edreva A (۲۰۰۵) Generation and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts: a submolecular approach. Agr Ecosyst Environ ۱۰۶(۲-۳):۱۱۹–۱۳۳
EFSA (۲۰۱۲) Cadmium dietary exposure in the European population. EFSA J ۱۰(۱):۲۵۵۱
El-Sayed Selem E (۲۰۱۸) The protective role of selenium in Vicia faba L. subjected to cadmium stress. Biosci Res ۱۵(۱):۱۲–۱۸
Eriksson JE (۱۹۸۹) The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil. Water Air Soil Poll ۴۸:۳–۴
Faraji J, Sepehri A (۲۰۱۸) Titanium dioxide nanoparticles and sodium nitroprusside alleviate the adverse effects of cadmium stress on germination and seedling growth of wheat (Triticum aestivum L.). Univ Sci ۲۳ (۱):۶۱
Faraz A, Faizan M, Sami F, Siddiqui H, Hayat S (۲۰۱۹) Supplementation of salicylic acid and citric acid for alleviation of cadmium toxicity to Brassica juncea. J Plant Growth Regul
Farooqi Z, Iqbal M, Kabir M, Shafiq M (۲۰۰۹) Toxic effects of lead and cadmium on germination and seedling growth of Albizia lebbeck (L.) Benth. Pak J Bot ۴۱:۲۷–۳۳
Feng J, Shi Q, Wang X, Wei M, Yang F, Xu H (۲۰۱۰) Silicon supplementation ameliorated the inhibition of photosynthesis and nitrate metabolism by cadmium (Cd) toxicity in Cucumis sativus L. Sci Hortic ۱۲۳(۴):۵۲۱–۵۳۰
Flora SJS (۲۰۰۹) Structural, chemical and biological aspects of antioxidants for strategies against metal and metalloid exposure. Oxid Med Cell Longev ۲(۴):۱۹۱–۲۰۶
Fojtova M (۲۰۰۲) Recovery of tobacco cells from cadmium stress is accompanied by DNA repair and increased telomerase activity. J Exp Bot ۵۳(۳۷۸):۲۱۵۱–۲۱۵۸

Foy CD, Chaney RL, White MC (۱۹۷۸) The physiology of metal toxicity in plants. Annu Rev Plant Physiol ۲۹(۱):۵۱۱–۵٦٦
Fusconi A, Repetto O, Bona E, Massa N, Gallo C, Dumas-Gaudot E, Berta G (۲۰۰٦) Effects of cadmium on meristem activity and nucleus ploidy in roots of Pisum sativum L. cv. Frisson seedlings. Environ Exp Bot ۵۸(۱-۳):۲۵۳–۲٦۰
Gallego SM, Pena LB, Barcia RA, Azpilicueta CE, Iannone MF, Rosales EP, Zawoznik MS, Groppa MD, Benavides MP (۲۰۱۲) Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: Insight into regulatory mechanisms. Environ Exp Bot ۸۳:۳۳–٤٦
Garnier L, Simon-Plas F, Thuleau P, Agnel J-P, Blein J-P, Ranjeva R, Montillet J-L (۲۰۰٦) Cadmium affects tobacco cells by a series of three waves of reactive oxygen species that contribute to cytotoxicity. Plant, Cell and Environment ۲۹(۱۰):۱۹۵٦–۱۹٦۹
Ge W, Jiao YQ, Sun BL, Qin R, Jiang WS, Liu DH (۲۰۱۲) Cadmium-mediated oxidative stress and ultrastructural changes in root cells of poplar cultivars. S Afr J Bot ۸۳:۹۸–۱۰۸
Geiken B, MasojIdek J, Rizzuto M, Pompili ML, Giardi MT (۱۹۹۸) Incorporation of [۳۵S] methionine in higher plants reveals that stimulation of the D۱ reaction centre II protein turnover accompanies tolerance to heavy metal stress. Plant Cell Environ ۲۱(۱۲):۱۲۶۵□۱۲۷۳
Ghosh S, Sethy S (۲۰۱۳) Effect of heavy metals on germination of seeds. J Nat Sci Biol Med ٤ (۲):۲۷۲
Gichner T, Patková Z, Száková J, Demnerová K (۲۰۰٤) Cadmium induces DNA damage in tobacco roots, but no DNA damage, somatic mutations or homologous recombination in tobacco leaves. Mutat Res-Gen Tox Environ Mutagen ۵۵۹(۱-۲):٤۹–۵۷
Gratão PL, Monteiro CC, Rossi ML, Martinelli AP, Peres LEP, Medici LO, Lea PJ, Azevedo RA (۲۰۰۹) Differential ultrastructural changes in tomato hormonal mutants exposed to cadmium. Environ Exp Bot ٦۷(۲):۳۸۷–۳۹٤
Greger M, Lindberg S (۱۹۸٦) Effects of Cd۲+ and EDTA on young sugar beets (Beta vulgaris). I. Cd۲+ uptake and sugar accumulation. Physiol Plant ٦٦(۱):٦۹–۷٤
Grill E, Loffler S, Winnacker EL, Zenk MH (۱۹۸۹) Phytochelatins, the heavy-metal-binding peptides of plants, are synthesized from glutathione by a specific g-glutamylcysteine dipeptidyl transpeptidase (phytochelatin synthase). PNAS ۸٦(۱۸):٦۸۳۸–٦۸٤۲
Grill E, Winnacker EL, Zenk MH (۱۹۸۵) Phytochelatins: The principal heavy-metal complexing peptides of higher plants. Science ۲۳۰(٤۷۲٦):٦۷٤–٦۷٦
Guo B, Liang YC, Zhu YG, Zhao FJ (۲۰۰۷) Role of salicylic acid in alleviating oxidative damage in rice roots (Oryza sativa) subjected to cadmium stress. Environ Pollut ۱۴۷(۳):۷۴۳□۷۴۹
Gussarsson M, Asp H, Adalsteinsson S, Jensén P (۱۹۹٦) Enhancement of cadmium effects on growth and nutrient composition of birch (Betula pendula) by buthionine sulphoximine (BSO). J Exp Bot ٤۷(۲):۲۱۱–۲۱۵
Hadwiger LA, von Broembsen S, Eddy R (۱۹۷۳) Increased template activity in chromatin from cadmium chloride treated pea tissues. Biochem Biophys Res Comm ۵۰(٤):۱۱۲۰–۱۱۲۸
Hall JL (۲۰۰۲) Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. J Exp Bot ۵۳ (۳٦٦):۱–۱۱

Hashem A, Abd-Allah EF, Alqarawi AA, Al Huqail AA, Egamberdieva D, Wirth S (۲۰۱٦) Alleviation of cadmium stress in Solanum lycopersicum L. by arbuscular mycorrhizal fungi via induction of acquired systemic tolerance. Saudi J Biol Sci ۲۳(۲):۲۷۲–۲۸۱

Hassan MJ, Shao G, Zhang G (۲۰۰٥) Influence of cadmium toxicity on growth and antioxidant enzyme activity in rice cultivars with different grain cadmium accumulation. J Plant Nutr ۲۸ (۷):۱۲٥۹–۱۲۷۰

Hassan W, Bano R, Bashir S, Aslam Z (۲۰۱٦) Cadmium toxicity and soil biological index under potato (Solanum tuberosum L.) cultivation. Soil Res ٥٤ (٤):٤٦۰

Hayat S, Ahmad A, Wani AS, Alyemeni MN, Ahmad A (۲۰۱٤) Regulation of growth and photosynthetic parameters by salicylic acid and calcium in Brassica juncea under cadmium stress. Z Naturforsch C ٦۹(۱۱-۱۲):٤٥۲–٤٥۸

Hayat S, Hayat Q, Alyemeni M, Ahmad A (۲۰۱۳) Proline enhances antioxidative enzyme activity, photosynthesis and yield of Cicer arietinum L. exposed to cadmium stress. Acta Bot Croat ۷۲ (۲):۳۲۳–۳۳٥

He J-y, Y-f R, Zhu C, D-a J (۲۰۰۸) Effects of cadmium stress on seed germination, seedling growth and seed amylase activities in rice (Oryza sativa). Rice Sci ۱٥(٤):۳۱۹–۳۲٥

Hernandez LE, Carpena-Ruiz R, Garate A (۱۹۹٦) Alterations in the mineral nutrition of pea seedlings exposed to cadmium. J Plant Nutr ۱۹(۱۲):۱٥۸۱–۱٥۹۸

Hindarti D, Larasati AW (۲۰۱۹) Copper (Cu) and Cadmium (Cd) toxicity on growth, chlorophyll a and carotenoid content of phytoplankton Nitzschia sp. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science ۲۳٦:۰۱۲۰٥۳

Horváth E, Pál M, Szalai G, Páldi E, Janda T (۲۰۰۷) Exogenous ٤-hydroxybenzoic acid and salicylic acid modulate the effect of short-term drought and freezing stress on wheat plants. Biol Plant ٥۱(۳):٤۸۰–٤۸۷

Howden R, Cobbett CS (۱۹۹۲) Cadmium-sensitive mutants of Arabidopsis thaliana. Plant Physiol ۱۰۰(۱):۱۰۰–۱۰۷

Howden R, Goldsbrough PB, Andersen CR, Cobbett CS (۱۹۹٥) Cadmium-sensitive, cad۱ mutants of Arabidopsis thaliana are phytochelatin deficient. Plant Physiol ۱۰۷(٤):۱۰٥۹–۱۰٦٦

Huang B, Xin J, Dai H, Liu A, Zhou W, Yi Y, Liao K (۲۰۱٥) Root morphological responses of three hot pepper cultivars to Cd exposure and their correlations with Cd accumulation. Environ Sci Pollut Res ۲۲(۲):۱۱٥۱–۱۱٥۹

Huang M, Zhu H, Zhang J, Tang D, Han X, Chen L, Du D, Yao J, Chen K, Sun J (۲۰۱۷) Toxic effects of cadmium on tall fescue and different responses of the photosynthetic activities in the photosystem electron donor and acceptor sides. Sci Rep ۷(۱):۱٤۳۸۷

Irfan M, Hasan SA, Hayat S, Ahmad A (۲۰۱٥) Photosynthetic variation and yield attributes of two mustard varieties against cadmium phytotoxicity. Cogent Food Agric ۱(۱)

Ishikawa S, Ishimaru Y, Igura M, Kuramata M, Abe T, Senoura T, Hase Y, Arao T, Nishizawa NK, Nakanishi H (۲۰۱۲) Ion-beam irradiation, gene identification, and marker-assisted breeding in the development of low-cadmium rice. PNAS ۱۰۹(٤۷):۱۹۱٦٦–۱۹۱۷۱

Ismael M, Elyamine A, Zhao Y, Moussa M, Rana M, Afzal J, Imran M, Zhao X, Hu C (۲۰۱۸) Can selenium and molybdenum restrain cadmium toxicity to pollen grains in Brassica napus? Int J Mol Sci ۱۹(۸):۲۱۶۳

Ismael MA, Elyamine AM, Moussa MG, Cai M, Zhao X, Hu C (۲۰۱۹) Cadmium in plants: Uptake, toxicity, and its interactions with selenium fertilizers. Metallomics ۱۱(۳):۲۵۵۲۷۷

Jian H, Yang B, Zhang A, Ma J, Ding Y, Chen Z, Li J, Xu X, Liu L (۲۰۱۸) Genome-wide identification of microRNAs in response to cadmium stress in oilseed rape (Brassica napus L.) using high-throughput sequencing. Int J Mol Sci ۱۹ (۵):۱۴۳۱

Jinadasa N, Collins D, Holford P, Milham PJ, Conroy JP (۲۰۱۶) Reactions to cadmium stress in a cadmium-tolerant variety of cabbage (Brassica oleracea L.): is cadmium tolerance necessarily desirable in food crops? Environ Sci Pollut Res ۲۳(۶):۵۲۹۶–۵۳۰۶

Jongdee B, Fukai S, Cooper M (۲۰۰۲) Leaf water potential and osmotic adjustment as physiological traits to improve drought tolerance in rice. Field Crop Res ۷۶(۲-۳):۱۵۳–۱۶۳

Ju GC, Li X-Z, Rauser WE, Oaks A (۱۹۹۷) Influence of cadmium on the production of g-glutamylcysteine peptides and enzymes of nitrogen assimilation in Zea mays seedlings. Physiol Plant ۱۰۱(٤):۷۹۳–۷۹۹

Kalaji HM, Loboda T (۲۰۰۸) Photosystem II of barley seedlings under cadmium and lead stress. Plant Soil Environ ۵۳(۱۲):۵۱۱–۵۱۶

Khan NA, Anjum NA, Nazar R, Iqbal N (۲۰۰۹) Increased activity of ATP-sulfurylase and increased contents of cysteine and glutathione reduce high cadmium-induced oxidative stress in mustard cultivar with high photosynthetic potential. Russ J Plant Physiol ۵٦(۵):٦۷۰–٦۷۷

Kim D-Y, Bovet L, Kushnir S, Noh EW, Martinoia E, Lee Y (۲۰۰٦) AtATM۳ is involved in heavy metal resistance in Arabidopsis. Plant Physiol ۱٤۰(۳):۹۲۲–۹۳۲

Kim D-Y, Bovet L, Maeshima M, Martinoia E, Lee Y (۲۰۰۷) The ABC transporter AtPDR۸ is a cadmium extrusion pump conferring heavy metal resistance. Plant J ۵۰(۲):۲۰۷۲۱۸

Kirkham MB (۲۰۰٦) Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. Geoderma ۱۳۷(۱-۲):۱۹–۳۲

Koen E, Besson-Bard A, Duc C, Astier J, Gravot A, Richaud P, Lamotte O, Boucherez J, Gaymard F, Wendehenne D (۲۰۱۳) Arabidopsis thaliana nicotianamine synthase ٤ is required for proper response to iron deficiency and to cadmium exposure. Plant Sci ۲۰۹:۱–۱۱

Krämer U (۲۰۰۵) MTP۱ mops up excess zinc in Arabidopsis cells. Trends Plant Sci ۱۰(۷):۳۱۳ ۳۱۵

Krantev A, Yordanova R, Janda T, Szalai G, Popova L (۲۰۰۸) Treatment with salicylic acid decreases the effect of cadmium on photosynthesis in maize plants. J Plant Physiol ۱٦۵ (۹):۹۲۰–۹۳۱

Krupa Z (۱۹۹۹) Cadmium against higher plant photosynthesis - a variety of effects and where do they possibly come from? Z Naturforsch C ۵٤(۹-۱۰):۷۲۳–۷۲۹

Küpper H, Parameswaran A, Leitenmaier B, Trtílek M, Šetlík I (۲۰۰۷) Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens. New Phytol ۱۷۵(٤):٦۵۵–٦۷٤

Lachman J, Kotíková Z, Zámečníková B, Miholová D, Száková J, Vodičková H (۲۰۱۵) Effect of cadmium stress on barley tissue damage and essential metal transport into plant. Open Life Sci ۱۰(۱):۳۰–۳۹

Landberg T, Greger M (۱۹۹٤) Influence of selenium on uptake and toxicity of copper and cadmium in pea (Pisum sativum) and wheat (Triticum aestivum). Physiol Plant ۹۰(٤):٦۳۷–٦٤٤

Lanquar V, Lelièvre F, Bolte S, Hamès C, Alcon C, Neumann D, Vansuyt G, Curie C, Schröder A, Krämer U, Barbier-Brygoo H, Thomine S (۲۰۰٥) Mobilization of vacuolar iron by AtNRAMP۳ and AtNRAMP٤ is essential for seed germination on low iron. EMBO J ۲٤(۲۳):٤۰٤۱–٤۰٥۱

Lanquar V, Ramos MS, Lelièvre F, Barbier-Brygoo H, Krieger-Liszkay A, Krämer U, Thomine S (۲۰۱۰) Export of vacuolar manganese by AtNRAMP۳ and AtNRAMP٤ is required for optimal photosynthesis and growth under manganese deficiency. Plant Physiol ۱٥۲(٤):۱۹۸٦–۱۹۹۹

Larsson EH, Bornman JF, Asp H (۱۹۹۸) Influence of UV-B radiation and Cd۲+ on chlorophyll fluorescence, growth and nutrient content in Brassica napus. J Exp Bot ۴۹(۳۲۳):۱۰۳۱–۱۰۳۹

Laspina NV, Groppa MD, Tomaro ML, Benavides MP (۲۰۰٥) Nitric oxide protects sunflower leaves against Cd-induced oxidative stress. Plant Sci ۱٦۹(۲):۳۲۳–۳۳۰

Lazarus M (۲۰۱۰) Cadmium and selenium interaction in mammals. Arh Hig Rada Toksikol ٦۱ (۳):۳٥۷–۳٦۹

Lee K, Bae DW, Kim SH, Han HJ, Liu X, Park HC, Lim CO, Lee SY, Chung WS (۲۰۱۰) Comparative proteomic analysis of the short-term responses of rice roots and leaves to cadmium. J Plant Physiol ۱٦۷(۳):۱٦۱–۱٦۸

Lešková A, Giehl RFH, Hartmann A, Fargašová A, von Wirén N (۲۰۱۷) Heavy metals induce iron deficiency responses at different hierarchic and regulatory levels. Plant Physiol ۱۷٤ (۳):۱٦٤۸–۱٦٦۸

Li M, Zhang LJ, Tao L, Li W (۲۰۰۸) Ecophysiological responses of Jussiaea rapens to cadmium exposure. Aquat Bot ۸۸(٤):۳٤۷–۳٥۲

Li S, Yang W, Yang T, Chen Y, Ni W (۲۰۱٥) Effects of cadmium stress on leaf chlorophyll fluorescence and photosynthesis of Elsholtzia argyi - A cadmium accumulating plant. Int J Phytoremediat ۱۷(۱):۸٥–۹۲

Lin Y-F, Aarts MGM (۲۰۱۲) The molecular mechanism of zinc and cadmium stress response in plants. Cell Mol Life Sci ٦۹(۱۹):۳۱۸۷–۳۲۰٦

Liu D, Jiang W, Wang W, Zhai L (۱۹۹٥) Evaluation of metal ion toxicity on root tip cells by the allium test. Isr J Plant Sci ٤۳(۲):۱۲٥–۱۳۳

Liu L, Sun H, Chen J, Zhang Y, Li D, Li C (۲۰۱٤) Effects of cadmium (Cd) on seedling growth traits and photosynthesis parameters in cotton (Gossypium hirsutum L.). Plant Omics ۷:۲۸٤–۲۹۰

Liu X-M, Kim KE, Kim K-C, Nguyen XC, Han HJ, Jung MS, Kim HS, Kim SH, Park HC, Yun D-J, Chung WS (۲۰۱۰) Cadmium activates Arabidopsis MPK۳ and MPK٦ via accumulation of reactive oxygen species. Phytochemistry ۷۱(٥-٦):٦۱٤–٦۱۸

Loi NN, Sanzharova NI, Shchagina NI, Mironova MP (۲۰۱۸) The effect of cadmium toxicity on the development of lettuce plants on contaminated sod-podzolic soil. Russ Agric Sci ٤٤(١):٤٩–٥٢

Lombi E, Tearall KL, Howarth JR, Zhao F-J, Hawkesford MJ, McGrath SP (۲۰۰۲) Influence of Iron status on cadmium and zinc uptake by different ecotypes of the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens. Plant Physiol ١٢٨(٤):١٣٥٩–١٣٦٧

Lu Q, Zhang T, Zhang W, Su C, Yang Y, Hu D, Xu Q (۲۰۱۸) Alleviation of cadmium toxicity in Lemna minor by exogenous salicylic acid. Ecotox Environ Safe ١٤٧:٥٠٠–٥٠٨

Lu Z, Zhang Z, Su Y, Liu C, Shi G (۲۰۱۳) Cultivar variation in morphological response of peanut roots to cadmium stress and its relation to cadmium accumulation. Ecotox Environ Safe ٩١:١٤٧–١٥٥

Luo Q, Sun L, Hu X, Zhou R (۲۰۱٤) The variation of root exudates from the hyperaccumulator Sedum alfredii under cadmium stress: Metabonomics analysis. PLOS One ٩(١٢):e١١٥٥٨١

Lux A, Martinka M, Vaculik M, White PJ (۲۰۱۰) Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. J Exp Bot ٦٢(١):٢١–٣٧

Maksimović I, Kastori R, Krstić L, Luković J (۲۰۰۷) Steady presence of cadmium and nickel affects root anatomy, accumulation and distribution of essential ions in maize seedlings. Biol Plant ٥١ (٣):٥٨٩–٥٩٢

Maksymiec W, Wójcik M, Krupa Z (۲۰۰۷) Variation in oxidative stress and photochemical activity in Arabidopsis thaliana leaves subjected to cadmium and excess copper in the presence or absence of jasmonate and ascorbate. Chemosphere ٦٦(٣):٤٢١–٤٢٧

Malone CP, Miller RJ, Koeppe DE (١٩٧٨) Root growth in corn and soybeans: effects of cadmium and lead on lateral root initiation. Can J Bot ٥٦(٣):٢٧٧–٢٨١

Mangal D, Mala A, Bhargava D (۲۰۱۳) Effect of cadmium and zinc on growth and biochemical parameters of selected vegetables. J Pharmacogn Phytochem ٢:١٠٦–١١٤

Manquián-Cerda K, Escudey M, Zúñiga G, Arancibia-Miranda N, Molina M, Cruces E (۲۰۱٦) Effect of cadmium on phenolic compounds, antioxidant enzyme activity and oxidative stress in blueberry (Vaccinium corymbosum L.) plantlets grown in vitro. Ecotox Environ Safe ١٣٣:٣١٦–٣٢٦

Mathys W (١٩٧٥) Enzymes of heavy-metal-resistant and non-resistant populations of Silene cucubalus and their interaction with some heavy metals in vitro and in vivo. Physiol Plant ٣٣ (٢):١٦١–١٦٥

Matović V, Buha A, Bulat Z, Đukić-Ćosić D (۲۰۱۱) Cadmium toxicity revisited: Focus on oxidative stress induction and interactions with zinc and magnesium. Arh Hig Rada Toksikol ٦٢(١):٦٥–٧٦

Matović V, Plamenac Bulat Z, Djukić-Ćosić D, Soldatović D (۲۰۱۰) Antagonism between cadmium and magnesium: a possible role of magnesium in therapy of cadmium intoxication. Magnesium Res ٢٣(١):١٩–٢٦

Mattioni C, Gabbrielli R, Vangronsveld J, Clijsters H (١٩٩٧) Nickel and cadmium toxicity and enzymatic activity in nitolerant and non-tolerant populations of Silene italica Pers. J Plant Physiol ١٥٠(١-٢):١٧٣–١٧٧

Maxwell K, Johnson GN (۲۰۰۰) Chlorophyll fluorescence - a practical guide. J Exp Bot ٥١ (٣٤٥):٦٥٩–٦٦٨

Mench M, Martin E (۱۹۹۱) Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of Zea mays L., Nicotiana tabacum L. and Nicotiana rustica L. Plant Soil ۱۳۲ (۲):۱۸۷–۱۹۶

Mendoza-Cózatl DG, Xie Q, Akmakjian GZ, Jobe TO, Patel A, Stacey MG, Song L, Demoin DW, Jurisson SS, Stacey G, Schroeder JI (۲۰۱٤) OPT۳ is a component of the iron-signaling network between leaves and roots and misregulation of OPT۳ leads to an over-accumulation of cadmium in seeds. Mol Plant ۷(۹):۱٤٥٥–۱٤٦۹

Metwally A, Safronova VI, Belimov AA, Dietz KJ (۲۰۰٥) Genotypic variation of the response to cadmium toxicity in Pisum sativum L. J Exp Bot ٥٦(٤۰۹):۱٦۷–۱۷۸

Mittler R (۲۰۰۲) Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. Trends Plant Sci ۷(۹):۴۰٥–۴۱۰

Miyadate H, Adachi S, Hiraizumi A, Tezuka K, Nakazawa N, Kawamoto T, Katou K, Kodama I, Sakurai K, Takahashi H, Satoh-Nagasawa N, Watanabe A, Fujimura T, Akagi H (۲۰۱۰) OsHMA۳, a P۱B-type of ATPase affects root-to-shoot cadmium translocation in rice by mediating efflux into vacuoles. New Phytol ۱۸۹(۱):۱۹۰–۱۹۹

Mobin M, Khan NA (۲۰۰۷) Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (Brassica juncea) cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to cadmium stress. J Plant Physiol ۱٦٤(٥):٦۰۱–٦۱۰

Molinari HBC, Marur CJ, Daros E, de Campos MKF, de Carvalho JFRP, Filho JCB, Pereira LFP, Vieira LGE (۲۰۰۷) Evaluation of the stress-inducible production of proline in transgenic sugarcane (Saccharum spp.): osmotic adjustment, chlorophyll fluorescence and oxidative stress. Physiol Plant ۱۳۰(۲):۲۱۸–۲۲۹

Møller IM, Jensen PE, Hansson A (۲۰۰۷) Oxidative modifications to cellular components in plants. Annu Rev Plant Biol ٥۸(۱):٤٥۹–٤۸۱

Mombo S, Foucault Y, Deola F, Gaillard I, Goix S, Shahid M, Schreck E, Pierart A, Dumat C (۲۰۱٥) Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. J Soil Sediment ۱٦(٤):۱۲۱٤–۱۲۲٤

Monteiro MS, Santos C, Soares AMVM, Mann RM (۲۰۰۹) Assessment of biomarkers of cadmium stress in lettuce. Ecotox Environ Safe ۷۲(۳):۸۱۱–۸۱۸

Morel M, Crouzet J, Gravot A, Auroy P, Leonhardt N, Vavasseur A, Richaud P (۲۰۰۸) AtHMA۳, a P۱B-ATPase allowing Cd/Zn/Co/Pb vacuolar storage in Arabidopsis. Plant Physiol ۱٤۹(۲):۸۹٤–۹۰٤

Moulis J-M (۲۰۱۰) Cellular mechanisms of cadmium toxicity related to the homeostasis of essential metals. Biometals ۲۳(٥):۸۷۷–۸۹٦

Moussa HR, El-Gamal SM (۲۰۱۰) Effect of salicylic acid pretreatment on cadmium toxicity in wheat. Biol Plant ٥٤(۲):۳۱٥–۳۲۰

Moya JL, Ros R, Picazo I (۱۹۹۳) Influence of cadmium and nickel on growth, net photosynthesis and carbohydrate distribution in rice plants. Photosynth Res ۳٦(۲):۷٥–۸۰

Muradoglu F, Gundogdu M, Ercisli S, Encu T, Balta F, Jaafar H, Zia-Ul-Haq M (۲۰۱٥) Cadmium toxicity affects chlorophyll a and b content, antioxidant enzyme activities and mineral nutrient accumulation in strawberry. Biol Res ٤۸(۱):۱۱

Najeeb U, Jilani G, Ali S, Sarwar M, Xu L, Zhou W (۲۰۱۱) Insights into cadmium induced physiological and ultra-structural disorders in Juncus effusus L. and its remediation through exogenous citric acid. J Hazard Mater ۱۸٦(۱):٥٦٥–٥۷٤

Nicholson FA, Jones KC, Johnston AE (۱۹۹٤) Effect of phosphate fertilizers and atmospheric deposition on long-term changes in the cadmium content of soils and crops. Environ Sci Technol ۲۸(۱۲):۲۱۷۰–۲۱۷۵
Ortega-Villasante C, Rellán-Álvarez R, Del Campo FF, Carpena-Ruiz RO, Hernández LE (۲۰۰۵) Cellular damage induced by cadmium and mercury in Medicago sativa. J Exp Bot ٥٦ (٤١٨):۲۲۳۹–۲۲٥۱
Ouzounidou G, Moustakas M, Symeonidis L, Karataglis S (۲۰۰٥) Response of wheat seedlings to Ni Stress: Effects of supplemental calcium. Arch Environ Contam Toxicol ٥۰(۳):۳۴٦–۳٥۲
Overmyer K, Brosché M, Kangasjärvi J (۲۰۰۳) Reactive oxygen species and hormonal control of cell death. Trends Plant Sci ۸(۷):۳۳٥–۳٤۲
Page AL, Bingham FT (۱۹۷۳) Cadmium residues in the environment. In: Gunther FA, Gunther JD (eds) Residue Reviews. Springer, New York, pp ۱–٤٤
Pagliano C, Raviolo M, Dalla Vecchia F, Gabbrielli R, Gonnelli C, Rascio N, Barbato R, La Rocca N (۲۰۰٦) Evidence for PSII donor-side damage and photoinhibition induced by cadmium treatment on rice (Oryza sativa L.). J Photochem Photobiol B-Biol ۸٤(۱):۷۰–۷۸
Park J, Song W-Y, Ko D, Eom Y, Hansen TH, Schiller M, Lee TG, Martinoia E, Lee Y (۲۰۱۱) The phytochelatin transporters AtABCC۱ and AtABCC۲ mediate tolerance to cadmium and mercury. Plant J ٦۹(۲):۲۷۸–۲۸۸
Parmar P, Kumari N, Sharma V (۲۰۱۳) Structural and functional alterations in photosynthetic apparatus of plants under cadmium stress. Bot Stud ٥٤(۱):٤٥
Peralta JR, Gardea-Torresdey JL, Tiemann KJ, Gomez E, Arteaga S, Rascon E, Parsons JG (۲۰۰۱) Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (Medicago sativa L.). Bull Environ Contam Toxicol ٦٦(٦):۷۲۷–۷۳٤
Perfus-Barbeoch L, Leonhardt N, Vavasseur A, Forestier C (۲۰۰۲) Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. Plant J ۳۲(۴):٥۳۹–٥۴۸
Pietrini F, Zacchini M, Iori V, Pietrosanti L, Ferretti M, Massacci A (۲۰۱۰) Spatial distribution of cadmium in leaves and its impact on photosynthesis: examples of different strategies in willow and poplar clones. Plant Biol ۱۲(۲):۳٥٥–۳٦۳
Pinto A, Mota A, Devarennes A, Pinto F (۲۰۰٤) Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. Sci Total Environ ۳۲٦(۱-۳):۲۳۹–۲٤۷
Polle A, Schützendübel A (۲۰۰۳) Heavy metal signalling in plants: linking cellular and organismic responses. Topics in Current Genetics. Springer Berlin Heidelberg. doi: https://doi.org/۱۰,۱۰۰۷/ ۹۷۸-۳-٥٤۰-۳۹٤۰۲-۰_۸
Popova L, Maslenkova L, Yordanova R, Krantev A, Szalai G, Janda T (۲۰۰۸) Salicylic acid protects photosynthesis against cadmium toxicity in pea plants. Gen Appl Plant Physiol ۳٤:۱۳۳–۱٤۸
Popova LP, Maslenkova LT, Yordanova RY, Ivanova AP, Krantev AP, Szalai G, Janda T (۲۰۰۹) Exogenous treatment with salicylic acid attenuates cadmium toxicity in pea seedlings. Plant Physiol Bioch ٤۷(۳):۲۲٤–۲۳۱

Qian H, Li J, Sun L, Chen W, Sheng GD, Liu W, Fu Z (۲۰۰۹) Combined effect of copper and cadmium on Chlorella vulgaris growth and photosynthesis-related gene transcription. Aquat Toxicol ۹٤(۱):٥٦–٦١
Rahoui S, Chaoui A, El Ferjani E (۲۰۱۰) Membrane damage and solute leakage from germinating pea seed under cadmium stress. J Hazard Mater ۱۷۸(۱-۳):۱۱۲۸–۱۱۳۱
Rani A, Kumar A, Lal A, Pant M (۲۰۱۳) Cellular mechanisms of cadmium-induced toxicity: a review. Int J Environ Health Res ۲٤(٤):۳۷۸–۳۹۹
Rascio N, Dalla Vecchia F, La Rocca N, Barbato R, Pagliano C, Raviolo M, Gonnelli C, Gabbrielli R (۲۰۰۸) Metal accumulation and damage in rice (cv. Vialone nano) seedlings exposed to cadmium. Environ Exp Bot ٦۲(۳):۲٦۷–۲۷۸
Rauser WE (۱۹۹۰) Phytochelatins. Annu Rev Biochem ٥۹(۱):٦۱–۸٦
Rauser WE (۱۹۹۹) Structure and function of metal chelators produced by plants. Cell Biochem Biophys ۳۱(۱):۱۹–٤۸
Reeves RD, Baker AJM (۲۰۰۰) Metal accumulating plants. In: Raskin I, Finsley BD (eds) Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment. Wiley, New York, pp ۱۹۳–۲۲۹
Rizwan M, Ali S, Adrees M, Ibrahim M, Tsang DCW, Zia-ur-Rehman M, Zahir ZA, Rinklebe J, Tack FMG, Ok YS (۲۰۱۷) A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. Chemosphere ۱۸۲:۹۰–۱۰٥
Romero-Puertas MC, Rodriguez-Serrano M, Corpas FJ, Gomez M, Del Rio LA, Sandalio LM (۲۰۰٤) Cadmium-induced subcellular accumulation of O۲.- and H۲O۲ in pea leaves. Plant, Celland Environment ۲۷(۹):۱۱۲۲–۱۱۳٤
Sabrine H, Afif H, Mohamed B, Hamadi B, Maria H (۲۰۱۰) Effects of cadmium and copper on pollen germination and fruit set in pea (Pisum sativum L.). Sci Hortic ۱۲٥(٤):٥٥۱–٥٥٥
Sagardoy R, Morales F, López-Millán AF, Abadía A, Abadía J (۲۰۰۹) Effects of zinc toxicity on sugar beet (Beta vulgaris L.) plants grown in hydroponics. Plant Biol ۱۱(۳):۳۳۹–۳٥۰
Salt DE, Prince RC, Pickering IJ, Raskin I (۱۹۹٥) Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. Plant Physiol ۱۰۹(٤):۱٤۲۷–۱٤۳۳
Sandalio LM, Dalurzo HC, Gómez M, Romero-Puertas MC, del Río LA (۲۰۰۱) Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. J Exp Bot ٥۲(۳٦٤):۲۱۱٥–۲۱۲٦
Sanità di Toppi L, Gabbrielli R (۱۹۹۹) Response to cadmium in higher plants. Environ Exp Bot ٤۱ (۲):۱۰٥–۱۳۰
Sanità di Toppi L, Vurro E, Rossi L, Marabottini R, Musetti R, Careri M, Maffini M, Mucchino C, Corradini C, Badiani M (۲۰۰۷) Different compensatory mechanisms in two metal-accumulating aquatic macrophytes exposed to acute cadmium stress in outdoor artificial lakes. Chemosphere ٦۸(٤):۷٦۹–۷۸۰
Santona L, Castaldi P, Melis P (۲۰۰٦) Evaluation of the interaction mechanisms between red muds and heavy metals. J Hazard Mater ۱۳٦(۲):۳۲٤–۳۲۹
Satoh-Nagasawa N, Mori M, Nakazawa N, Kawamoto T, Nagato Y, Sakurai K, Takahashi H, Watanabe A, Akagi H (۲۰۱۱) Mutations in rice (Oryza sativa) heavy metal ATPase ۲ (OsHMA۲) restrict the translocation of zinc and cadmium. Plant Cell Physiol ٥۳(۱):۲۱۳□۲۲۴

Sawidis T (۲۰۰۸) Effect of cadmium on pollen germination and tube growth in Lilium longiflorum and Nicotiana tabacum. Protoplasma ۲۳۳(۱-۲):۹۵–۱۰۶
Sawidis T, Reiss HD (۱۹۹۵) Effects of heavy metals on pollen tube growth and ultrastructure. Protoplasma ۱۸۵(۳-٤):۱۱۳–۱۲۲
Schützendübel A, Polle A (۲۰۰۲) Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. J Exp Bot ٥۳(۳۷۲):۱۳٥۱–۱۳٦٥
Schützendübel A, Schwanz P, Teichmann T, Gross K, Langenfeld-Heyser R, Godbold DL, Polle A (۲۰۰۱) Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scots pine roots. Plant Physiol ۱۲۷(۳):۸۸۷–۸۹۸

Sénéchal H, Visez N, Charpin D, Shahali Y, Peltre G, Biolley J-P, Lhuissier F, Couderc R, Yamada O, Malrat-Domenge A, Pham-Thi N, Poncet P, Sutra J-P (۲۰۱٥) A review of the effects of major atmospheric pollutants on pollen grains, pollen content, and allergenicity. Sci World J ۲۰۱٥:۱–۲۹
Seregin IV, Kozhevnikova AD (۲۰۰۸) Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. Russ J Plant Physiol ٥٥(۱):۱–۲۲
Seth CS, Misra V, Chauhan LKS, Singh RR (۲۰۰۸) Genotoxicity of cadmium on root meristem cells of Allium cepa: cytogenetic and Comet assay approach. Ecotox Environ Safe ۷۱ (۳):۷۱۱–۷۱٦
Sethy SK, Ghosh S (۲۰۱۳) Effect of heavy metals on germination of seeds. J Nat Sci Biol Med ٤(۲):۲۷۲–۲۷٥

Sfaxi-Bousbih A, Chaoui A, El Ferjani E (۲۰۱۰) Cadmium impairs mineral and carbohydrate mobilization during the germination of bean seeds. Ecotox Environ Safe ۷۳(۶):۱۱۲۳□۱۱۲۹

Shah K, Dubey RS (۱۹۹۷) Effect of cadmium on proline accumulation and ribonuclease activity in rice seedlings: role of proline as a possible enzyme protectant. Biol Plant ۴۰(۱):۱۲۱□۱۳۰

Shah K, Kumar RG, Verma S, Dubey RS (۲۰۰۱) Effect of cadmium on lipid peroxidation, superoxide anion generation and activities of antioxidant enzymes in growing rice seedlings. Plant Sci ۱٦۱(٦):۱۱۳٥–۱۱٤٤
Shahabivand S, Maivan HZ, Goltapeh EM, Sharifi M, Aliloo AA (۲۰۱۲) The effects of root endophyte and arbuscular mycorrhizal fungi on growth and cadmium accumulation in wheat under cadmium toxicity. Plant Physiol Bioch ٦۰:٥۳–٥۸
Shamsi IH, Wei K, Zhang GP, Jilani GH, Hassan MJ (۲۰۰۸) Interactive effects of cadmium and aluminum on growth and antioxidative enzymes in soybean. Biol Plant ٥۲(۱):۱٦٥–۱٦۹
Shanmugaraj BM, Chandra HM, Srinivasan B, Ramalingam S (۲۰۱۳) Cadmium induced physiobiochemical and molecular response in Brassica juncea. Int J Phytoremediat ۱٥(۳):۲۰٦–۲۱۸
Sharma SS, Dietz K-J (۲۰۰۹) The relationship between metal toxicity and cellular redox imbalance. Trends Plant Sci ۱٤(۱):٤۳–٥۰
Shaw BP (۱۹۹٥) Effects of mercury and cadmium on the activities of antioxidative enzymes in the seedlings of Phaseolus aureus. Biol Plant ۳۷(٤):٥۸۷–٥۹٦
Shi G, Liu C, Cai Q, Liu Q, Hou C (۲۰۱۰) Cadmium accumulation and tolerance of two safflower cultivars in relation to photosynthesis and antioxidantive enzymes. Bull Environ Contam Toxicol ۸٥(۳):۲٥٦–۲٦۳

Shi Y-Z, Zhu X-F, Wan J-X, Li G-X, Zheng S-J (۲۰۱۵) Glucose alleviates cadmium toxicity by increasing cadmium fixation in root cell wall and sequestration into vacuole in Arabidopsis. J Integr Plant Biol ۵۷(۱۰):۸۳۰–۸۳۷
Siedlecka A, Krupa Z, Samuelsson G, Oquist G, Gardestrom P (۱۹۹۷) Primary carbon metabolism in Phaseolus vulgaris plants under Cd/Fe interaction. Plant Physiol Bioch ۳۵(۱۲):۹۵۱□۹۵۷
Siedlecka A, Samuelsson G, Gardeström P, Kleczkowslci LA, Krupa Z (۱۹۹۸) The "Activatory Model" of plant response to moderate cadmium stress - relationship between carbonic anhydrase and rubisco. In: Garab G (ed) Photosynthesis: Mechanisms and Effects: Volume I–V: Proceedings of the XIth International Congress on Photosynthesis, Budapest, Hungary, August ۱۷–۲۲, ۱۹۹۸. Springer Netherlands, Dordrecht, pp ۲۶۷۷-۲۶۸۰
Sigfridsson KGV, Bernát G, Mamedov F, Styring S (۲۰۰٤) Molecular interference of Cd۲+ with photosystem II. Biochim Biophys Acta, Bioenerg ۱٦٥۹(۱):۱۹–۳۱
Singh AS, Lal EP (۲۰۱۸) Effect of jeevamrutha on seed germination of Ocimum basilicum L. under different cadmium concentrations. Progress Agric ۱۸ (۲):۲٦۹
Singh K, Thakur A (۲۰۱٤) Graviperceptional changes in the roots of cadmium-treated soybean seedlings. Curr Sci ۱۰۷:۱۲۹٤–۱۲۹۸
Singh S, Parihar P, Singh R, Singh VP, Prasad SM (۲۰۱٦) Heavy metal tolerance in plants: Role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. Front Plant Sci ٦:۱۱٤۳
Smiri M, Chaoui A, Rouhier N, Gelhaye E, Jacquot J-P, El Ferjani E (۲۰۱۱) Cadmium affects the glutathione/glutaredoxin system in germinating pea seeds. Biol Trace Elem Res ۱٤۲(۱):۹۳–۱۰٥
Smolders E, McLaughlin MJ (۱۹۹٦) Effect of Cl on Cd uptake by Swiss chard in nutrient solutions. Plant Soil ۱۷۹(۱):٥۷–٦٤
Solis-Dominguez FA, Gonzalez-Chavez MC, Carrillo-Gonzalez R, Rodriguez-Vazquez R (۲۰۰۷) Accumulation and localization of cadmium in Echinochloa polystachya grown within a hydroponic system. J Hazard Mater ۱٤۱(۳):٦۳۰–٦۳٦
Song W-Y, Martinoia E, Lee J, Kim D, Kim D-Y, Vogt E, Shim D, Choi KS, Hwang I, Lee Y (۲۰۰٤) A novel family of Cys-rich membrane proteins mediates cadmium resistance in Arabidopsis. Plant Physiol ۱۳٥(۲):۱۰۲۷–۱۰۳۹
Song Y, Jin L, Wang X (۲۰۱۷) Cadmium absorption and transportation pathways in plants. Int J Phytoremediat ۱۹(۲):۱۳۳–۱٤۱
Souza VL, de Almeida A-AF, Lima SGC, de M. Cascardo JC, da C. Silva D, Mangabeira PAO, Gomes FP (۲۰۱۱) Morphophysiological responses and programmed cell death induced by cadmium in Genipa americana L. (Rubiaceae). Biometals ۲٤(۱):٥۹–۷۱
Srivastava VC, Mall ID, Mishra IM (۲۰۰۹) Competitive adsorption of cadmium(II) and nickel (II) metal ions from aqueous solution onto rice husk ash. Chem Eng Process ٤۸(۱):۳۷۰–۳۷۹
Stobart AK, Griffiths WT, Ameen-Bukhari I, Sherwood RP (۱۹۸٥) The effect of Cd۲+ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. Physiol Plant ٦۳(۳):۲۹۳–۲۹۸
Strickland RC, Chaney WR (۱۹۷۹) Cadmium influence on respiratory gas exchange of Pinus resinosa pollen. Physiol Plant ٤۷(۲):۱۲۹–۱۳۳
Suzuki N, Koizumi N, Sano H (۲۰۰۱) Screening of cadmium-responsive genes in Arabidopsis thaliana. Plant, Cell and Environment ۲٤(۱۱):۱۱۷۷–۱۱۸۸

Takahashi R, Ishimaru Y, Senoura T, Shimo H, Ishikawa S, Arao T, Nakanishi H, Nishizawa NK (۲۰۱۱) The OsNRAMP۱ iron transporter is involved in Cd accumulation in rice. J Exp Bot ٦٢ (١٤):٤٨٤٣–٤٨٥٠

Tamás L, Bočová B, Huttová J, Mistrík I, Ollé M(۲۰۰٦) Cadmium-induced inhibition of apoplastic ascorbate oxidase in barley roots. Plant Growth Regul ٤٨(١):٤١–٤٩

Tchounwou PB, Yedjou CG, Patlolla AK, Sutton DJ (۲۰۱۲) Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch A (ed) Molecular, Clinical and Environmental Toxicology, Environmental Toxicology, vol ٣. Springer, Basel, pp ١٣٣–١٦٤

Thomine S, Wang R, Ward JM, Crawford NM, Schroeder JI (۲۰۰۰) Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in Arabidopsis with homology to Nramp genes

Tudoreanu L, Phillips CJC (۲۰۰٤) Empirical models of cadmium accumulation in maize, rye grass and soya bean plants. J Sci Food Agr ٨٤(٨):٨٤٥–٨٥٢

Tuna AL, Bürün B, Yokaş I, Çoban E (۲۰۰۲) The effects of heavy metals on pollen germination and pollen tubelength in the tobacco plant. Turk J Biol ٢٦(٢):١٠٩–١١٣

Ueno D, Kono I, Yokosho K, Ando T, Yano M, Ma JF (۲۰۰۹) A major quantitative trait locus controlling cadmium translocation in rice (Oryza sativa). New Phytol ١٨٢(٣):٦٤٤–٦٥٣

Vaculík M, Konlechner C, Langer I, Adlassnig W, Puschenreiter M, Lux A, Hauser M-T (۲۰۱۲) Root anatomy and element distribution vary between two Salix caprea isolates with different Cd accumulation capacities. Environ Pollut ١٦٣:١١٧–١٢٦

Valko M, Morris H, Cronin M (۲۰۰٥) Metals, toxicity and oxidative stress. Curr Med Chem ١٢(١٠):١١٦١–١٢٠٨

Van Assche F, Clijsters H (۱۹۹۰) Effects of metals on enzyme activity in plants. Plant, Cell and Environment ١٣(٣):١٩٥–٢٠٦

Van Keulen H, Wei R, Cutright TJ (۲۰۰۸) Arsenate-induced expression of a class III chitinase in the dwarf sunflower Helianthus annuus. Environ Exp Bot ٦٣(١-٣):٢٨١–٢٨٨

Varalakshmi LR, Ganeshamurthy AN (۲۰۱۳) Phytotoxicity of cadmium in radish and its effects on growth, yield, and cadmium uptake. Commun Soil Sci Plant Anal ٤٤(٩):١٤٤٤–١٤٥٦

Vassilev A, Manolov P (۱۹۹۹) Chlorophyll fluorescence of barley (H. vulgare L.) seedlings grown in excess of Cd. Bulg J Plant Physiol ٢٥(٣-٤):٦٧–٧٦

Vassilev A, Yordanov I (۱۹۹۷) Reductive analysis of factors limiting growth of cadmium-treated plants: A review. Bulg J Plant Physiol ٢٣(٣-٤):١١٤–١٣٣

Vázquez MD, Poschenrieder C, Barceló J (۱۹۸۹) Pulvinus structure and leaf abscission in cadmium-treated bean plants (Phaseolus vulgaris). Can J Bot ٦٧(٩):٢٧٥٦–٢٧٦٤

Vázquez S, Goldsbrough P, Carpena RO (۲۰۰٦) Assessing the relative contributions of phytochelatins and the cell wall to cadmium resistance in white lupin. Physiol Plant ١٢٨(٣):٤٨٧–٤٩٥

Verbruggen N, Hermans C, Schat H (۲۰۰۹) Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. Curr Opin Plant Biol ١٢(٣):٣٦٤–٣٧٢

Vert G, Grotz N, Dédaldéchamp F, Gaymard F, Guerinot ML, Briat J-F, Curie C (۲۰۰۲) IRT۱, an Arabidopsis transporter essential for iron uptake from the soil and for plant growth. Plant Cell ١٤(٦):١٢٢٣–١٢٣٣

Vögeli-Lange R, Wagner GJ (۱۹۹۰) Subcellular localization of cadmium and cadmium-binding peptides in tobacco leaves. Plant Physiol ۹۲(٤):۱۰۸٦–۱۰۹۳
Volpe MG, Nazzaro M, Di Stasio M, Siano F, Coppola R, De Marco A (۲۰۱٥) Content of micronutrients, mineral and trace elements in some Mediterranean spontaneous edible herbs. Chem Cent J ۹(۱):٥۷
Wahid A, Ghani A, Javed F (۲۰۰۸) Effect of cadmium on photosynthesis, nutrition and growth of mungbean. Agron Sustain Dev ۲۸(۲):۲۷۳–۲۸۰
Wan Y, Luo S, Chen J, Xiao X, Chen L, Zeng G, Liu C, He Y (۲۰۱۲) Effect of endophyte-infection on growth parameters and Cd-induced phytotoxicity of Cd-hyperaccumulator Solanum nigrum L. Chemosphere ۸۹(٦):۷٤۳–۷٥۰
Wang M, Zou J, Duan X, Jiang W, Liu D (۲۰۰۷) Cadmium accumulation and its effects on metal uptake in maize (Zea mays L.). Bioresour Technol ۹۸(۱):۸۲–۸۸
Wang W, Chen Q, Hussain S, Mei J, Dong H, Peng S, Huang J, Cui K, Nie L (۲۰۱٦) Pre-sowing seed treatments in direct-seeded early rice: Consequences for emergence, seedling growth and associated metabolic events under chilling stress. Sci Rep ٦(۱):۱۹٦۳۷
Watanabe M, Henmi K, Ki O, Suzuki T (۲۰۰۳) Cadmium-dependent generation of reactive oxygen species and mitochondrial DNA breaks in photosynthetic and non-photosynthetic strains of Euglena gracilis. Comp Biochem Physiol C ۱۳٤(۲):۲۲۷–۲۳٤
Wu F-B, Chen F, Wei K, Zhang G-P (۲۰۰٤) Effect of cadmium on free amino acid, glutathione and ascorbic acid concentrations in two barley genotypes (Hordeum vulgare L.) differing in cadmium tolerance. Chemosphere ٥۷(٦):٤٤۷–٤٥٤
Wynne B (۲۰۰۸) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). In: Zhang Y (ed) Encyclopedia of Global Health. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, CA, pp ۳۳–۳٤
Xiao L, Guo H, Wang S, Li J, Wang Y, Xing B (۲۰۱۹) Carbon dots alleviate the toxicity of cadmium ions (Cd^{2+}) toward wheat seedlings. Environ Sci: Nano ٦(٥):۱٤۹۳–۱٥۰٦
Xin J, Huang B, Dai H, Liu A, Zhou W, Liao K (۲۰۱٤) Characterization of cadmium uptake, translocation, and distribution in young seedlings of two hot pepper cultivars that differ in fruit cadmium concentration. Environ Sci Pollut Res ۲۱(۱۲):۷٤٤۹–۷٤٥٦
Xiong Z-T, Peng Y-H (۲۰۰۱) Response of pollen germination and tube growth to cadmium with special reference to low concentration exposure. Ecotox Environ Safe ٤۸(۱):٥۱–٥٥
Xu J, Wang W, Yin H, Liu X, Sun H, Mi Q (۲۰۱۰) Exogenous nitric oxide improves antioxidative capacity and reduces auxin degradation in roots of Medicago truncatula seedlings under cadmium stress. Plant Soil ۳۲٦(۱-۲):۳۲۱–۳۳۰
Xue ZC, Gao HY, Zhang LT (۲۰۱۳) Effects of cadmium on growth, photosynthetic rate and chlorophyll content in leaves of soybean seedlings. Biol Plant ٥۷(۳):٥۸۷–٥۹۰
Yadav SK (۲۰۱۰) Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. S Afr J Bot ۷٦(۲):۱٦۷–۱۷۹
Yang F, Xu X, Xiao X, Li C (۲۰۰۹) Responses to drought stress in two poplar species originating from different altitudes. Biol Plant ٥۳(۳):٥۱۱–٥۱٦
Yang T, Poovaiah BW (۲۰۰۳) Calcium/calmodulin-mediated signal network in plants. Trends Plant Sci ۸(۱۰):٥۰٥–٥۱۲
Ying R-R, Qiu R-L, Tang Y-T, Hu P-J, Qiu H, Chen H-R, Shi T-H, Morel J-L (۲۰۱۰) Cadmium tolerance of carbon assimilation enzymes and chloroplast in Zn/Cd hyperaccumulator Picris divaricata. J Plant Physiol ۱٦۷(۲):۸۱–۸۷

Yoshihara T, Hodoshima H, Miyano Y, Shoji K, Shimada H, Goto F (۲۰۰۵) Cadmium inducible Fe deficiency responses observed from macro and molecular views in tobacco plants. Plant Cell Rep ۲۵(٤):۳٦٥–۳۷۳

Yuan J, Bai Y, Chao Y, Sun X, He C, Liang X, Xie L, Han L (۲۰۱۸) Genome-wide analysis reveals four key transcription factors associated with cadmium stress in creeping bentgrass (Agrostis stolonifera L.). PeerJ ٦:e٥۱۹۱

Zemanová V, Pavlík M, Pavlíková D, Kyjaková P (۲۰۱٦) Changes in the contents of amino acids and the profile of fatty acids in response to cadmium contamination in spinach. Plant Soil Environ ٦۱(٦):۲۸٥–۲۹۰

Zenk MH (۱۹۹٦) Heavy metal detoxification in higher plants - a review. Gene ۱۷۹(۱):۲۱–۳۰

Zhang W, Rengel Z, Kuo J, Yan G (۱۹۹۹) Aluminium effects on pollen germination and tube growth of Chamelaucium uncinatum. A comparison with other Ca۲+ antagonists. Ann Bot ۸٤(٤):٥٥۹–٥٦٤

Zhu LY, Pilon-Smits EAH, Jouanin L, Terry N (۱۹۹۹a) Overexpression of glutathione synthetase in indian mustard enhances cadmium accumulation and tolerance. Plant Physiol ۱۱۹(۱):۷۳–۸۰

Zhu YL, Pilon-Smits EAH, Tarun AS, Weber SU, Jouanin L, Terry N (۱۹۹۹b) Cadmium tolerance and accumulation in Indian mustard is enhanced by overexpressing γ-glutamylcysteine synthetase. Plant Physiol ۱۲۱(٤):۱۱٦۹–۱۱۷۷.

فصل پنج: اثرات خاک‌آلوده شده با فلزات سنگین: تأثیر بر گیاهان، زیست‌پالایی و تکامل‌پذیری در گیاهان

چکیده

فلز سنگین پایدار به‌دلیل تأثیرات سمی خود تهدیدی بزرگ برای موجودات زنده در محیط است. آلودگی محیطی ناشی از فلزات سنگین بر اکوسیستم طبیعی تأثیر منفی گذاشته و برای همهٔ اشکال حیات مضر است. فلزات سنگین در غلظت‌های پایین بسیار واکنش‌پذیر هستند و می‌توانند در خاک‌های کشاورزی تجمع یافته و وارد زنجیرهٔ غذایی شوند و درنتیجه به تهدیدی بزرگ برای امنیت غذایی تبدیل شوند. زیست‌پالایی فلزات سمی توجه زیادی را به خود جلب کرده است؛ زیرا روشی بی‌خطر و کارامد برای بازیابی محیط‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از مکانیسم‌های بیولوژیکی ذاتی میکروارگانیسم‌ها و گیاهان برای ازبین‌بردن فلزات سنگین سمی است. اثرات سمی فلزات سنگین در گیاهان و مکانیسم‌های زیست‌پالایی موردبحث قرار گرفت. همچنین، بر اهمیت تکنیک‌ها یا رویکردهای مدرن در بهبود توانایی میکروارگانیسم‌ها برای تخریب یا حذف فلزات سنگین از محیط با سرعتی سریع‌تر و برجسته‌سازی تکامل گیاهان تطبیقی تأکیدشده است.

کلمات کلیدی: اکوسیستم، سمی، زنجیرهٔ غذایی، زیست‌پالایی، تکامل تطبیقی

۱-۵- مقدمه

فلزات سنگین عناصری هستند که به‌طور طبیعی وجود دارند. آن‌ها به شکل عنصر بوده و در ترکیبات شیمیایی یافت می‌شوند. هر فرم یا ترکیب دارای خواص متفاوتی است. در نگاه اول، «فلز سنگین» به‌عنوان فلزی که «سنگین» است، تعریف می‌شود. متأسفانه، بررسی عمیق‌تر، مشکلات فراوان این تعریف ساده را نشان می‌دهد. این تعریف به این معنی است که فلزات سنگین چگالی بالایی دارند، اما این ویژگی فیزیکی در گیاهان و سایر موجودات زنده کاملاً بی‌معنی است. اصطلاح فلزات سنگین به‌طورمبهم برای گروهی از عناصر فیزیکی گوناگون استفاده می‌شود که ازنظر شیمیایی ناهمگن هستند. از دیدگاه شیمی، اصطلاح فلز سنگین به‌طوردقیق به فلزات واسطه‌ای نسبت داده می‌شود که عدد اتمی آن‌ها بیش از ۲۰ و چگالی ویژه‌شان بیشتر از ۵ باشد. از دیدگاه زیست‌شناسی، «فلز سنگین» به مجموعه‌ای از فلزات و متالوئیدها اطلاق می‌شود که حتی در غلظت‌های بسیارکم می‌توانند برای گیاهان و حیوانات سمی باشند. برخی از نویسندگان، فلز سنگین را به‌عنوان عناصری با جرم اتمی بیشتر از سدیم تعریف می‌کنند؛ درحالی‌که برخی دیگر آن را به‌طور متناقض به‌عنوان فلزی در محدودهٔ چگالی ۶-۳/۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب تعریف می‌کنند. ساکسنا و میسرا (۲۰۱۰) حدود ۶۵ عنصر را به‌عنوان فلزات سنگین می‌دانند. طبق نظر سریواستاوا و ماجومدر (۲۰۰۸)، فلزات سنگین عناصری هستند که جرم اتمی بین ۶۳/۵ تا ۲۰۰/۶ و وزن مخصوص بیشتر از ۵ دارند.

برخی از فلزات سنگین زمانی که در غلظت‌های پایین وجود داشته باشند برای حیوانات و گیاهان ضروری هستند (ریز مغذی‌ها: آهن، منگنز، مس، روی، مو، نیکل و کبالت). آن‌ها فقط زمانی سمی می‌شوند که غلظت‌شان زیاد می‌شود (در این مورد از اصطلاح «فلزات سنگین» به جای «ریزمغذی‌ها» استفاده می‌شود) و رشد گیاه را به‌دلیل کاهش فعالیت‌های فتوسنتزی، تغذیهٔ معدنی گیاه و کاهش فعالیت آنزیم‌های ضروری کاهش می‌دهد (کاباتا-پندیاس، ۲۰۱۰؛ نعمتیان و کاظمینی، ۲۰۱۳). در انسان، فلزات سنگین در غلظت‌های پایین دارای سمیت سلولی هستند و می‌توانند منجر به سرطان شوند (دیکزیت و همکاران، ۲۰۱۵ الف، ب). این فلزات سمی هنگام مصرف مواد غذایی آلوده می‌توانند در بدن جمع شده و خطراتی برای سلامتی موجودات زنده ایجاد کنند (تاک و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین، این فلزات سمی باعث تنش اکسیداتیو و تولید رادیکال‌های آزاد شده و ظرفیت سلول‌ها برای ازبین‌بردن یا ترمیم آسیب را از بین می‌برند (چاندرا و همکاران، ۲۰۱۵؛ مانی، ۲۰۱۵). آلودگی محیط‌زیست با فلزات سنگین به یک مشکل جدی در جهان تبدیل شده که لازم است بالاترین اولویت قرار گیرد. در دهه‌های گذشته، صنعتی‌شدن سریع و پیشرفت فناوری با انتشار مقادیر زیادی از زباله‌های خطرناک، فلزات سنگین (کادمیم، کروم و سرب) و متالوئیدها (عناصر با خواص فلزی و غیرفلزی نظیر آرسنیک و آنتیموان) و آلاینده‌های آلی که آسیب جدی به اکوسیستم وارد کرده‌اند (آیانسینا و اولوبوکولا، ۲۰۱۷) همراه شد. تجمع فلزات سنگین و متالوئیدها در خاک و آب همچنان نگرانی‌های جدی برای سلامت جهانی ایجاد می‌کند؛ زیرا این فلزات و متالوئیدها نمی‌توانند به اشکال غیرسمی تجزیه شوند و در اکوسیستم باقی می‌مانند. آلودگی محیط‌زیست با فلزات سنگین فراتر از حد مجاز افزایش یافته و برای تمام اشکال حیات مضر است (تاک و همکاران، ۲۰۱۳؛ گائور و همکاران، ۲۰۱۴؛ دیکزیت و همکاران، ۲۰۱۵ الف و ب). خاک آلوده به فلزات سنگین یک مشکل زیست‌محیطی جهانی است.

۲-۵- خاک‌های آلوده به فلزات سنگین

در دوران صنعتی کنونی، اجتناب از مواد شیمیایی و فلزات سمی موجود در محیط‌زیست امکان‌پذیر نیست؛ به‌ویژه آلودگی فلزات سنگین که به‌دلیل رشد سریع صنایع و کشاورزی، افزایش بسیارزیاد جمعیت جهان و اختلال در طبیعت، به تهدیدی جدی برای محیط‌زیست و امنیت غذایی تبدیل‌شده است (ساروار و همکاران، ۲۰۱۷). برخلاف آلاینده‌های آلی، تجزیهٔ زیستی فلزات سنگین قابل‌بحث نیست و ازاین‌رو فلزات سنگین به‌طور مداوم در محیط انباشته می‌شوند (ساروار و همکاران، ۲۰۱۰). تجمع این فلزات در خاک‌های کشاورزی و منابع آبی به‌دلیل خطر بالقوهٔ ورود آن‌ها به زنجیره غذایی، تهدید بزرگی برای سلامت گیاه و انسان است.

خاک مخزن اصلی رسوب فلزات سنگین انسانی از طریق مسیرهای مختلف است و تجمع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی به‌دلیل ایمنی مواد غذایی و خطرات بالقوهٔ سلامت و همچنین تأثیرات مضر آن بر اکوسیستم خاک، یکی از دغدغه‌های عمومی جامعه بوده است. آلودگی خاک با فلزات سنگین می‌تواند در سطوح مختلف مشکلاتی ایجاد کند؛ زیرا آن‌ها ازنظر بیولوژیکی تخریب نمی‌شوند و این امر همیشه منجر به آلودگی شدید خاک می‌شود و باعث نگرانی در مورد کیفیت محیطی شده است. خاک آلوده به فلز از طریق جذب فلزات سنگین به گیاهانی که قادر به تجمع فلزات سنگین در خود هستند، خطراتی را برای حیوانات و انسان به همراه دارد (اوگونکونل و فاتوبا، ۲۰۱۴). آلودگی محیط‌زیست با فلزات سنگین در خاک کشاورزی در اثر فعالیت‌های انسانی افزایش یافته است. در غلظت‌های بالا، تمام فلزات سنگین دارای اثرات سمی قوی هستند و به‌عنوان آلاینده‌های محیطی در نظر گرفته می‌شوند. غلظت بیش‌ازحد فلزات سنگین در خاک باعث اختلال در اکوسیستم طبیعی شده است. فلزات سنگین عناصری هستند که خواص فلزی مانند رسانایی، شکل‌پذیری، چکش‌خواری، پایداری کاتیونی و ویژگی لیگاند را از خود نشان می‌دهند. فلزات سنگین یا به‌صورت مجزا و یا در ترکیب با برخی از اجزای خاک وجود دارند. اجزای خاک ممکن است شامل یون‌های قابل تبادل جذب‌شده روی سطوح جامدات معدنی، یون‌های غیر قابل تبادل و ترکیبات فلزی غیرآلی نامحلول مانند فسفات‌ها و کربنات‌ها، ترکیب فلزی محلول یا یون‌های فلزی آزاد در محلول خاک، کمپلکس فلزی مواد آلی و فلزات متصل به کانی‌های سیلیکات است (مارکز و همکاران، ۲۰۰۹). فلزات سنگین بر تعداد، تنوع و فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک تأثیر می‌گذارند.

۳-۵- منابع آلودگی خاک به فلزات سنگین

منابع زیادی از فلزات سنگین در محیط‌زیست وجود دارد مانند:

الف) منابع طبیعی.

ب) منابع کشاورزی.

ج) منابع صنعتی.

د) پساب خانگی.

(ه) منابع جوی.

و) منابع متفرقه.

جدول ۵-۱- دستورالعمل محدودیت‌های ایمنی فلزات سنگین در خاک کشاورزی (میکروگرم در گرم یا پی‌پی‌ام)

فلزات سنگین	سرب	مس	کادمیوم	روی	نیکل
استاندارد هند	۵۰۰-۲۵۰	۲۷۰-۱۳۵	۶-۳	۶۰۰-۳۰۰	۱۵۰-۷۵

الف) منابع طبیعی: فلزات سنگین به‌طور طبیعی با غلظت بسیارکم در خاک‌ها وجود دارند؛ درنتیجه هوادیدگی و سایر فرایندهای خاک‌زایی روی سنگ مادر و تبدیل آن‌ها به خاک، در خاک‌ها تولید می‌شوند. منابع اولیهٔ فلزات سنگین در خاک، مواد مادری است که خاک‌ها از آن‌ها مشتق شده‌اند، اما تأثیر مواد اصلی بر غلظت کل و شکل فلزات در خاک به درجات مختلفی با فرایندهای خاک‌زایی اصلاح می‌شود. در مناطقی که به‌طورجزئی تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرارگرفته‌اند، فلزات سنگین خاک‌ها عمدتاً از مواد اولیهٔ خاک‌زایی به‌دست می‌آیند و وضعیت تجمع فلزات تحت تأثیر عوامل متعددی مانند رطوبت خاک و الگوهای مدیریتی قرار می‌گیرد (ال-گامال و همکاران، ۲۰۱۴). در طی فرایندهای هوادیدگی، ساختارهای بلوری اولیهٔ برخی از کانی‌های سنگی کاملاً شکسته شده و عناصر شیمیایی مربوطه یا در لایهٔ سطحی خاک جذب می‌شوند یا به سمت آب‌های سطحی یا زیرزمینی منتقل می‌شوند (پارتا و همکاران، ۲۰۱۱).

ب) منابع کشاورزی (کودها و مواد شیمیایی کشاورزی): کودهای آلی و معدنی مهم‌ترین منابع فلزات سنگین برای خاک کشاورزی هستند. آهک، لجن فاضلاب، آب‌های آبیاری و آفت‌کش‌ها به‌عنوان منابع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی هستند. برخی دیگر، به‌ویژه قارچ‌کش‌ها، کودهای معدنی و کودهای فسفاته، بسته به منابع آن‌ها دارای سطوح متغیر سرب، نیکل، کادمیوم، کروم و روی هستند. جدول ۵-۱ حد ایمن آلودگی فلزات سنگین را در خاک کشاورزی نشان می‌دهد. کادمیوم در گیاهان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، در برگ‌ها در سطوح بسیار بالایی تجمع می‌یابد که ممکن است توسط حیوانات و انسان‌ها مصرف شود. افزایش کادمیوم (Cd) نیز به‌دلیل استفاده از لجن فاضلاب، کود دامی و آهک رخ می‌دهد. اگرچه سطوح فلزات سنگین در خاک کشاورزی بسیارکم است، اما استفادهٔ مکرر از کود و ماندگاری طولانی‌مدت فلزات، ممکن است تجمع خطرناک فلزات سنگین را به‌همراه داشته باشد.

ج) آبیاری با پسابها: آبیاری مداوم خاک کشاورزی می‌تواند منجر به تجمع فلزات سنگین مانند سرب (Pb) و کادمیوم (Cd) شود. پس از استفادهٔ طولانی‌مدت از پساب‌های تصفیه‌نشده، مقادیر قابل توجهی فلزات سنگین می‌توانند در سطوح سمی در خاک انباشته شوند. در حال حاضر، فلزات سنگین مانند سرب، کروم، روی، کادمیوم، نیکل و... معمولاً در خاک آبیاری شده با فاضلاب خانگی یافت می‌شوند. هنگامی که محل جذب فلزات سنگین در خاک اشباع شد، فلزات سنگین بیشتری در فاز آبی توزیع می‌شوند و متعاقباً دسترسی زیستی فلزات سنگین افزایش می‌یابد.

د) معدن‌کاری: معدن‌کاری یکی از مهم‌ترین منابع فلزات سنگین در محیط‌زیست است. عملیات معدن‌کاری و آسیاب همراه با سنگ‌زنی، تغلیظ سنگ معدن و دفع باطله همراه با فاضلاب معدن و آسیاب، منابع آشکار آلودگی را فراهم می‌کند؛ بنابراین، مناطق وسیعی از زمین‌های کشاورزی ازجمله شالیزارها می‌توانند آلوده شوند. معادن می‌توانند به منبع مهمی از عناصر سمی ازجمله آرسنیک،

کادمیوم، مس، سرب و روی در سطح تبدیل شوند (لی و همکاران، ۲۰۰۱). فلزات سنگین موجود در بقایای حاصل از معادن و عملیات استخراج اغلب توسط باد، آب (فرسایش) و جو در یک فاصله پراکنده می‌شوند و تا چندین کیلومتر دورتر از منابع خود منتقل می‌شوند، به خاک منتقل شده و در گیاهان و حیوانات انباشته می‌شوند؛ سپس می‌توانند به زنجیرهٔ غذایی انسان به‌عنوان مصرف‌کنندهٔ نهایی منتقل شوند و تأثیر نامطلوبی بر اکوسیستم اطراف معادن فلزی بگذارند (الشعبی و همکاران، ۲۰۰۹ و ریپین و همکاران، ۲۰۱۴).

۴-۵- تأثیر خاک آلوده به فلزات سنگین بر رشد گیاه

فلزات سنگین در خاک به فرم‌های مختلف شیمیایی در تعادل دینامیکی که با خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مختلف مشخص می‌شود، وجود دارند. به‌طورکلی، تنها بخشی از فلزات سنگین موجود در خاک برای جذب گیاه به‌راحتی در دسترس است (دسترسی زیستی). دسترسی زیستی، بخشی از کل فلزات سنگین است که برای جذب در گیاه موجود می‌باشد (تجمع زیستی). لازم نیست که غلظت کل فلز با دسترسی زیستی فلز مطابقت داشته باشد. بیشترین مقدار فلزات سنگین خاک معمولاً به‌صورت ترکیبات نامحلول و غیرقابل انتقال به ریشه یافت می‌شود؛ اما برخی از فلزات (روی و کادمیوم) عمدتاً به‌صورت محلول یا قابل تبادل بوده و به‌آسانی در دسترس هستند. برخی از فلزات دیگر (سرب) به‌صورت رسوبات نامحلول (کربنات‌ها، فسفات‌ها و هیدروکسی اکسیدها) به‌وجود می‌آیند که عمدتاً برای جذب گیاه در دسترس نیستند (لاسات، ۲۰۰۲).

عوامل فراوانی مسئول تأثیر بر تحرک فلزات سنگین و دسترسی گیاهی در گیاهان هستند. این عوامل عبارت‌اند از: حلالیت فلزات سنگین در محلول خاک، رسوبات فلزات سنگین، فلزات سنگین جذب‌شده به رس، اکسیدهای آب‌دار، مواد آلی و فلزات درون ماتریکس مواد معدنی خاک هستند. این عوامل مختلف در کنار هم در تعادل دینامیکی هستند. بااین‌حال، درحالی‌که فلز محلول در خاک به‌طور مستقیم برای جذب گیاه در دسترس است، دیگر منابع فلزی خاک کمتر در دسترس هستند. تغییر در غلظت فلزات سنگین در ماتریکس مواد معدنی خاک نسبت به واکنش‌های تبادل و دفع بین رس‌ها، اکسیدهای آب‌دار، مواد آلی و محلول خاک کندتر است. عوامل خاکی که بر دسترسی زیستی فلزات تأثیر دارند (ریچمن، ۲۰۰۲؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۵ الف و ب) به شرح زیر است:

pH خاک: pH خاک عامل اصلی مؤثر بر دسترسی به فلزات سنگین در خاک برای جذب توسط گیاه است. در شرایط اسیدی، یون‌های H^+ کاتیون‌های فلزی را از کمپلکس تبادل کاتیونی اجزای خاک جابه‌جا کرده و باعث می‌شوند فلزات از رس‌های با بار الکتریکی متغیر که به آن جذب شده‌اند، آزاد شوند. در pH پایین، حفظ فلزات در مواد آلی خاک نیز ضعیف‌تر است و درنتیجه فلز سنگین بیشتری در محلول خاک برای جذب توسط ریشه وجود دارد. بسیاری از کاتیون‌های فلزات سنگین (کادمیم،

مس، جیوه، نیکل، سرب، روی و...) در pH پایین (زیر ۵/۵) محلول هستند و در محلول خاک در دسترس‌اند. با افزایش pH خاک، دسترسی ریشهٔ گیاه به فلزات سنگین کاهش می‌یابد. در pH خنثی یا قلیایی، بیشتر فلزات موجود در خاک در دسترس گیاهان نیستند؛ به‌طورخاص، سرب (Pb) و کروم (Cr) ذاتاً ثابت هستند. کاهش pH خاک باعث افزایش رقابت بین یون هیدروژن و فلزات محلول برای لیگاندها (یون‌های کربنات، سولفات، سولفید، کلرید، هیدروکسید و فسفات) می‌شود. این افزایش رقابت ظرفیت جذب فلزات سنگین توسط ذرات خاک را کاهش داده و منجر به افزایش تحرک فلزات سنگین می‌شود که درنهایت دسترسی زیستی فلزات را در خاک افزایش می‌دهد (امکومبو و همکاران، ۲۰۱۲).

۱-۴-۵- مواد آلی خاک

یون‌های فلزات سنگین می‌توانند با مواد آلی کمپلکس تشکیل داده و در دسترس بودن آن‌ها برای گیاهان را تغییر دهند. گروه‌های کربوکسیلی موجود در مواد آلی جامد و محلول، کمپلکس‌های پایداری را با فلزات سنگین تشکیل می‌دهند. ازاین‌رو، هر چه مقدار مواد آلی موجود در خاک بیشتر باشد، تشکیل کمپلکس‌های پایدار فلز– مادهٔ آلی بیشتر می‌شود. به‌طورکلی، گیاهان قادر به جذب کمپلکس‌های فلزات سنگین–مادهٔ آلی (اندازه بزرگ) نیستند و بنابراین دسترسی زیستی فلزات کاهش می‌یابد (ریچمن، ۲۰۰۲). ماده آلی یکی از مهم‌ترین عواملی است که ممکن است به‌دلیل تشکیل کمپلکس فلزات سنگین-آلی، توانایی فلزات سنگین را در سمیت گیاهی در خاک کاهش دهد. وجود کربن آلی ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک را افزایش می‌دهد که مواد مغذی جذب‌شده توسط ریشهٔ گیاهان را حفظ می‌کند. افزایش مقدار مواد آلی در خاک می‌تواند در به‌حداقل رساندن جذب فلزات سنگین توسط گیاهان کمک کند. زمین‌های غنی از مواد آلی به‌طورفعال فلزات سنگین را حفظ می‌کنند. خاک‌هایی که غلظت مواد آلی پایینی دارند بیشتر در معرض آلودگی توسط عناصر کمیاب هستند. افزودن کمپوست به خاک‌های آلودهٔ حاوی عناصر ناپایدار (فلزات سنگین) باعث کاهش دسترسی زیستی فلزات به دلیل فرایندهای جذب سطحی می‌شود (لاغلیمی و همکاران، ۲۰۱۵).

۲-۴-۵- پتانسیل ردوکس

شرایط ردوکس (اکسیداسیون/ احیا) خاک نیز می‌تواند نقش مهمی در دسترسی به فلزات سنگین داشته باشد. وضعیت ردوکس خاک می‌تواند تحت تأثیر عوامل زیادی ازجمله نگهداری آب و فشردگی باشد. پتانسیل ردوکس در خاک توسط واکنش‌های اکسیداسیون–احیا (واکنش ردوکس) که با

فعالیت میکروبی انجام می‌شود، ایجاد می‌گردد. این واکنش‌های ردوکس، آلاینده‌ها را به ترکیبات غیر خطرناک یا کمتر سمی تبدیل می‌کنند که پایدارتر، کم‌تحرک یا بی‌اثر هستند. بااین‌حال، در محیط-های خاک، این واکنش‌ها بسیارکند رخ می‌دهد. کمبود اکسیژن در خاک باعث راه‌اندازی و افزایش تحرک بخش بزرگی از فلزات سنگین می‌شود.

۵-۵- تأثیر خاک آلوده به فلزات سنگین بر رشد گیاه

اگرچه گیاهان برای رشد و بقای خود به مقداری فلزات سنگین نیاز دارند، اما مقادیر اضافی این فلزات سنگین می‌تواند برای گیاهان سمی شود. هنگامی که غلظت فلزات سنگین در گیاه از حد مطلوب فراتر رود، گیاه نمی‌تواند آن را تجزیه کند و به‌طور مستقیم و غیرمستقیم روی گیاه تأثیر منفی می‌گذارد. برخی از تأثیرات مستقیم سمیت ناشی از غلظت بالای فلزات سنگین شامل مهار آنزیم‌های سیتوپلاسمی و آسیب به ساختار سلولی به دلیل تنش اکسیداتیو است (جادیا و فولکار، ۲۰۰۹). اثر غیرمستقیم سمیت فلزات سنگین در گیاهان، جایگزینی مواد مغذی ضروری در مکان‌های تبادل کاتیونی گیاهان است (تایز و زایگر، ۲۰۰۲). فعالیت آنزیم متابولیسم گیاه نیز ممکن است به‌دلیل تداخل فلزات سنگین با فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک، مختل شود. این تأثیرات سمی (هم مستقیم و هم غیرمستقیم) منجر به کاهش رشد گیاه و حتی مرگ گیاهان می‌شود (شالر و دیز، ۱۹۹۱).

اثر سمی فلزات سنگین بر رشد گیاهان بسته به نوع فلز سنگین دخیل در فرایند متفاوت است. جدول ۲-۵ خلاصه‌ای از تأثیرات سمی (چیبوئیک و اوبیورا، ۲۰۱۴) فلزات سنگین مختلف روی بیوشیمی، فیزیولوژی و رشد گیاهان مختلف را نشان می‌دهد. برخی از فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، جیوه و آرسنیک) نقش مفیدی در رشد گیاه ندارند، اما اثر نامطلوب آن‌ها در غلظت‌های بسیارپایین ثبت‌شده است. کاهش پارامترهای رشد گیاهان در خاک‌های آلوده را می‌توان به کاهش فعالیت‌های فتوسنتزی، تغذیهٔ معدنی گیاه و کاهش فعالیت برخی آنزیم‌ها نسبت داد (کاباتا-پندیاس، ۲۰۰۱). برخی از فلزات دیگر در غلظت‌های کم برای گیاهان مفید هستند. این فلزات در واقع می‌توانند رشد و نمو گیاه را بهبود بخشند؛ اما غلظت بیشتر این فلزات باعث کاهش رشد گیاه می‌شود. شایان ذکر است که در اکثر اقدامات واقعی (مانند دفع لجن فاضلاب و ضایعات معادن فلز) که ممکن است خاک با بیش از یک فلز سنگین آلوده شود، روابط هم‌افزایی و تضاد بین فلزات سنگین و سمیت گیاهی وجود داشته دارد. توجه به این نکته ضروری است که برخی از گیاهان قادر به تحمل غلظت بالای فلزات سنگین در محیط‌زیست خود هستند. گیاهان با پیروی از سه مکانیسم فلزات سنگین را تحمل می‌کنند (بیکر، ۱۹۸۱): ***(۱) ممانعت:*** محدودیت انتقال فلزات سنگین و حفظ غلظت ثابت فلز سنگین در اندام هوایی در دامنهٔ وسیعی از غلظت آن فلز در خاک. ***(۲) مشارکت:*** غلظت فلزات سنگین در شاخه‌ها رابطهٔ

مستقیمی با غلظت موجود در محلول خاک دارد. ***(۳) تجمع زیستی:*** تجمع فلزات سنگین در اندام هوایی و ریشهٔ گیاهان در هر دو غلظت‌های کم و زیاد فلز در خاک.

۶-۵- زیست‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین

زیست‌پالایی استفاده از موجودات زنده (مانند میکروارگانیسم‌ها یا گیاهان) برای تصفیهٔ خاک‌های آلوده است. از آن‌جا که تصور می‌شود این موضوع از طریق فرایندهای طبیعی رخ می‌دهد؛ بنابراین، این روش به‌طور گسترده برای پالایش خاک پذیرفته‌شده است. زیست‌پالایی معمولاً یک روش زمان‌بر و بدون اختلال در پالایش خاک است و همچنین برای تصفیهٔ خاک‌های آلوده به فلزات سنگین در شرایط اقلیمی و زمین‌شناسی استفاده می‌شود. در طول زیست‌پالایی، فلزات سنگین نه می‌توانند تجزیه شوند و نه از بین می‌روند، بلکه فقط می‌توانند از یک حالت اکسیداسیون به حالت اکسیداسیون دیگر یا کمپلکس آلی دیگر تبدیل شوند. به دلیل تغییر در حالت اکسیداسیون، فلزات سنگین ممکن است به حالت کمتر سمی تبدیل شوند، به‌راحتی تبخیر شوند، حلالیت کمتری در آب داشته باشند (که به آن‌ها اجازه می‌دهد رسوب کنند و به‌راحتی از محیط خارج شوند)، حلالیت بیشتری در آب داشته باشند (و بنابراین می‌تواند از طریق شسته شدن حذف شود) و یا دسترسی زیستی کمتری داشته باشد (گاربیسو و آلکورتا، ۱۹۹۷؛ گاربیسو و آلکورتا، ۲۰۰۳). زیست‌پالایی فلزات سنگین را می‌توان با روش‌های زیر به‌دست آورد:

جدول ۵-۲- اثر سمی فلزات سنگین بر گیاهان

شماره	فلزات سنگین	گیاه	اثر سمی
۱	سرب	ذرت (*Zea mays*)	کاهش درصد جوانه‌زنی؛ مهار رشد؛ کاهش زیست‌تودهٔ گیاهی؛ کاهش محتوای پروتئین گیاهی
		لالهٔ هندی (*Thespesia populnea*)	کاهش تعداد برگ و سطح برگ؛ کاهش ارتفاع گیاه؛ کاهش زیست‌تودهٔ گیاهی
		مهار فعالیت آنزیم که بر تثبیت CO_2 تأثیر می‌گذارد	مهار فعالیت آنزیم که بر تثبیت CO_2 تأثیر می‌گذارد
۲	جیوه	برنج (*Oryza sativa*)	کاهش ارتفاع گیاه؛ کاهش تشکیل پنجه و خوشه؛ کاهش عملکرد؛ تجمع زیستی در اندام هوایی و ریشهٔ گیاهچه
		گوجه‌فرنگی (*Lycopersicon esculentum*)	کاهش درصد جوانه‌زنی؛ کاهش ارتفاع گیاه؛ کاهش گل‌دهی و وزن میوه؛ کلروز

شماره	فلزات سنگین	گیاه	اثر سمی
۳	کادمیوم	گندم (*Triticum* sp.)	کاهش جوانه‌زنی بذر؛ کاهش محتوای مواد مغذی گیاه؛ کاهش طول ساقه و ریشه
		سیر (*Allium sativum*)	کاهش رشد ساقه؛ انباشت کادمیوم
		ذرت (*Zea mays*)	کاهش رشد ساقه؛ مهار رشد ریشه
۴	کروم	گندم (*Triticum* sp.)	کاهش رشد ساقه و ریشه
		گوجه‌فرنگی (*Lycopersicon esculentum*)	کاهش جذب عناصر غذایی گیاه
		پیاز (*Allium cepa*)	مهار فرایند جوانه‌زنی؛ کاهش زیست‌تودهٔ گیاهی
۵	نیکل	نخود سودان (*Cajanus cajan*)	کاهش محتوای کلروفیل و هدایت روزنه‌ای؛ کاهش فعالیت آنزیم که بر چرخهٔ کالوین و تثبیت CO_2 تأثیر گذاشت
		علف چاودار (*Lolium perenne*)	کاهش جذب عناصر غذایی گیاه؛ کاهش عملکرد ساقه؛ کلروز
		گندم (*Triticum* sp.)	کاهش جذب عناصر غذایی گیاه
		برنج (*Oryza sativa*)	مهار رشد ریشه
۶	روی	لوبیا خوشه‌ای (*Cyamopsis tetragonoloba*)	کاهش درصد جوانه‌زنی؛ کاهش ارتفاع گیاه و زیست‌توده؛ کاهش محتوای کلروفیل، کاروتنوئید، قند، نشاسته و اسیدآمینه
		نخود (*Pisum sativum*)	کاهش محتوای کلروفیل؛ تغییر در ساختار کلروپلاست؛ کاهش فعالیت فتوسیستم II. کاهش رشد گیاه
		علف چاودار (*Lolium perenne*)	تجمع روی در برگ گیاه؛ کاهش رشد؛ کاهش محتوای مواد مغذی گیاه؛ کاهش راندمان تبدیل انرژی فتوسنتزی

جدول ۵-۲- ادامه

شماره	فلزات سنگین	گیاه	اثر سمی
۷	منگنز	باقلا (Vicia faba)	تجمع منگنز در اندام هوایی و ریشه. کاهش طول ساقه و ریشه؛ کلروز
		نعناع (Mentha spicata)	کاهش کلروفیل a و محتوای کاروتنوئید؛ تجمع منگنز در ریشه گیاهان
		نخود (Pisum sativum)	کاهش محتوای کلروفیل a و b؛ کاهش نسبی میزان رشد؛ کاهش فعالیت فتوسنتزی O_2 و فعالیت فتوسیستم II

شماره	فلزات سنگین	گیاه	اثر سمی
		گوجه‌فرنگی (Lycopersicon esculentum)	رشد آهستهٔ گیاه؛ کاهش غلظت کلروفیل
۸	مس	لوبیا (Phaseolus vulgaris)	تجمع مس در ریشه گیاهان؛ ناهنجاری و کاهش ریشه
		علف سیاه (Polygonum convolvulus)	مرگ‌ومیر گیاهان؛ کاهش زیست‌توده و تولید بذر
		علف رودس (Chloris gayana)	کاهش رشد ریشه
	آرسنیک	برنج (Oryza sativa)	کاهش جوانه‌زنی بذر؛ کاهش ارتفاع گیاهچه؛ کاهش سطح برگ و تولید ماده خشک
		گوجه‌فرنگی (Lycopersicon esculentum)	کاهش عملکرد میوه؛ کاهش وزن تر برگ
		کلزا (Brassica napus)	توقف رشد؛ کلروز؛ پژمردگی

۱-۶-۵- اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از میکروب‌ها

چندین میکروارگانیسم، به‌ویژه باکتری‌ها (*Bacillus subtilis*، *Pseudomonas putida* و *Enterobacter cloacae*)، با موفقیت برای تبدیل (وانگ و همکاران، ۱۹۸۹ و گاربیسو و همکاران، ۱۹۹۸) شکل سمی‌تر کروم ($Cr(VI)$) به شکل با سمیت کمتر کروم ($Cr(III)$) مورداستفاده قرارگرفته‌اند. همچنین، زیست‌پالایی می‌تواند به‌طور غیرمستقیم با رسوب زیستی رخ دهد. باکتری کاهندهٔ سولفات (*Desulfovibrio desulfuricans*)، یون سولفات را به یون سولفات هیدروژن تبدیل می‌کند که متعاقباً با فلزات سنگین (کادمیوم و روی) واکنش داده و اشکال نامحلول سولفیدهای فلزی (CdS و ZnS) را تشکیل می‌دهد (وایت و همکاران، ۱۹۹۸). بیشتر پالایش‌های فوق به‌صورت خارج از محل انجام می‌شود. بااین‌حال، برخی از یون‌های جیوهٔ محلول ($Hg(II)$) توسط باکتری‌های مقاوم به جیوه به جیوهٔ فلزی فرار ($Hg(0)$) تبدیل می‌شود (هوبمان و براون، ۱۹۹۷). جیوه احیاشده ($Hg(0)$) می‌تواند به‌راحتی از محیط خارج شده و در جو رقیق شود (لولی و لوید، ۲۰۰۰). بیوچار یکی از مواد آلی است که در حال حاضر برای مدیریت خاک‌های آلوده به فلزات سنگین استفاده می‌شود (نامگای و همکاران، ۲۰۱۰). مشخص شده که بیوچار دسترسی فلزات سنگین را در

خاک آلوده کاهش می‌دهد؛ این به‌نوبهٔ خود جذب فلزات سنگین توسط گیاه را کاهش داد. بر خلاف بسیاری از اصلاح‌کننده‌های آلی، بیوچار باعث افزایش pH خاک می‌شود (نوواک و همکاران، ۲۰۰۹). علاوه‌براین، برای درک تأثیر بیوچار روی میکروارگانیسم‌های خاک و اینکه چگونه تعامل بین بیوچار و میکروب‌های خاک بر اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین تأثیر می‌گذارد، به تحقیقات بیشتری نیاز است؛ زیرا چنین مطالعاتی کم هستند.

۲-۶-۵- پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از گیاهان (گیاه‌پالایی)

گیاه‌پالایی یک روش زیست‌پالایی است که در آن از گیاهان برای تصفیهٔ خاک‌های آلوده استفاده می‌شود. این روش زمانی مناسب است که آلاینده‌ها (فلزات سنگین) سطح وسیعی را پوشش داده و در ناحیهٔ ریشه گیاه قرار دارند (گاربیسو و آلکورتا، ۲۰۰۳). گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین را می‌توان با مکانیسم‌های زیر انجام داد:

۱-۲-۶-۵- استخراج گیاهی

این روش رایج‌ترین روش گیاه‌پالایی است و شامل تجمع فلزات سنگین در ریشه و شاخهٔ گیاهان پالاینده است. سپس، این گیاهان برداشت و سوزانده می‌شوند. گیاهان مورداستفاده برای استخراج گیاهی باید دارای ویژگی‌های زیر باشند: سیستم ریشهٔ گسترده، سرعت رشد سریع، زیست‌تودهٔ بالا و توانایی تحمل مقادیر زیاد فلزات سنگین. این توانایی برای تحمل غلظت بالای فلزات سنگین توسط این گیاهان ممکن است منجر به تجمع فلزات سنگین در قسمت‌های قابل‌برداشت گیاهان شود.

دو روش زیر برای استخراج گیاهی وجود دارد. اولین رویکرد شامل استفاده از ابرانباشته‌کننده‌های طبیعی است. در این رویکرد، گیاهان پالاینده قابلیت بسیاربالایی برای انباشت فلز دارند. بااین‌حال، در رویکرد دوم، گیاهان پالاینده دارای زیست‌تودهٔ بالا هستند. در این رویکرد، انباشت فلزات در گیاهان، گیاه‌پالایی با استفاده از کلاته‌کننده‌ها، یعنی اصلاح‌کننده‌های خاک با ظرفیت متحرک‌سازی فلز، القا می‌شود (سالت و همکاران، ۱۹۹۸).

از عوامل کلاته‌کنندهٔ مصنوعی نیز برای استخراج فلزات سنگین از خاک‌های آلوده استفاده می‌شود. این عوامل عبارت‌اند از: EDTA (اتیلن دی آمین تتراستیک اسید)، EDDHA (اتیلن دی آمین-دی-و-هیدروکسی فنیل استیک اسید)، DTPA (دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید)، EDDS (SS-اتیلن دی آمین دی سوسینیک اسید)، CDTA (ترانس-۱،۲-دیامینو سیکلوهگزان-N،N،N′،N′-تتراستیک اسید) و HEDTA (N-هیدروکسی اتیلن دی آمینتری استیک اسید). EDTA یک کلاته‌کنندهٔ مصنوعی است که به‌طور گسترده مورداستفاده قرار می‌گیرد؛ زیرا در مقایسه با سایر کلاته‌کننده‌های مصنوعی ارزان‌تر بوده و توانایی بالایی در بهبود موفقیت‌آمیز جذب فلزات گیاهی

دارد (چیبوئیک و اوبیورا، ۲۰۱۴). کلاته‌کننده‌های آلی مانند اسیدمالیک و اسیدسیتریک نیز می‌توانند برای بهبود استخراج گیاهی فلزات سنگین از خاک‌های آلوده استفاده شوند (چیو و همکاران، ۲۰۰۶). به‌طورکلی، در دسترس بودن/ انحلال‌پذیری فلزات سنگین برای جذب توسط گیاه و مناسب بودن یک مکان برای استخراج گیاهی، عوامل دیگری هستند که باید قبل از استفاده از استخراج گیاهی (علاوه بر مناسب بودن گیاهان) برای پالایش خاک در نظر گرفته شوند (بلای‌لاک و هانگ، ۲۰۰۰).

۲-۲-۶-۵- تثبیت گیاهی

تثبیت گیاهی شامل تثبیت فلزات سنگین با استفاده از گیاهان است؛ بنابراین دسترسی زیستی فلزات سنگین از طریق شسته شدن و فرسایش کاهش می‌یابد. این روش زمانی استفاده می‌شود که استخراج گیاهی مطلوب نباشد (مک‌گراث و ژائو، ۲۰۰۳). تثبیت گیاهی فلزات سنگین درنتیجهٔ جذب، رسوب، کاهش فلز یا کمپلکس شدن صورت می‌گیرد (مورال و همکاران، ۱۹۹۵). کارایی تثبیت گیاهی به اصلاح خاک و گیاه بستگی دارد. گیاهانی که برای تثبیت گیاهی به‌کار می‌روند باید دارای ویژگی‌های زیر باشند: توانایی بالا در تحمل شرایط خاک، رشد سریع برای تأمین پوشش کافی زمین، سیستم ریشه‌زایی متراکم، سهولت استقرار و نگهداری در شرایط مزرعه و طول عمر و توانایی در تکثیر خودبه‌خودی. به‌طورکلی، تثبیت گیاهی زمانی مفید است که تثبیت سریع فلزات سنگین برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی موردنیاز باشد.

۳-۲-۶-۵- تبخیر گیاهی

در این روش گیاه‌پالایی، از گیاهان برای جذب آلاینده‌ها از خاک استفاده می‌شود و سپس این آلاینده‌ها به شکل‌های فرار تبدیل شده و به جو منتقل می‌شوند (چیبوئیک اوبیورا، ۲۰۱۴). این روش بیشتر برای اصلاح خاک‌های آلوده به جیوه استفاده می‌شود. شکل سمی جیوه (Hg(II به شکل کمتر سمی تبدیل می‌شود. مشکل این روش این است که محصول جدید (جیوهٔ عنصری) تشکیل می‌شود که ممکن است پس از بازیافت از طریق بارندگی دوباره در دریاچه‌ها و رودخانه‌ها ته‌نشین شود. این به‌نوبهٔ خود، فرایند تولید متیل جیوه توسط باکتری‌های بی‌هوازی را تکرار می‌کند (چیبوئیک اوبیورا، ۲۰۱۴). برخی از گیاهان تراریخته که برای پالایش خاک‌های آلوده به جیوه استفاده شده‌اند عبارت‌اند از: *Nicotiana tabacum*، *Arabidopsis thaliana* و *Liriodendron tulipifera* (راگ و همکاران، ۱۹۹۸؛ ماگر و همکاران، ۲۰۰۰). این گیاهان معمولاً ازنظر ژنتیکی اصلاح می‌شوند (چیبوئیک اوبیورا، ۲۰۱۴) تا شامل ژن ردوکتاز جیوه، یعنی merA باشند. ارگانومرکوریال لیاز (merB) یکی دیگر از ژن‌های باکتریایی است که برای سم‌زدایی متیل جیوه استفاده می‌شود.

۳-۶-۵- اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با ترکیب گیاهان و میکروب‌ها

استفادهٔ ترکیبی از گیاهان و میکروارگانیسم‌ها برای اصلاح خاک‌های آلوده منجر به پاک‌سازی سریع‌تر و کارامدتر محل آلوده می‌شود (وینز و همکاران، ۲۰۰۹). قارچ‌های میکوریزا در چندین مطالعهٔ پالایش فلزات سنگین مورداستفاده قرارگرفته‌اند و نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که میکوریزا از مکانیسم‌های مختلفی برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین استفاده می‌کند. به‌عنوان‌مثال، برخی از مطالعات افزایش استخراج گیاهی از طریق تجمع فلزات سنگین را در گیاهان نشان داده‌اند (چیبوئیک اوبیورا، ۲۰۱۴).

۷-۵- تکامل انتخابی در گیاهان

۱-۷-۵- سیستم دفاع آنتی‌اکسیدانی

گیاهان راهکارهایی را برای غلبه بر تأثیرات مضر تحمیل‌شده با فلزات سنگین توسعه می‌دهند. سمیت فلزات سنگین در گیاهان ممکن است منجر به تولید بیش‌ازحد گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) شود که درنتیجه باعث پراکسیداسیون بسیاری از مواد حیاتی سلول می‌گردد؛ بنابراین، گیاهان دارای مکانیسم دفاعی سازمان‌یافته‌ای هستند که شامل مجموعه‌ای از آنتی‌اکسیدان‌های آنزیمی و غیرآنزیمی است. طیف گسترده‌ای از آنتی‌اکسیدان‌های آنزیمی متشکل از سوپراکسید دیسموتاز، گلوتاتیون-s-ترانسفراز، کاتالاز، پراکسیداز، ممکن است رادیکال‌های سوپراکسید را به پراکسید هیدروژن و متعاقباً اکسیژن و آب تبدیل کنند؛ درحالی‌که آنتی‌اکسیدان‌های غیرآنزیمی با وزن مولکولی کم شامل پرولین، گلوتاتیون و اسیداسکوربیک هستند که ممکن است مستقیماً گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) را سم‌زدایی کنند (سینگ و همکاران، ۲۰۱۵ الف و ب).

۲-۷-۵- هموستاز سلولی

پرولین ممکن است در سیتوزول تحت شرایط مختلف تنش غیرزیستی و زیستی تجمع یابد (چیبوئیک اوبیورا، ۲۰۱۴). کاربرد خارجی پرولین ممکن است سطح پرولین درون‌زا را در شرایط تنش فلزات سنگین افزایش دهد، به حفظ پتانسیل هموستاز ردوکس درون سلولی (هوگو و همکاران، ۲۰۰۸) و ساختار سه‌بعدی پروتئین‌ها (پالگ و همکاران ۱۹۸۱) کمک می‌کند و از آنزیم‌ها و اندامک-های حیاتی ازجمله غشای سلولی محافظت می‌کند و همچنین خطر پراکسیداسیون لیپیدها و پروتئین‌ها را کاهش می‌دهد (ناگاتا و همکاران، ۲۰۱۰). پرولین پتانسیل تحمل گیاهان را با تشکیل کلات با فلزات سنگین در سیتوپلاسم افزایش می‌دهد و درنتیجه تنظیم اسمزی را از طریق هموستاز

سلولی حفظ می‌کند و جذب فلز را کاهش می‌دهد و پتانسیل آب را تنظیم می‌کند که اغلب توسط فلزات سنگین مختل می‌گردد (سینگ و همکاران، ۲۰۱۵ الف و ب).

منابع

Alshaebi FY, Wan WZ, Rahim YA, Alsabahi SE (۲۰۰۹) Risk assessment at abandoned tin mine in Sungai Lembing. Pahang, Malaysia, School of Environmental Science and Natural Resources, Malaysia ۱٤:۲–۹

Ayansina SA, Olubukola OB (۲۰۱۷) A new strategy for heavy metal polluted environments: a review of microbial biosorbents. Int J Environ Res Public Health ۱٤:۹٤

Baker AJM (۱۹۸۱) Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. J Plant Nutr ۳:٦٤۳–٦٥٤

Blaylock MJ, Huang JW (۲۰۰۰) Phytoextraction of metals in phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. Raskin I, Ensley BD (eds), Wiley, New York, NY, USA ٥۳–۷۰

Chandra K, Salman AS, Mohd A, Sweety R, Ali KN (۲۰۱٥) Protection against fca induced oxidative stress induced DNA damage as a model of arthritis and in vitro anti-arthritic potential of Costus speciosus rhizome extract. Int J Pharm Phytopharmacol Res ۷:۳۸۳۳۸۹

Chibuike UC, Obiora SC (۲۰۱٤) Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. App Environ Soil Sci ۱۲:۱–۱۲

Chiu KK, Ye ZH, Wong MH (۲۰۰٦) Growth of Vetiveria zizanioides and Phragmities australis on Pb/Zn and cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: a greenhouse study. Bioresource Tech ۹۷(۱):۱٥۸–۱۷۰

Dixit R, Malaviya D, Pandiyan K, Singh UB, Sahu A, Shukla R, Singh BP, Rai JP, Sharma PK, Lade H (۲۰۱٥a) Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes. Sustainability ۷:۲۱۸۹–۲۲۱۲

Dixit R, Malaviya D, Pandiyan K, Singh UB, Sahu A, Shukla R, Singh BP, Rai JP, Sharma PK, Lade H (۲۰۱٥b) Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes. Sustainability ۷:۲۱۸۹–۲۲۱۲

El-Gammal MI, Ali RR, Abou RM (۲۰۱٤) Assessing heavy metal pollution in soils of Damietta governorate, Egypt. International Conference on Advances in Agricultural, Biological & Environmental Sciences

Garbisu C, Alkorta I (۲۰۰۳) Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. European J Min Process Environ Pro ۳(۱):٥۸–٦٦

Garbisu C, Alkorta I (۱۹۹۷) Bioremediation: principles and future. J Clean Tech, Environ Toxicol Occupational Med ٦(٤):۳٥۱–۳٦٦

Garbisu C, Alkorta I, Llama MJ, Serra JL (۱۹۹۸) Aerobic chromate reduction by Bacillus subtilis. Biodegradation ۹(۲):۱۳۳–۱٤۱

Gaur N, Flora G, Yadav M, Tiwari A (۲۰۱٤) A review with recent advancements on bioremediation-based abolition of heavy metals. Environ Sci Process Impacts ۱٦:۱۸۰–۱۹۳

Hobman JL, Brown NL (۱۹۹۷) Bacterial mercury-resistance genes. Metal ions biol sys ۳۴:٥۲۷٥۶۸

Hoque MA, Banu MNA, Nakamura Y, Shimoishi Y, Murata Y (۲۰۰۸) Proline and glycinebetaine enhance antioxidant defense and methylglyoxal detoxification systems and reduce NaClinduced damage in cultured tobacco cells. J Plant Physiol ۱٦٥:۸۱۳–۸۲٤

Jadia CD, Fulekar MH (۲۰۰۹) Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. African J Biotech ۸(٦):۹۲۱–۹۲۸

Kabata-Pendias A (۲۰۰۱) Trace elements in soils and plants. CRC: Boca Raton

Kabata-Pendias A (۲۰۱۰) Trace elements in soils and plants. CRC: New York

Laghlimi M, Baghdad M, Hadi HE, Bouabdli A (۲۰۱۵) Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: a review. Open J Ecology ۵:۳۷۵–۳۸۰

Lasat MM (۲۰۰۲) Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. J Environ Qual ۳۱:۱۰۹–۱۲۰

Lee CG, Hyo-Taek CM, Chae JCG (۲۰۰۱) Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk au–ag–Pb–Zn mine in Korea. Appl Geochem ۱٦:۱۳۷۷–۱۳۸٦

Lovley DR, Lloyd JR (۲۰۰۰) Microbes with a metal for bioremediation. Nature Biotech ۱۸ (۶):۶۰۰–۶۰۱

Mani S (۲۰۱۵) Production of reactive oxygen species and its implication in human diseases. In: Umesh CSY (ed) Vibha R. Free radicals in human health and disease. Springer, New Delhi, India, pp ۳–۱۵

Marques APGC, Rangel AOSS, Castro PML (۲۰۰۹) Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. Critical rev environ. Sc Tech ۳۹(۸):٦۲۲–٦٥٤

McGrath SP, Zhao F (۲۰۰۳) Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Current Opinion Biotech ۱٤(۳):۲۷۷–۲۸۲

Meagher RB, Rugh CL, Kandasamy MK, Gragson G, Wang NJ (۲۰۰۰) Engineered phytoremediation of mercury pollution in soil and water using bacterial genes. In: Terry N, Ba˜nuelos G (eds) phytoremediation of contaminated soil and water. Lewis publishers, Boca Raton, Fla, USA pp ۲۰۱–۲۱۹

Mkumbo S, Mwegoha W, Renman G (۲۰۱۲) Assessment of the phytoremediation potential for Pb, Zn and cu of indigenous plants growing in a gold mining area in Tanzania. Int J Environ Sc ۲ (٤):۲٤۲٥–۲٤۳٤

Moral R, Pedreno JN, Gomez I, Mataix J (۱۹۹٥) Effects of chromium on the nutrient element content and morphology of tomato. J Plant Nutr ۱۸(٤):۸۱٥–۸۲۲

Nagata T, Morita H, Akizawa T, Pan-Hou H (۲۰۱۰) Development of a transgenic tobacco plant for phytoremediation of methylmercury pollution. Appl Microbiol Biotechnol ۸۷:۷۸۱–۷۸٦

Namgay T, Singh B, Singh BP (۲۰۱۰) Influence of biochar application to soil on the availability of as, cd, cu, Pb and Zn to maize (Zeamays L.). Soil Res ٤۸(٦۷):٦۳۸–٦٤۷

Nematian MA, Kazemeini F (۲۰۱۳) Accumulation of Pb, Zn, C and Fe in plants and hyperaccumulator choice in galali iron mine area, Iran. Int J Agric Crop Sci ٥:٤۲٦

Novak JM, Busscher WJ, Laird DL, Ahmedna MD, Watts W, Niandou MAS (۲۰۰۹) Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Sc ۱۷۴(۲):۱۰٥–۱۱۲

Ogunkunle CO, Fatoba PO (۲۰۱٤) Pollution loads and ecological risk assessment of soil heavy metals around mega cement factory in south West Nigeria pollution. J Environ studies ۲۲ (۲):٤۸۷–٤۹۳

Paleg LG, Doughlas TJ, Vandaal A, Keech DB (۱۹۸۱) Proline and betaine protect enzymes against heat inactivation. Aust J Plant Physiol ۸:۱۰۷–۱۱٤

Partha V, Murthya NN, Saxenab PR (۲۰۱۱) Assessment of heavy metal contamination in soil around hazardous waste disposal sites in Hyderabad city (India): natural and anthropogenic implications. J Environ Res Managemen ۲(۲):۰۲۷–۰۳٤
Reichman SM (۲۰۰۲) The responses of plants to metal toxicity: a review focusing on copper, manganese and zinc. Australian Minerals & Energy Environment Foundation ۱٤:٦–۱۰
Ripin SNM, Hasan S, Kama ML, Hashim NSM (۲۰۱٤) Analysis and pollution assessment of heavy metal in soil, Perlis. Malay J Analyt Sc ۱۸(۱):۱٥٥–۱٦۱
Rugh CL, Senecoff JF, Meagher RB, Merkle SA (۱۹۹۸) Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. Nature Biotech ۱٦(۱۰):۹۲٥–۹۲۸
Salt DE, Smith RD, Raskin I (۱۹۹۸) Phytoremediation. Ann Rev Plant Biol ٤۹:٦٤۳–٦٦۸
Sarwar N, Imran M, Shaheen MR, Ishaque W, Kamran MA, Matloob A, Rehim R, Hussain S (۲۰۱۷) Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. Chemosphere ۱۷۱:۷۱۰–۷۲۱
Sarwar N, Saifullah MSS, Zia MH, Naeem A, Bibi S, Farid G (۲۰۱۰) Role of plant nutrients in minimizing cadmium accumulation by plant. J Sci Food Agric ۹۰:۹۲٥–۹۳۷
Saxena P, Misra N (۲۰۱۰) Remediation of heavy metal contaminated tropical land. In: Sherameti I, Varma A (eds) Soil heavy metals, soil biology. Springer, Berlin, pp ٤۳۱–٤۷۷
Schaller A, Diez T (۱۹۹۱) Plant specific aspects of heavy metal uptake and comparison with quality standards for food and forage crops in Der Einfluß von festen, Abf¨Allen auf B¨oden, Flanzen P, Sauerbeck D, L¨ubben S (eds) KFA, J¨ulich, Germany ۹۲–۱۲٥
Singh M, Kumar J, Singh S, Singh VP, Prasad SM, Singh MPVVB (۲۰۱٥a) Adaptation strategies of plants against heavy metal toxicity: a short review. Biochem Pharmacol ٤(۲):۱–۷
Singh SN, Goyal SK, Singh SR (۲۰۱٥b) Bioremediation of heavy metals polluted soils and their effect on plants research and education development society. Agri ۳(۱):۱۹–۲٤
Srivastava NK, Majumder CB (۲۰۰۸) Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. J Hazard Mater ۱٥۱:۱–۸
Taiz L, Zeiger E (۲۰۰۲) Plant physiology. Sinauer Associates, Sunderland
Tak HI, Ahmad F, Babalola OO (۲۰۱۳) Advances in the application of plant growth-promoting rhizobacteria in phytoremediation of heavy metals. Rev environ Contam Toxic ۲۲۳:۳۳□٥۲
Wang P, Mori T, Komori K, Sasatsu M, Toda K, Ohtake H (۱۹۸۹) Isolation and characterization of an Enterobacter cloacae strain that reduces hexavalent chromium under anaerobic conditions. App Environ Microbiol ٥٥(۷):۱٦٦٥–۱٦٦۹
Weyens N, Van der Lelie D, Taghavi S, Newman L, Vangronsveld J (۲۰۰۹) Exploiting plantmicrobe partnerships to improve biomass production and remediation. Trends Biotech ۲۷ (۱۰):٥۹۱–٥۹۸
White C, Sharman AK, Gadd GM (۱۹۹۸) An integrated microbial process for the bioremediation of soil

فصل شش: واکنش گیاه به آلودگی فاضلاب

چکیده

فاضلاب اصطلاحی است که برای پساب استفاده می‌شود و اغلب حاوی مدفوع، ادرار و زباله‌های لباسشویی است. حجم فاضلاب در جهان همراه با افزایش جمعیت جهان به‌صورت جهشی در حال افزایش است؛ بنابراین، آلودگی فاضلاب به یک مشکل بزرگ در سراسر جهان تبدیل شده است؛ اما وضعیت در کشورهای در حال توسعه به‌دلیل رشد تصاعدی جمعیت، شهرنشینی و عدم توسعهٔ فنی حاد است. بایستی تأکید کرد که اگرچه جنوبگان جمعیت انسانی بومی ندارد، اما پساب فاضلاب فرآوری نشده از ایستگاه‌های تحقیقاتی مختلف گزارش شده که اثر منفی بر حیات وحش محلی و زیستگاه‌های خشکی و آبزی دارد. لجن فاضلاب حاوی مقدار زیادی مواد مغذی (نیترات، فسفات، مواد آلی) و فلزات سنگین است که باعث اتروفیکاسیون در آب‌ها و افزایش زیست‌تودهٔ جلبک، تولید اولیه و کاهش اکسیژن محلول می‌شود. جلبک‌ها و باکتری‌ها بیشتر از اکسیژن محلول آب مصرف می‌کنند و زندگی دیگر موجودات آبزی را دشوار می‌کنند. گیاهان واکنش‌های مثبت و منفی به پساب فاضلاب دارند. تحقیقات نشان می‌دهد که غلظت کم و متوسط آبیاری فاضلاب باعث تحریک جوانه‌زنی بذر و رشد گیاهچه همراه با افزایش سنتز رنگ‌دانه‌ها، سنتز کربوهیدرات‌ها و اسیدهای نوکلئیک می‌شود. در مقابل، مطالعات نشان می‌دهد که دوز بالای غلظت فلزات سنگین در گیاهان آبیاری با لجن فاضلاب باعث تغییرات نامطلو ب در خصوصیات فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاهان نظیر کاهش زیست‌توده و عملکرد می‌شود. علاوه‌براین، آبیاری مداوم زمین‌های زراعی با فاضلاب منجر به تأمین بی‌وقفهٔ مواد معدنی و مواد مغذی شده و به‌دلیل آسیب اکسیداتیو تأثیرات نامطلوبی بر کیفیت عملکرد و زیست‌توده دارد و خطراتی برای گیاهان در مقابله با عوامل تنش‌زا ایجاد می‌شود. این گیاهان یا برای مصرف‌کننده سمی می‌شوند و یا در اثر سمیت مواد معدنی از بین می‌روند. بسیاری از گونه‌های گیاهی با گیاه‌پالایی آلودگی فاضلاب را از بین می‌برند و این روشی مقرون‌به‌صرفه برای تصفیهٔ فاضلاب است.

کلمات کلیدی: آلودگی فاضلاب، لجن، پساب فاضلاب، اوتروفیکاسیون، سمیت فلزات سنگین

۱-۶- مقدمه

آب یکی از حیاتی‌ترین مواد روی زمین است. طبق گزارش سازمان ملل، بیش از ۸۰ درصد فاضلاب جهان بدون تصفیه به محیط‌زیست سرازیر می‌شود. آلودگی فاضلاب یکی از بزرگ‌ترین عوامل آلودگی آب است و به یک مشکل بزرگ در سراسر جهان تبدیل‌شده است. وضعیت در کشورهای در حال توسعه به‌ویژه در مناطق فقیرنشین به دلیل رشد تصاعدی جمعیت، شهرنشینی و عدم توسعهٔ فنی حاد است. در عین حال، کشورهای زیادی وجود دارند که از فاضلاب برای اهداف کشاورزی استفاده می‌کنند. فاضلاب توسط کشاورزان مناطقی که با کمبود آب مواجه هستند، حتی در کشورهای توسعه‌یافتهٔ آمریکای شمالی و اروپا، در مقیاس وسیع مورداستفاده قرار می‌گیرد. به‌عنوان‌مثال، طبق گزارشات واحد آموزش مداوم (۱۹۹۹)، در اتحادیهٔ اروپا حدود ۴۰ درصد از کل لجن فاضلاب برای مصارف کشاورزی و کشت استفاده می‌شود. گزارش‌ها حاکی از آن است که در سال ۲۰۱۰، کشورهایی مانند بلژیک، اسپانیا، دانمارک، ایرلند، فرانسه و بریتانیا بیش از ۵۰ درصد از لجن فاضلاب را برای کشاورزی استفاده کردند (کاکپرزاک و همکاران، ۲۰۱۷).

مطالعات متعدد نشان‌دهندهٔ تأثیر مثبت کاربرد لجن فاضلاب بر محصولاتی مانند جو (پاسکولون و همکاران، ۲۰۱۷)، اسفناج (براو-مارتین-کانسوگرا، ۲۰۱۶)، لوبیا (زید و ابو ال گات، ۲۰۱۷) و... است. مطالعات نشان می‌دهد که لجن فاضلاب نه‌تنها برای اهداف کشاورزی و کشت، بلکه برای آبیاری اراضی جنگلی ازجمله *Larix deciduas* بسیار مفید است (بوریوگ و همکاران، ۲۰۱۴)؛ بنابراین، استفاده از لجن فاضلاب به‌عنوان وسیله‌ای ارزان و دردسترس برای آبیاری زمین‌های زراعی و جنگل‌ها به‌طور پیوسته در طول سال‌ها افزایش‌یافته است.

اصطلاح فاضلاب در بین مردم عادی، عموماً برای ادرار و فضولات انسان به‌کار می‌رود؛ اما در واقع یک اصطلاح گسترده است که فضولات حیوانی را نیز دربرمی‌گیرد. فاضلاب از یک ترکیب واحد تشکیل نشده است؛ در عوض، ترکیبی از مواد مختلف مایع و جامد است. مایعات شامل محصولات جانبی تصفیهٔ فاضلاب و جامدات مانند مخلوطی از مواد معدنی (شن، نمک و فلز) و مواد آلی (پروتئین‌ها، کربوهیدرات‌ها، چربی‌ها و موجودات بیولوژیکی مانند باکتری‌ها و ویروس‌های بیماری‌زا و غیر بیماری-زا) است. فاضلاب را می‌توان به صورت تصفیه‌شده و تصفیه‌نشده رها کرد. منابع هدف (تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری) و غیرهدف (به‌عنوان‌مثال آلاینده‌های منتشرشده در یک منطقهٔ بزرگ مانند روان‌آب طوفان خیابان شهر) فراوانی برای تخلیهٔ فاضلاب وجود دارد. لجن فاضلاب (به‌عنوان بیوسولید نیز شناخته می‌شود) سرشار از درشت‌مغذی‌هایی مانند نیتروژن (N)، فسفر (P)، پتاسیم (K)، کلسیم (Ca)، گوگرد (S) و منیزیم (Mg) و ریزمغذی‌های کمی است. استفادهٔ پایدار از این مواد مغذی موجب بهبود خاک می‌شود؛ زیرا بیوسولیدها غنی از ترکیبات مهم هستند و می‌توان از آن‌ها برای افزایش پتانسیل زیست‌محیطی استفاده کرد (لندنو و همکاران، ۲۰۱۷). موجودی نیتروژن و فسفر در

اکوسیستم زمینی محدود است (باترمن و همکاران، ۲۰۱۳)؛ بنابراین، کاربرد فاضلاب در زمین‌های کشاورزی ممکن است تولید گیاهان را افزایش دهد (کولون و همکاران، ۲۰۱۷). در دسترس بودن نیتروژن بیشتر به تصفیهٔ لجن بستگی دارد. لجن مایع تصفیه‌نشده نیز نیتروژن آزاد می‌کند که به‌تدریج برای محصول مفید است. لجن هضم‌شده به‌صورت هوازی دارای مقادیر زیادی آمونیاک است که مجدد در دسترس گیاهان قرار می‌گیرد؛ بنابراین، لجن فاضلاب یک کود غنی‌شده با مواد مغذی است (کساتو، ۱۹۹۴). نیتروژن موجود در لجن در مقایسه با کودهای شیمیایی نظیر اوره، باعث آلودگی بسیارکمتر آب‌های زیرزمینی می‌شود (لانگ، ۲۰۰۱)؛ بنابراین، لجن فاضلاب ممکن است به‌عنوان یک منبع بیولوژیکی مهم برای کشاورزی در نظر گرفته شود و می‌تواند به‌عنوان کود آلی مورداستفاده قرار گیرد (سادیلاس و همکاران، ۱۹۹۵؛ تستر، ۱۹۹۰).

بزرگ‌ترین نگرانی در مورداستفاده از فاضلاب به‌عنوان کود آلی در زمین‌ها این است که استفادهٔ مداوم از آن ممکن است خطر قرار گرفتن در معرض آلاینده‌ها (مانند فلزات سنگین مانند کادمیوم، مس، نیکل، سرب، روی، جیوه، کروم و...) و عوامل بیماری‌زا را افزایش دهد. فلزات سنگین با ورود به زنجیرهٔ غذایی تجمع زیستی را نشان می‌دهند. همان‌طور که قبلاً گفته شد، لجن فاضلاب حاوی اجزای ارزشمندی مانند مواد آلی، نیتروژن (N) و فسفر (P) است و سرعت بازیافت مواد مغذی بسیارکند است. در مقابل، دفع لجن فاضلاب در اکوسیستم‌های آبی (اقیانوس‌ها، دریاچه‌ها، برکه‌ها و...) باعث تهدیدات محیطی مختلف (اوسولیوان، ۱۹۷۱) مانند یوتروفیکاسیون و تخریب صخره‌های مرجانی می‌شود (ویر و توربر، ۲۰۱۵). برای این منظور، پروتکل ۹۶ کنوانسیون لندن به تصویب رسید که تخلیهٔ لجن فاضلاب در اقیانوس‌ها را ممنوع می‌کند.

۲-۶- ترکیب فاضلاب

همان‌طورکه قبلاً موردبحث قرار گرفت، فاضلاب ترکیبی از ترکیبات مختلف غیرزیستی و زیستی است؛ مانند:

۱-۲-۶- مواد مغذی

آب فاضلاب حاوی مقادیر بسیار زیادی مواد مغذی معدنی مانند نیتریت، آمونیوم، نیترات، فسفات و... است. غنی‌سازی مواد مغذی، رشد ماکرو و میکرو جلبک‌ها را افزایش می‌دهد و باعث رشد تصاعدی جلبک‌ها می‌شود که تأثیر نهایی آن انقراض گونه‌های بومی است (ویر و توربر، ۲۰۱۵).

۶-۲-۲- جامدات معلق

فاضلاب دارای مقادیر زیادی مواد جامد معلق بوده و در بیشتر قسمت‌ها از مواد آلی تشکیل‌شده است. جامدات معلق باعث افزایش تیرگی و مانع نفوذ نور خورشید می‌شوند (راجرز، ۱۹۹۰؛ توماسیک و ساندر، ۱۹۸۵؛ لوئیس، ۱۹۹۷). میزان رسوب نیز ممکن است با تخلیهٔ پساب فاضلاب افزایش یابد؛ به‌طور همزمان، حوادث طوفانی نیز باعث تنش فیزیکی می‌شود (روپانیکول و همکاران، ۲۰۰۹). علاوه‌براین، جامدات معلق نیز باعث ایجاد تنش شیمیایی می‌شوند؛ زیرا پساب فاضلاب دارای طیف وسیعی از ترکیبات شیمیایی متفاوت است. ورودی شیمیایی عمدتاً از روان‌آب سطحی کشاورزی (حاوی کودها، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و...) و فرسایش طبیعی خاک (حاوی مواد آلی و مواد مغذی) است (پاستوروک و بیلیارد، ۱۹۸۵) و جامدات معلق ممکن است دارای ترکیبات سمی و سطوح بالایی از مواد مغذی باشند (اسلام و تاناکا، ۲۰۰۴؛ یوهانس، ۱۹۷۵). ترکیبات آلی موجود در تخلیهٔ فاضلاب، نیاز اکسیژن بیولوژیکی (BOD) آب آلوده را از طریق فاضلاب افزایش می‌دهد. با افزایش نیاز اکسیژن بیولوژیک، افزایش همزمان جمعیت میکروارگانیسم‌ها برای استفاده از این ترکیبات آلی امکان دارد (اسلام و تاناکا، ۲۰۰۴؛ جانز، ۱۹۷۵).

۶-۲-۳- عوامل بیماری‌زا

تخلیهٔ فاضلاب که به‌عنوان مخزن مجموعه‌ای از عوامل بیماری‌زا شناخته شده، می‌تواند عامل بیماری‌های مختلف باشد (مؤسسهٔ ملی بهداشت، ۲۰۰۷). ساترلند و همکاران (۲۰۱۱) گزارش دادند که فاضلاب منبع آلودگی و بیماری است و سویهٔ انسانی عوامل بیماری‌زا نیروی محرکهٔ کمک‌کننده است. این مطالعه اولین گزارش برای انتقال عامل بیماری‌زای انسانی به بی‌مهرگان دریایی است؛ این تأیید قوی برای ارتباط بین تخلیهٔ فاضلاب و بیماری در دریا بود (ساترلند و همکاران، ۲۰۱۱). این مطالعه نشان داد که فاضلاب یک مخزن بزرگ بیماری است و میکروارگانیسم‌هایی مانند باکتری‌ها و ویروس‌های موجود در رودهٔ انسان در تخلیهٔ فاضلاب شایع‌تر هستند. فاضلاب عامل اصلی مشکلات مختلف سلامتی است و شایع‌ترین بیماری‌ها وبا، اسهال و تب حصبه هستند (گریفین و همکاران، ۱۹۹۹؛ وتز و همکاران، ۲۰۰۴ و بلینکووا و همکاران، ۲۰۰۹).

۶-۲-۴- فلزات سنگین

فلزات سنگین معمولاً در فاضلاب تخلیه‌شده یافت می‌شوند (گریلو و همکاران، ۲۰۰۱). فلزاتی که در پساب فاضلاب وجود دارند شامل روی، سرب، کادمیوم، جیوه، کروم، کو، مس، نیکل و آهن هستند (اسکانسر و همکاران، ۲۰۰۰؛ گریلو و همکاران، ۲۰۰۱). به‌طورمعمول، افزایش فلزات سنگین منجر

به تغییراتی در فعالیت متابولیکی می‌شود؛ زیرا در بافت‌های موجودات انباشته می‌شوند. علاوه‌براین، آن‌ها بر فعالیت زیستی آنزیم‌ها نیز تأثیر می‌گذارند و برخی فعالیت‌های فیزیولوژیکی حیاتی را تغییر می‌دهند (اووز و همکاران، ۲۰۱۶).

۵-۲-۶- ترکیبات سمی

مجموعه‌ای از ترکیبات سمی موجود در تخلیهٔ فاضلاب باعث ایجاد سمیت بالقوه می‌شود (داتون و ترنز، ۱۹۹۹). انواع سموم موجود در فاضلاب به اتمسفر محلی بستگی دارد؛ مثلاً وجود و نوع صنایع و کشاورزی. مواد شیمیایی مانند کلر، بی‌فنیل‌های پلی کلره، هیدروکربن‌های نفتی، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و محصولات دارویی نیز معمولاً در فاضلاب وجود دارند (پاستوروک و بیلیارد، ۱۹۸۵؛ داتون و ترنز، ۱۹۹۹؛ اسلام و تاناکا، ۲۰۰۴؛ ویگل و همکاران، ۲۰۰۴؛ فانگ و همکاران، ۲۰۱۲).

۳-۶- مشکلات مرتبط با آلودگی فاضلاب

۱-۳-۶- تجمع زیستی فلزات سنگین

کاربرد لجن فاضلاب در خاک به‌دلیل تجمع فلزات سنگین در خاک و گیاهان، آسیب‌پذیر بوده است (سینگ و آگراوال، ۲۰۰۷).

۲-۳-۶- اوتروفیکاسیون

در اکوسیستم‌های آبی، نیتروژن عامل محدودکننده نیست، در عین حال تا حدودی در آب شیرین و آب‌های استوایی این محدودیت وجود دارد. در مناطق معتدل، نیتروژن در آب‌های آلوده به فاضلاب (آب الیگوتروف) افزایش می‌یابد که منجر به افزایش تولید فیتوپلانکتون می‌شود (خان و انصاری، ۲۰۰۵). عوامل محیطی مختلف مانند غلظت CO_2، دما، pH، مقدار اکسیژن محلول، شدت نور و... به‌عنوان افزایندهٔ مشکل اوتروفیکاسیون عمل می‌کنند. نتیجهٔ اوتروفیکاسیون کاهش محتوای اکسیژن محلول و درنهایت تشکیل تصاعدی جلبک‌ها است. علاوه‌براین، در مقالات مطرح شده که رشد تصاعدی جلبک‌ها بر گیاهان مردابی نیز تأثیر می‌گذارد و سرعت تکامل طبیعی را سریع‌تر افزایش می‌دهد (خان و انصاری، ۲۰۰۵). گونه‌های گیاهی زیادی وجود دارند که به‌عنوان بهترین شاخص برای مراحل مختلف اوتروفیکاسیون شناخته شده‌اند؛ به‌عنوان‌مثال، گیاهان فانروگام مانند *Potamogeton pectinatus* و *Myriophyllum spicatum* تا حد زیادی در نواحی اوتروفیک رشد می‌کنند و گونه‌های گیاهی به‌عنوان متحمل به اوتروفیکاسیون در نظر گرفته می‌شوند (سلیگ و همکاران، ۲۰۰۷؛ والنتیونز، ۱۹۷۹).

بسیاری از کشورها از راهکارهای مدیریتی کافی برای کنترل اتروفیکاسیون و شکوفایی جلبک استفاده می‌کنند؛ اما این راهکارها فقط تا حدی در کنترل تخلیهٔ فسفر در آب‌ها مفید هستند (خان و انصاری، ۲۰۰۵).

۳-۳-۶- تأثیر منفی بر حیات وحش بومی

فاضلاب بر حیات وحش بومی یا تغییر در تنوع یا ترکیب آن‌ها تأثیر می‌گذارد. باید تأکید کرد که تمام دنیا با مشکل آب فاضلاب مواجه است. در جنوبگان که در آن هیچ جمعیت انسانی بومی وجود ندارد، پساب فاضلاب فرآوری نشده از ایستگاه‌های تحقیقاتی مختلف گزارش شده که اثر منفی بر حیات وحش بومی و زیستگاه‌های خشکی و آبزی دارد. فاضلاب ایستگاه‌های تحقیقاتی جنوبگان ترکیبی از زباله‌های انسانی، خانگی و صنعتی است که از آزمایشگاه‌ها رها می‌شود. تخلیهٔ فاضلاب دارای خواصی مانند فاضلاب شهری است، اما به دلیل تأمین محدود آب، غلظت بیشتری دارد. در تصفیهٔ فاضلاب سعی می‌شود مقدار مواد مغذی کاهش یابد تا از اتروفیکاسیون آب‌های ساحلی جلوگیری شود؛ اما در جنوبگان به دلیل تأمین محدود آب، تصفیه یک کار بسیار دشوار است که تهدیدات زیست‌محیطی جدی مانند آلاینده‌های مختلف فلزی و آلی ایجاد می‌کند (استارک و همکاران، ۲۰۱۵). به غیر از این، فاضلاب در جنوبگان دارای تعداد زیادی میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا و غیر بیماری‌زا است که در این منطقهٔ غیربومی بوده و در منطقهٔ ساحلی جنوبگان زنده می‌مانند (اسمیت و ریدل، ۲۰۰۹). این میکروب‌های غیربومی ممکن است علل انتقال ژن باشند که منجر به آلودگی ژنتیکی می‌شوند (هرناندز و همکاران، ۲۰۱۷). فرایندهای مختلف تصفیه در ایستگاه‌های جنوبگان استفاده می‌شود؛ بااین‌حال، بسیاری از آن‌ها برای بهبود تهدید فاضلاب کافی نیستند (گروندال و همکاران، ۲۰۰۹؛ استارک و همکاران، ۲۰۱۵). در یک مطالعه، ۱۴۹ تصفیه‌خانهٔ ثانویه فاضلاب در مکان‌های مختلف ویرجینیا، مریلند و پنسیلوانیا معرفی شدند. وجود چنین تعداد زیادی از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب منجر به تجمع مقادیر زیادی کلر و تیرگی شده و باعث کاهش تنوع گونه‌های ماهی در پایین آبریزها شد (تسای، ۱۹۷۳).

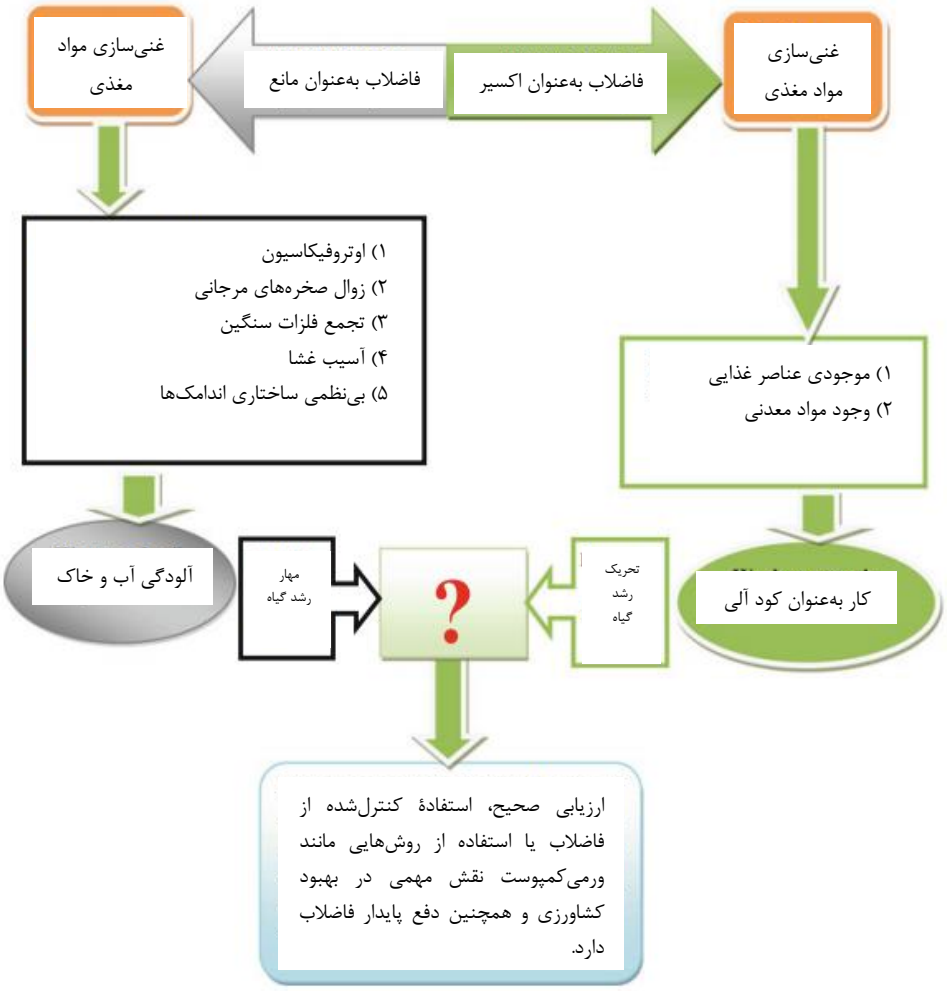
۴-۳-۶- سفیدشدگی مرجان

گزارش‌ها حاکی از آن است که یکی از عوامل اصلی آلودگی سواحل فاضلاب است (دوتی، ۱۹۶۹؛ بنر، ۱۹۷۴؛ پاستوروک و بیلیارد، ۱۹۸۵؛ اسلام و تاناکا، ۲۰۰۴). بسیاری از صخره‌های مرجانی در خطوط ساحلی کشورهای در حال توسعه قرار دارند، جایی که فاضلاب وارد شده به اقیانوس‌ها کاملاً یا به‌اندازهٔ کافی تصفیه نشده است. تصفیهٔ سوم فاضلاب در این منطقه بسیار غیرمعمول است (برنامه محیط‌زیست سازمان ملل، ۱۹۹۴؛ اسلام و تاناکا، ۲۰۰۴). بیشتر مطالعات نشان می‌دهد که پساب‌های

فاضلاب به‌صورت مواد مغذی غنی‌شده، تأثیر مخربی بر صخره‌های مرجانی دارد. غنی‌سازی مواد مغذی معدنی علت اصلی رشد سریع‌تر جلبک و این عامل اصلی بیماری‌های مرجانی است (فابریسیوس و همکاران، ۲۰۰۵؛ وگا تربر و همکاران، ۲۰۱۴). برای مثال، گزارش‌های مربوط به اوایل سال ۱۹۹۶ توسط دیویز و ماروبینی و سپس توسط وولدریج (۲۰۰۹) به‌وضوح نشان می‌دهد که غنی‌سازی مواد مغذی از طریق عمل روی جنس *Symbiodinium* (یک شریک جلبکی هم‌زیست که فتوسنتز را در مرجان‌ها انجام می‌دهد) باعث آسیب به مرجان می‌شود. مواد مغذی می‌توانند تراکم هم‌زیستی را افزایش دهند که این امر منجر به افزایش موازی در گونه‌های فعال اکسیژن می‌شود؛ درنتیجه منجر به آسیب به سلول‌های میزبان شده و مرگ و حذف هم‌زیستی را به‌دنبال دارد (لسر، ۱۹۹۶). به غیر از مواد مغذی، مطالعات مختلف نشان داد که افزایش غلظت فلز سنگین می‌تواند باعث سفید شدن مرجان‌ها، مرگ و کاهش موفقیت در باروری شود (هوارد و براون، ۱۹۸۴؛ رایشلت-بروشت و هریسون، ۱۹۹۹).

۴-۶- فاضلاب: شمشیر دولبه

تقاضا برای آب آشامیدنی با افزایش جمعیت به‌طور مداوم در حال افزایش است. این امر منجر به راه‌اندازی تعداد زیادی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب می‌شود که باعث آلودگی بیشتر و بیشتر آب می‌گردد. این را می‌توان به‌صورت زیر توضیح داد؛ برای دستیابی به اهداف توسعهٔ هزاره (MDGs)، استفاده پایدار از زیرساخت‌های آب و فاضلاب و تصفیه فاضلاب موردنیاز است. تصفیه‌خانه‌های فاضلاب منبع اصلی آلودگی هستند که در ایجاد آلاینده‌های مختلف آب کمک می‌کنند. آب‌های زیرزمینی نیز در معرض خطر آلودگی پساب‌های ثابتی هستند که از این تصفیه‌خانه‌ها نشت می‌کنند. به غیر از مشکلات آلودگی، فاضلاب طیف گسترده‌ای از عوامل عفونی را به آب منتقل می‌کند که ممکن است توسط جوامع زیستی مصرف شود؛ بنابراین، منجر به افزایش شیوع بیماری‌های قابل انتقال با آب شده و پیامدهای اجتماعی و اقتصادی قابل توجهی در آینده خواهد داشت (شکل ۶-۱) (کرائون، ۱۹۹۱). فاضلاب نقش عمده‌ای در مسائل بهداشتی مانند وبا، اسهال و حصبه دارد (گریفین و همکاران، ۱۹۹۹؛ وتز و همکاران، ۲۰۰۴ و بلینکووا و همکاران، ۲۰۰۹). تخلیهٔ پساب فاضلاب جمعیت زیادی از ماهی‌ها را کشته و اکوسیستم‌های آبی را بی‌ثبات می‌کند (مما، ۲۰۱۰).



شکل ۶-۱- جنبه‌های مختلف فاضلاب.

استفاده از کود برای پوشش گیاهی و کشاورزی روشی پرهزینه است. در مقابل، استفاده از لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی اقتصادی‌ترین، مقرون‌به‌صرفه‌ترین و پایدارترین راه برای محیط‌زیست است (کاپرزاک و همکاران، ۲۰۱۷). در کشورهای توسعه‌یافتهٔ مختلف نظیر فرانسه، دانمارک و اسپانیا (کاپرزاک و همکاران، ۲۰۱۷) و کشورهای در حال توسعه مانند هند (شارما و همکاران، ۲۰۰۷) از آب فاضلاب برای آبیاری استفاده می‌شود. فاضلاب یا از تصفیه‌خانه‌ها و یا از منابع مختلف نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای خارج می‌شود. استفاده از لجن فاضلاب در کشاورزی یک فعالیت جهانی و یکی از

کارامدترین و اقتصادی‌ترین روش‌های دفع لجن است. مطالعات مختلف تأثیر مثبت کاربرد لجن فاضلاب بر محصولات زراعی ازجمله اسفناج (براومارتین-کونسوگرا و همکاران، ۲۰۱۶) و جو (پاسکوئالون و همکاران، ۲۰۱۷) را مطرح کردند. تأمین بی‌وقفهٔ فاضلاب برای آبیاری باعث غنی‌سازی مواد مغذی خاک توسط عناصر درشت و ریزمغذی‌های مختلف می‌شود که برای گیاهان ضروری است (داس و کائو، ۱۹۹۲؛ کانان و همکاران، ۲۰۰۵). ریزمغذی‌ها رشد و متابولیسم گیاهان را تقویت می‌کنند، اما عناصر غذایی نیز در صورت وجود مازاد بر نیاز، سمی هستند. اکثر ریزمغذی‌ها فلزات سنگین هستند و به‌خوبی مشخص شده که در صورت وجود مازاد در گیاهان اثر نامطلوب ایجاد می‌کنند (کوکاک و همکاران، ۲۰۰۵). مقدار زیاد فلزات سنگین باعث ایجاد شرایط شبیه تنش در گیاه می‌شود و عملکرد متابولیک و فیزیولوژیکی را مختل می‌کند. فلزات سنگین باعث آسیب به غشا، بی‌نظمی ساختاری اندامک‌ها و تخریب در عملکرد فیزیولوژیکی می‌شوند که درنهایت مانع رشد گیاهان می‌گردد (کیمبرو و همکاران، ۱۹۹۹؛ چین و کائو، ۲۰۰۰؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۰۲؛ لانگ، ۲۰۰۱). فلزات سنگین تولید گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) مانند پراکسید هیدروژن (H_2O_2)، رادیکال‌های سوپراکسید و رادیکال‌های هیدروکسیل را افزایش می‌دهند. گونه‌های فعال اکسیژن، الکترون‌های درگیر کاتیون‌های فلزی را با مهار واکنش‌های متابولیکی کنترل‌شده توسط فلزات، منتقل می‌کنند (ورما و دابی، ۲۰۰۱؛ استوس و باکاچی، ۱۹۹۵). در این توالی، گیاهان شرایط تنش را تحمل می‌کنند؛ زیرا دارای آنتی‌اکسیدان‌هایی برای حذف گونه‌های فعال اکسیژن و رادیکال‌های آزاد هستند (گراتائو و همکاران، ۲۰۰۵).

۵-۶- واکنش گیاهان به فاضلاب

پاسخ کلی گیاهان به تصفیهٔ فاضلاب با آنالیز پارامترهای زیر مورد مطالعه قرار می‌گیرد:

- **پاسخ‌های مورفولوژیکی** - مطالعات رشد و زیست‌توده مانند طول ریشه، طول ساقه، وزن تر، وزن خشک، سطح برگ، اندازه برگ و... .
- **پاسخ‌های فیزیولوژیکی** - شامل محتوای رنگ‌دانه، تغییر در فعالیت‌های متابولیکی گیاهان نظیر فتوسنتز، تنفس و... .
- **پاسخ‌های اکولوژیکی** - شامل تغییر در فعالیت آنتی‌اکسیدان گیاهان، تجمع فلزات سنگین در خاک و قسمت‌های مختلف گیاه و... .

کمپوست به‌عنوان یک روش بسیار مناسب برای بازفرآوری، بازیافت و استفادهٔ مجدد از لجن فاضلاب پیشنهادشده است (سانگ و لی، ۲۰۱۰). کمپوست کردن یک روش بیولوژیکی کنترل‌شده است که برای تصفیهٔ مواد آلی با استفاده از میکروارگانیسم‌ها در دمای کمتر از ۴۰ تا ۵۰ درجه سانتیگراد استفاده می‌شود (سازمان حفاظت از محیط‌زیست، ۲۰۰۶). کمپوست متشکل از لجن فاضلاب راه حل

مناسبی برای افزایش کیفیت خاک است؛ بنابراین، مطالعهٔ تأثیر کمپوست متشکل از لجن فاضلاب بر گیاهان حائز اهمیت است. در این زمینه، مطالعات مختلف کاربرد کمپوست حاوی لجن فاضلاب در بلوط دندان‌اره‌ای (*Quercus acutissima*) و کاج قرمز ژاپنی (*Pinus densiflora*) انجام‌شده است. این مطالعات نشان می‌دهد که کمپوست به‌طور قابل توجهی رطوبت و نیتروژن را در خاک افزایش می‌دهد. در این مشاهدات، افزایش قابل توجه در ارتفاع بوته، زیست‌توده، محتوای نیتروژن و کلروفیل در برگ نیز نسبت به شاهد گزارش‌شده است. با افزایش محتوای کلروفیل، سرعت فتوسنتز به‌طورخودکار افزایش می‌یابد (سانگ و لی، ۲۰۱۰). ریچارد و همکاران (۱۹۹۸) پس از مطالعات میدانی طولانی‌مدت کاربرد لجن فاضلاب (۲۰ سال) دریافتند که تجمع فلزات در خاک در مقایسه با شاهد به‌طور قابل توجهی افزایش‌یافته است. همچنین، کاربرد لجن فاضلاب منجر به افزایش غلظت روی، کادمیوم، مس و نیکل در قطعه چمن‌زار شد. همان‌طور که قبلاً بحث شد، لجن فاضلاب غلظت فلزات سنگین، مواد آلی و مواد مغذی را در خاک افزایش می‌دهد و مواد آلی pH خاک را کاهش می‌دهد. یک مطالعه نشان داده که آفتابگردان (*Helianthus annuus*) توانایی تحمل سمیت فلزات سنگین را دارد (الومی و همکاران، ۲۰۱۶). ریشه‌های آفتابگردان مقدار قابل‌توجهی فلز سنگین را جمع می‌کنند و توانایی انتقال آن به شاخه را دارند؛ بنابراین، آفتابگردان ممکن است در گیاه‌پالایی استفاده شود و تجمع فلزات سنگین در بافت ریشه در مقایسه با بافت اندام هوایی بیشتر بود (الومی و همکاران، ۲۰۱۶). کاربرد لجن فاضلاب پاسخ‌های مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی آفتابگردان مانند طول ریشه، تعداد برگ، فعالیت آنتی‌اکسیدان، گلوتاتیون، محتوای پرولین، قند محلول و زیست‌توده را افزایش می‌دهد. این امر به دلیل القای بهتر مکانیسم دفاعی توسط کاربرد لجن فاضلاب و تنش فلزات سنگین است (الومی و همکاران، ۲۰۱۶). لابرک و همکاران (۱۹۹۷) مطرح کردند که لجن می‌تواند به‌عنوان کود آلی/ کود برای بهبود کیفیت خاک‌های جنگلی استفاده شود. برای حمایت از این فرضیه، مطالعه‌ای بر گیاهچه‌های کوچک (یک ساله) *Eucalyptus camaldulensis* انجام شد که در آن گیاهان با لجن شهری همراه با خاک تیمار شدند. مقدار لجن در گلدان‌ها به‌تدریج افزایش یافت. پس از ۶ ماه مطالعه، ارتفاع، قطر وسط، قطر پایه و تعداد برگ نتایج مثبتی را با کاربرد لجن نشان دادند. همچنین، تغییرات قابل توجهی در طول ساقه و تعداد برگ در گیاهان تیمارشده با لجن در مقایسه با شاهد گزارش شد. افزایش رشد به‌دلیل استفادهٔ سریع از مواد مغذی بود (لابرکئو و همکاران، ۱۹۹۷). بوریوگ و همکاران (۲۰۱۴) رشد خوبی از کاج اروپایی (*Larix decidua*) را در خاک جنگلی کوددهی شده با لجن شهری مشاهده کردند که به‌دلیل محتوای بالای مواد آلی و نیتروژن و فسفر بود که به‌عنوان منبع کود در نظر گرفته می‌شود. در این مطالعه، آن‌ها جذب محدود فلزات سنگین توسط گیاهان را داشتند. مشابه مطالعات فوق، جدول ۶-۱ پاسخ گیاهان مختلف به کاربرد فاضلاب یا لجن را نشان می‌دهد:

جدول ۶-۱- پاسخ‌های مختلف گیاهان به فاضلاب یا کاربرد لجن فاضلاب.

نام گیاه	اثر	منابع
Phaseolus vulgaris (لوبیا)	۱- افزایش درصد جوانه‌زنی و طول ساقه و ریشه، توده‌های تازه و خشک. ۲- افزایش معیارهای عملکرد مانند تعداد غلاف/ بوته، طول غلاف، وزن تر و خشک غلاف.	زید و ابوالغاته (۲۰۰۷)
Eucalyptus camaldulensis (نهال یک ساله)	۱- افزایش ارتفاع و تعداد برگ‌ها. ۲- کاهش قطر ساقه	لیلا و همکاران (۲۰۱۷)
Larix decidua (نهال کوچک نراد)	۱- فعالیت نیترات ردوکتاز با افزایش میزان کاربرد لجن کاهش می‌یابد. ۲- لجن فاضلاب بر رشد گیاهچهٔ کاج اروپایی تأثیری نداشت (پس از ۶ هفته).	بوریوگ و همکاران (۲۰۱۴)
Beta vulgaris (چغندر)	۱- اثر مثبت بر خصوصیات فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و رشد. ۲- زیست‌توده و عملکرد تغییر نکردند.	سینگ و آگراوال (۲۰۱۰)
Helianthus annuus (آفتابگردان)	۱- افزایش طول ریشه و ساقه، تعداد برگ، زیست‌توده و فعالیت آنتی‌اکسیدان	علومی و همکاران (۲۰۱۶)
Salix viminalis L. (گیاه بید)	۱- افزایش زیاد زیست‌توده و رشد گیاه در تصفیه‌خانهٔ فاضلاب کوچک. ۲- عملکرد مؤثر سیستم آنتی‌اکسیدانی.	ویرویکا و اوربانیاک (۲۰۱۸)
Solanum tuberosum (سیب‌زمینی)	۱- افزایش غلظت برخی از عناصر کمیاب سمی در برگ‌ها و غده‌های سیب‌زمینی (به‌طورمعمول افزایش در برگ‌ها بیشتر از غده‌ها بود)	برار و همکاران (۲۰۰۰)

یک مطالعهٔ طولانی‌مدت با استفاده از لجن فاضلاب، انجام شد. مطالعات مزرعه‌ای که بیش از ۲ سال (کیونگ و همکاران، ۲۰۱۲) و ۵ سال (لی، ۲۰۱۲) به طول انجامید، تفاوت کمی را در تجمع فلزات سنگین در خاک نشان داد. در یک مطالعهٔ مزرعه‌ای ۲ ساله، غلظت مس، کادمیوم و روی به‌صورت خطی در خاک همراه با افزایش کاربرد لجن فاضلاب افزایش یافت. از سوی دیگر، در یک مطالعهٔ مزرعه‌ای ۵ ساله، علاوه بر مس، کادمیوم و روی، غلظت جیوه در خاک افزایش یافت. به‌طور مشابه، در تجمع و انتقال این آلاینده‌های فلزی از لجن فاضلاب به قسمت‌های مختلف گیاه نیز تنوع مشاهده شد (یانگ و همکاران، ۲۰۱۸)؛ بنابراین، مطالعات طولانی‌مدت برای نشان دادن تجمع و دسترسی زیستی فلزات سنگین آزادشده به‌دلیل لجن فاضلاب موردنیاز است. به این ترتیب، جدیدترین مطالعات مزرعه‌ای طولانی‌مدت ۱۰ ساله با تغییر محصول گندم-ذرت انجام شد (یانگ و همکاران، ۲۰۱۸).

این مطالعه برای بررسی تجمع و دسترسی زیستی فلزات سنگین در خاک حاوی کربنات کلسیم آزاد کافی ($CaCO_3$) مفید بود. لجن فاضلاب با مقادیر مختلف اعمال شد و تجمع بیشتر فلزات سنگین در گندم نسبت به ذرت گزارش شد. این مطالعه نشان داد که ذرت نسبت به گندم به فلزات سنگین تحمل بیشتری دارد. این نتیجه‌گیری ممکن است برای بهبود خاک آهکی از طریق کاربرد لجن فاضلاب مفید باشد (یانگ و همکاران، ۲۰۱۸).

در مطالعه‌ای، برای مقایسهٔ آب‌های زیرزمینی با آب فاضلاب، چغندر (*Beta vulgaris* L. var. All green H[1]) با هر دو آب مورد آبیاری قرار گرفت. تأمین بی‌وقفهٔ آب فاضلاب از طریق آبیاری موجب افزایش غلظت مواد مغذی شد. با توجه به این مطالعه، آبیاری با فاضلاب به‌طورمثبت ویژگی‌های فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و رشد گیاهان را تغییر داد؛ درحالی‌که زیست‌توده و عملکرد بین محل آبیاری با فاضلاب و محل آبیاری با آب زیرزمینی تفاوت قابل توجهی نداشت. نسبت جذب و جابه‌جایی فلزات سنگین در گیاهانی که در محل آبیاری شده با فاضلاب رشد می‌کنند بیشتر بود. حداکثر جذب مشاهده‌شده مربوط به منگنز و سپس روی، مس، سرب، نیکل، کروم و کادمیوم بود. گیاهان متابولیت‌های ثانویه و آنتی‌اکسیدان‌های بیشتری را برای تحمل اثر منفی فلزات سنگین در مکان‌های آبیاری شده با فاضلاب تولید کردند. به‌طور همزمان، گیاهان متابولیت‌های بیشتری را برای جبران سمیت فلزات تولید کردند و درنتیجه عملکرد و پتانسیل زیست‌توده را افزایش ندادند؛ بنابراین، گزارش‌ها حاکی از آن است که گیاهانی که در زمین‌های آبیاری شده با فاضلاب رشد می‌کنند، به‌طور بالقوه استراتژی دفاعی را برای مبارزه با سمیت فلزات سنگین توسعه داده‌اند (سینگ و آگراوال، ۲۰۱۰). مطالعات آزمایش‌های گلخانه‌ای و مزرعه‌ای نیز تغییرات محتوای فلزات سنگین را با کاربرد لجن فاضلاب نشان دادند. سینگ و آگراوال (۲۰۰۷، ۲۰۱۰) میزان قابل توجه افزایش فلزات سنگین مانند مس، روی، کروم، کادمیوم، سرب و نیکل را در خاک و گیاهان گزارش کردند. همچنین، آن‌ها افزایش غلظت نیکل، کادمیوم و روی را در گیاهان رشدیافته در گلخانه مشاهده کردند؛ درحالی‌که در آزمایش‌های مزرعه‌ای، غلظت کادمیوم، نیکل و سرب در بذر افزایش یافت.

در دفع فاضلاب، اگر لجن پساب سوزانده شود یا فقط در مجاورت تصفیه‌خانه‌های فاضلاب ته‌نشین شود، یک خطر بزرگ زیست‌محیطی ایجاد خواهد کرد. به این ترتیب، لجن فاضلاب خشک‌شده بر چند ویژگی خاک مانند pH تأثیر خواهد داشت. استفاده از لجن فاضلاب موجب اسیدی شدن خاک و افزایش هدایت الکتریکی آن می‌شود. در ادامهٔ این مطالعه، گیاهان آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.) قرارگرفته در معرض لجن فاضلاب در خاک، افزایش دسترسی نیتروژن و فسفر را نشان دادند. درنتیجه، با افزایش غلظت لجن فاضلاب، ارتفاع ساقه، زیست‌تودهٔ خشک ریشه و اندام هوایی همراه با افزایش جذب CO_2 خالص و کاهش سرعت تعرق و هدایت روزنه‌ای، افزایش یافت (الومی و همکاران، ۲۰۱۶). کاربرد لجن فاضلاب منجر به افزایش زیاد زیست‌تودهٔ گیاه بید سبدی (*Salix*

viminalis) همراه با محافظت در برابر آسیب اکسیداتیو و حفظ تعادل اسمزی بین ریشهٔ گیاه و آب خاک می‌شود (اگر گیاه در خاک با کیفیت پایین رشد کند). فعالیت کاتالاز و محتوای پرولین نیز در این گیاه افزایش یافت (ورویکا و یوبانیاک، ۲۰۱۸). مطالعات اخیر نشان می‌دهد که ورمی کمپوست ممکن است خطر آلودگی فلزات سنگین از لجن فاضلاب را کاهش دهد (زائو و همکاران، ۲۰۱۹). به‌خوبی مشخص شده که لجن فاضلاب یک روش مقرون‌به‌صرفه و مناسب برای اصلاح خاک است؛ بااین‌حال، آلودگی و تجمع فلزات سنگین یکی از نگرانی‌های اصلی مربوط به کاربرد لجن فاضلاب است. این روزها، تبدیل لجن فاضلاب به ورمی‌کمپوست از طریق کرم‌های خاکی موفق‌ترین روش برای کاهش تهدید فلزات سنگین است که نسبت کاربرد لجن فاضلاب بسیاررایج است. اصلاح خاک با ورمی‌کمپوست باعث افزایش کیفیت خاک نظیر کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک، شوری و pH، افزایش کربن آلی، نیتروژن و فسفر خاک می‌شود. درنتیجه، زیست‌توده و عملکرد محصول ذرت به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (زائو و همکاران، ۲۰۱۹). بااین‌حال، اصلاح خاک با ورمی‌کمپوست باعث افزایش تجمع کادمیوم، مس، منگنز، نیکل، سرب و روی در گیاه ذرت، به‌ویژه در ریشه می‌شود. در مورد تفاوت بین کاربرد لجن فاضلاب و کاربرد ورمی‌کمپوست (در شرایط حفظ ورودی کربن یکسان)، فلزات سنگین مجاز هستند در لایهٔ بالایی خاک گِلی (تقریباً ۲۰ سانتی‌متر) تجمع کنند؛ بنابراین، خطر روان‌آب سطحی و شسته شدن فلزات سنگین و دسترسی زیستی آن‌ها برای گیاهان در خاک گِلی کاهش می‌یابد. درنتیجه، کاربرد ورمی‌کمپوست می‌تواند تجمع فلزات سنگین در گیاهان را در مقایسه با کاربرد لجن فاضلاب کاهش دهد (زائو و همکاران، ۲۰۱۹).

۶-۶- نتیجه‌گیری

برای تغذیه جمعیت در حال افزایش، کشاورزی جهانی به افزایش تولید مواد غذایی نیاز دارد. برای تأمین این نیاز، استفادهٔ روزافزون از کودهای شیمیایی تأثیرات مخرب مختلفی بر سلامت انسان دارد؛ اصلاح فاضلاب یک ابزار مفید به‌عنوان کود آلی است. با افزایش جمعیت، لجن فاضلاب در حال افزایش می‌باشد؛ بنابراین، اهمیت حذف بی‌ضرر و پایدار آن نیز ضروری است. کاربرد لجن فاضلاب مؤثرترین، اقتصادی‌ترین و کارامدترین روش اصلاح خاک است. اگرچه فاضلاب آلودگی‌های زیادی مانند آلودگی خاک و آب ایجاد می‌کند، اما استفادهٔ صحیح و محدود از فاضلاب می‌تواند از خاک مراقبت کرده و کیفیت آن را بهبود بخشد. تبدیل لجن فاضلاب به ورمی‌کمپوست از طریق کرم‌های خاکی ممکن بوده و یکی از کارامدترین ابزارها برای کاهش خطر آلودگی فلزات سنگین ناشی از استفادهٔ مستقیم از لجن فاضلاب است. ورمی‌کمپوست ممکن است یک تغییر بی‌خطر از لجن فاضلاب باشد.

منابع

Banner AH (۱۹۷٤) Kaneohe Bay, Hawaii: urban pollution and a coral reefs ecosystem. In Proc ۲nd Int coral reef Symp ۲: ٦۸٥-۷۰۲

Batterman SA, Wurzburger N, Hedin LO (۲۰۱۳) Nitrogen and phosphorus interact to control tropical symbiotic N ۲ fixation: a test in Inga punctata. J Ecol ۱۰۱(٦):۱٤۰۰–۱٤۰۸

Blinkova O, Rosario K, Li L, Kapoor A, Slikas B, Bernardin F, Breitbart M, Delwart E (۲۰۰۹) Frequent detection of highly diverse variants of cardiovirus, cosavirus, bocavirus, and circovirus in sewage samples collected in the United States. J Cli Microbiol ۴۷(۱۱):۳۵۰۷□۳۵۱۳

Bourioug M, Alaoui-Sossé L, Laffray X, Raouf N, Benbrahim M, Badot PM, Alaoui-Sossé B (۲۰۱٤) Evaluation of sewage sludge effects on soil properties, plant growth, mineral nutrition state, and heavy metal distribution in European larch seedlings (Larix decidua). Arab J Sci Eng ۳۹(۷):٥۳۲٥–٥۳۳٥

Brar MS, Malhi SS, Singh AP, Arora CL, Gill KS (۲۰۰۰) Sewage water irrigation effects on some potentially toxic trace elements in soil and potato plants in north western India. Can J Soil Sci ۸۰(۳):٤٦٥–٤۷۱

Bravo-Martín-Consuegra S, García-Navarro FJ, Amorós-Ortíz-Villajos JÁ, Pérez-De-Los-Reyes C, Higueras PL (۲۰۱٦) Effect of the addition of sewage sludge as a fertilizer on a sandy vineyard soil. J Soils Sed ۱٦(٤):۱۳٦۰–۱۳٦٥

Council of the European Union [CEU] (۱۹۹۹) Council Directive ۱۹۹۹/۳۱/EC of ۲٦th April, ۱۹۹۹ on the landfill of waste. [۲۰۱۷-۰-۲۸] http://www.eugris.info/displayresource.aspx?r¼٥۷۹٥

Chien HF, Kao CH (۲۰۰۰) Accumulation of ammonium in rice leaves in response to excess cadmium. Plant Sci ۱٥٦(۱):۱۱۱–۱۱٥

Colón J, Alarcón M, Healy MG, Namli A, Sanin FD, Tayà C, Ponsá S (۲۰۱۷) Producing sludge for agricultural applications. Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment: ۲۹٦

Craun GF (۱۹۹۱) Causes of waterborne outbreaks in the United States. Water Sci Technol ۲٤ (۲):۱۷–۲۰

Csattho P (۱۹۹٤) The heavy metal pollution of the environmental and the agricultural production. Tematikus szakirodalmi Szemle, Akaprint Kiado, Budapest, pp ۱۸–۲۷

Das DC, Kau RN (۱۹۹۲) Greening wastelands through wastewater

Daughton CG, Ternes TA (۱۹۹۹) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? Environ Health Pers ۱۰۷(suppl ٦):۹۰۷–۹۳۸

Doty MS (۱۹٦۹) The ecology of Honaunau Bay, Hawaii, University of Hawaii. Series B Bio Sci ۱۷۷(۱۰٤۸):۳۳۱–۳٥۱

Elloumi N, Jerbi B, Zouari M, Abdallah FB, Ayadi H, Kallel M (۲۰۱٦) Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (Helianthus annuus). Environ Sci Pollut Res ۲۳(۲۰):۲۰۱٦۸–۲۰۱۷۷

Environmental Protection Agency (۲۰۰٦) In situ and ex situ biodegradation technologies for remediation of contaminated sites: engineering issue. United States

Fabricius K, Death G, McCook L, Turak E, Williams DM (۲۰۰٥) Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore great barrier reef. Mar Pol Bull ٥۱(۱–٤):۳۸٤–۳۹۸

Fang TH, Nan FH, Chin TS, Feng HM (۲۰۱۲) The occurrence and distribution of pharmaceutical compounds in the effluents of a major sewage treatment plant in northern Taiwan and the receiving coastal waters. Mar Pol Bull ٦٤(٧):١٤٣٥–١٤٤٤
Gratão PL, Polle A, Lea PJ, Azevedo RA (۲۰۰٥) Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. Func P Biol ٣٢(٦):٤٨١–٤٩٤
Griffin DW, Gibson CJ, Lipp EK, Riley K, Paul JH, Rose JB (١٩٩٩) Detection of viral pathogens by reverse transcriptase PCR and of microbial indicators by standard methods in the canals of the Florida keys. Appl Environ Microbiol ٦٥(٩):٤١١٨–٤١٢٥
Grillo V, Parsons ECM, Shrimpton JH (۲۰۰۱) A review of sewage pollution in Scotland and its potential impacts on harbour porpoise populations. In scientific committee at the ٥٣rd meeting of the international whaling Commission in London: ٣-١٦
Gröndahl F, Sidenmark J, Thomsen A (۲۰۰۹) Survey of waste water disposal practices at Antarctic research stations. Pol Res ٢٨(٢):٢٩٨–٣٠٦
Hernández J, Stedt J, Bonnedahl J, Molin Y, Drobni M, Calisto-Ulloa N, Gomez-Fuentes C, Astorga-España MS, González-Acuña D, Waldenström J, Blomqvist M (۲۰۱۲) Humanassociated extended-spectrum β-lactamase in the Antarctic. Appl Environ Microbiol ٧٨ (٦):٢٠٥٦–٢٠٥٨
Howard LS, Brown BE (١٩٨٤) Heavy metals and reef corals. Oceanogr Mar Biol Ann Rev ٢٢:١٩٥–٢١٠
Islam MS, Tanaka M (۲۰۰٤) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. Mar Pol Bul ٤٨(٧–٨):٦٢٤–٦٤٩
Johannes RE (١٩٧٥) Pollution and degradation of coral reef communities. Elsevier Oceanogr Ser ١٢:١٣–٥١
Kacprzak M, Neczaj E, Fijałkowski K, Grobelak A, Grosser A, Worwag M, Singh BR (۲۰۱۷) Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. Environ Res ١٥٦:٣٩–٤٦
Kannan V, Ramesh R, Sasikumar C (۲۰۰٥) Study on ground water characteristics and the effects of discharged effluents from textile units at Karur District. J Environ Biol ٢٦(٢):٢٦٩–٢٧٢
Khan FA, Ansari AA (۲۰۰٥) Eutrophication: an ecological vision. The Bot Rev ٧١(٤):٤٤٩–٤٨٢
Kimbrough DE, Cohen Y, Winer AM, Creelman L, Mabuni C (١٩٩٩) A critical assessment of chromium in the environment. Cri Rev Environ Sci Technol ٢٩(١):١–٤٦
Kocak S, Tokusoglu O, Aycan S (۲۰۰٥) Some heavy metal and trace essential element detection in canned vegetable foodstuffs by differential pulse polarography (DPP). Electron J Environ Agric Food Chem ٤:٨٧١–٨٧٨
Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S (١٩٩٧) Biomass productivity and wood energy of Salix species after ٢ years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. Bio Bioener ١٢ (٦):٤٠٩–٤١٧
Leila S, Mhamed M, Hermann H, Mykola K, Oliver W, Christin M, Elena O, Nadia B (۲۰۱۷) Fertilization value of municipal sewage sludge for Eucalyptus camaldulensis plants. Biotechnol Rep ١٣:٨–١٢
Lesser MP (١٩٩٦) Elevated temperatures and ultraviolet radiation cause oxidative stress and inhibit photosynthesis in symbiotic dinoflagellates. Limnol Oceanogr ٤١(٢):٢٧١–٢٨٣

Kannan V, Ramesh R, Sasikumar C (۲۰۰۵) Study on ground water characteristics and the effects of discharged effluents from textile units at Karur District. J Environ Biol ۲۶(۲):۲۶۹–۲۷۲

Khan FA, Ansari AA (۲۰۰۵) Eutrophication: an ecological vision. The Bot Rev ۷۱(٤):٤٤٩–٤٨٢

Kimbrough DE, Cohen Y, Winer AM, Creelman L, Mabuni C (۱۹۹۹) A critical assessment of chromium in the environment. Cri Rev Environ Sci Technol ۲۹(۱):۱–٤٦

Kocak S, Tokusoglu O, Aycan S (۲۰۰۵) Some heavy metal and trace essential element detection in canned vegetable foodstuffs by differential pulse polarography (DPP). Electron J Environ Agric Food Chem ٤:۸۷۱–۸۷۸

Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S (۱۹۹۷) Biomass productivity and wood energy of Salix species after ۲ years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. Bio Bioener ۱۲ (۶):۴۰۹–۴۱۷

Leila S, Mhamed M, Hermann H, Mykola K, Oliver W, Christin M, Elena O, Nadia B (۲۰۱۷) Fertilization value of municipal sewage sludge for Eucalyptus camaldulensis plants. Biotechnol Rep ۱۳:۸–۱۲

Lesser MP (۱۹۹٦) Elevated temperatures and ultraviolet radiation cause oxidative stress and inhibit photosynthesis in symbiotic dinoflagellates. Limnol Oceanogr ٤۱(۲):۲۷۱–۲۸۳
Kannan V, Ramesh R, Sasikumar C (۲۰۰۵) Study on ground water characteristics and the effects of discharged effluents from textile units at Karur District. J Environ Biol ۲۶(۲):۲۶۹–۲۷۲

Khan FA, Ansari AA (۲۰۰۵) Eutrophication: an ecological vision. The Bot Rev ۷۱(٤):٤٤٩–٤٨٢

Kimbrough DE, Cohen Y, Winer AM, Creelman L, Mabuni C (۱۹۹۹) A critical assessment of chromium in the environment. Cri Rev Environ Sci Technol ۲۹(۱):۱–٤٦

Kocak S, Tokusoglu O, Aycan S (۲۰۰۵) Some heavy metal and trace essential element detection in canned vegetable foodstuffs by differential pulse polarography (DPP). Electron J Environ Agric Food Chem ٤:۸۷۱–۸۷۸

Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S (۱۹۹۷) Biomass productivity and wood energy of Salix species after ۲ years growth in SRIC fertilized with wastewater sludge. Bio Bioener ۱۲ (۶):۴۰۹–۴۱۷

Leila S, Mhamed M, Hermann H, Mykola K, Oliver W, Christin M, Elena O, Nadia B (۲۰۱۷) Fertilization value of municipal sewage sludge for Eucalyptus camaldulensis plants. Biotechnol
Rep ۱۳:۸–۱۲ Lesser MP (۱۹۹٦) Elevated temperatures and ultraviolet radiation cause oxidative stress and inhibit photosynthesis in symbiotic dinoflagellates. Limnol Oceanogr ۴۱(۲):۲۷۱–۲۸۳

Stark JS, Smith J, King CK, Lindsay M, Stark S, Palmer AS, Snape I, Bridgen P, Riddle M (۲۰۱۵) Physical, chemical, biological and ecotoxicological properties of wastewater discharged from Davis Station, Antarctica. C Reg Sci Technol ۱۱۳:۵۲–٦۲

Stohs SJ, Bagchi D (۱۹۹۵) Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. F Rad Biol Med ۱۸ (۲):۳۲۱–۳۳٦

Sutherland KP, Shaban S, Joyner JL, Porter JW, Lipp EK (۲۰۱۱) Human pathogen shown to cause disease in the threatened eklhorn coral Acropora palmata. PLoS One ٦(۸):e۲۳٤٦۸

Tester CF (۱۹۹۰) Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. S Sci Soc Amer J ٥٤(٣):٨٢٧–٨٣١
Tomascik T, Sander F (۱۹۸٥) Effects of eutrophication on reef-building corals. Mar Biol ٨٧(٢):١٤٣–١٥٥
Tsadilas CD, Matsi T, Barbayiannis N, Dimoyiannis D (۱۹۹٥) Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. Communications in S Sci P Anal ٢٦(١٥–١٦):٢٦٠٣–٢٦١٩
Tsai CF (۱۹۷۳) Water quality and fish life below sewage outfalls. Transac Amer Fisher Soc ١٠٢(٢):٢٨١–٢٩٢
UNEP (۱۹۹٤) Regional overview of land-based sources of pollution in the wider Caribbean region. CEP Technical Report, UNEP
Vega Thurber RL, Burkepile DE, Fuchs C, Shantz AA, McMinds R, Zaneveld JR (٢٠١٤) Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. Glob Chan Biol ٢٠(٢):٥٤٤–٥٥٤
Verma S, Dubey RS (٢٠٠١) Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. Biologiaplant ٤٤(١):١١٧–١٢٣
Wallentiuns I (۱۹۷۹) Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askoe area, northern Baltic proper ٢: the ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Askoelaboratoriet
Wear SL, Thurber RV (٢٠١٥) Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. Ann N Y Acad Sci ١٣٥٥(١):١٥–٣٠
Weigel S, Berger U, Jensen E, Kallenborn R, Thoresen H, Hühnerfuss H (٢٠٠٤) Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. Chemosph ٥٦(٦):٥٨٣–٥٩٢
Wetz JJ, Lipp EK, Griffin DW, Lukasik J, Wait D, Sobsey MD, Scott TM, Rose JB (٢٠٠٤) Presence, infectivity, and stability of enteric viruses in seawater: relationship to marine water quality in the Florida keys. Mar Pol Bul ٤٨(٧–٨):٦٩٨–٧٠٤
Wooldridge SA (٢٠٠٩) A new conceptual model for the warm-water breakdown of the coral–algae endosymbiosis. Mar Fre Res ٦٠(٦):٤٨٣–٤٩٦
Wyrwicka A, Urbaniak M (٢٠١٨) The biochemical response of willow plants (Salix viminalis L.) to the use of sewage sludge from various sizes of wastewater treatment plant. Sci T Environ ٦١٥:٨٨٢–٨٩٤
Yang GH, Zhu GY, Li HL, Han XM, Li JM (٢٠١٨) Accumulation and bioavailability of heavy metals in a soil-wheat/maize system with long-term sewage sludge amendments. J Integ Agri ١٧(٨):١٨٦١–١٨٧٠
Zeid IM, Abou El Ghate HM (٢٠٠٧) Effect of sewage water on growth, metabolism and yield of bean. J Biol Sci ٧(١):٣٤–٤٠
Zhang G, Fukami M, Sekimoto H (٢٠٠٢) Influence of cadmium on mineral concentrations and yield components in wheat genotypes differing in cd tolerance at seedling stage. Fie Cr Res ٧٧(٢–٣):٩٣–٩٨
Zuo W, Xu K, Zhang W, Wang Y, Gu C, Bai Y, Shan Y, Dai Q (٢٠١٩) Heavy metal distribution and uptake by maize in a mudflat soil amended by vermicompost derived from sewage sludge. Environ Sci Pollut Res ٢٦(٢٩):٣٠١٥٤–٣٠١٦٦

فصل هفت: آلودگی خاک ناشی از شیوه‌های کشاورزی و راهکارهای مدیریت آن

چکیده

خاک نقش «مادر» را برای همه موجودات زندهٔ روی کره زمین ازجمله گیاهان، حیوانات، انسان و میکروارگانیسم‌ها دارد. خاک منبع آب و مواد مغذی موردنیاز برای رشد و نمو مناسب گیاهان است. «آلودگی خاک» عبارت است از آلودگی آن به محتویات یا مواد مضری که اثر سمی بر رشد و سلامت گیاهان و همهٔ موجودات دارد. از آن‌جا که آلودگی خاک را نمی‌توان به‌طور مستقیم ارزیابی کرد یا به‌صورت بصری درک کرد، به یک خطر پنهان تبدیل‌شده است. خاک می‌تواند به طرق مختلف آلوده شود، ازجمله: رسوبات ترکیبات اسیدی، فعالیت‌های توسعهٔ جامعه انسانی و فعالیت‌های مرتبط با معدن‌کاوی، فعالیت‌های صنعتی، فعالیت‌های کشاورزی مختلف مانند استفادهٔ بیش‌ازحد از آفت‌کش‌ها و کود. همه این موارد بر pH خاک، حضور و فعالیت میکروارگانیسم‌ها در خاک و بروز فلزات سمی در خاک تأثیر می‌گذارد. گیاهانی که در این خاک رشد می‌کنند می‌توانند اجزای مضر را جذب کرده و از مسیرهای فیزیولوژیکی مختلف در زنجیره غذایی عبور دهند. این آلودگی‌های خاک درنهایت روی کل پوشش گیاهی یک منطقه تأثیر گذاشته و درنهایت آیندهٔ ما را آلوده می‌کند. در این فصل تأثیرات آلودگی‌های مختلف خاک بر توسعه گیاهان زراعی و کانالیزه کردن آن‌ها در زنجیرهٔ غذایی با تأثیر بر سلامت انسان خلاصه شده است. در این فصل دیدگاه‌های جدید و چالش‌های آینده این موضوع مطرح شده است.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، آفت‌کش‌ها، کوددهی، زنجیرهٔ غذایی، میکروارگانیسم‌های خاک

۱-۷- معرفی آلودگی خاک و سناریوهای ناشی از شیوه‌های کشاورزی

در درجهٔ اول، آلودگی خاک به وجود یک ماده شیمیایی یا ماده‌ای در خارج از محل یا وجود غلظت بالاتر از حد معمول آن اشاره دارد که تأثیرات نامطلوبی بر خواص شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی خاک دارد. این عامل را نمی‌توان به‌طور مستقیم ارزیابی یا به‌صورت بصری درک کرد و این امر درنتیجه آن را به یک خطر پنهان تبدیل می‌کند. آلودگی خاک به‌تدریج به یک چالش بزرگ برای کشاورزی تبدیل شده که برای ایجاد محیطی سالم و کمک به رشد گیاهان بایستی بر آن غلبه کنیم. خاک محل زندگی بخش بزرگی از تنوع زیستی باکتری‌ها و سایر موجودات زندهٔ میکروسکوپی و ماکروسکوپی است که در مسیرهای مختلف مربوط به جذب مواد مغذی توسط گیاهان نقش دارند.

آلودگی کشاورزی به افزودن محصولات جانبی زیستی یا غیرزیستی به فعالیت‌های کشاورزی اشاره دارد که منجر به آلودگی/ تخریب محیط‌زیست و اکوسیستم‌های اطراف می‌شود، یا باعث آسیب به انسان و منافع اقتصادی آن‌ها می‌شود. این نوع آلودگی خاک ممکن است ناشی از منابع مختلف اعم

از آبیاری گرفته تا اقدامات مدیریتی مانند آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها، کودها و سایر مواد شیمیایی باشد. شکی نیست که این مواد شیمیایی که در کشاورزی استفاده می‌شود، با حفاظت از محصولات و افزایش تولید، امنیت غذایی را در موقع افزایش جمعیت ممکن ساخته است. آلودگی خاک با استفاده از مواد شیمیایی در طول کشاورزی به یک مشکل فزاینده در سراسر جهان تبدیل‌شده است؛ زیرا شیوه‌های مدیریت کل محصولات عمدتاً به مواد شیمیایی و تغییر در میکروفلور خاک بستگی دارد (شکل ۷-۱).

۲-۷- تأثیر کوددهی بر سلامت خاک و تولید محصول

خاک سالم نیاز اصلی برای شکوفایی کشاورزی است. از آماده‌سازی مزرعه تا برداشت محصول، فعالیت‌های متعددی در مزرعه انجام می‌شود که تأثیرات مضری بر سلامت خاک و درنهایت آلودگی خاک دارد. این موارد بر خواص خاک، اعم از شیمیایی و فیزیکی و میکروارگانیسم‌های ساکن در آن تأثیر منفی می‌گذارند. کودهای شیمیایی می‌توانند عملکرد محصول را حفظ یا بهبود بخشند، اما کاربرد آن‌ها می‌تواند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم باعث تغییر در خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک شود (آروالو-گرادینی و همکاران، ۲۰۱۵). استفادهٔ طولانی‌مدت از کود شیمیایی موجب کاهش pH خاک شده و زیست‌تودهٔ میکروبی، فعالیت و ساختار جامعهٔ باکتریایی را تغییر می‌دهد. کوددهی طولانی‌مدت زیست‌تودهٔ میکروبی کربن خاک و فعالیت دهیدروژناز را تا حد زیادی افزایش می‌دهد که درنهایت بر تولید محصول و سلامت خاک تأثیر می‌گذارد. مشاهده شده که استفاده از کودهای شیمیایی برای سه دهه سلامت خاک را کم کرده و تأثیرات مشابهی را که قبلاً گفته شد روی میکروارگانیسم‌های ساکن در خاک ایجاد می‌کند. با بسیاری از مطالعات به این نتیجه رسیدند که برای حضور بهتر میکروب خاک، باید یک تقویت متعادل با کود آلی اعمال شود (لوری و همکاران، ۲۰۱۷؛ برگاز و همکاران، ۲۰۱۸). در اوایل دههٔ ۱۹۰۰، کودهای آلی (عمدتاً کودهای حیوانی) حاوی مقادیر زیادی مواد آلی و محصولات حبوبات به‌عنوان منبع اصلی نیتروژن برای محصولات مورداستفاده قرار گرفت. معرفی کودهای شیمیایی نیتروژن و استفاده از محصولات حساس به کود باعث رونق تولید گردید، اما باعث کاهش استفاده از کودهای آلی شد که بر حجم مواد آلی خاک و درنهایت سلامت آن تأثیر گذاشت. استفاده از کودهای نیتروژنه، برای مثال اوره، تأثیر فراوانی بر خواص شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک دارد. میزان تجزیهٔ ورودی‌های آلی با «کیفیت پایین» یا نسبت کربن، نیتروژن بالا و ماده آلی خاک زمانی که کودهایی نظیر نیتروژن به خاک اضافه می‌شوند، افزایش می‌یابد (رکوس و همکاران، ۱۹۹۵). کاربرد کود باعث افزایش فعالیت تجزیهٔ میکروبی می‌شود که به دلیل غلظت کم مواد مغذی در مواد آلی محدودشده است؛ بنابراین، استفاده

از کود نیتروژن ممکن است منجر به تجزیهٔ سریع مادهٔ آلی خاک شده و بر سلامت خاک تأثیر منفی بگذارد.

وجود میکروبیوم‌های خاک یک عامل مهم برای سلامت خاک است که به‌صورت نامطلوب تحت تأثیر استفاده از کودهای شیمیایی قرار می‌گیرد. درحالی‌که تولید اولیهٔ خالص در اکوسیستم‌های کشاورزی محدود به نیتروژن است، فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک ممکن است محدود به کربن یا نیتروژن باشد (واردل، ۱۹۹۲؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۱؛ داس و همکاران، ۲۰۱۷). استفاده از کودهای شیمیایی اثر مضری بر خاک دارد و یکی از مفاهیمی است که بارها در خصوص کودها مطرح‌شده است. منابع شیمیایی نیتروژن ممکن است منجر به افزایش اسیدیته شود که بر بسیاری از عملکردهای خاک تأثیر منفی می‌گذارد. در یک مطالعهٔ بسیار جدید، پوفنبارگر و همکاران (۲۰۱۷) تأثیر کود نیتروژنه در مزارع ذرت غرب ایالات‌متحده را ارزیابی و تغییر مکان به مکان در سلامت خاک و عملکرد محصول را مشاهده کردند. به‌طور مشابه، در مطالعه‌ای توسط وانگ و همکاران (۲۰۱۸) تأثیر ورودی‌های نیتروژن یا فسفر بر جوامع میکروبی زیرزمینی در جنگل‌های نیمه گرمسیری با استفاده از واکنش زنجیره‌ای پلیمراز کمی و توالی‌یابی Illumina Miseq ژن ۱۶S rRNA باکتری جهت بررسی فراوانی، تنوع و ترکیب باکتریایی در صنوبر چینی بررسی شد. نتایج کاهش غنای باکتریایی و تنوع با افزودن نیتروژن (نیتروژن و نیتروژن – فسفر) را نشان داد. همچنین، نتیجه‌گیری شد که افزودن کود فسفر به‌طور قابل توجهی بر جوامع باکتریایی خاک تأثیر نمی‌گذارد.

شکل ۷-۱- مواد شیمیایی مورداستفاده در کشاورزی و اثر آن‌ها

فلزات سنگین به‌طور طبیعی در خاک وجود دارند و در حد بسیار کمی موردنیاز گیاه هستند، اما در غلظت‌های بالاتر در خاک، هم برای گیاهان و هم برای حیوانات مضر هستند. آزمایشی برای بررسی تغییر کاربردهای شیمیایی غلظت‌های کادمیوم، سرب و آرسنیک در خاک‌های کشت‌شده با گندم طراحی شد (عطافار و همکاران، ۲۰۱۰). نمونه‌برداری از خاک از ۴۰ نقطهٔ یک مزرعه انجام شد و غلظت فلزات سنگین، بافت خاک، pH، هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی، مواد آلی و محتوای کربنات اندازه‌گیری شد. این مطالعه نشان داد که غلظت کادمیوم، سرب و آرسنیک در خاک‌های زیر کشت به دلیل مصرف کود افزایش یافته است. دانشمندان خاک، لامبرت و همکاران (۲۰۰۷) حلالیت کادمیوم و روی را پس از کاربرد کودهای فسفاتهٔ حاوی این دو فلز در خاک بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که کودهای فسفاته باعث افزایش غلظت کادمیوم در عصارهٔ خاک نسبت به شاهد به‌ترتیب در ۸۷ و ۸۰ درصد از تیمارهای مزرعه و آزمایش‌ها می‌شود؛ افزایش غلظت فلزات سنگین ممکن است اثر دستکاری در خواص خاک، ازجمله خواص فیزیکی و بیولوژیکی داشته باشد (فریدلووا،

۲۰۱۰). فلزات سنگینی که در زنجیرهٔ غذایی کانالیزه می‌شوند تأثیرات کشنده‌ای بر انسان و حیوان نیز دارند (ایهاناچو و همکاران، ۲۰۱۷). مطالعات مختلف نشان می‌دهد که استفاده از کود به‌طورمثبت بر تولید محصول تأثیر می‌گذارد، اما استفادهٔ بیش‌ازحد از کودها و همچنین سایر مواد شیمیایی کشاورزی علیه حشرات، گیاهان و موش‌ها، تأثیر نامطلوبی بر خاک و خواص آن داشته است.

۳-۷- تأثیر مواد شیمیایی کشاورزی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک

خاک یک سیستم زنده و پویا است و همانند مادر کرهٔ زمین شناخته می‌شود؛ زیرا زندگی همه موجودات زنده به آن وابسته است. زیستگاه انواع میکرو و ماکروفلور و جانوران ازجمله: باکتری‌ها، اکتینومیست‌ها، قارچ‌ها، نماتدها، بندپایان، سخت‌پوستان و کرم‌های خاکی است که نقش مهمی در تخریب و تجزیهٔ بقایای گیاهی و جانوری و سایر مواد آلی در محیط دارند و همچنین در تثبیت نیتروژن، نیتریفیکاسیون و آزادسازی عناصر غذایی از مواد معدنی خاک مشارکت دارند. هر یک از فعالیت‌های ما در حین کشاورزی و استفادهٔ طولانی‌مدت از مواد شیمیایی می‌تواند بر ویژگی‌های خاک و فعالیت‌های مرتبط با موجودات زنده تأثیر منفی بگذارد که منجر به تغییر عملکرد خاک در تولید محصول، چرخه‌های کربن و نیتروژن و حذف محدوده‌ای از آلاینده‌های محیطی می‌شود؛ بنابراین، عواقب آن می‌تواند جدی باشد. ارزیابی اثر بلندمدت مصرف سموم و کودهای شیمیایی بر ویژگی‌های خاک و تجمع فلزات سنگین نشان داد که ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند جرم مخصوص ظاهری در درازمدت تغییر کرده و نسبت به خاک شاهد افزایش یافته است (یارقلی و آذرنشان، ۱۳۹۳). علاوه بر فلز سنگین، کودهای غیرآلی ممکن است تأثیرات مضری بر کربن آلی خاک (SOC)، خواص فیزیکی خاک و عملکرد محصول در کشت گردشی طولانی‌مدت ذرت (*Zea mays*) و گندم (*Triticum aestivum*) داشته باشند (برار و همکاران، ۲۰۱۵).

کوددهی طولانی‌مدت تأثیر نامطلوبی بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، زیست‌تودهٔ کربن میکروبی، تنفس میکروبی، فعالیت آنزیم و پراکندگی سیپرمترین دارد. با آزمایش پنج تیمار کوددهی، یعنی کود آلی، کود نیتروژن-فسفر-پتاسیم، کود فسفر-پتاسیم، کود نیتروژن-پتاسیم و بدون کود (شاهد)، به این نتیجه رسیدند که محتوای کربن، نیتروژن و فسفر آلی و فعالیت آنزیمی در خاک‌هایی با کوددهی متعادل بالاتر از خاک‌هایی با کوددهی نامتعادل است (ژی و ژو، ۲۰۰۸). همچنین، مطالعات نشان می‌دهد که در طی فعالیت‌های کشاورزی، عرضهٔ بیش‌ازحد نیتروژن باید متوقف شود؛ زیرا این کود عامل اصلی تغییر pH بوده و درنتیجه تغییرات بعدی در خواص فیزیکی و بیولوژیکی خاک را ایجاد می‌کند. استفاده از کود فسفر ممکن است شیوه‌ای کارامد برای کاهش نسبت نیتروژن/ فسفر و افزایش اتلاف سیپرمترین در خاک با محتوای نیتروژن بالا باشد. استفاده از کودهای شیمیایی به‌تنهایی یا کودهای شیمیایی همراه با ترکیبات آلی معمولاً برای بهبود خواص فیزیکوشیمیایی و

حاصلخیزی خاک‌های قرمز به‌کار می‌روند (وانگ و ژانگ، ۲۰۱۶). میکروب‌های موجود در خاک برای فعالیت‌های آنزیمی خود به pH و دمای خاصی نیاز دارند. تغییر در هر یک از آن‌ها می‌تواند به‌نوبهٔ خود فعالیت‌ها و حاصلخیزی خاک را تغییر دهد. محتوای نیتروژن و فسفر کل در خاک به‌طور قابل توجهی در طول کوددهی طولانی‌مدت افزایش می‌یابد. در مقابل، محتوای پتاسیم کل در خاک به‌طور قابل توجهی با کوددهی طولانی‌مدت کاهش می‌یابد. چندین مطالعهٔ دیگر برای افزایش درک اثر کوددهی بر خواص خاک انجام شد. یک آزمایش مزرعه‌ای طی سال‌های ۲۰۱۱-۲۰۱۰ و ۲۰۱۲-۲۰۱۱ برای بررسی اثر مقادیر بهینه (نیتروژن-فسفر-پتاسیم ۱۰۰ درصد) تا فوق بهینه (نیتروژن-فسفر-پتاسیم ۲۰۰ درصد) کودهای معدنی روی آنزیم‌های خاک مانند دهیدروژناز، اسیدفسفاتاز، آلکالین فسفاتاز، هیدرولیز فلورسین دی استات، اوره آز و نیترات ردوکتاز (NRA) در سه مرحلهٔ فیزیولوژیکی (CRI، گرده‌افشانی و بلوغ) محصول گندم انجام شد (راکشیت و همکاران، ۲۰۱۶). این مطالعه کاهش فعالیت دهیدروژناز به میزان ۳۷-۲۸ درصد و القای اورهٔ آز و نیترات ردوکتاز به‌ترتیب به مقدار ۴۴-۴۳ درصد و ۲۳۱-۲۱۳ درصد نشان داد. اثر مثبت متقابل معنی‌داری بین تیمارهای کودی و مراحل فیزیولوژیکی رشد گندم بر فعالیت آنزیم‌های خاک (به‌جز اورهٔ آز و نیترات ردوکتاز) مشاهده شد که بیشترین آن در مرحله گرده‌افشانی گندم بود. این مطالعات شواهدی را برای اجتناب از کاربرد بیش‌ازحد کودها ارائه می‌کنند؛ زیرا آن‌ها مانع از فعالیت آنزیمی و غنی‌سازی پایدار مواد مغذی در ریزوسفر می‌شوند که پیش‌نیاز رشد و تولید است.

اطلاعات در مورد تأثیرات کوددهی طولانی‌مدت، استفاده از آفت‌کش‌ها و ماندگاری آن محدود است. مطالعات اطلاعات جامعی را با درنظرگرفتن حاصلخیزی خاک، عملکرد محصول و محیط ارائه می‌دهد. این مشاهدات نشان می‌دهد که استفادهٔ ترکیبی از کودهای آلی و کودهای غیرآلی برای جلوگیری از کاهش حاصلخیزی خاک و تغییر در خواص شیمیایی و بیولوژیکی خاک توصیه می‌شود (سینگ و گوشال، ۲۰۱۰). آلودگی خاک توسط آفت‌کش‌ها می‌تواند به غلظت آفت‌کش‌ها و عناصر شیمیایی در خاک مربوط باشد. به همین دلیل وضعیت استفاده از آفت‌کش‌ها و کودها تحت مدیریت خاک ضروری است و نیاز به برنامه‌ریزی برای کاهش یا جایگزینی استفاده از آفت‌کش‌ها و کود دارد تا مشکل خاک حذف شود.

۴-۷- تأثیر مواد شیمیایی کشاورزی بر میکروفلور خاک

کیفیت زندگی ارتباط بسیار پیچیده‌ای با سلامت محیط دارد. تعادل بین جانداران و محیط‌زیست می‌تواند به‌دلیل آلودگی بیوسفر با قارچ‌کش‌ها و علف‌کش‌ها که به‌عنوان مواد شیمیایی مؤثر در حفاظت از محصول در کشاورزی مدرن در نظر گرفته می‌شوند، مختل شود. این افزایش در تولید محصولات زراعی و محافظت از محصولات، یک مشکل جدی برای ایمنی مواد غذایی و استفادهٔ پایدار

از خاک ایجاد می‌کند. همچنین، می‌توانند اثرات سمی را روی ارگانیسم‌های غیرهدف، ازجمله میکروب‌های ساکن در خاک، ایجاد کنند؛ بنابراین، نیاز به نظارت بر سرنوشت محیطی قارچ‌کش‌ها یا هر مادهٔ شیمیایی که میکروفلور خاک را تغییر می‌دهد وجود دارد؛ زیرا به‌نوبهٔ خود بر حاصلخیزی خاک تأثیر می‌گذارد (هاندا و همکاران، ۱۹۹۹).

میکروب‌هایی که در خاک هستند به گیاهان کمک می‌کنند تا مواد مغذی را از خاک به‌دست آورده و مواد آلی را تجزیه کنند. کوددهی و سایر مواد شیمیایی که در روش‌های مختلف کشاورزی استفاده می‌شوند، می‌توانند به آن‌ها آسیب برسانند (سینگ و پراساد، ۲۰۱۹). تأثیر قارچ‌کش فالکون ۴۶۰ EC بر تنوع میکروبی، فعالیت آنزیمی و مقاومت و رشد گیاه بررسی و تفاوت‌هایی در مقادیر شاخص توسعهٔ کلونی و شاخص اکوفیزیولوژیکی مشاهده شد که بیانگر آن است که مخلوط اسپیروکسامین، تبوکونازول و تریادیمنول تنوع بیولوژیکی گروه‌های مورد آنالیز میکروارگانیسم‌های خاک را اصلاح می‌کند (باکماگا و همکاران، ۲۰۱۶). قارچ‌کش‌ها فعالیت دهیدروژنازها، کاتالاز، اورهٔ آز، اسیدفسفاتاز و آلکالین فسفاتاز میکروب‌ها را مهار می‌کنند و درنتیجه توانایی آن‌ها را برای انجام عملکرد کاهش می‌دهند. دهیدروژنازها، یعنی مقاوم‌ترین آنزیم‌ها به آلودگی خاک، با بالاترین دوز قارچ‌کش (۳۰۰ برابر بیشتر از شاهد) به‌شدت القا شدند. آزمایش سمیت گیاهی نشان می‌دهد که قارچ‌کش می‌تواند ظرفیت جوانه‌زنی بذر و افزایش طول ریشه را با تغییر در دسترس بودن مواد مغذی در خاک مهار کند. همچنین، مطالعات نشان داده‌اند که دوزهای بیش‌ازحد قارچ‌کش می‌تواند تغییراتی را در فعالیت بیولوژیکی خاک ایجاد کند که به رشد و شکوفایی گیاهان کمک می‌کند. پارامترهای میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی آنالیزشده، شاخص‌های قابل اعتمادی از اثر سمی قارچ‌کش بر کیفیت خاک هستند. اثر علف‌کش‌های مختلف نظیر Alister Grande ۱۹۰ OD، Fuego ۵۰۰ SC و Lumax ۵۳۷٫۵ SE بر تعداد اکتینومیست‌ها و همچنین فعالیت آنزیم‌ها و مقاومت آن‌ها در برابر علف‌کش‌ها مورد بررسی قرار گرفت (باکماگا و همکاران، ۲۰۱۶) و دریافتند که آلودگی خاک به علف‌کش‌ها به افزایش تعداد اکتینومیست‌های خاک کمک می‌کند. در مورد فعالیت‌های آنزیمی، اوره آز متحمل‌ترین آنزیم به آلودگی خاک با علف‌کش‌ها بود، درحالی‌که سایر آنزیم‌ها تحت تأثیر آلودگی علف‌کش در خاک قرار گرفتند. در مطالعهٔ وزوسکا و همکاران (۲۰۱۶) اثر ترکیبی پتوکسامید (P) و تربوتیلازین (T) موجود در علف‌کش Successor T ۵۵۰ SE بر باکتری‌های ارگانوتروف، کل باکتری‌های اولیگوتروف، ازتوباکتر و اکتینومیست، باکتری‌های الیگوتروفیک اسپورزا، قارچ‌ها و فعالیت‌های قارچ‌ها، دهیدروژنازها، کاتالاز، اورهٔ آز، آلکالین فسفاتاز، اسیدفسفاتاز، آریل سولفاتاز و گلوکوزیداز مورد آنالیز قرار گرفت. همچنین، در این مطالعه اثر سمیت گیاهی این آفت‌کش بر ذرت مورد آنالیز قرار داده شد. مخلوط پتوکسامید و تربوتیلازین هموستاز خاک را مختل و پایداری خاک را تغییر داد و منجر به ایجاد توالی باکتری‌های ارگانوتروف با استراتژی K شد. همچنین، بر باکتری‌های جنس ازتوباکتر،

باکتری‌های هاگ‌ساز اولیگوتروف، اکتینومیست‌ها و قارچ‌ها تأثیر منفی گذاشت و تأثیر مثبتی بر باکتری‌های اولیگوتروف داشت. مخلوط پتوکسامید و تربوتیلازین در دوزهای بیشتر از ۰/۷۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک منجر به مهار قوی دهیدروژنازها، کاتالاز، اورهٔ آز، اسیدفسفاتاز، آلکالین فسفاتاز، آریل سولفاتاز و β-گلوکوزیداز شد و به‌طور قابل توجهی رشد و نمو ذرت را مهار کرد.

آفت‌کش‌ها، مقرون‌به‌صرفه‌ترین ابزار کنترل آفات و علف‌های هرز بوده و امکان حفظ عملکرد فعلی را فراهم می‌کنند و بنابراین به دوام اقتصادی کمک می‌کنند؛ اما وقتی صحبت از تأثیرات زیست‌محیطی استفادهٔ مکرر از آفت‌کش‌ها و سرنوشت آن‌ها در محیط‌زیست می‌شود، به‌عنوان یک مشکل بزرگ ظاهر می‌شود که می‌تواند از مزارع به هوا، دیگر زمین‌ها و آب‌ها تسری یابد. پاتیرو مور (۲۰۰۷) بسیاری از مطالعات را براساس تأثیر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی سیستم خاک مانند رطوبت، مواد آلی و محتویات خاک رس و pH بر جذب/ دفع و تخریب آفت‌کش‌ها و دسترسی آن‌ها به آب‌های زیرزمینی و سطحی انجام داد. شواهد نشان می‌دهد که مواد شیمیایی به‌کاررفته در سطح خاک ممکن است به‌سرعت به آب‌های زیرزمینی منتقل شوند و از ناحیهٔ خاک غیراشباع عبور کنند (جانسون و همکاران، ۱۹۹۵). فرضیه‌ای پیشنهادی برای توضیح این انتقال سریع شامل جریان ترجیحی (الیوت و همکاران، ۲۰۰۰؛ رولیه و جارویس، ۲۰۰۳)، انتقال مشترک با مادهٔ کلوئیدی (ورال و همکاران، ۱۹۹۹؛ هسکت و همکاران، ۲۰۰۱) و ترکیبی از هر دو فرایند هست (ویلیامز و همکاران، ۲۰۰۰). آفت‌کش‌ها تعداد زیادی از محصولات تبدیلی (TPs) را تشکیل می‌دهند (بارسلو و هنیون ۱۹۹۷) که هم برای گیاه و هم برای محیط‌زیست بسیارمضر هستند. پارامترهایی که اطلاعات مربوط به ماندگاری، حرکت و محصولات تبدیلی علف‌کش را ارائه می‌دهند عبارت‌اند از: حلالیت در آب، ثابت جذب خاک (K_{oc})، ضریب نسبت اکتانول/ آب (K_{ow}) و نیمه عمر در خاک ($DT_{۵۰}$). آفت‌کش‌ها و محصولات تبدیلی را می‌توان به موارد زیر دسته‌بندی کرد: (الف) آفت‌کش‌های آبگریز، پایدار و زیست‌انباشته که به‌شدت به خاک متصل هستند. آفت‌کش‌هایی که چنین رفتاری را نشان می‌دهند عبارت‌اند از: ارگانوکلر DDT، اندوسولفان، اندرین، هپتاکلر، لیندان و محصولات تبدیلی آن‌ها. در حال حاضر، اکثر آن‌ها در کشاورزی ممنوع هستند، اما بقایای آن‌ها هنوز وجود دارد. (ب) آفت‌کش‌های قطبی عمدتاً با علف‌کش‌ها نشان داده می‌شوند. این آفت‌کش‌ها شامل کاربامات‌ها، قارچ‌کش‌ها و برخی از محصولات تبدیلی حشره‌کش‌های ارگانوفسفره هستند. آن‌ها با روان‌آب و شسته شدن از خاک خارج شده و درنتیجه تأمین آب آشامیدنی مردم را با مشکل مواجه می‌کنند. بیشترین تحقیقات در مورد محصولات تبدیلی آفت‌کش‌ها در خاک بدون شک آن‌هایی هستند که از علف‌کش‌ها استفاده می‌شود. چندین مسیر متابولیک شامل تبدیل از طریق هیدرولیز، متیلاسیون و شکافت حلقه مطرح شده که چندین ترکیب فنلی سمی را تولید می‌کنند. آفت‌کش‌ها و محصولات تبدیلی آن‌ها بسته به برهم‌کنش بین خواص خاک و آفت‌کش‌ها در درجات مختلف توسط خاک حفظ می‌شوند.

تأثیرگذارترین مشخصهٔ خاک محتوای مواد آلی آن است. هر چه مقدار مادهٔ آلی بیشتر باشد، جذب آفت‌کش‌ها و محصولات تبدیلی بیشتر می‌شود. ظرفیت خاک برای نگهداری یون‌هایی با بار مثبت به شکل قابل‌تعویض با کاربرد پاراکوات و سایر آفت‌کش‌هایی که بار مثبت دارند، مهم است. اسید معدنی قوی برای استخراج این مواد شیمیایی موردنیاز است.

pH خاک نیز با استفاده از آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها به‌شدت تغییر می‌کند. جذب آفت‌کش‌های قابل یونیزاسیون (مانند 2,4-D، ۲، ۴، ۲-T۵، پیکلرام و آترازین) با کاهش pH خاک افزایش می‌یابد (آندرو و پیکو، ۲۰۰۴). تیمار فشردهٔ خاک با آفت‌کش‌ها/ علف‌کش‌ها می‌تواند با کاهش جمعیت میکروارگانیسم‌های مفید خاک منجر به تغییر در خواص فیزیکی خاک شود. تأثیر استفادهٔ بیش‌ازحد از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها بر ارگانیسم‌های خاک، مشابه تأثیر استفادهٔ بیش‌ازحد از آنتی‌بیوتیک‌ها توسط انسان است. استفاده طولانی‌مدت از مواد شیمیایی، تغییر قابل توجهی در واکنش گیاهان و واکنش ارگانیسم‌ها نسبت به آن مادهٔ شیمیایی ایجاد می‌کند (ساونن، ۱۹۹۷). قارچ‌های میکوریز همراه ریشهٔ بسیاری از گیاهان رشد و به جذب مواد مغذی کمک می‌کنند. این قارچ‌ها می‌توانند با علف‌کش‌های موجود در خاک آسیب ببینند. برای مثال اوریزالین، تری‌کلوپیر و تری‌فلورالین رشد گونه‌های خاصی از قارچ‌های میکوریز را مهار می‌کنند (کلی و ساوث، ۱۹۷۸؛ چاکراوارتی و سیدو، ۱۹۸۷). اگزادیازون تعداد اسپورهای قارچ میکوریز را کاهش می‌دهد (مورمان، ۱۹۸۹). عبدالله و همکاران (۲۰۰۰) اثر علف‌کش‌های روغنی آفوگان، برومینال، گراموکسون، سلکرون و سومی را بر رشد، گره‌زایی و کلون‌زایی ریشه توسط قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار (AM) حبوبات بررسی کردند. نتایج نشان داد که هر پنج آفت‌کش هنگام استفاده در مزرعه نه‌تنها محیط خاک را تغییر می‌دهند، بلکه سرعت، رشد و فعالیت میکروبی را در لوبیا چشم‌بلبلی، لوبیای معمولی و لوپین را نیز تغییر می‌دهند.

آزمایش‌ها و ایده‌ها نشان می‌دهند که درک سرنوشت آفت‌کش‌ها/ علف‌کش‌ها برای تصمیم‌گیری منطقی در مورد مجوز آن‌ها ضروری است. برای دستیابی به درک کافی، نیاز به مجموعه‌ای از علوم خاک، کانی‌شناسی رس، شیمی فیزیک، شیمی سطح، میکروبیولوژی محیطی، فیزیولوژی گیاهی و بدون شک سایر رشته‌ها نیز است. با به‌کارگیری رویکرد چندرشته‌ای در تحقیقات زیست‌محیطی، امکان برنامه‌ریزی، مدیریت، پیگیری و ادغام نتایج مطالعات برای توسعهٔ ابزارها و تکنیک‌های تصمیم‌گیری مؤثر زیست‌محیطی فراهم می‌شود.

۵-۷- تأثیر آبیاری بر خواص خاک

آبیاری، استفاده از آب در خاک به‌منظور تأمین رطوبت ضروری برای رشد گیاه است. در سراسر جهان، کشاورزی به رطوبت خاک وابسته است؛ زیرا از جوانه‌زدن تا زمان پر شدن دانه موردنیاز است. این

نشان می‌دهد که کشاورزی آبی به‌عنوان ستون فقرات بوده و نقش مهمی در تولید مواد غذایی و فیبر ایفا می‌کند. آبیاری نقش مهمی در حفظ خواص فیزیکی و بیولوژیکی خاک دارد. برای بررسی تأثیرات شیوه‌های آبیاری بر برخی از خواص شیمیایی خاک، آدجوموبی و همکاران (۲۰۱۴) از دو زمین منطقهٔ مورد مطالعه، نمونهٔ خاک از اعماق متغیر تهیه کردند. پارامترهای شیمیایی (pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد سدیم قابل‌تعویض، Mg^{2+}، Ca^{2+}، مادهٔ آلی و کربن آلی) در نمونه‌های خاک آنالیز شدند. pH خاک که در شروع طرح در محدودهٔ خنثی (۷/۰۰-۶/۶۵) بود، کمی اسیدی شده بود (۵۳/۶۰-۶/۶). مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نیز از ۱۰cmol/kg به ۳۵cmol/kg افزایش یافته بود؛ درحالی‌که مواد آلی (OM) و کربن آلی (OC) نیز افزایش قابل توجهی در سطوح خود داشته‌اند (پایه از ۰/۹۳ تا ۱/۰۸؛ برای سال ۲۰۱۳ از ۹/۵۲ تا ۹/۷۹). به‌طورکلی، آنالیز نشان داد که برای جلوگیری از بدتر شدن خاک، نیاز به پایش مناسب خاک است. در هر مزرعه، پیشنهاد می‌شود که برنامه‌ریزی مناسب آبیاری در نظر گرفته شود؛ زیرا محتوای آب خاک برای تأمین آب موردنیاز محصول و حل کردن مواد مغذی ضروری بوده و باید دردسترس گیاه قرار داده شود. بااین‌حال، آب اضافی در خاک موجب کاهش اکسیژن (O_2) و افزایش سطح دی‌اکسید کربن (CO_2) شده و بنابراین نیاز به خروج آب از مزرعه وجود دارد. آزمایش‌های مزرعه‌ای برای سه فصل رشد (۲۰۰۹-۲۰۰۷) در پنج مکان مختلف از انواع خاک و سطوح شوری برای پایش تأثیر کیفیت آب آبیاری بر ویژگی‌های خاک در عربستان سعودی انجام شد (الغباری، ۲۰۱۱). نتایج نشان داد که تمام مزارع آبیاری‌شده دارای غلظت نمک مختلف بودند که توسط مقادیر هدایت الکتریکی (ECe) عصاره‌های خمیر اشباع خاک حاصل‌شده بود. این مطالعه نشان داد که تجمع نمک در خاک مزارع ارتباط تنگاتنگی با غلظت نمک آب آبیاری دارد و با افزایش شوری آب آبیاری، مقدار شوری خاک افزایش تدریجی و معنی‌داری داشت. همچنین، نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که کاهش یا افزایش شوری خاک که از طریق پروفیل‌های خاک برای همهٔ مزارع عمدتاً در فصل اول و افزایش جزئی در دو فصل بعد بود و با افزایش تعداد فصول بیشتر نشده بود و مقادیر شوری خاک تقریباً یکسان باقی مانده بود و تحت تأثیر استفادهٔ طولانی‌مدت از آب‌های با شوری کم یا بالا برای چندین سال در همهٔ مزارع‌ها قرار نگرفته بود. این مشاهدات ارتباط مستقیم آلودگی خاک با کیفیت آب مورداستفاده در آبیاری را نشان می‌دهد.

برای توسعهٔ سیستم کشاورزی پایدار، اطلاعات محدودی در مورد تأثیر برنامه‌های آبیاری طولانی‌مدت بر ویژگی‌های خاک و عملکرد محصول وجود دارد. سان و همکاران (۲۰۱۸) تغییرات چگالی ظاهری خاک (BD)، هدایت هیدرولیکی اشباع (K_{sat})، توده‌های پایدار در آب، مواد آلی خاک (SOM) و نیتروژن کل (TN) را در اعماق متغیر خاک با مقادیر مختلف آبیاری، در یک آزمایش ۱۷ ساله در سیستم کشت دوتایی با حذف بقایای محصول و خاک‌ورزی دستی در شمال دشت چین بررسی کردند. مطالعه نشان داد که چگالی ظاهری خاک با افزایش مقدار آبیاری افزایش می‌یابد. هدایت

الکترولیکی اشباع در سطح آبیاری متوسط به حداکثر سطح رسید. همچنین، نشان دادند که زمان آبیاری نیز بر چگالی ظاهری خاک و هدایت هیدرولیکی اشباع خاک تأثیر می‌گذارد. مواد آلی خاک و نیتروژن کل نیز تحت تأثیر قرار گرفتند و روند کاهشی با افزایش مقدار آبیاری مشاهده شد. کیفیت خاک و تولید محصول ممکن است توسط آبیاری معقول و بازگشت بقایای محصول به مزرعه بهبود یابد. به گفتهٔ رزاقی و همکاران (۲۰۱۶)، آبیاری توسط آب فاضلاب می‌تواند مفید یا مضر باشد که به منطقهٔ جغرافیایی و نوع فاضلاب مورداستفاده بستگی دارد. در کشور غنا، تأثیرات چهار منبع آب آبیاری (رودخانه، کانال، شهر و چاه) برای خواص شیمیایی و فیزیکی خاک در کشت گوجه‌فرنگی مورد بررسی قرار گرفت (تاکاس و همکاران، ۲۰۱۱). مشاهدات نشان داد که آبیاری مداوم باعث کاهش مقادیر متغیرها و مقادیر عناصر غذایی خاک شد. بااین‌حال، کیفیت آب و داده‌های شیمیایی و فیزیکی خاک نشان می‌دهد که فرایند سدیم‌سازی و افزایش خطر فرسایش خاک باید کنترل شود تا بتوان به یک سیستم تولید با پایداری بالا دست یافت. خاک آبیاری‌شده با آب رودخانه به‌دلیل سطح بهینهٔ pH، EC، سدیم، منیزیم و نیترات آمونیوم برای رشد گوجه‌فرنگی ترجیح داده می‌شود. پیشنهاد می‌شود در صورت هدررفتن آب، از آب حاوی هر ترکیبی برای آبیاری استفاده نشود؛ زیرا مواد معدنی خارج شده از این آب‌ها باعث آلودگی خاک می‌شود. در مناطق خشک و نیمه‌خشک، فاضلاب تصفیه‌شده برای آبیاری کشاورزی به‌عنوان راه حلی برای کمبود آب است (اوزن، ۲۰۱۶؛ کرایتا و درچسل، ۲۰۰۴).

۶-۷- راهکارهای استفاده از جایگزین برای مواد شیمیایی کشاورزی

کودها، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها ترکیباتی شیمیایی هستند که با افزایش تولید، کنترل گونه‌های آفات و علف‌های هرز در مزارع کشاورزی مرتبط‌اند.

تیمار خاک سنگین با آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها می‌تواند منجر به کاهش جمعیت میکروارگانیسم‌های مفید خاک شود که برای حفظ حاصلخیزی خاک ضروری هستند. استفادهٔ بیش‌ازحد از کودهای شیمیایی، علف‌کش‌ها و آفت‌کش‌ها اثراتی مشابه استفادهٔ بیش‌ازحد انسان از آنتی‌بیوتیک‌ها روی ارگانیسم‌های خاک دارد. استفادهٔ بی‌رویه از مواد شیمیایی کشاورزی ممکن است برای سال‌های اولیه تولید بهتری حاصل کند، اما در سال‌های بعد، میکروارگانیسم‌های مفید خاک به‌اندازهٔ کافی برای حفظ مواد مغذی موجود در خاک وجود نخواهد داشت. به‌عنوان‌مثال، گیاهان برای جذب نیتروژن از خاک، به انواع باکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن موجود در خاک وابسته هستند تا نیتروژن اتمسفر را به نیتروژن موجود در گیاه به شکل یون آمونیوم تبدیل کنند. علف‌کش‌های رایج، تثبیت نیتروژن را مختل می‌کنند: تری‌کلوپیر باکتری‌هایی که آمونیوم را به نیتریت تبدیل می‌کنند، مهار می‌کند؛ گلایفوسیت رشد و فعالیت باکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن آزاد در خاک را کاهش می‌دهد و ۲,۴-

D تثبیت نیتروژن توسط باکتری‌هایی که روی ریشهٔ گیاهان لوبیا زندگی می‌کنند را کاهش می‌دهد، رشد و فعالیت جلبک‌های سبز آبی تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن را کاهش می‌دهد و از تبدیل آمونیوم به نیترات توسط باکتری‌های خاک جلوگیری می‌کند (بهات و همکاران، ۲۰۱۹). قارچ‌های میکوریزا به‌صورت هم‌زیست با ریشه‌های بسیاری از گیاهان رشد کرده و به جذب مواد مغذی کمک می‌کنند. این قارچ‌های مفید نیز می‌توانند با استفاده از علف‌کش آسیب ببینند. یک مطالعه نشان داد که اوریزالین و تری‌فلورالین، هر دو، از رشد گونه‌های خاصی از قارچ‌های میکوریزی جلوگیری می‌کنند (کلی و ساوث، ۱۹۷۸). رانداپ برای قارچ‌های میکوریز سمی است؛ همچنین، تری‌کلوپیر برای چندین گونه از قارچ‌های میکوریز سمی است و اگزادیازون تعداد هاگ‌های قارچ میکوریز را کاهش می‌دهد.

تعداد کمی از تاکتیک‌های مدیریت آفت‌کش‌ها وجود دارد که بدون خطر هستند و در شرایط مختلف بخت موفقیت معقولی دارند. ازجمله مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به پایش جمعیت آفات در مزرعه قبل از هرگونه کاربرد آفت‌کش، تغییر آفت‌کش‌ها با روش‌های مختلف فعالیت، محدود کردن تعداد کاربردها در طول زمان و مکان، ایجاد یا بهره‌برداری از پناهگاه، اجتناب از تداوم غیرضروری، هدف قرار دادن کاربرد آفت‌کش‌ها در برابر آسیب‌پذیرترین مراحل رشد و چرخهٔ زندگی آفات، استفاده از هم‌افزایی که می‌واند سمیت آفت‌کش‌های داده‌شده را با مهار مکانیسم‌های سم‌زدایی در سیستم رودهٔ آفات، افزایش دهد.

علاوه بر کاهش مصرف آفت‌کش‌ها، کنترل بیولوژیکی آفات رویکرد جدیدتری است که با مدیریت آفات در مزارع سروکار دارد. مدیریت تلفیقی آفات (IPM) اغلب برای مدیریت بیماری‌های گیاهی و حشرات در نظر گرفته شده که جمعیت آفات را به زیر سطح آسیب اقتصادی می‌رساند. اقدامات مدیریت تلفیقی آفات شامل نظارت بر آفات و استفاده از آستانه‌های اقتصادی (ETs)، کاهش مقدار آفت‌کش‌ها و متنوع کردن سیستم‌های کشت و راهکارهای کنترل برای جلوگیری از مشکلات آفات است. رویکردهای مدیریت تلفیقی آفات مانند استفاده از واریته‌های مقاوم ازنظر ژنتیکی و حفظ جمعیت گونه‌های شکارچی آفات به مدیریت آفات کمک می‌کند.

راهکارهای کاهش علف‌کش نسبت به شیوه‌های کشت ارگانیک که در آن از هیچ علف‌کشی استفاده نمی‌شود و سیستم‌های کشاورزی متداول که برای سود بردن از کاهش استفاده از علف‌کش‌ها انجام می‌شود، متفاوت است. کشاورزی ارگانیک شناخته‌شده‌ترین شکل کشاورزی برای کاهش آفت‌کش است. ویژگی اصلی آن این است که از علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها یا کودهای سنتزی استفاده نمی‌شود. مصرف محدود کود و کاهش یا حذف استفاده از آفت‌کش یا علف‌کش ممکن است برای بسیاری از کشاورزان ازنظر بهره‌وری نسبت به تولید ارگانیک عملی‌تر به نظر برسد، اما کشاورزی ارگانیک حاصلخیزی خاک را حفظ می‌کند و محصولاتی با ارزش پولی بالاتر در بازار تجاری ارائه می‌دهد. استراتژی‌های کاهش استفاده از علف‌کش‌ها را می‌توان همراه با مجموعه‌ای از شیوه‌های مدیریتی

اختصاص داده‌شده به‌تدریج تنظیم کرد: (۱) جایگزینی علف‌کش با سایر روش‌های مدیریت علف‌های هرز، (۲) کارایی در استفاده از علف‌کش‌ها و (۳) طراحی مجدد سیستم کشت برای جلوگیری از استفاده از علف‌کش‌ها. اگرچه بیشتر راهکارها را می‌توان در هر یک از اقدامات ذکرشده مورداستفاده قرار داد، اما هدف اصلی، کاهش استفاده از علف‌کش است و استفاده از استراتژی‌هایی که در امتداد آن هستند حیاتی‌تر است. برای مثال، کشاورزانی که مصمم به کاهش استفاده از علف‌کش‌ها هستند، باید با طراحی مجدد الگوی کشت به‌گونه‌ای که ظرفیت تداخل و اندازهٔ جمعیت علف‌های هرز را کاهش دهد، نیاز به علف‌کش‌ها را کاهش دهند. سیستم آن‌ها باید به کشاورزی ارگانیک اختصاص داده شود؛ زیرا استفاده از علف‌کش هرگز یک انتخاب نیست. استفاده از علف‌کش را می‌توان با استفاده از یادگیری زیست‌شناسی و اکولوژی علف‌های هرز، به‌عنوان‌مثال، ظهور علف‌های هرز و دورهٔ بحرانی کنترل علف‌های هرز، بهبود بخشید. کاربرد و درک بهتر عناصر مؤثر بر عملکرد علف‌کش می‌تواند میزان مصرف علف‌کش را کاهش دهد.

علف‌های هرز را می‌توان با استفاده از موجودات زنده (حشرات، قارچ‌ها یا باکتری‌ها) محدود کرد و از این روش به‌عنوان علف‌کش زیستی نیز یاد می‌شود. استفاده از گوسفند (*Ovisaries* L.) یا سوسک‌های کک (*Aphthona* spp.) برای محدودکردن فرفیون برگی (*Euphorbia esula* L.) در منیتوبای کانادا مفید بوده است (میکو و شای، ۲۰۰۲). ایجاد یک استراتژی انتقال مؤثر برای این علف‌کش‌های زیستی، نقطهٔ کانونی تحقیقات فعلی است. تعدادی محدودیت برای کاربردهای علف‌کش‌های زیستی، به‌ویژه تولید فرمول‌های مؤثر وجود دارد. در حال حاضر، علف‌کش‌های زیستی فراوان هستند، اما کارایی کمتری دارند و نیاز به جابه‌جایی دقیق‌تر و نیاز به ظرفیت‌های بیشتری نسبت به علف‌کش‌های سنتی دارند.

حذف بذر علف‌های هرز توسط عوامل بیماری‌زا و شکارچیان بذر (به‌عنوان‌مثال، موجودات فاقد ستون فقرات و جوندگان) نوع دیگری از مبارزهٔ بیولوژیکی است. بااین‌حال، تحقیقات کمی در مورد چگونگی کنترل مؤثر این عمل‌کننده‌های کنترل زیستی وجود دارد. در محصولات زراعی، مدیریت علف‌های هرز، یک استراتژی مدیریتی سیستم‌های کشت مزرعه برای کاهش تراکم علف‌های هرز و حفظ جمعیت آن‌ها در سطوح پایین و درنتیجه کاهش نیاز به علف‌کش است. استفاده از تکنیک‌های مدیریت علف‌های هرز غیر سنتتیک معمولاً برای کاهش تراکم علف‌های هرز یا حفظ تراکم علف‌های هرز در سطوح پایین کافی نیست. بااین‌حال، استفاده از چند روش غیرترکیبی می‌تواند قدرتمند باشد.

۷-۷- نتیجه‌گیری

آلودگی خاک یک خطر پنهان است که رشد و سلامت موجودات زنده را تحت تأثیر قرار می‌دهد. مروری بر گزارش‌های ارائه‌شده در این فصل، علت آلودگی خاک به‌دلیل رسوب ترکیبات اسیدی،

فعالیت‌های توسعه و استخراج معدن توسط انسان، فعالیت‌های صنعتی و فعالیت‌های مختلف کشاورزی را برجسته می‌کند. آلودگی خاک به‌تدریج به یک چالش بزرگ برای کشاورزی تبدیل شده که برای ایجاد محیطی سالم و کمک به رشد گیاهان باید بر آن غلبه کنیم. همهٔ کشورها باید برای به‌دست آوردن داده‌های ملی مشکل خاک و برداشتن گام‌هایی برای جلوگیری از جابه‌جایی آلاینده‌ها، بررسی‌های منطقه‌ای را انجام دهند. دردسترس بودن نقشهٔ جهانی آلودگی خاک به سیاست‌گذاران در زمینهٔ کاهش آلودگی خاک و استراتژی‌های مدیریت خاک کمک می‌کند.

منابع

Abd-Alla MH, Omar SA, Karanxha S (۲۰۰۰) The impact of pesticides on arbuscular mycorrhizal and nitrogen-fixing symbioses in legumes. Appl Soil Ecol ۱٤:۱۹۱–۲۰۰

Adejumobi MA, Ojediran JO, Olabiyi OO (۲۰۱٤) Effects of irrigation practices on some soil chemical properties on OMI irrigation scheme. Int J Eng Res Appl ٤(۱۰ part ۲): ۲۹-۳۵

Al-Ghobari HM (۲۰۱۱) Effect of irrigation water quality on soil salinity and application uniformity under center pivot systems in arid region. Aust J Basic Appl Sci ٥(۷):۷۲–۸۰

Andreu V, Picó Y (۲۰۰٤) Determination of pesticides and their degradation products in soil: critical review and comparison of methods. Trends Ana Chem ۲۳(۱۰–۱۱):۷۷۲–۷۸۹

Arévalo-Gardini E, Canto M, Alegre J, Loli O, Julca A, Baligar V (۲۰۱٥) Changes in soil physical and chemical properties in long term improved natural and traditional agroforestry Management Systems of Cacao Genotypes in Peruvian Amazon. PLoS One ۱۰(۷):e۰۱۳۲۱٤۷

Atafar Z, Mesdaghinia A, Nouri J, Homaee M, Yunesian M, Ahmadimoghaddam M, Mahvi AH (۲۰۱۰) Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. Environ Monit Assess ۱٦۰:۸۳–۸۹

Baćmaga M, Wyszkowska J, Kucharski J (۲۰۱٦) The effect of the falcon ٤٦۰ EC fungicide on soil microbial communities, enzyme activities and plant growth. Ecotoxicology ۲٥(۸):۱٥۷٥–۱٥۸۷

Barcelo D, Hennion MC (۱۹۹۷) Trace determination of pesticides and their degradation products in water. Elsevier, Amsterdam, p ۳

Bargaz A, Lyamlouli K, Chtouki M, Zeroual Y, Dhiba D (۲۰۱۸) Soil microbial resources for improving fertilizers efficiency in an integrated plant nutrient management system. Front Microbiol ۹:۱٦۰٦

Bhat R, Khajuria M, Mansotra DK (۲۰۱۹) A systematic review on global environmental risks associated with pesticide application in agriculture. Contaminants in Agriculture and Environment: Health Risks and Remediation ۱:۹٦

Brar BS, Singh J, Singh G, Kaur G (۲۰۱٥) Effects of long term application of inorganic and organic fertilizers on soil organic carbon and physical properties in maize–wheat rotation. Agronomy ٥:۲۲۰–۲۳۸

Chakravarty P, Sidhu SS (۱۹۸۷) Effects of glyphosate, hexazinone and triclopyr on in vitro growth of five species of ectomycorrhizal fungi. Euro J For Path ۱۷:۲۰٤–۲۱۰

Das S, Jeong ST, Das S, Kim PJ (۲۰۱۷) Composted cattle manure increases microbial activity and soil fertility more than composted swine manure in a submerged rice paddy. Front Microbiol ۸:۱۷۰۲

Elliott JA, Cesna AJ, Best KB, Nicholaichuk W, Tollefson LC (۲۰۰۰) Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. J Environ Qual ۲۹:۱٦٥۰–۱٦٥٦

Friedlová M (۲۰۱۰) The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties. Soil Water Res ٥:۲۱–۲۷

Handa SK, Agnihotri AP, Kulshrastha G (۱۹۹۹) Effect of pesticide on soil fertility. In: Pesticide residues; significance, management and analysis. pp. ۱۸٤-۱۹۸

Hesketh N, Brookes PC, Addiscott TM (۲۰۰۱) Effect of suspended soil material and pig slurry on the facilitated transport of pesticides, phosphate and bromide in sandy soil. Eur J Soil Sci ۵۲:۲۸۷–۲۹۶
Iheanacho EU, Ndulaka JC, Onuh CF (۲۰۱۷) Environmental pollution and heavy metals. Environ Pollut ۵(۵):۲۳۲۱–۹۱۲۲
Johnson DC, Selim HM, Ma L, Southwick LM, Willis GH (۱۹۹۵) Movement of atrazine and nitrate in sharkey clay soil. Evidence of preferential flow. Report no. ۸٤٦. Louisiana State University agricultural center, Louisiana agricultural Experimental Station, Baton Rouge, LA
Kelley WD, South DB (۱۹۷۸) Weed Sci. Soc. America meeting. Auburn, Alabama: Auburn University; ۱۹۷۸. In vitro effects of selected herbicides on growth and mycorrhizal fungi; p. ۳۸
Keraita BN, Drechsel P (۲۰۰٤) Agricultural use of untreated urban wastewater in Ghana. In Scott CA, Faruqui NI, Raschid-Sally L eds. Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities pp. ۱۰۱–۱۱۲. Wallingford, CABI. http://www.cabi.org/
cabebooks/ebook/۲۰۰٤۳۱۱٥۰۲۳
Lambert R, Grant C, Sauvé S (۲۰۰۷) Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. Sci Total Environ ۳۷۸(۳):۲۹۳–۳۰٥
Lori M, Symnaczik S, Mäder P, De Deyn G, Gattinger A (۲۰۱۷) Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—a meta-analysis and meta-regression. PLoS One ۱۲(۷): e۰۱۸۰٤٤۲
Mico MA, Shay JM (۲۰۰۲) Effect of flea beetles (Aphthona nigriscutis) on prairie invaded by leafy spurge (Euphorbia esula) in Manitoba. Great Plains Res ۱:۱٦۷–۱۸٤
Moorman TB (۱۹۸۹) A review of pesticide effects on microorganisms and microbial processes related to soil fertility. Journal Prod Agric ۲(۱):۱٤–۲۳
Pateiro-Moure M, Pérez-Novo C, Arias-Estévez M, López-Periago E, Martínez-Carballo E, Simal-Gándara J (۲۰۰۷) Influence of copper on the adsorption and desorption of paraquat, diquat, and difenzoquat in vineyard acid soils. J Agri Food chemistry ٥٥(۱٥):۶۲۱۹–۶۲۲۶
Poffenbarger HJ, Barker DW, Helmers MJ, Miguez FE, Olk DC, Sawyer JE, Six J, Castellano MJ (۲۰۱۷) Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops are optimally nitrogen-fertilized. PLoS One ۱۲:e۰۱۷۲۲۹۳
Rakshit R, Patra AK, PurakayasthaTJ SRD, Dhar S, Pathak H, Das A (۲۰۱٦) Effect of superoptimal levels of fertilizers on soil enzymatic activities during growth stages of wheat crop on an Inceptisol. J App Nat Sci ۸(۳):۱۳۹۸–۱٤۰۳
Razzaghi S, Khodaverdiloo H, Dashtaki SG (۲۰۱٦) Effects of long-term wastewater irrigation on soil physical properties and performance of selected infiltration models in a semi-arid region. Hydrolog Sci J ٦۱:۱۷۷۸–۱۷۹۰
Recous S, Robin D, Darwis D, Mary B (۱۹۹٥) Soil inorganic nitrogen availability: effect on maize residue decomposition. Soil Biol Biochem ۲۷:۱٥۲۹–۱٥۳۸
Roulier S, Jarvis N (۲۰۰۳) Modeling macropore flow effects on pesticide leaching: inverse parameter estimation using microlysimeters. J Environ Qual ۳۲:۲۳٤۱–۲۳٥۳
Savonen C (۱۹۹۷) Soil microorganisms object of new OSU service.. Good Fruit Grower. http://www.goodfruit.com/archive/۱۹۹٥/٦other.html

Singh P, Ghoshal N (۲۰۱۰) Variation in total biological productivity and soil microbial biomass in rainfed agroecosystems: impact of application of herbicide and soil amendments. Agric Ecosys Environ ۱۳۷:۲٤۱–۲٥۰
Singh P, Ghoshal N, Singh RP (۲۰۱۱) Influence of herbicide and soil amendments on soil N dynamics, microbial biomass and crop yield in rice – barley sequence under tropical Dryland Agroecosystems. Soil Sc Soc Am J ۷٦:۲۲۰۸–۲۲۲۰
Singh P, Prasad SM (۲۰۱۹). Sustenance of soil microbial biomass, the basis of soil fertility in agroecosystems: influence of pesticides and soil amendments. Plant arch ۱۹ S (۱): ٤۹٦-٥۰۷
Sun H, Zhang X, Liu X, Ju Z, Shao L (۲۰۱۸) The long-term impact of irrigation on selected soil properties and grain production. J Water Soil Conser ۷۳:۳۱۰–۳۲۰
Takase M, Sam-Amoah LK, Owusu-Sekyere JD (۲۰۱۱) The effects of four sources of irrigation water on soil chemical and physical properties. Asian J Plant Sci ۱۰:۹۲–۹٦
Uzen N (۲۰۱٦) Use of wastewater for agricultural irrigation and infectious diseases. Diyarbakir example. J Environ Protect Ecol ۱۷(۲):٤۸۸–٤۹۷
Wang Q, Wang C, Yu W, Turak A, Chen D, Huang Y, Ao J, Jiang Y, Huang Z (۲۰۱۸) Effects of nitrogen and phosphorus inputs on soil bacterial abundance, diversity, and community composition in Chinese fir plantations. Front Microbiol ۹:۱٥٤۳
Wang Y, Zhang H (۲۰۱٦) Physicochemical properties of a red soil affected by the long-term application of organic and inorganic fertilizers. Org Fertil ۳۰:۱۸۹
Wardle DAA (۱۹۹۲) Comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biol Rev ٦۷:۳۲۱–۳٥۸
Williams CF, Agassi M, Letey J, Farmer WJ, Nelson SD, Ben-HurM(۲۰۰۰) Facilitated transport of napropamide by dissolved organic matter through soil columns. Soil Sci Soc Am J ٦٤:٥۹۰–٥۹٤
Worrall F, Parker A, Rae JE, Johnson AC (۱۹۹۹) A study of suspended and colloidal matter in the leachate from lysimeters and its role in pesticide transport. J Environ Qual ۲۸:٥۹٥□٦۰۴
Wyszkowska J, Tomkiel M, Baćmaga M, Borowik A, Kucharski J (۲۰۱٦) Response of microorganisms and enzymes to soil contamination with a mixture of pethoxamid terbuthylazine. Environ Earth Sc ۷٥(۱۸):۱۲۸٥
Xie W, Zhou J (۲۰۰۸) Cypermethrin persistence and soil properties as affected by long-term fertilizer management. Acta Agric Scandinavica Section B: Soil & Plant Science ٥۸(۴):۳۱۴□۳۲۱
Yargholi B, Azarneshan S (۲۰۱٤) Long-term effects of pesticides and chemical fertilizers usage on some soil properties and accumulation of heavy metals in the soil (case study of Moghan plain's (Iran) irrigation and drainage network). Int J Agric Crop Sci ۷(۸):٥۱۸–٥۲۳

فصل هشت: آلاینده‌های غیرآلی خاک و اصلاح بیولوژیکی آن‌ها

چکیده

آلودگی خاک یکی از بزرگ‌ترین نگرانی‌های عصر حاضر است. این موضوع در اثر فعالیت‌های انسانی یا تغییر در محیط طبیعی خاک ایجاد می‌شود. دلیل اصلی آلودگی خاک صنعتی شدن، مواد شیمیایی کشاورزی و دفع نامناسب زباله‌ها است. رایج‌ترین مواد شیمیایی مرتبط هیدروکربن‌های نفتی، هیدروکربن‌های آروماتیک چندهسته‌ای، حلال‌ها، آفت‌کش‌ها و آلاینده‌های معدنی هستند. آلاینده-های غیرآلی شامل فلزات سمی و انواع مختلف مواد مغذی و نمک هستند. این آلاینده‌ها عموماً به شکل آنیون‌ها و کاتیون‌های محلول ظاهر می‌شوند. برخی از آلاینده‌های معدنی برای مدت نامحدودی در خاک باقی می‌مانند، درحالی‌که سایر ترکیبات در مدت‌زمان بسیارکوتاهی تجزیه یا تبدیل می‌شوند. آلاینده‌های معدنی بر ویژگی‌های کیفی خاک مانند سطوح حاصلخیزی و کیفیت فیزیکی و بیولوژیکی خاک تأثیر نامطلوبی می‌گذارند که منجر به کاهش بهره‌وری می‌شود. روش‌های مختلفی برای اصلاح این‌گونه زمین‌های آلوده وجود دارد. استفاده از روش‌های فیزیکی و شیمیایی اغلب پرهزینه است و حتی می‌تواند بر یکپارچگی اکوسیستم خاک تأثیر منفی بگذارد. اصلاح خاک‌های آلوده به مواد معدنی توسط فرایندهای بیولوژیکی مقرون‌به‌صرفه بوده و معمولاً به‌عنوان فناوری پاک نامیده می‌شود. اصلاح بیولوژیکی خاک‌های آلوده به مواد معدنی شامل مایکوپالایی، سیانوپالایی، گیاه‌پالایی، تحریک زیستی، تقویت زیستی، زیست‌کانی‌سازی، ژنوپالایی، بیولیچینگ، بیوسوربشن، بیوادسوربشن، تبدیل زیستی، تخلیهٔ زیستی و... است. این فصل نوع آلاینده‌های معدنی، منابع و پیامدهای آن‌ها برای خاک، پتانسیل اصلاح بیولوژیکی موجودات را موردبحث قرار می‌دهد و مروری بر توسعهٔ اخیر در این زمینه ارائه می‌کند.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، آلاینده‌های غیرآلی، مایکوپالایی، سیانوپالایی، تقویت زیستی، تبدیل زیستی، ژنوپالایی، گیاه‌پالایی

۸-۱- مقدمه

خاک مخلوط همگنی از آب، مواد مغذی معدنی، گازها، مواد آلی و میکروارگانیسم‌های متنوع است. این اجزا در صورتی که به‌نسبت وجود داشته باشند، خاک را سالم نگاه می‌دارند. سلامت خاک نقش مهمی در چرخهٔ عناصر غذایی و دسترسی آن‌ها برای حفظ رشد گیاه دارد. کیفیت اکوسیستم‌های خاک موضوع مهمی است؛ زیرا زندگی روی زمین بدون دو سهم عمدهٔ گیاهان، یعنی اکسیژن و غذا امکان‌پذیر نخواهد بود.

اکوسیستم‌های خاک می‌توانند در اثر نیروی طبیعت یا شیوه‌های مدیریت ضعیف آسیب ببینند. فرسایش خاک، پاک‌سازی زمین، شیوه‌های کشاورزی ناپایدار، فعالیت‌های صنعتی با مدیریت نامناسب، دفع نادرست زباله‌ها و فعالیت‌های معدنی ازجمله عوامل انسانی‌ای هستند که خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک را مختل می‌کنند. اصلاح خاک برای توسعهٔ پایدار و حفاظت از اکوسیستم‌ها همراه با تنوع زیستی آن‌ها ضروری است. اصلاح زمین‌های آلوده، به ماهیت آلاینده‌ها بستگی دارد که شامل مواد شیمیایی کشاورزی، ترکیبات کلردار، رنگ‌ها، گازهای گلخانه‌ای، فلزات سنگین (HMs)، هیدروکربن‌ها، زباله‌های هسته‌ای، پلاستیک و فاضلاب می‌شود. روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی متعددی برای پاک‌سازی مناطق آلوده وجود دارد. در میان این روش‌ها، روش‌های بیولوژیکی، استراتژی‌های ارزان، به‌راحتی قابل‌اجرا و ایمن برای اصلاح مکان‌های آلوده هستند؛ زیرا میکروارگانیسم‌های بومی موجود در محیط‌های آلوده، کلید حل بسیاری از چالش‌های مرتبط با تخریب زیستی و زیست‌پالایی مواد آلاینده هستند (ورما و جیسوال، ۲۰۱۶). زیست‌پالایی متکی بر مکانیسم‌های بیولوژیکی برای کاهش (تجزیه، سم‌زدایی، کانی‌سازی یا تبدیل) غلظت آلاینده‌ها به حالت بی‌ضرر است.

۸-۱-۱- آلودگی خاک

به‌طور طبیعی خاک حاوی انواع مختلفی از ترکیبات شیمیایی است. این ترکیبات ممکن است فلزات، یون‌های معدنی و نمک‌ها (مانند فسفات‌ها، کربنات‌ها، سولفات‌ها، نیترات‌ها) و بسیاری از ترکیبات آلی (مانند لیپیدها، پروتئین‌ها، DNA، اسیدهای چرب، هیدروکربن‌ها، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، الکل‌ها و...) باشند. آلودگی خاک را می‌توان به‌عنوان افزودن ترکیبات سمی پایدار، مواد شیمیایی، نمک‌ها، مواد رادیواکتیو یا عوامل بیماری‌زا در خاک تعریف کرد که تأثیرات نامطلوبی بر گیاهان و حیوانات دارد (اوکرنت، ۱۹۹۹). آلاینده‌های غیرآلی، به‌ویژه فلزات سنگین، یک تهدید

جهانی برای محیط‌زیست هستند؛ زیرا این آلاینده‌ها به شکل یون باقی می‌مانند و در طبیعت تجزیه-ناپذیر هستند. آلودگی خاک تهدیدی جدی برای بهره‌وری کشاورزی، ایمنی مواد غذایی و سلامت انسان است.

۲-۱-۸- آلاینده‌های غیرآلی خاک

ترکیبات غیرآلی اجزای طبیعی خاک هستند. عناصر غذایی موجود در خاک معمولاً سنگ‌های در حال تجزیهٔ شیمیایی و کانی‌های ثانویه مانند فیلوسیلیکات‌ها یا کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز و گاهی کربنات‌ها (معمولاً $CaCO_3$) هستند (بربکا و همکاران، ۲۰۱۱). در میان آلاینده‌های معدنی، فلزات سنگین توجه زیادی را به‌خود اختصاص داده‌اند و سیستم را بیشتر تحت تأثیر قرار داده‌اند. فلزات سنگین اجزای طبیعی خاک هستند اما به‌دلیل فعالیت انسان، این فلزات در یک مکان خاص متمرکز شده و به‌عنوان آلاینده در نظر گرفته می‌شوند. بقایای غیرآلی پسماندهای صنعتی و معدنی، اکوسیستم‌های خاک را با مشکلات جدی مواجه می‌کند. این باقیمانده‌ها حاوی فلزات سنگین هستند که پتانسیل بالایی برای سمیت دارند. چندین فلز سنگین ازجمله: کادمیوم، کروم، مس، جیوه، سرب، نیکل، روی و آرسنیک، به‌طور گسترده توسط صنایع، حمل‌ونقل و کشاورزی استفاده شده و در محیط‌زیست منتشر می‌شود (کومار و آری، ۲۰۱۶). فعالیت صنعتی مقادیر زیادی فلوراید آرسنیک و دی‌اکسید گوگرد را منتشر می‌کند (ریچاردسون و همکاران، ۲۰۰۶). دی‌اکسید گوگرد منتشرشده از کارخانه‌ها و نیروگاه‌های حرارتی ممکن است باعث اسیدی شدن خاک شود. رایج‌ترین آلاینده‌های معدنی در خاک عبارت‌اند از: نیترات، فسفات، سیانیدها، آمونیوم، گوگرد، سدیم، آرسنیک، کادمیوم، کروم، مس، روی و جیوه. آلاینده‌های غیرآلی رایج و منابع آن‌ها در جدول ۸-۱ خلاصه‌شده است.

جدول ۸-۱- آلاینده‌های غیرآلی خاک و منبع آن‌ها

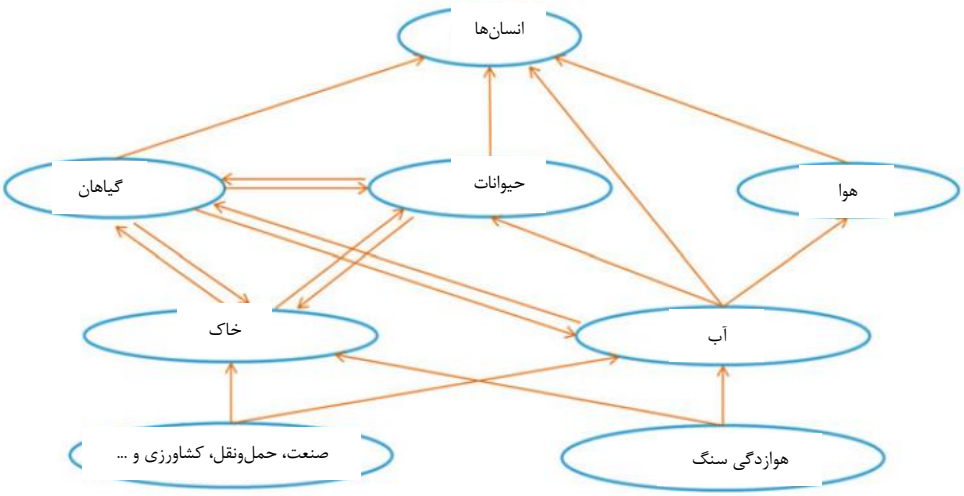
شماره	آلاینده‌های غیرآلی خاک	منابع
۱	نیترات (NO_3^{2-})	رواناب کشاورزی، کودهای نیتروژن‌دار، کود حیوانی، فاضلاب، نشت از فاضلاب
۲	فسفات (PO_4^{2-})	کودها، کود حیوانی، مواد شوینده، مدفوع انسان و حیوان
۳	سیانیدها (CN^-)	صنعت گالوانیک و متالوژی
۴	آمونیوم (NH_3)	کاربرد کود، دامپروری
۵	فلورید (F^-)	هوازدگی سنگ، کودهای فسفاته، احتراق زغال‌سنگ، انتشار مذاب

شماره	آلاینده‌های غیرآلی خاک	منابع
۶	سدیم (Na)	کلر قلیایی، منسوجات، شیشه، لاستیک، تولید صابون، فرآوری پوست حیوانات و دباغی چرم، فرآوری فلزات، داروسازی، حفاری نفت و گاز، رنگ-دانه، تولید سرامیک
۷	آلومینیوم (Al)	ساخت (ظروف آشپزخانه، بسته‌بندی و ظروف)، تجهیزات پزشکی و علمی، افزودنی‌های غذایی، لوازم آرایشی، تصفیهٔ آب
۸	نیکل (Ni)	عملیات ذوب، نیروگاه‌های حرارتی، صنعت باتری
۹	مس (Cu)	استخراج معدن، آبکاری، عملیات ذوب، کاتالیزور مصرف‌شدهٔ وانادیوم، کارخانه اسیدسولفوریک
۱۰	روی (Zn)	ذوب، آبکاری
۱۱	سولفور (S)	احتراق سوخت فسیلی، رسوب مرطوب، باران اسیدی
۱۲	کروم (Cr)	استخراج معدن، پساب‌های صنعتی، صنایع شیمیایی، صنایع چرم و دباغی
۱۳	آرسنیک (As)	فرایندهای ژئوژنیک/ طبیعی، عملیات ذوب، نیروگاه‌های حرارتی، سوزاندن سوخت
۱۴	سلنیوم (Se)	احتراق زغال‌سنگ، صنایع خالص‌سازی، ذوب فلزات، عملیات معدن و آسیاب، تولید نیمه‌هادی
۱۵	استرانسیوم (Sr)	هوازدگی سنگ، سوزاندن زغال‌سنگ، استفاده از کودهای فسفری و وسایل آتش‌سوزی
۱۶	کادمیوم (Cd)	ذوب روی، ضایعات باتری، زباله‌های الکترونیکی، لجن رنگ، سوزاندن و احتراق سوخت
۱۷	باریم (Ba)	گیرنده‌های لوله‌های الکترونیکی، جونده‌کش، رنگ‌ها، مادهٔ کنتراست اشعه ایکس و فعالیت‌های استخراج باریت.
۱۸	تنگستن (W)	ابزارهای پرسرعت، چاقوها، مصالح ساختمانی، توربین‌های موتور، سپرهای تشعشع، جواهرات، صاعقه، الکترودها و مهمات نظامی
۱۹	جیوه (Hg)	باتری‌های سرب اسید، رنگ، زباله‌های الکترونیکی، صنایع ذوب، نیروگاه-های حرارتی، سرامیک
۲۰	سرب (Pb)	نیروگاه‌های کلر قلیایی، نیروگاه‌های حرارتی، لامپ‌های فلورسنت، ضایعات تجهیزات پزشکی (دماسنج، فشارسنج، فشارسنج)، لوازم الکتریکی

۲-۸- تأثیر آلاینده‌های غیرآلی خاک بر اکوسیستم

آلاینده‌های غیرآلی خاک بر تمام اجزای یک اکوسیستم تأثیر منفی می‌گذارند. سطوح بالای آلاینده-های خاک بر سلامت گیاه، حیوان، میکروب و سلامت کلی خاک تأثیر منفی می‌گذارد. آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین ممکن است فرایندهای فیزیولوژیکی گیاهان را تغییر داده و باعث آسیب و کاهش عملکرد شود. آلاینده‌ها می‌توانند خواص فیزیکوشیمیایی خاک را تغییر دهند و موجودات ساکن را

حتی در غلظت‌های بسیارکم تحت تأثیر قرار دهند. تأثیرات روی گیاهان، حیوانات، میکروب‌ها و خاک به خواص خاک، سطوح آلاینده‌ها، وجود آلاینده‌های خاص و حساسیت یک ارگانیسم خاص به آلودگی موجود بستگی دارد (شایلر و همکاران، ۲۰۰۹). آلودگی غیرآلی خاک می‌تواند شوری را افزایش، حاصلخیزی خاک را کاهش، تثبیت ازت را کاهش، دسترسی زیستی مواد مغذی را کاهش و بر جانوران و گیاهان خاک تأثیر نامطلوب بگذارد و تولید محصول را کاهش دهد. علاوه‌براین، انتقال آلاینده‌های غیرآلی خاک به آب‌های زیرزمینی باعث آلودگی منابع آب آشامیدنی شده و مشکلات جدی را برای همهٔ گونه‌های زنده ایجاد می‌کند. انتشار گازهای آلاینده با بوی نامطبوع و انتشار پرتوهای رادیواکتیو بر اکوسیستم زمین تأثیر می‌گذارد و باعث مشکلات بهداشتی می‌شود. به دلیل وجود آلاینده‌های غیرآلی، قابلیت تولید خاک کمتر شده، فرسایش یافته و تعداد و تنوع میکروارگانیسم‌های خاک کمتر می‌شود و درنتیجه در کل اکوسیستم اختلال ایجاد می‌شود. یک نمایش شماتیک از مسیر آلاینده‌های غیرآلی خاک و مسیر ورود آن‌ها به زنجیرهٔ غذایی در شکل ۸-۱ آورده شده است.



شکل ۸-۱- نمایش شماتیک مسیر آلاینده‌های غیرآلی خاک و ورود آن‌ها به زنجیرهٔ غذایی

۸-۳- پالایش زیستی خاک‌های آلوده به آلاینده‌های معدنی

آلاینده‌های غیرآلی خاک برای کاهش سمیت تحت تأثیر تخریب شیمیایی یا بیولوژیکی قرار نمی‌گیرند (ناکس و همکاران، ۲۰۰۰). این امر باعث می‌شود که این آلاینده‌ها در مقایسه با سایر آلاینده‌ها، منحصربه‌فرد و نگران‌کننده باشند. چندین میکروارگانیسم نقش اساسی در مدیریت خاک دارند.

فلاووباکتریوم، سودوموناس، باسیلوس، آرتروباکتر، کورینه باکتریوم، متوسینوس، رودوکوکوس، مایکوباکتریوم، استریوم، نوکاردیا، متانوژن‌ها، آسپرژیلوس، پلوروتوس، ریزوپوس، آزوتوباکتر، آلکالیژنس، فورمیدیوم می‌توانند به‌عنوان میکروارگانیسم‌های پالایش‌گر فلزات سنگین باشند. میکروب‌ها می‌توانند این آلاینده‌ها را انباشته، تبدیل یا سم‌زدایی کنند. به‌طورکلی، وجود این میکروب‌ها می‌تواند تأثیر زیادی بر سلامت خاک و گیاه داشته باشد. فلزات را نمی‌توان از بین برد اما تبدیل آن‌ها از یک حالت اکسیداسیون یا کمپلکس آلی به حالت بیولوژیکی دیگر امکان‌پذیر است. درنتیجهٔ تبدیل، فلز ممکن است به یکی از موارد زیر تبدیل شود: (۱) حلالیت بیشتر در آب، (۲) سمیت کمتر، (۳) حلالیت کمتر در آب به‌طوری که می‌تواند رسوب کند و کمتر سمی شود، یا (۴) فرار و بنابراین می‌تواند از مکان‌های آلوده حذف شود (گاربیسو و آلکورتا، ۱۹۹۷). کاهش فلزات در خاک تا حد زیادی به دسترسی زیستی بستگی دارد که می‌تواند به دلیل افزایش سمیت، روند اصلاح را بیشتر مختل کند. میکروارگانیسم‌های خاک به‌طور همزمان با تعدیل رشد ارگانیسم‌های پالایش-کننده و با تغییر خواص فیزیکوشیمیایی خاک موجب بهبود دسترسی زیستی فلز، سم‌زدایی سریع یا حذف فلزات سمی از خاک‌آلوده می‌شود (میشرا و همکاران، ۲۰۱۷؛ ست و کومار، ۲۰۲۰). در زیر مکانیسم‌های مختلفی وجود دارد که می‌توان از آن‌ها برای اصلاح خاک‌های آلوده استفاده کرد.

۱-۳-۸- مایکوپالایی (قارچ‌پالایی)

در قارچ‌پالایی، قارچ‌ها به‌عنوان ابزاری برای حذف آلاینده‌ها از مکان‌های آلوده استفاده می‌شوند. خواصی مانند مساحت سطح بزرگ و انشعاب سریع میسلیوم (کولشرشتا و همکاران، ۲۰۱۴) آن‌ها را برای پالایش آماده می‌کند. قارچ‌ها همراه با باکتری‌هایی که مواد مغذی موجود در مواد آلی را بازیابی می‌کنند، تجزیه‌کننده‌های اصلی هستند. نقش بازیدیومیست‌های ساپروتروف و بیوتروفیک به‌طور گسترده برای اهداف اصلاحی شناخته‌شده است (بالدریان، ۲۰۰۸؛ اسپینا و همکاران، ۲۰۱۸). قارچ-های رشته‌ای و ماکرو یا قارچ‌های حاوی آنزیم‌هایی مانند لاکاز و گلوتاتیون ترانسفراز نقش مهمی در حذف آلاینده‌ها دارند (بوسکو و مولئا، ۲۰۱۹). از آنزیم‌های قارچی می‌توان برای حذف آلاینده‌های آلی و غیرآلی مانند فلزات سنگین، زباله‌های رادیواکتیو، سیانید، کربنات‌ها، CO_2 و... استفاده کرد.

قارچ‌ها تحمل فلزات سنگین را با فرایندهایی مانند جداسازی خارج سلولی و درون‌سلولی نشان می‌دهند (فازی و همکاران، ۲۰۱۷). کمبود زمین کشاورزی را می‌توان با استفاده از قارچ‌هایی مانند *Aspergillus flavus*، *Saccharomyces cerevisiae Penicillium* sp. *Fusarium* sp. برای حذف فلزات سنگین در مناطق مختلف پس از استخراج معدن حل کرد (احمد، ۲۰۱۸). به‌طور مشابه، قارچ‌های متحمل به مس مانند *Postia*، *Serpula*، *Fibroporia* و *Wolfiporia* (دگروت و وودوارد، ۱۹۹۹؛ کلوسن و گرین، ۲۰۰۳) سمیت نگهدارنده‌های چوب مبتنی بر مس را با تبدیل آن‌ها به

اگزالات کاهش می‌دهند (مورفی و لووی، ۱۹۸۳؛ آکگول و آکگول، ۲۰۱۸). پالایش مس، کادمیوم، کروم، سرب و روی با استفاده از *Galerina vittiformis*، بیسموت و تیتانیوم با استفاده از *Oreades Marasmius* و تیتانیوم، استرانسیم و منگنز با استفاده از Hypholoma capnoides گزارش‌شده است (سینگ و گائوبا، ۲۰۱۴).

مهارکننده‌های متابولیک مانند سیانید را می‌توان با سویه‌های مختلف گونه‌های قارچی تیمار کرد. با استفاده از مسیر سادهٔ سم‌زدایی هیدرولیتی، می‌توان از یک سویهٔ قارچ *Fusarium solani* برای تصفیه پساب‌های صنعتی حاوی سیانید آزاد در شرایط قلیایی استفاده کرد (دومستر و همکاران، ۱۹۹۷). سمیت فلزات سنگین و کاتیون‌های رادیواکتیو برای موجودات زیست‌پالا را می‌توان با تغییرات در حالت‌های اکسیداسیون که آن‌ها را به اشکالی با حلالیت کم در سوبسترا تبدیل می‌کند، کاهش داد (سینگ و همکاران، ۲۰۱۴). قارچ‌هایی مانند *Aspergillus niger* و *Paecilomyces javanicus* می‌توانند مواد معدنی فسفات حاوی اورانیوم را رسوب دهند که می‌تواند برای بازیابی عناصر یا زیست‌پالایی استفاده شود (لیانگ و همکاران، ۲۰۱۵). سویه MD۱۱٤۹ قارچ *Rhodotorula taiwanensis*، یک قارچ بازیدیومیست، می‌تواند در pH پایین و تحت سطح بالایی از تابش گاما رشد کند. در تیمار محل‌های رادیواکتیو اسیدی، نسبت به باکتری مقاوم به تابش *Deinococcus radiodurans* به دلیل حساسیت به pH پایین، اهمیت بیشتری دارد (کواک و همکاران، ۲۰۱۸).

همچنین گزارش شده که خاک شور–قلیا در شمال چین توسط قارچ‌های هالوآلکالیفیلی مانند سویه‌های *Aspergillus glaucus* تیمار می‌شود. علاوه‌برآن، مجموعه‌ای از ژن‌های مقاومت به شوری و قلیا جدا و آنالیز شده‌اند که می‌توانند در سایر ارگانیسم‌ها برای مقابله با این شرایط استفاده شوند (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۸). *Debaromyces hansenii*، یک قارچ نمک‌دوست است که می‌تواند غلظت‌های بالای سدیم را بدون این‌که آسیبی نشان دهد، جمع کند (آلماگرو و همکاران، ۲۰۰۰). در سطح جهان، ۲۰ درصد از زمین‌های زیر کشت و ۳۳ درصد از زمین‌های آبی تحت تأثیر نمک قرار دارند (ماکادو و سرالهیرو، ۲۰۱۷). این موجودات می‌توانند نقش حیاتی در احیای چنین خاک‌هایی داشته باشند. همان‌طور که توسط کلمنسن و همکاران (۲۰۱۵) و هولدن ترسدر (۲۰۱۳) در جنگل-های شمالی گزارش شده، برخلاف سایر قارچ‌ها، قارچ‌های میکوریز می‌توانند کاندیدای اصلی برای جذب کربن در خاک باشند.

۲-۳-۸- سیانوپالایی

سیانوپالایی عبارت است از پاک‌سازی بیولوژیکی خاک آلوده با استفاده از سیانوباکتری. سیانوباکتری‌ها می‌توانند نیتروژن اتمسفر را همراه با کربن اتمسفر تثبیت و درنتیجه حاصلخیزی آب و خاک را

افزایش دهند. این ارگانیسم‌ها توانایی تجزیه یا سم‌زدایی بسیاری از آلاینده‌های مقاوم در برابر گاز، جامد و مایع، ازجمله منشأ طبیعی و بیگانه‌بیوتیک را دارند. دی‌اکسید کربن، نیتروژن، فلزات سنگین، فسفر، فنول‌ها، آفت‌کش‌ها، آنتی‌بیوتیک‌ها، ملانوئیدین، لیگنین و مواد شوینده از آن‌ها هستند (کرتسز و همکاران، ۱۹۹۴؛ سوبرامانیان و اوما، ۱۹۹۶؛ محمد، ۲۰۰۱). آن‌ها می‌توانند در حداقل شرایط تغذیه‌ای رشد کنند و از نور به‌عنوان تنها منبع انرژی استفاده کنند، ازاین‌رو می‌توان از آن‌ها به‌عنوان ابزاری مقرون‌به‌صرفه برای زیست‌پالایی استفاده کرد (نقوی و همکاران، ۲۰۱۲).

سیانوباکتری‌ها می‌توانند غلظت بالایی از فلزات سمی را تحمل کنند (دفیلیپس و پالاگای، ۱۹۹۴). این موجودات می‌توانند به‌طور قابل‌توجهی مکان‌های آلوده‌شده با غلظت‌های بالای فلزات سنگین مانند آهن، مولبیدن، سلنیوم، منگنز، روی، نیکل، مس، وانادیم، کبالت، کروم، آرسنیک، جیوه، کادمیوم و سرب، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) و رنگ‌ها را پالایش کنند (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۶). سویه‌های اصلی سیانوباکتری عبارت‌اند از: *Anabena*، *Nostoc*، *Phormidium*، *Aphanocapsa*، *Oscillatoria*، *Lyngbya*، *Spirulina*، *Aulosira*، *Anacystis* و به‌نظر می‌رسد که زیست‌پالاگرهای امیدوارکننده‌ای برای پساب‌های غنی از نیترات‌ها و فسفات‌های باشند (گوتالوال و چیلارا، ۲۰۱۲). دی فیلیپیس و همکاران (۲۰۰۳) حذف مس (II) را با استفاده از *Cyanospora capsulata* و *Nostoc* مطالعه کردند و جذب زیستی مس را از اولین دقایق تماس با فلزات گزارش نمودند. *Synchococcus cedrorum* نسبت به فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها متحمل است (گوتالوال و بیسن، ۱۹۹۳). راونگسومبون و همکاران (۲۰۰۸) گزارش دادند که *Gloeocapsa* قادر به رشد در غلظت سرب در محدودهٔ ۲۰-۰ میلی‌گرم در لیتر بوده و قادر به حذف سرب از محیط است.

آنزیم نیتروژناز سیانوباکتری‌های فتوسنتزکننده، با استفاده از سیانید هیدروژن به‌عنوان سوبسترا به‌جای سوبسترای معمولی (دی‌نیتروژن)، می‌تواند آن را به آمونیاک و متان تبدیل کند (گانتزر و مایر، ۱۹۹۹). *Chroococcus* sp. جداشده از پساب صنعتی فولادسازی، در تصفیهٔ زیستی سیانید مورداستفاده قرارگرفته است (نقوی و همکاران، ۲۰۱۲). غلظت بالای نمک‌ها بر متابولیسم و رشد گیاه تأثیر منفی می‌گذارد (دیلئین و همکاران، ۲۰۱۴) و جوامع میکروبی و چرخهٔ کربن را در خاک از بین می‌برد (راث و روسک، ۲۰۱۵). سیانوباکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن می‌توانند انحلال فسفات و رهاسازی مواد معدنی را افزایش دهند؛ بنابراین وظایف دوگانهٔ پالایش خاک و تثبیت نیتروژن تحت تأثیر نمک انجام می‌شود (سینگ، ۲۰۱۵). همچنین، از دو گونه سیانوباکتری‌های رشته‌ای *Anabaena* تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن، مقاومت رادیویی شدید گزارش‌شده است. تحمل بالا و فوتودیازوتروفی، آن را به یک جایگزین مناسب برای پاک‌سازی زباله‌های رادیواکتیو تبدیل می‌کند (سینگ و همکاران، ۲۰۱۰).

۳-۳-۸- گیاه‌پالایی

گیاه‌پالایی تکنیک جدید زیست‌پالایی است که در آن از گیاهان برای حذف، انتقال، تثبیت یا تجزیهٔ آلاینده‌ها در خاک و آب‌های زیرزمینی استفاده می‌شود. این یک فناوری نوظهور است که می‌تواند برای آلاینده‌های آلی و همچنین غیرآلی موجود در خاک، آب یا هوا اعمال شود (سالت و همکاران، ۱۹۹۸؛ آری، ۲۰۱۶؛ ست و کومار، ۲۰۲۰). این تکنیک به فعالیت گیاهان برای کاهش اثر سمی آلاینده‌ها در مکان‌های آلوده بستگی دارد. فعل و انفعالات اصلی عبارت‌اند از: فیزیکی، بیوشیمیایی، بیولوژیکی، شیمیایی و میکروبیولوژیکی. مکانیسم‌های مختلفی در فرایند گیاه‌پالایی دخیل هستند، ازجمله: تجمع، استخراج، تخریب، تصفیه، تثبیت و تبخیر. گیاهان دارای طیف گسترده‌ای از ترکیبات اولیه و همچنین ثانویه مانند فنل‌ها، پرولین، فیتوکلاتین‌ها، متالوتیونین‌ها و... با ظرفیت کاهش تنش فلزات سنگین و میل ترکیبی بالا برای طیف وسیعی از فلزات هستند (کومار و آری، ۲۰۱۱ و ۲۰۱۲؛ باتی و کومار، ۲۰۲۰). مکانیسم گیاه‌پالایی به نوع آلاینده‌ها (عنصری یا آلی) بستگی دارد. آلاینده‌های عنصری (فلزات سنگین سمی و رادیونوکلئیدها) عمدتاً با استخراج، تبدیل و جداسازی حذف می‌شوند. از سوی دیگر، آلاینده‌های آلی (هیدروکربن‌ها و ترکیبات کلردار) عمدتاً با تخریب، ریزوپالایی، تثبیت و تبخیر حذف می‌شوند و کانی‌سازی با کمک گیاهانی نظیر بید و یونجه امکان‌پذیر است (کوئیپر و همکاران، ۲۰۰۴؛ ماگر، ۲۰۰۰). گیاهان مناسب برای پالایش عبارت‌اند از: گیاهان با بازدهٔ زیست‌توده بالا مانند بید (لاندبرگ و گریگر، ۱۹۹۶) یا ویژگی‌های تجمع فلز بالا مانند کیسه چوپان و آرابیدوپسیس (لون و همکاران، ۲۰۰۸). گیاه‌پالایی خاک‌های متأثر از نمک نیز می‌تواند دسترسی به مواد مغذی را برای گیاهان بهبود بخشد (بویان و همکاران، ۲۰۱۷). از گیاهان مقاوم به شوری مانند *Panicum repens*، *P. australis*، *Chenopodium album* و *Apocynum venetum* می‌توان در احیای خاک شور استفاده کرد (هامیدوف و همکاران، ۲۰۰۷). هی و همکاران (۲۰۱۸) اصلاح کمپلکس‌های سیانید آزاد و سیانید آهن توسط گیاهان و مکانیسم‌های درگیر در این فرایند را بررسی کردند. گیاه‌پالایی آلاینده‌های معدنی، ازجمله فلزات سنگین، به‌طور گسترده توسط تانگاهو و همکاران (۲۰۱۱)؛ عادل‌اوقلو (۲۰۱۷)؛ صومیه‌هادی و آکار (۲۰۱۸) و اشرف و همکاران (۲۰۱۹) مورد بررسی قرارگرفته است.

۴-۳-۸- زیست‌پالایی

استفاده از میکروب‌ها در ریشه‌کنی آلودگی از مکان‌های آلوده شامل چندین حالت است.

۸-۳-۴-۱- تحریک زیستی

تحریک زیستی، تغییر محیط برای حمایت از رشد میکروب‌های بومی است. تحریک زیستی را می‌توان با افزودن اشکال مختلف مواد مغذی محدودکننده و گیرنده‌های الکترون، مانند فسفر، N_2، O_2 یا کربن انجام داد؛ در غیر این صورت در مقادیر کافی برای مهار فرایندهای میکروبی در دسترس هستند (الکتروزیز، ۱۹۹۴؛ ریکرد و همکاران، ۱۹۹۴؛ پیلر و همکاران، ۱۹۹۹؛ پرفوم و همکاران، ۲۰۰۷). سوبستراهای حاوی نیتروژن و فسفر به دلیل قابلیت پذیرش الکترون، محبوب‌ترین محرک‌ها هستند (ساکسنا و میسرا، ۲۰۱۰).

میکروارگانیسم‌های سازگارشده با محیط آلوده به فلزات سنگین که در محیط‌های نمکی تحت شرایط هوازی تحریک شده‌اند، به‌طور مؤثر خاک‌های آلوده به فلزات سنگین (کادمیوم، مس و آهن) را پالایش می‌کنند (فولکار و همکاران، ۲۰۱۲). فعالیت .Citrobacter sp عدم تحرک فلز را با کاهش نیکل قابل‌تعویض و افزایش نیکل باقیمانده تحریک می‌کند و سمیت فلز را تا حد زیادی کاهش داده (ما و همکاران، ۲۰۱۸) و سرعت زیست‌پالایی را بهبود می‌بخشد. در یک مطالعه، دونگ و همکاران. (۲۰۱۳) از یک روش تحریک زیستی همراه با الکتروکینتیک برای حذف سرب از خاک آلوده به نفت-سرب استفاده کردند. آن‌ها گزارش دادند که افزودن EDTA در کاهش سمیت فلزات سنگین در خاک نقش دارد و منجر به حذف ۸۱/۷ درصد سرب از خاک شد.

۸-۳-۴-۲- تقویت زیستی

تقویت زیستی یک استراتژی جایگزین برای زیست‌پالایی محیط‌های آلوده است. می‌توان آن را به‌عنوان افزودن میکروارگانیسم‌هایی با قابلیت تخریب برای تکمیل جمعیت‌های بومی تعریف کرد. اساس این راهکار این است که میکروب‌های بومی ممکن است قادر به تخریب طیف وسیعی از آلاینده‌های موجود در مخلوط‌های پیچیده نباشند (لیهی و کولول، ۱۹۹۰) یا ممکن است درنتیجهٔ قرار گرفتن در معرض آلودگی در یک حالت تنش قرار گیرند (آدامز و همکاران، ۲۰۱۵). تقویت زیستی با تحریک زیستی متفاوت است؛ زیرا شامل افزودن سلول‌های زنده برای افزایش سرعت فرایند پالایش به جای گیرنده‌های الکترون یا عوامل آهکی و... است. میکروارگانیسم‌ها می‌توانند دسترسی زیستی فلزات را در خاک با فرایندهایی مانند اسیدی شدن، کلاته شدن، کمپلکس‌سازی، رسوب و واکنش‌های ردوکس تغییر دهند. شرایط pH اسیدی به نفع دسترسی زیستی و جذب فلزات در ریزوسفر است (مردی و همکاران، ۲۰۰۹؛ ست و کومار، ۲۰۲۰). باکتری‌هایی مانند فلاووباکتریوم، سودوموناس، آلکالیژنز، رودوکوکوس، آکروموباکتر، باسیلوس و مایکوباکتریوم به‌طور گسترده برای اهداف تقویت زیستی مورداستفاده قرارگرفته‌اند (امنیک و همکاران، ۲۰۱۶، ۲۰۱۷؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۱). پتانسیل تقویت زیستی و تحمل فلزات سنگین قارچ‌ها، یعنی *Perenniporia*

Aspergillus subtephropora، *Daldinia starbaeckii*، *Polyporales*، *Aspergillus niger*، *Aspergillus fumigatus*، *Penicillium cataractum* منجر به کاهش بیشتر فلز در خاک شده است (حسن و همکاران، ۲۰۱۹). تقویت بیولوژیکی خاک با قارچهایی مانند *Cyberlindnera* sp؛ و *Candida tropicalis* در پالایش خاک آلوده به کروم استفاده شده است (باهافید و همکاران، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۷).

۳-۴-۳-۸- معدنی کردن زیستی

معدنی کردن (معدنی‌سازی) زیستی، فرایند تشکیل مواد معدنی توسط موجودات زنده است. محصولات معدنی‌شدهٔ زیستی مواد پیچیده‌ای هستند که هم مواد معدنی و هم اجزای آلی دارند (لی و همکاران، ۲۰۱۴). این فرایند باعث ایجاد تجمعات ناهمگن، کامپوزیت‌های متشکل از ترکیبات آلی و معدنی با توزیع‌های غیرهمگن می‌شود که نشان‌دهندهٔ محیطی است که در آن شکل می‌گیرند (اسکینر و جاهرن، ۲۰۰۷).

لی و همکاران (۲۰۱۳) معدنی‌سازی زیستی نیکل، مس، سرب، کو، روی و کادمیوم را با استفاده از باکتری‌های مقاوم به فلز مورد مطالعه قرار دادند. این باکتری‌ها با تولید آنزیم اورهٔ آز، سبب میزان حذف بالای (۸۸ تا ۹۹ درصد) فلزات سنگین هستند. همچنین، فلزات می‌توانند بر سطح سلول‌های بی‌حرکت باکتری‌ها مانند *Citrobacter* sp. به‌عنوان فسفات‌های فلزی متصل به سلول، رسوب کنند. برخی از فلزات سنگین، فسفات‌های فلزی را تشکیل می‌دهند که منجر به حذف مؤثر فلزات سنگین می‌شود (ماکاسکی و همکاران، ۱۹۹۴).

لی و همکاران (۲۰۱۴) زیست کانی‌سازی (معدنی سازی زیستی) کربنات‌های فلزی را با استفاده از *Neurospora crassa* مورد مطالعه قرار دادند و گزارش کردند که Cd^{2+} به‌صورت اوتاویت خالص ($CdCO_3$) رسوب می‌کند. رسوب کربنات‌های فلزی مانند کلسیت و اوتاویت نشان می‌دهد که قارچ‌های مولد اورهٔ آز ممکن است نقش بالقوه‌ای در تولید مواد معدنی زیستی جدید و در زیست‌پالایی فلزات یا بازیابی زیستی داشته باشند (لی و همکاران، ۲۰۱۴). باکتری *Bacillus subtilis* بومی، کروم، مس و روی را در خاک آلوده صنعتی به‌طور قابل توجهی با فرایند رسوب مواد معدنی ناشی از میکروب، تثبیت می‌کند (مایتی و همکاران، ۲۰۱۹). زیست کانی‌سازی رادیونوکلئید و فلزات به‌کلسیت به‌صورت یک واکنش رقابتی رسوب همزمان رخ می‌دهد که در آن کاتیون‌های دوظرفیتی مناسب در شبکهٔ کلسیت ادغام می‌شوند (دامی و همکاران، ۲۰۱۳).

۴-۴-۳-۸- ژنوپالایی

ژنوپالایی، مهندسی ژن‌های باکتریایی برای افزایش پتانسیل زیست‌پالایی آن‌ها، با مشارکت بعدی در ژنوم گیاه است (مانی و کومار، ۲۰۱۴). مهندسی ژنتیک می‌تواند برای بهبود تخریب آلاینده‌ها با

ایجاد موجودات اصلاح‌شدهٔ ژنتیکی استفاده شود. موجودات نوترکیب را می‌توان با تکنیک‌های DNA نوترکیب یا با تبادل ژنتیکی طبیعی طراحی کرد. در حال حاضر، ژن‌هایی که برای دستکاری متابولیسم فلزات در گیاهان استفاده می‌شوند، ژن‌های ناقل فلز و لیگاندهای متصل‌شونده به فلز (کلاته‌کننده‌ها) هستند (کوزمینسکا و همکاران، ۲۰۱۸). چندین ناقل غشایی وجود دارند که در انتقال فلزات سنگین در موجودات مختلف نقش دارند و می‌توانند چنین نقشی را در گیاهان ایفا کنند. این ناقل‌های غشایی متعلق به ATPases فلزات سنگین، خانوادهٔ پروتئین ماکروفاژهای مرتبط با مقاومت طبیعی (Nramp)، اعضای خانوادهٔ تسهیل‌کنندهٔ انتشار کاتیون (CDF) و خانواده ZIP هستند (کومار و آری، ۲۰۱۶). اثر تغییر ژنتیکی با ژن‌های ABC با تحرک فلزات سنگین مرتبط است؛ بنابراین، ژن‌های ABC می‌توانند برای افزایش جابه‌جایی یون‌های متحرک، مانند کادمیوم و مس، یا برای اتصال یون‌های غیرمتحرک مانند سرب در ریشه، بیش‌بیانی داشته باشند (کوزمینسکا و همکاران ۲۰۱۸). رویز و همکاران (۲۰۱۱) یک سیستم تراریخته را گزارش کردند که به‌طور مؤثر ژن‌های متالوتیونین و پلی‌فسفات کیناز را در باکتری‌ها بیان می‌کند تا مقاومت و تجمع بالای جیوه را ایجاد کند.

۸-۳-۴-۵- بیولیچینگ

بیولیچینگ، استخراج فلزات از خاک‌های آلوده با استفاده از موجودات زنده است. برخی باکتری‌ها مانند *Thiobacillus ferrooxidans* و *T. thiooxidans* و برخی قارچ‌ها مانند آسپرژیلوس و پنی‌سیلیوم رایج‌ترین میکروب‌ها با پتانسیل حل‌کردن فلز هستند (اونگ و تیانگ، ۲۰۰۵). چن و لین (۲۰۱۰) حل‌شدن فلز را با بیش از ۸۰ درصد بازده گزارش کردند. همچنین، آن‌ها پایداری در خاک را مشاهده کردند و فلزات سنگین باقیمانده پس از فرایند بیولیچینگ برای محیط‌زیست بی‌ضرر بودند. با استفاده از باکتری اکسیدکنندهٔ گوگرد *Acidithiobacillus thiooxidans* (جداشده از لجن فاضلاب) فرایند بیولیچینگ کروم، مس، سرب و روی بهینه‌شده است (ون و همکاران، ۲۰۱۲). پالایش بیولیچینگ منگنز، روی، کادمیوم و... توسط سویهٔ *Burkholderia* sp. Z-۹۰ (تولیدکننده بیوسورفکتانت) با چسبندگی مواد معدنی به سویه و تشکیل کمپلکس فلزی با بیوسورفکتانت، انجام شد (یانگ و همکاران، ۲۰۱۶).

۸-۳-۴-۶- جذب زیستی

جذب زیستی توانایی مواد با منشأ بیولوژیکی برای جمع‌آوری آلاینده‌ها از مکان‌های آلوده است. این فرایند می‌تواند توسط مسیرهای فعال یا غیرفعال جذب آلاینده یا به‌عنوان ویژگی انواع خاصی از زیست‌تودهٔ میکروبی غیرفعال و غیرزنده انجام شود که به فلزات سنگین حتی در غلظت‌های بسیارکم

متصل می‌شوند (شمیم، ۲۰۱۸). بیشتر این مواد قابلیت جذب زیستی خوبی نسبت به انواع یون‌های فلزی دارند؛ بنابراین، بسیاری از جاذب‌های زیستی مقرون‌به‌صرفه بوده و به‌راحتی از میکروب‌ها (باکتری‌ها، قارچ‌ها و جلبک‌ها)، گیاهان و مواد پلی‌ساکاریدی مشتق می‌شوند (اویوول و همکاران، ۲۰۱۹). جذب زیستی ممکن است شامل یک یا چند روش باشد که از آن جمله می‌توان به کمپلکس‌سازی، هماهنگی، کلاته‌شدن، تبادل یونی، ریزرسوب‌گذاری و به دام افتادن اشاره کرد (پوکتیتیویک و پولپاک، ۲۰۱۶).

اویوول و همکاران (۲۰۱۹) جذب زیستی خاک آلوده به مس، کروم، کادمیوم و نیکل را با استفاده از باکتری‌ها و قارچ‌ها مورد مطالعه قرار دادند. آن‌ها توانایی *Pseudomonas aeruginosa* در جذب زیستی مس و کروم و *Aspergillus niger* و *Penicillium notatum* در جذب زیستی کادمیوم و نیکل از محیط را گزارش کردند و به این نتیجه رسیدند که این موجودات را می‌توان برای جذب زیستی خاک‌های آلوده به مس، کروم، کادمیوم و نیکل توسعه داد. جذب زیستی فلزاتی مانند کادمیوم، کروم، مس، سرب و نیکل توسط زیست‌تودهٔ *Bacillus thuringiensis* OSM۲۹ مقاوم به فلز از محلول آبی موفقیت‌آمیز گزارش‌شده است (اووز و همکاران، ۲۰۱۳). فنگ و همکاران (۲۰۱۸) مشاهده کردند که *Verticillium insectorum*، سرب (II) و روی (II) را از طریق اتصال به سطح سلول و تجمع یا رسوب درون‌سلولی جذب می‌کند. بااین‌حال، بیوسوربشن خارج سلولی، فرایند اصلی مشاهده‌شده در غلظت‌های بالاتر (۳۰۰-۷۵ میلی‌گرم در لیتر) سرب و روی است. *Verticillium insectorum*، مکانیسم بیوسوربشن را تحت غلظت‌های پایین‌تر یا بالاتر سرب (II) و روی (II) تغییر می‌دهد و ثابت‌کرده که یک جذب زیستی بسیار کارامد، به‌ویژه برای سرب (II) است. ظرفیت بیوسوربشن *Bacillus cereus* برای یون‌های فلزی تا ۹۸/۹ درصد برای منگنز در غلظت اولیه یون فلزی ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر ثبت‌شده است (ژنگ‌گانگ و همکاران، ۲۰۱۸). لی و همکاران (۲۰۱۸) مکانیسم‌های تجمع زیستی و بیوسوربشن سه PGPR، *Cupriavidus necator*، *Sphingomonas* sp؛ و *Curtobacterium* sp. مقاوم به کادمیوم را تحت غلظت‌های مختلف اولیهٔ کادمیوم (II) مورد مطالعه قرار دادند. آن‌ها گزارش دادند که مکانیسم جذب غالب برای *Cupriavidus necator* تجمع زیستی است، درحالی‌که مکانیسم غالب برای *Sphingomonas* sp؛ و *Curtobacterium* sp. بیوسوربش می‌باشد. *Macrophomina phaseolina* و *Rhizopus stolonifier* نقش مهمی به‌عنوان عوامل جذب زیستی برای سرب، کادمیوم، مس و روی دارند و ظرفیت جذب بهتری برای سرب، روی و کادمیوم در مقایسه با مس نشان می‌دهند (فوزی و همکاران، ۲۰۱۷).

۷-۴-۳-۸- جذب زیستی

جذب زیستی یک فرایند فیزیکوشیمیایی است که در آن آلاینده‌ها توسط مواد غیرزنده با منشأ بیولوژیکی جذب می‌شود. این یک فرایند متابولیکی غیرفعال، سریع و برگشت‌پذیر است که یون‌های فلزی را از محلول‌های آبی به گروه‌های عاملی متصل می‌کند (گنزالز و همکاران، ۲۰۱۷). مکانیسم بیوادسوربشن فلزات شامل برهم‌کنش الکترواستاتیکی، تشکیل کمپلکس، تبادل یونی یا جابه‌جایی پروتون، هماهنگی، کلاته‌شدن و ریزرسوب است (ولسکی، ۱۹۹۰؛ فورست و روکس، ۱۹۹۲؛ کریست و همکاران، ۱۹۹۹؛ دیویس و همکاران، ۲۰۰۳).

مانه و همکاران (۲۰۱۱) اثر پیش‌تیمار (گرما، اتوکلاو، تیمارهای شیمیایی مانند هیدروکسیدسدیم و اسیداستیک) زیست‌تودهٔ جلبکی بر ظرفیت جذب زیستی سلنیوم را مورد مطالعه قرار داده و گزارش کردند که زیست‌تودهٔ پیش‌تیمار شده در مقایسه با زیست‌تودهٔ زنده، سلنیوم بیشتری جذب می‌کند. ظرفیت جذب زیستی متیلن بلو روی سطح زیست‌تودهٔ جلبک قهوه‌ای *Durvillaea* قطب جنوب ۷۰۲/۹ میلی‌گرم در گرم است و به‌عنوان ماده‌ای با خواص عالی به‌عنوان بیوادسوربشن ثابت‌شده است (گوارین و همکاران، ۲۰۱۸).

پمپال و همکاران (۱۹۹۵) پتانسیل جذب زیستی قارچ *Aureobasidium pullulans* را برای حذف نیکل، کروم، کادمیوم، روی، آلومینیوم، سیلیسیم و سرب نشان دادند. جذب زیستی کروم و کادمیوم به‌ترتیب از ۹/۵-۶/۲ و ۸/۲۱-۲/۳ میلی‌گرم در گرم در لیتر در غلظت‌های اولیهٔ فلز توسط *Aspergillus* و *Rhizopus* sp متغیر بود. علاوه‌براین، جذب زیستی .*Rhizopus* sp در رابطه با کروم و کادمیوم در مقایسه با .*Aspergillus* sp بیشتر بود (احمد و همکاران، ۲۰۰۵). وارگاس و همکاران (۲۰۱۲) توانستند یک کمپوست محلی از ضایعات گل میخک تولید کنند که پتانسیل جذب کروم (VI) از محلول‌های آبی را در شرایط اسیدی داشت.

۸-۴-۳-۸- تبدیل زیستی

تبدیل زیستی تغییر فعالیت آلاینده‌ها یا سایر ترکیبات با کمک میکروب‌ها، قارچ‌های رشته‌ای، جلبک‌ها، مخمرها، حیوانات، گیاهان، اکتینومیست‌ها و... است (اسمیتا و همکاران، ۲۰۱۷). به‌طورکلی، این تغییرات ماهیت ساختاری دارند و یا نتیجهٔ تغییر در قطبیت نسبی آن‌ها هستند. این استراتژی‌ها برای مقابله با مواد شیمیایی تولیدشده در صنایع غذایی، دارویی یا کشاورزی استفاده می‌شود. تغییرات میکروبی فلز-مواد معدنی در سایر زمینه‌های بیوتکنولوژی و پردازش زیستی، مانند حسگرهای زیستی، بیوکاتالیز، تولید برق و نانوتکنولوژی کاربرد دارند (گاد، ۲۰۱۰). این امر می‌تواند به‌دلیل پیچیدگی و گرانی روش‌های شیمیایی باشد. همچنین، این فرایندها در کاهش مصرف حلال، زمان و اثربخشی هزینه، انتخاب‌پذیری شیمیایی، منطقه‌ای و استریو و بهره‌وری انرژی نقش دارند؛

زیرا معمولاً در دمای محیط یا دمای نسبتاً بالا رخ می‌دهند (هوتل و هوفمیستر، ۲۰۱۱). تبدیل میکروبی یکی از این روش‌ها است که به‌دلیل وجود میکروب‌ها در همه‌جا به‌طور گسترده و با موفقیت مورداستفاده قرار می‌گیرد. به‌طورکلی، برای تبدیل میکروبی سلول‌ها (در حال رشد یا ساکن)، هاگ‌ها، آنزیم‌ها و سلول‌ها یا آنزیم‌های فاقد حرکت استفاده می‌شود (چیباتا و وینگارد، ۲۰۱۴).

جیوه یک مادهٔ شیمیایی شناخته‌شده است که توسط باکتری‌ها به متیل جیوه تبدیل می‌شود (رای و همکاران، ۱۹۸۱؛ مور و رامامورتی، ۱۹۸۴؛ مور و همکاران، ۱۹۹۰). همراه با متیلاسیون، راهکارهای کاهش و دی‌متیلاسیون مقاومت جیوه در باکتری‌ها نیز مورد بررسی قرارگرفته است (براون و همکاران، ۱۹۸۹). میکروارگانیسم‌های فتوسنتزی (مانند فیتوپلانکتون و سیانوباکترها) می‌توانند آرسنیک (V) را به گونه‌های آرسنیک (III) و متیل آرسنیک (methylAs) تبدیل کنند (یی و همکاران، ۲۰۱۲). Halomonas sp. (باکتری هالوفیل نیترات‌زدا) می‌تواند سلنیوم سمی را به یک ترکیب غیرسمی تبدیل کند (د سوزا و همکاران، ۲۰۰۱) و اورانیوم نامحلول را به کمپلکس‌های محلول تبدیل کند (فرانسیس و همکاران، ۲۰۰۰). باکتری Klebsiella oxytoca از سیانید به‌عنوان تنها منبع نیتروژن در فاضلاب صنعتی حاوی سیانید استفاده می‌کند و می‌تواند سیانید را به محصولات نهایی مانند آمونیاک و متان تبدیل کند (کائو و همکاران، ۲۰۰۳).

جلبک‌ها می‌توانند یون‌های فلزی را به ترکیبات آلی با سمیت کمتر تبدیل کنند (مور و همکاران، ۱۹۹۰). برخی از جلبک‌های سبز و قهوه‌ای دریایی، از متیلات آرسنات برای تولید مشتقات دی‌متیل آرسنیک با سمیت کمتر استفاده می‌کنند (استیونسون و همکاران، ۱۹۹۶). باکتری‌ها و قارچ‌ها دارای قابلیت متیله کردن سلنیوم در خاک هستند (کارلسون و فرانکبرگر، ۱۹۸۸). متیلاسیون سلنیوم منجر به تبخیر آن می‌گردد که برای حذف سلنیوم از مکان‌های آلودهٔ کالیفرنیا استفاده‌شده است (تامسون-اگل و فرانکبرگر، ۱۹۹۰).

از قارچ‌های رشته‌ای می‌توان برای تولید ترکیباتی با خواص بیولوژیکی بهبودیافته یا حتی فعالیت‌های بیولوژیکی جدید استفاده کرد (ریکو-مارتینز و همکاران، ۲۰۱۴). همراه با شاخهٔ *Basidiomycota* و *Ascomycota*، زیرشاخهٔ قارچ *Mucoromycotina* شامل برخی از گونه‌هایی است که به‌خوبی مطالعه و مشخص شده که بیگانه‌زیست‌ها را متابولیزه می‌کنند (چا و همکاران، ۲۰۰۱؛ آشا و ویدیوانتا، ۲۰۰۹). یک سویهٔ مخمر سیستئین را تحت شرایط هوازی به سولفید هیدروژن تبدیل می‌کند و با تشکیل کمپلکس‌های فیتوکلاتین-فلز-سولفید باعث افزایش تجمع آرسنیک می‌شود (تسای و همکاران، ۲۰۰۹). جدای از این استراتژی‌ها، سلول‌های گیاهی درون‌شیشه‌ای، کشت اندام‌ها و آنزیم-های گیاهی به‌عنوان بیوکاتالیزهای مناسب جهت انجام واکنش‌های پیچیده عمل می‌کنند (گیری و همکاران، ۲۰۰۱).

۹-۴-۳-۸- راکتور زیستی

راکتور زیستی یک ظرف ساختگی است که در آن مواد خام توسط واکنش‌های بیولوژیکی به محصول تبدیل می‌شوند. کشت بسته، تغذیهٔ بسته، توالی بسته، پیوسته و چندمرحله‌ای حالت‌های مختلف عملکرد راکتورهای زیستی هستند. نمونه‌های آلودهٔ پرشده در راکتور زیستی یا به‌صورت مادهٔ خشک یا آبکی هستند. در هر دو مورد، استفاده از راکتورهای زیستی در اصلاح خاک‌های آلوده دارای مزایای متعددی نسبت به سایر تکنیک‌های زیست‌پالایی است. کنترل پارامترهای فرایندهای زیستی مانند دما، pH، میزان هم‌زدن و هوادهی، غلظت سوبسترا و تلقیح، مزیت اصلی زیست‌پالایی مبتنی بر راکتور زیستی است (آزوبوئیک و همکاران، ۲۰۱۶). بر این‌اساس، طیف گسترده‌ای از راکتورهای زیستی برای حذف انواع آلاینده‌ها استفاده می‌شود. آلاینده‌های غیرآلی مانند مخلوطی از آمین‌های سولفوردار و نیتروژن کل به‌ترتیب با کمک راکتورهای بستر بسته (ژوارز رامیرز و همکاران، ۲۰۱۵) و بیوراکتورهای رشد غوطه‌ور (شانون و همکاران، ۲۰۱۵) تصفیه شده‌اند.

۱۰-۴-۳-۸- کشت در زمین

کشت در زمین به‌دلیل هزینهٔ کم و نیاز کمتر به تجهیزات، ساده‌ترین تکنیک زیست‌پالایی است. در این تکنیک، عمقی که آلاینده‌ها در آن قرار دارند بسیارمهم است؛ زیرا کشت در زمین می‌تواند به‌صورت برون‌جا یا درون‌جا انجام شود (آزوبوئیک و همکاران، ۲۰۱۶). در این تکنیک، خاک‌های آلوده را با مواد اصلاحی مختلف ازجمله انباشته‌گرها و مواد مغذی خاک مخلوط کرده و در زمین کشت می‌کنند. آلاینده‌ها با فعالیت میکروب‌ها و اکسیداسیون، تجزیه، تبدیل و بی‌حرکت می‌شوند. این تکنیک زیست‌پالایی برای طراحی بسیارساده، قابل اجرا و مقرون‌به‌صرفه است و می‌تواند برای تصفیهٔ حجم زیادی از خاک آلوده با حداقل اثر زیست‌محیطی و نیاز به انرژی مورداستفاده قرار گیرد (مایلا و کولت، ۲۰۰۴).

۱۱-۴-۳-۸- تهویهٔ زیستی

تهویهٔ زیستی، بهبود تجزیه زیستی طبیعی درون‌جای ترکیبات قابل تجزیه توسط هوا با تأمین O_2 به میکروب‌های بومی خاک است. این فرایند با افزایش فعالیت میکروب‌های بومی از طریق افزایش جریان هوا با رساندن O_2 به ناحیهٔ غیراشباع، زیست‌پالایی را بهبود می‌بخشد. علاوه‌براین، برخی اصلاحات را می‌توان با افزودن مواد مغذی و رطوبت جهت بهبود سرعت زیست‌پالایی با انجام تبدیل میکروبی آلاینده‌ها به شکل بی‌ضرر انجام داد (فیلپ و اطلس، ۲۰۰۵).

همچنین، می‌توان از آن در زیست‌پالایی بی‌هوازی به‌ویژه در درمان ناحیهٔ هواده آلوده به ترکیبات کلردار که در محیط هوازی مقاوم هستند، استفاده کرد (آزوبوئیک و همکاران، ۲۰۱۶). در این حالت،

به جای اکسیژن خالص، مخلوطی از نیتروژن با غلظت‌های کم CO_2 و هیدروژن نیز می‌تواند تزریق شود که هیدروژن به‌عنوان دهندهٔ الکترون عمل می‌کند (میهوپولوس و همکاران، ۲۰۰۰، ۲۰۰۲؛ شاه و همکاران، ۲۰۰۱). استفاده از ازن ممکن است برای اکسیداسیون جزئی ترکیبات مقاوم مفید باشد که تجزیهٔ زیستی را تسریع می‌کنند (فیلپ و اطلس، ۲۰۰۵).

۱۲-۴-۳-۸- الکتروزیست پالایی

الکتروزیست‌پالایی یک فناوری ترکیبی از دو فرایند است، یعنی زیست‌پالایی و الکتروکینتیک. در این فناوری، زیست‌پالایی برای تخریب آلاینده‌ها و الکتروکینتیک برای القای حرکت آلاینده‌ها از ماتریکس استفاده می‌شود (آنامالی و سوندراما، ۲۰۲۰). تسریع انتقال آلاینده‌ها یا واسطه‌های آن‌ها با اعمال میدان‌های الکتریکی (جریان مستقیم) به مناطق پالایش انجام می‌شود. در این صورت این اجازه را می‌دهد تا حجم انتقال به میزان حدود ۵۰ تا ۶۰ برابر افزایش یابد و مواد تشکیل‌دهنده در مکان‌های حذف به‌راحتی تجمع یابند (چیلینگار و همکاران، ۱۹۹۷).

الکتروزیست‌پالایی با هدف فعال‌کردن میکروارگانیسم‌های موجود با استفاده از مواد مغذی جهت تحریک رشد، تولید مثل و متابولیسم میکروارگانیسم‌هایی است که قادر به تبدیل آلاینده‌ها در خاک هستند (وان کوونبرگ، ۱۹۹۷). در این روش، حذف آلاینده‌های فلزات سنگین از خاک‌های آلوده با نفوذپذیری کم تحت تأثیر جریان مستقیم انجام می‌شود (ویرکوتیت و همکاران، ۲۰۰۲). موفقیت الکتروزیست‌پالایی به شرایط خاصی که در این زمینه با آن مواجه هستیم، از قبیل انواع و غلظت آلاینده، نوع خاک، pH و محتوای آلی موجود در خاک‌آلوده، بستگی دارد (آکار و الشوابکه، ۱۹۹۳). ریکارت و همکاران (۲۰۰۵) گزارش دادند که تیمار الکتروکینتیک برای حذف منگنز از لجن آلوده (تا ۶۸ درصد) مناسب است. همچنین، این آزمایش بیشترین مصرف برق، کوتاه‌ترین زمان پالایش و بیشترین مقدار شارژ عبوری از نمونه لجن را نشان داد. ثابت شده که استفاده از Pseudomonas putida به‌عنوان یک عامل الکتروزیست‌پالایی بسیار کارامد است و می‌تواند تا ۸۹ درصد فلز روی موجود در خاک‌آلوده را پالایش کند (ازهر و همکاران، ۲۰۱۶). حذف الکتروزیست‌پالایی نیترات با راندمان ۱۰۰ درصد (چوی و همکاران، ۲۰۰۹) و نیکل با بازدهٔ ۵۸/۵ درصد (ما و همکاران، ۲۰۱۸) گزارش‌شده است.

۴-۸- نتیجه‌گیری

خاک سالم برای یک اکوسیستم سالم ضروری است؛ زیرا از رشد و نمو میکروب‌ها، گیاهان و همهٔ اشکال حیات حمایت می‌کند. اکوسیستم‌های خاک می‌توانند در اثر فعالیت‌های طبیعی و انسان‌ساز

آسیب ببینند. ضعف شیوه‌های مدیریت، پاک‌سازی زمین، استفادهٔ گسترده از کودها، فعالیت‌های صنعتی، دفع نامناسب زباله‌ها و فعالیت‌های معدنی از عوامل انسانی اصلی هستند که می‌توانند خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک را مختل کنند. آلاینده‌های غیرآلی، به‌ویژه فلزات سنگین، تهدیدی برای اکوسیستم‌های خاک هستند؛ زیرا این آلاینده‌ها تجزیه‌ناپذیر بوده و در محیط باقی می‌مانند. پالایش خاک‌های آلوده برای توسعهٔ پایدار و وجود مستمر اشکال حیات در کرهٔ زمین ضروری است. در بین تمام روش‌های پالایش خاک، ازجمله روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی، روش بیولوژیکی پالایش یا زیست‌پالایی یک استراتژی ارزان، قابل‌اجرا و ایمن ازنظر زیست‌محیطی برای اصلاح مکان‌های آلوده است. بااین‌حال، درک زیست‌پالایی محدود است. زمینه‌هایی با اطلاعات اندک که در آن تحقیقات بیشتری موردنیاز است، عبارت‌اند از:

- فرایندهای خاکی القاشده توسط میکروب و تأثیر آن‌ها بر حلالیت و دسترسی زیستی آلاینده‌ها.
- تغییر گونهٔ آلاینده‌ها در خاک و درک این‌که چگونه تغییرات گونه‌ها، جذب و تجمع آلاینده‌ها توسط موجودات را تغییر می‌دهد.
- تعامل بین میکروارگانیسم‌های مختلف و برهم‌کنش آن‌ها با بیش از یک آلاینده.
- استفاده از کلاته‌کننده‌های مصنوعی برای بهبود زیست‌پالایی.
- استفاده از میکروارگانیسم‌های اصلاح‌شدهٔ ژنتیکی برای بهبود زیست‌پالایی آلاینده‌ها.
- کارایی تکنیک‌های خاص زیست‌پالایی با توجه به نوع خاک، نوع آلاینده و....

منابع

Acar YB, Alshawabkeh AN (۱۹۹۳) Principles of electrokinetic remediation. Environ Sci Technol ۲۷:۲۶۳۸–۲۶۴۷

Adams GO, Fufeyin PT, Okoro SE et al (۲۰۱۵) Bioremediation, biostimulation and bioaugmention: a review. IJEBB ۳(۱):۲۸–۳۹

Adiloğlu S (۲۰۱۷) Heavy metal removal with phytoremediation, advances in bioremediation and phytoremediation. Naofumi Shiomi, IntechOpen

Aery NC (۲۰۱۶) Phytoremediation of contaminated lands. Athena Academic, UK

Ahmad I, Zafar S, Ahmad F (۲۰۰۵) Heavy metal biosorption potential of Aspergillus and Rhizopus sp. isolated from wastewater treated soil. J Appl Sci Environ Mgmt ۹(۱):۱۲۳–۱۲۶

Ahmad RZ (۲۰۱۸) Mycoremediation to remove heavy metal pollution in post-mining areas for farmland utilization. WARTAZOA ۲۸(۱):۴۱–۵۰

Akgul A, Akgul A (۲۰۱۸) Mycoremediation of copper: exploring the metal tolerance of brown rotfungi. Bioresources ۱۳(۳):۷۱۵۵–۷۱۷۱

Almagro A, Prista C, Castro S et al (۲۰۰۰) Effects of salts on Debaryomyces hansenii and Saccharomyces cerevisiae under stress conditions. Int J Food Microbiol ۵۶(۲–۳):۱۹۱–۱۹۷

Annamalai S, SundaramM(۲۰۲۰) Electro-bioremediation: an advanced remediation technology for the treatment and management of contaminated soil. In: Bioremediation of industrial waste for environmental safety. Springer, Singapore, pp ۱۸۳–۲۱۴

Asha S, Vidyavathi M (۲۰۰۹) Cunninghamella–a microbial model for drug metabolism studies–a review. Biotechnol Adv ۲۷(۱):۱۶–۲۹

Ashraf S, Ali Q, Zahir ZA et al (۲۰۱۹) Phytoremediation: environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. Ecotoxicol Environ Saf ۱۷۴:۷۱۴–۷۲۷

Au WY, Yu XZ, Gu JD (۲۰۱۸) Phytoremediation of cyanide and iron cyanide complexes and the mechanisms involved. Appl Environ Biotechnol ۳(۱):۵۳–۶۰

Aung KMM, Ting YP (۲۰۰۵) Bioleaching of spent fluid catalytic cracking catalyst using Aspergillus niger. J Biotechnol ۱۱۶(۲):۱۵۹–۱۷۰

Azhar ATS, Nabila ATA, Nurshuhaila MS et al (۲۰۱۶) Electromigration of contaminated soil by electrobioremediation technique. Soft soil engineering international conference ۲۰۱۵ (SEIC۲۰۱۵) IOP publishing IOP Conf. Series Mater Sci Engg ۱۳۶:۱–۵

Azubuike CC, Chikere CB, Okpokwasili GC (۲۰۱۶) Bioremediation techniques–classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. World J Microbiol Biotechnol ۳۲(۱۱):۱۸۰

Bahafid W, Joutey NT, Sayel H et al (۲۰۱۷) Soil bioaugmentation with Cyberlindnera fabianii diminish phytotoxic effects of chromium (VI) on Phaseolus vulgaris L. J Mater Environ Sc ۸:۴۳۸–۴۴۳

Bahafid W, Tahri Joutey N, Sayel H et al (۲۰۱۳) Bioaugmentation of chromium-polluted soil microcosms with Candida tropicalis diminishes phytoavailable chromium. J Appl Microbiol ۱۱۵(۳):۷۲۷–۷۳۴

Baldrian P (۲۰۰۸) Wood-inhabiting ligninolytic basidiomycetes in soils: ecology and constraints for applicability in bioremediation. Fungal Ecol ۱(۱):۴–۱۲

Berbecea A, Radulov I, Sala F et al (۲۰۱۱) Interrelation between metal availability, soil pH and mineral fertilization. Res J Agric Sci ۴۳(۳):۱۹–۲۲

Bhati J, Kumar A (۲۰۲۰) Impact of climate change on bioremediation. In: phytoremediation/ bioremediation and environmental sustainability. Springer Nature. (communicated)
Bhuiyan MS, Raman A, Hodgkins D et al (۲۰۱۷) Influence of high levels of Na+ and cl_ on ion concentration, growth, and photosynthetic performance of three salt-tolerant plants. Flora ۲۲۸:۱–۹
Bosco F, Mollea C (۲۰۱۹) Mycoremediation in soil. In: Biodegradation processes. IntechOpen
Brown NL, Lund PA, Bhriain N et al (۱۹۸۹) Mercury resistance in bacteria. Academic Press, London
Van Cauwenberghe L (۱۹۹۷) Electrokinetics: technology overview report TO-۹۷-۰۳. Ground Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh
Cha CJ, Doerge DR, Cerniglia CE (۲۰۰۱) Biotransformation of malachite green by the fungus Cunninghamella elegans. Appl Environ Microbiol ٦٧(٩):٤٣٥٨–٤٣٦٠
Chen SY, Lin PL (۲۰۱۰) Optimization of operating parameters for the metal bioleaching process of contaminated soil. Sep Purif Technol ٧١(٢):١٧٨–١٨٥
Chibata I, Wingard LB (۲۰۱٤) Immobilized microbial cells: applied biochemistry and bioengineering. Elsevier
Chilingar GV, Loo WW, Khilyuk LF et al (۱۹۹۷) Electrobioremediation of soils contaminated with hydrocarbons and metals: progress report. Energy Sources ١٩(٢):١٢٩–١٤٦
Choi JH, Maruthamuthu S, Lee HG et al (۲۰۰۹) Nitrate removal by electro-bioremediation technology in Korean soil. J Hazard Mater ١٦٨(٢–٣):١٢٠٨–١٢١٦
Clausen CA, Green F (۲۰۰۳) Oxalic acid overproduction by copper-tolerant brown-rot basidiomycetes on southern yellow pine treated with copper-based preservatives. Int Biodeterior Biodegradation ٥١(٢):١٣٩–١٤٤
Clemmensen KE, Finlay RD, Dahlberg A et al (۲۰۱٥) Carbon sequestration is related to mycorrhizal fungal community shifts during long-term succession in boreal forests. New Phytol ٢٠٥(٤):١٥٢٥–١٥٣٦
Crist RH, Martin JR, Crist DR (۱۹۹۹) Interaction of metal ions with acid sites of biosorbents peat moss and Vaucheria and model substances alginic and humic acids. Environ Sci Technol ٣٣(١٣):٢٢٥٢–٢٢٥٦
Davis TA, Volesky B, Mucci A (۲۰۰۳) A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. Water Res ٣٧(١٨):٤٣١١–٤٣٣٠
De Filippis LF, Pallaghy CK (۱۹۹٤) Heavy metals: sources and biological effects. In: Algae and water pollution. Schweizerbart, Stuttgart, pp ٣١–٧٧
De Groot RC, Woodward B (۱۹۹۹) Using copper-tolerant fungi to biodegrade wood treated with copper-based preservatives. Int Biodeterior Biodegradation ٤٤(١):١٧–٢٧
De Philippis R, Paperi R, Sili C et al (۲۰۰۳) Assessment of the metal removal capability of two capsulated cyanobacteria, Cyanospira capsulata and Nostoc PCC٧٩٣٦. J Appl Phycol ١٥(٢–٣):١٥٥–١٦١
De Souza MP, Amini A, Dojka MA et al (۲۰۰۱) Identification and characterization of bacteria in a selenium-contaminated hypersaline evaporation pond. Appl Environ Microbiol ٦٧(٩):٣٧٨٥–٣٧٩٤

Deinlein U, Stephan AB, Horie T et al (۲۰۱٤) Plant salt-tolerance mechanisms. Trend Plant Sci ۱۹ (٦):۳۷۱–۳۷۹
Dhami NK, Reddy MS, Mukherjee A (۲۰۱۳) Bacillus megaterium mediated mineralization of calcium carbonate as biogenic surface treatment of green building materials. World J Microbiol Biotechnol ۲۹(۱۲):۲۳۹۷–۲٤۰٦
Dong ZY, Huang WH, Xing DF et al (۲۰۱۳) Remediation of soil co-contaminated with petroleum and heavy metals by the integration of electrokinetics and biostimulation. J Hazard Mater ۲٦۰:۳۹۹–٤۰۸
Dumestre A, Chone T, Portal J et al (۱۹۹۷) Cyanide degradation under alkaline conditions by a strain of Fusarium solani isolated from contaminated soils. Appl Environ Microbiol ۶۳ (۷):۲۷۲۹–۲۷۳۴
Elektorowicz M (۱۹۹٤) Bioremediation of petroleum-contaminated clayey soil with pretreatment. Environ Technol ۱٥(٤):۳۷۳–۳۸۰
Emenike CU, Agamuthu P, Fauziah SH (۲۰۱۷) Sustainable remediation of heavy metal polluted soil: a biotechnical interaction with selected bacteria species. J Geochem Explor ۱۸۲:۲۷٥□۲۷۸
Emenike PC, Omole DO, Ngene BU et al (۲۰۱٦) Potentiality of agricultural adsorbent for the sequestering of metal ions from wastewater. GJESM ۲(٤):٤۱۱–٤٤۲
Fawzy EM, Abdel-Motaal FF, El-zayat SA (۲۰۱۷) Biosorption of heavy metals onto different eco-friendly substrates. J Toxicol Environ Health ۹(٥):۳٥–٤٤
Feng CL, Li J, Li X et al (۲۰۱۸) Characterization and mechanism of lead and zinc biosorption by growing Verticillium insectorum J۳. PLoS One ۱۳(۱۲):e۰۲۰۳۸٥۹
Fourest E, Roux JC (۱۹۹۲) Heavy metal biosorption by fungal mycelial by-products: mechanisms and influence of pH. Appl Microbiol Biotechnol ۳۷(۳):۳۹۹–٤۰۳
Francis AJ, Dodge CJ, Gillow JB et al (۲۰۰۰) Biotransformation of uranium compounds in high ionic strength brine by a halophilic bacterium under denitrifying conditions. Environ Sci Technol ۳٤(۱۱):۲۳۱۱–۲۳۱۷
Fulekar MH, Sharma J, Tendulkar A (۲۰۱۲) Bioremediation of heavy metals using biostimulation in laboratory bioreactor. Environ Monit Assess ۱۸٤(۱۲):۷۲۹۹–۷۳۰۷
Gadd GM (۲۰۱۰) Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. Microbiol ۱٥٦(۳):٦۰۹–٦٤۳
Gantzer C, Maier W (۱۹۹۹) Biological degradation of cyanide by nitrogen-fixing cyanobacteria. Cincinnati, U.S. environmental protection, USA
Garbisu C, Alkorta I (۱۹۹۷) Bioremediation: principles and future. J Clean Technol Environ Toxic Occup Med ٦:۳٥۱–۳٦٦
Giri A, Dhingra V, Giri CC et al (۲۰۰۱) Biotransformations using plant cells, organ cultures and enzyme systems: current trends and future prospects. Biotechnol Adv ۱۹(۳):۱۷٥–۱۹۹
González AG, Pokrovsky OS, Santana-Casiano JM et al (۲۰۱۷) Bioadsorption of heavy metals. In: Prospects and challenges in algal biotechnology. Springer, Singapore pp ۲۳۳–۲٥٥
Gothalwal R, Bisen PS (۱۹۹۳) Isolation and physiological characterization of Synechococcus cedrorum ۱۱۹۱ strain tolerant to heavy metals and pesticides. Biomed Environ Sci ٦(۲):۱۸۷–۱۹٤

Gothalwal R, Chillara S (۲۰۱۲) Cyanoremediation: a green clean technology. In: Microorganisms in environmental management. Springer, Dordrecht pp ۷٦۷–۷۸٦
Guarín JR, Moreno-Pirajan JC, Giraldo L (۲۰۱۸) Kinetic study of the bioadsorption of methylene blue on the surface of the biomass obtained from the algae D antarctica. J Chem ۲۱۲٤۸٤٥
Gupta A, Joia J, Sood A et al (۲۰۱٦) Microbes as potential tool for remediation of heavy metals: a review. J Microb Biochem Technol ۸:۳٦٤–۳۷۲
Hamidov A, Beltrao J, Neves A et al (۲۰۰۷) Apocynum lancifolium and Chenopodium album—potential species to remediate saline soils. WSEAS Trans Environ Dev ۳(۷):۱۲۳–۱۲۸
Hassan A, Pariatamby A, Ahmed A et al (۲۰۱۹) Enhanced bioremediation of heavy metal contaminated landfill soil using filamentous fungi consortia: a demonstration of bioaugmentation potential. Water Air Soil Poll ۲۳۰(۹):۲۱٥
Holden SR, Treseder KK (۲۰۱۳) A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. Front Microbiol ٤:۱٦۳
Hüttel W, Hoffmeister D (۲۰۱۱) Fungal biotransformations in pharmaceutical sciences. In: Industrial applications. Springer, Berlin, pp. ۲۹۳–۳۱۷
Juárez-Ramírez C, Galíndez-Mayer J, Ruiz-Ordaz N et al (۲۰۱٥) Steady-state inhibition model for the biodegradation of sulfonated amines in a packed bed reactor. New Biotechnol ۳۲(۳):۳۷۹–۳۸٦
Kao CM, Liu JK, Lou HR et al (۲۰۰۳) Biotransformation of cyanide to methane and ammonia by Klebsiella oxytoca. Chemosphere ٥۰(۸):۱۰٥٥–۱۰٦۱
Karlson U, Frankenberger WT (۱۹۸۸) Effects of carbon and trace element addition on alkylselenide production by soil. Soil Sci Soc Am J ٥۲:۱٦٤۰–۱٦٤٤
Kertesz MA, Cook AM, Leisinger T (۱۹۹٤) Microbial metabolism of sulfur and phosphoruscontaining xenobiotics. FEMS Microbiol Rev ۱٥:۱۹٥–۲۱٥
Knox AS, Seaman JC, Mench MJ et al (۲۰۰۰) Remediation of metal and radionuclides–contaminated soils by in situ stabilization techniques. In: Environmental restoration of metalscontaminated soils. Lewis, New York, pp ۲۱–٦۰
Koźmińska A, Wiszniewska A, Hanus-Fajerska E et al (۲۰۱۸) Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants. Plant Biotechnol Rep ۱۲(۱):۱–۱٤
Kuiper I, Lagendijk EL, Bloemberg GV et al (۲۰۰٤) Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. Mol Plant-Microbe Interact ۱۷(۱):٦–۱٥
Kulshreshtha S, Mathur N, Bhatnagar P (۲۰۱٤) Mushroom as a product and their role in mycoremediation. AMB Express ٤(۱):۲۹
Kumar A, Aery NC (۲۰۱۱) Effect of tungsten on growth, biochemical constituents, molybdenum and tungsten contents in wheat. Plant Soil Environ ٥۷(۱۱):٥۱۹–٥۲٥
Kumar A, Aery NC (۲۰۱۲) Effect of tungsten on the growth, dry-matter production, and biochemical constituents of cowpea. Commun Soil Sci Plant Anal ٤۳(۷):۱۰۹۸–۱۱۰۷
Kumar A, Aery NC (۲۰۱٦) Impact, metabolism, and toxicity of heavy metals in plants. In: Plant responses to Xenobiotics. Springer, Singapore, pp ۱٤۱–۱۷٦
Landberg T, Greger M (۱۹۹٦) Differences in uptake and tolerance to heavy metals in Salix from unpolluted and polluted areas. Appl Geochem ۱۱(۱–۲):۱۷٥–۱۸۰
Leahy JG, Colwell RR (۱۹۹۰) Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. Microbiol Mol Biol R ٥٤(۳):۳۰٥–۳۱٥

Li M, Cheng X, Guo H (۲۰۱۳) Heavy metal removal by biomineralization of urease producing bacteria isolated from soil. Int Biodeterior Biodegradation ۷٦:۸۱–۸۵
Li Q, Csetenyi L, Gadd GM (۲۰۱٤) Biomineralization of metal carbonates by Neurospora crassa. Environ Sci Technol ٤۸(۲٤):۱٤٤۰۹–۱٤٤۱٦
Li X, Li D, Yan Z et al (۲۰۱۸) Biosorption and bioaccumulation characteristics of cadmium by plant growth-promoting rhizobacteria. RSC Adv ۸(٥٤):۳۰۹۰۲–۳۰۹۱۱
Liang X, Hillier S, Pendlowski H et al (۲۰۱٥) Uranium phosphate biomineralization by fungi. Environ Microbiol ۱۷(٦):۲۰٦٤–۲۰۷٥
Lone MI, He ZL, Stoffella PJ et al (۲۰۰۸) Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. J Zhejiang Univ Sci B ۹(۳):۲۱۰–۲۲۰
Ma Y, Li X, Mao H et al (۲۰۱۸) Remediation of hydrocarbon–heavy metal co-contaminated soil by electrokinetics combined with biostimulation. Chem Eng J ۳٥۳:٤۱۰–٤۱۸
Macaskie LE, Jeong BC, Tolley MR (۱۹۹٤) Enzymically accelerated biomineralization of heavy metals: application to the removal of americium and plutonium from aqueous flows. FEMS Microbiol Rev ۱٤:۳٥۱–۳٦۷
Machado RMA, Serralheiro RP (۲۰۱۷) Soil salinity: effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. Horticulture ۳(۲):۳۰
Maila MP, Colete TE (۲۰۰٤) Bioremediation of petroleum hydrocarbons through land farming: are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? Rev Environ Sci Biotechnol ۳:۳٤۹–۳٦۰
Maity JP, Chen GS, Huang YH et al (۲۰۱۹) Ecofriendly heavy metal stabilization: microbial induced mineral precipitation (MIMP) and biomineralization for heavy metals within the contaminated soil by indigenous bacteria. Geomicrobiol J ۱–۱۲
Mane PC, Bhosle AB, Jangam CM et al (۲۰۱۱) Bioadsorption of selenium by pretreated algal biomass. Adv Appl Sci Res ۲(۲):۲۰۲–۲۰۷
Mani D, Kumar C (۲۰۱٤) Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. Int J Enviro Sci Technol ۱۱(۳):۸٤۳–۸۷۲
Meagher RB (۲۰۰۰) Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. Curr Opin Plant Biol ۳(۲):۱٥۳–۱٦۲
Merdy P, Gharbi LT, Lucas Y (۲۰۰۹) Pb, cu and Cr interactions with soil: sorption experiments and modelling. Colloid Surface A ۳٤۷(۱–۳):۱۹۲–۱۹۹
Mihopoulos PG, Sayles GD, Suidan MT et al (۲۰۰۰) Vapor phase treatment of PCE in a soil column by lab-scale anaerobic bioventing. Water Res ۳٤(۱۲):۳۲۳۱–۳۲۳۷
Mihopoulos PG, Suidan MT, Sayles GD et al (۲۰۰۲) Numerical modeling of oxygen exclusion experiments of anaerobic bioventing. J Contam Hydrol ٥۸(۳–٤):۲۰۹–۲۲۰
Mishra J, Singh R, Arora NK (۲۰۱۷) Alleviation of heavy metal stress in plants and remediation of soil by rhizosphere microorganisms. Front Microbiol ۸:۱۷۰٦
Mohamed ZA (۲۰۰۱) Removal of cadmium and manganese by a non-toxic strain of the freshwater cyanobacterium Gloeothece magna. Water Res ۳٥(۱۸):٤٤۰٥–٤٤۰۹
Moore JW, Ramamoorthy S (۱۹۸٤) Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. SpringerVerlag, New York
Moore MJ, Distefano MD, Zydowsky LD et al (۱۹۹۰) Organomercurial lyase and mercuric ion reductase: nature's mercury detoxification catalysts. Acc Chem ۲۳(۹):۳۰۱–۳۰۸

Murphy RJ, Levy JF (۱۹۸۳) Production of copper oxalate by some copper tolerant fungi. T Brit Mycol Soc ۸۱:۱۶۵–۱۶۸

Naghavi NS, Mazrouei B, Afsharzadeh S (۲۰۱۲) Analysis of cyanide bioremediation using cyanobacterium; Chroococcus isolated from steel manufacturing industrial wastewater. Int J Biol Chem ۶:۱۱۳–۱۲۱

Okrent D (۱۹۹۹) On intergenerational equity and its clash with intergenerational equity and on the need for policies to guide the regulation of disposal of wastes and other activities posing very long time risk. Risk Anal ۱۹:۸۷۷–۹۰۱

Oves M, Khan MS, Zaidi A (۲۰۱۳) Biosorption of heavy metals by Bacillus thuringiensis strain OSM۲۹ originating from industrial effluent contaminated north Indian soil. Saudi J Biol Sci ۲۰(۲):۱۲۱–۱۲۹

Oyewole OA, Zobeashia SSLT, Oladoja EO et al (۲۰۱۹) Biosorption of heavy metal polluted soil using bacteria and fungi isolated from soil. SN Applied Sciences ۱(۸):۸۵۷

Perfumo A, Banat IM, Marchant R et al (۲۰۰۷) Thermally enhanced approaches for bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils. Chemosphere ۶۶(۱):۱۷۹–۱۸۴

Philp JC, Atlas RM (۲۰۰۵) Bioremediation of contaminated soils and aquifers. In: Bioremediation. American Society of Microbiology pp ۱۳۹–۲۳۶

Piehler MF, Swistak JG, Pinckney JL et al (۱۹۹۹) Stimulation of diesel fuel biodegradation by indigenous nitrogen fixing bacterial consortia. Microb Ecol ۳۸(۱):۶۹–۷۸

Pokethitiyook P, Poolpak T (۲۰۱۶) Biosorption of heavy metal from aqueous solutions. In Phytoremediation. Springer, Cham pp ۱۱۳–۱۴۱

Pumpal T, Pernfuss B, Pigher B et al (۱۹۹۵) A rapid screening for the isolation of metal accumulation in microorganisms. J Industrial Microbiol ۷(۲):۹۷–۱۰۴

Rai LC, Gaur JP, Kumar HD (۱۹۸۱) Protective effects of certain environmental factors on the toxicity of zinc, mercury and methyl mercury to Chlorella vulgaris. Beij Env Res ۲۵:۲۵۰□۲۵۹

Rath KM, Rousk J (۲۰۱۵) Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: a review. Soil Biol Biochem ۸۱:۱۰۸–۱۲۳

Raungsomboon S, Chidthaisong A, Bunnag B et al (۲۰۰۸) Removal of lead (Pb۲+) by the cyanobacterium Gloeocapsa sp. Bioresour Technol ۹۹(۱۳):۵۶۵۰–۵۶۵۸

Rhykerd R, Crews B, McInnes K et al (۱۹۹۹) Impact of bulking agents, forced aeration, and tillage on remediation of oil-contaminated soil. Bioresour Technol ۶۷:۲۷۹–۲۸۵

Ricart MT, Hansen HK, Cameselle C et al (۲۰۰۵) Electrochemical treatment of a polluted sludge: different methods and conditions for manganese removal. Sep Sci Technol ۳۹(۱۵):۳۶۷۹□۳۶۸۹

Richardson GM, Bright DA, Dodd M (۲۰۰۶) Do current standards of practice in Canada measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? II: oral bioaccessibility of contaminants in soil. Hum Ecol Risk Assess ۱۲:۶۰۶–۶۱۸

Rico-Martinez M, Medina FG, Marrero JG et al (۲۰۱۴) Biotransformation of diterpenes. RSC Adv ۴:۱۰۶۲۷–۱۰۶۴۷

Ruiz ON, Alvarez D, Gonzalez-Ruiz G et al (۲۰۱۱) Characterization of mercury bioremediation by transgenic bacteria expressing metallothionein and polyphosphate kinase. BMC Biotechnol ۱۱(۱):۸۲

Salt DE, Smith RD, Raskin L (۱۹۹۸) Phytoremediation. Ann Rev Plant Phys Plant Mol Biol ٤٩(١):٦٤٣–٦٦٨

Saxena P, Misra N (۲۰۱۰) Remediation of heavy metal contaminated tropical land. In: Soil heavy metals. Springer, Berlin, Heidelberg pp ٤٣١–٤٧٧

Seth K, Kumar A (۲۰۲۰) Role of soil microflora in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. In: Phytoremediation /bioremediation and environmental sustainability. Springer, Nature. (communicated)

Shah JK, Sayles GD, Suidan MT et al (۲۰۰۱) Anaerobic bioventing of unsaturated zone contaminated with DDT and DNT. Water Sci Technol ٤٣(٢):٣٥–٤٢

Shamim S (۲۰۱۸) Biosorption of heavy metals. Biosorption. IntechOpen, In, pp ٢١–٥٠

Shannon JM, Hauser LW, Liu X et al (۲۰۱٥) Partial nitritation ANAMMOX in submerged attached growth bioreactors with smart aeration at ۲۰ C. Environ Sci Proc Imp ١٧(١):٨١–٨٩

Shayler H, McBride M, Harrison E (۲۰۰۹) Sources and impacts of contaminants in soils. Cornell Waste Management Institute

Singh A, Gauba P (۲۰۱٤) Mycoremediation: a treatment for heavy metal pollution of soil. J Civ Eng Environ Technol ١:٥٩–٦١

Singh A, Parmar N, Kuhad RC et al (۲۰۱۱) Bioaugmentation, biostimulation, and biocontrol in soil biology. In: Bioaugmentation, biostimulation and biocontrol. Springer, Berlin, Heidelberg pp ١–٢٣

Singh G, Şengör SS, Bhalla A et al (۲۰۱٤) Reoxidation of biogenic reduced uranium: a challenge toward bioremediation. Crit Rev Env Sci Tec ٤٤(٤):٣٩١–٤١٥

Singh H, Fernandes T, Apte SK (۲۰۱۰) Unusual radioresistance of nitrogen-fixing cultures of Anabaena strains. J Biosci ٣٥(٣):٤٢٧–٤٣٤

Singh JS (۲۰۱٥) Microbes: the chief ecological engineers in reinstating equilibrium in degraded ecosystems. Agr Ecosys Environ ٢٠٣:٨٠–٨٢

Skinner HCW, Jahren AH (۲۰۰۷) Biomineralization. Treatise on Geochemistry Elsevier ٨:٦٨٢

Smitha MS, Singh S, Singh R (۲۰۱۷) Microbial biotransformation: a process for chemical alterations. J Bacteriol Mycol ٤(٢):٠٠٠٨٥

Spina F, Cecchi G, Landinez-Torres A et al (۲۰۱۸) Fungi as a toolbox for sustainable bioremediation of pesticides in soil and water. Plant Biosystems ١٥٢(٣):٤٧٤–٤٨٨

Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL et al (۱۹۹٦) Algal ecology: freshwater benthic ecosystem. Academic press, London

Subramanian G, Uma L (۱۹۹٦) Cyanobacteria in pollution control. J Sci Ind Res ٥٥:٦٨٥–٦٩٢

Sumiahadi A, Acar R (۲۰۱۸) A review of phytoremediation technology: heavy metals uptake by plants. In: IOP conference series: earth and environmental science. IOP publishing ١٤٢(١):٠١٢٠٢٣

Tangahu BV, Abdullah S, Rozaimah S et al (۲۰۱۱) A review on heavy metals (as, Pb, and hg) uptake by plants through phytoremediation. Int J Chem Eng ٩٣٩١٦١

Thompson-Eagle ET, Frankenberger WT Jr (۱۹۹۰) Protein-mediated selenium biomethylation in evaporation pond water. Environ Toxicol Chem ٩:١٤٥٣e١٤٦٢

Tkavc R, Matrosova VY, Grichenko OE et al (۲۰۱۸) Prospects for fungal bioremediation of acidic radioactive waste sites: characterization and genome sequence of Rhodotorula taiwanensis MD١١٤٩. Front Microbiol ٨:٢٥٢٨

Tsai SL, Singh S, Chen W (۲۰۰۹) Arsenic metabolism by microbes in nature and the impact on arsenic remediation. Curr Opin Biotechnol ۲۰(٦):٦٥٩–٦٦٧

Vargas C, Brandão PFB, Ágreda J et al (۲۰۱۲) Bioadsorption using compost: an alternative for removal of chromium (VI) from aqueous solutions. BioRes ۷(۳):۲۷۱۱–۲۷۲۷

Verma JP, Jaiswal DK (۲۰۱٦) Advances in biodegradation and bioremediation of industrial waste. Front Microbiol ٦:۱٥٥٥

Verma S, Kuila A (۲۰۱۹) Bioremediation of heavy metals by microbial process. Environ Technol Inn ۱٤:۱۰۰۳٦۹

Virkutyte J, Sillanpää M, Latostenmaa P (۲۰۰۲) Electrokinetic soil remediation- critical overview. Sci Total Environ ۲۸۹(۱–۳):۹۷–۱۲۱

Volesky B (۱۹۹۰) Biosorption and biosorbents in biosorption of heavy metals. CRC, Boca Raton

Wen YM, Wang QP, Tang C et al (۲۰۱۲) Bioleaching of heavy metals from sewage sludge by Acidithiobacillus thiooxidans- a comparative study. J Soils Sediments ۱۲(٦):۹۰۰–۹۰۸

Yang Z, Zhang Z, Chai L et al (۲۰۱٦) Bioleaching remediation of heavy metal-contaminated soils using Burkholderia sp. Z-۹۰. J Hazard Mater ۳۰۱:۱٤٥–۱٥۲

Ye J, Rensing C, Rosen BP et al (۲۰۱۲) Arsenic biomethylation by photosynthetic organisms. Trends Plant Sci ۱۷(۳):۱٥٥–۱٦۲

Zhang Y, Zhao H, Zhou S et al (۲۰۱۸) Expression of TaGF۱٤b, a ۱٤-۳-۳ adaptor protein gene from wheat, enhances drought and salt tolerance in transgenic tobacco. Planta ۲۴۸:۱۱۷□۱۳۷

Zhenggang X, Yi D, Huimin H et al (۲۰۱۸) Biosorption characteristics of Mn (II) by Bacillus cereus strain HM-٥ isolated from soil contaminated by manganese ore. Pol J Environ Stud ۲۸(۱):٤٦۳–٤۷۲

فصل نه: گیاه‌پالایی آلاینده‌ها از خاک

چکیده

به‌دلیل صنعتی شدن و استفادهٔ زیاد از آلاینده‌هایی مانند ترکیبات آلیفاتیک، معطر و آفت‌کش‌ها، خاک به‌طور مداوم آلوده است. ورودی‌های عظیم آلاینده‌ها در محیط‌زیست در دو دههٔ اخیر توجه محققان را به خود جلب‌کرده است. آلودگی خاک عمدتاً توسط منابع طبیعی و انسانی از طریق آلاینده‌های مختلف آلی، معدنی، پایدار و غیرپایدار ایجاد می‌شود که مستقیماً ساختار و عملکرد اکوسیستم‌ها را تغییر داده و سلامتی انسان را تحت تأثیر قرار می‌دهد. آلودگی اجزای محیطی مانند خاک، هوا و آب به یک نگرانی جهانی تبدیل‌شده است؛ ازاین‌رو، راهکارهای مؤثر پالایش برای ازبین‌بردن آلودگی محیط‌زیست ضروری است. روش‌های فیزیکوشیمیایی مختلف توسط محققان برای حذف آلاینده‌ها از خاک استفاده‌شده است، اما متأسفانه همهٔ روش‌ها محدودیت‌های خاص خود را دارند. اخیراً، محققان توجه کامل بر گیاه‌پالایی دارند که فناوری سازگار با محیط‌زیست بوده و با پذیرش گسترده همراه است و پتانسیل حذف آلاینده‌ها از محیط را دارد. در این فصل روی استراتژی‌های پالایش خاک آلوده با استفاده از انواع گیاهان به‌منظور درک پاک‌سازی محیط به روش مؤثر تمرکز شده است.

کلمات کلیدی: صنعتی‌سازی، آلاینده‌های پایدار، آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین، گیاه‌پالایی

۱-۹- مقدمه

گیاه‌پالایی یک فناوری سبز در حال ظهور است که از گیاهان برای استخراج، سم‌زدایی و تجمع بیش‌ازحد آلاینده‌های سمی (آلی و معدنی) از اجزای محیطی مانند هوا، خاک و آب استفاده می‌کند (آلکورتا و گاربیسو، ۲۰۰۱). این روش سازگار با محیط‌زیست بوده در مقایسه با فرایند اصلاح فیزیکوشیمیایی نظیر پوشش‌دار کردن یا خاک‌برداری و سوزاندن در مکان‌های مختلف آلوده به آلاینده‌ها، بسیار مؤثرتر است. وجود آلاینده‌های آلی در محیط عمدتاً انسانی بوده و برای میکروارگانیسم‌های مختلف بیگانه است (نووکو، ۲۰۱۰). محققان قبلی گزارش کرده‌اند که بیشتر آلاینده‌های آلی ماهیت بسیارسمی و سرطان‌زا دارند. به‌دلیل صنعتی شدن بی‌رویه، آلاینده‌های آلی مختلف از مسیرهای گوناگونی مانند: نشت نفت، پتروشیمی، مواد منفجره، سلاح‌های شیمیایی، آفت‌کش‌های کشاورزی، علف‌کش‌ها و... وارد محیط‌زیست می‌شوند. براساس خواص آن‌ها، آلاینده‌های آلی می‌توانند در ریزوسفر گیاهان تجزیه شوند یا می‌توانند بیش‌ازحد انباشته شده و در پی آن تخریب، جداسازی یا تبخیر شوند (نووکو، ۲۰۱۰). علاوه‌براین، این مواد سمی به‌دلیل تجمع زیستی و درشت‌نمایی زیستی در موجودات زنده، اثر مختلف مخرب بر سلامتی موجودات زنده در زنجیرهٔ غذایی دارند

(مانوار و همکاران، ۲۰۰۶). گزارش شده که در مناطق پرجمعیت، فلزات سنگین نظیر کادمیوم، مس، کروم، سرب، روی و... آلاینده‌های زیست‌محیطی خطرناک هستند (آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات‌متحده، ۱۹۹۷).

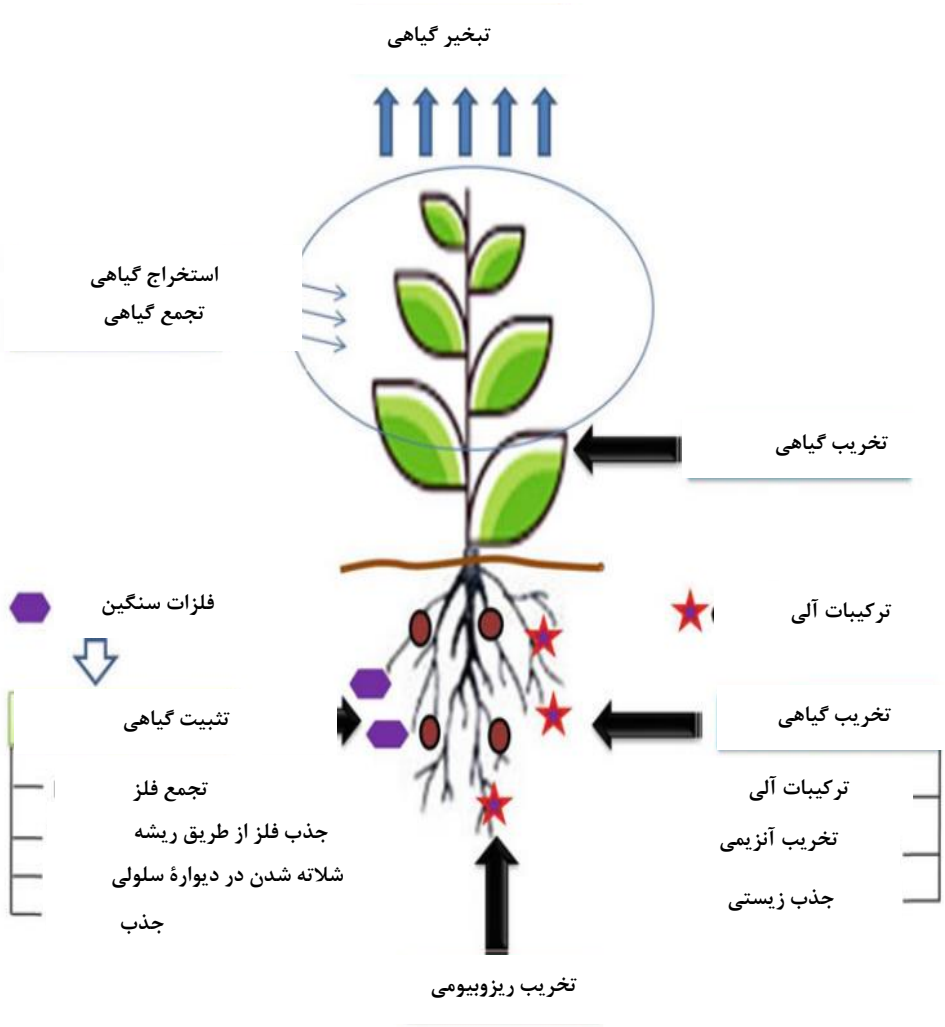
حذف فلزات سنگین مانند آرسنیک، کادمیوم، سرب، جیوه و... با استفاده از گیاهان، می‌تواند با تجمع بیش‌ازحد فلزات سنگین در برگ، ساقه و بافت چوبی و یا تبدیل آن‌ها از یک ترکیب حاوی یون یا عنصر به ترکیبی با سمیت کمتر انجام شود. گیاه‌پالایی و زیست‌پالایی را نمی‌توان تفکیک کرد (ریچنائور و گرمیدا، ۲۰۰۸)؛ این یک واقعیت است که گیاهان به‌طور مداوم و پیوسته با میکروارگانیسم‌های موجود در مجاورت ریشه یا ریزوسفر در تعامل هستند. این موجودات ممکن است قارچ‌های میکوریز باشند که با گیاهان عالی به‌صورت هم‌زیست تعامل دارند و به حذف ترکیبات بیگانه کمک می‌کنند (شوکلا و همکاران، ۲۰۱۹) یا ممکن است باکتری‌های ریزوبیوم تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن باشند که رابطه همزیستی با گیاهان خانواده گرامینه ایجاد می‌کنند. گزارش‌شده است که تعامل میکروبی با گیاهان به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم میزان گیاه‌پالایی را افزایش می‌دهد (ریچناور و ژرمیدا، ۲۰۰۸). مشکل آلاینده‌های آلی خاک را می‌توان با حذف از طریق جذب گیاه و متابولیسم آن‌ها برطرف کرد، یا ممکن است توسط جامعهٔ میکروبی ساکن در نواحی مجاور اطراف ریشهٔ گیاهان از طریق فرآیند تجزیه ریزو انجام شود.

این فصل بر حذف آلاینده‌های آلی و فلزات سنگین از خاک آلوده تمرکز دارد. علاوه‌براین، عوامل مؤثر بر فرایند گیاه‌پالایی نیز موردبحث قرار خواهد گرفت.

۲-۹- حذف فلزات سنگین

گیاه‌پالایی از طریق مراحل مختلف برای حذف آلاینده‌ها از خاک انجام می‌شود که از آن جمله می‌توان به استخراج گیاهی، تثبیت گیاهی، تبخیر گیاهی و تجزیهٔ گیاهی اشاره کرد (آلکورتا و همکاران، ۲۰۰۴؛ علی و همکاران، ۲۰۱۳). (۱) در استخراج گیاهی، آلاینده‌ها توسط ریشه‌های گیاه از خاک یا آب جذب و سپس به اندام‌های هوایی منتقل می‌شوند (رفاتی و همکاران، ۲۰۱۱). (۲) تثبیت گیاهی، استفاده از برخی گیاهان برای تثبیت آلاینده‌ها در خاک است (سینگ، ۲۰۱۲). تثبیت گیاهی برای کاهش تحرک و دسترسی زیستی آلاینده‌ها در محیط و جلوگیری از انتقال آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی یا به زنجیرهٔ غذایی استفاده می‌شود (علی و همکاران، ۲۰۱۳؛ اراکرومن، ۲۰۰۷). گزارش‌شده است که ترشحات ریشهٔ گیاه به آلاینده‌های موجود در زمینه خاک متصل می‌شود و ازاین‌رو، دسترسی زیستی آن‌ها را از طریق فرایند تثبیت گیاهی کاهش می‌دهد (تانگائو و همکاران، ۲۰۱۱). گونه‌های گیاهی خاصی به‌منظور تثبیت آلاینده‌ها در ماتریکس خاک و همچنین در آب‌های زیرزمینی در ناحیهٔ ریشه از طریق فرایند جذب و تجمع یا رسوب مورداستفاده قرارگرفته‌اند. این

فرایند معمولاً برای رفع آلودگی آلی و فلزات از خاک، رسوبات و لجن‌ها استفاده می‌شود (پراساد و د اولیویرا فریتاس، ۲۰۰۳). (۳) تبخیر گیاهی فرایند جذب مستقیم آلاینده‌ها از خاک با استفاده از گیاهان است که به شکل فرار تبدیل شده و در اتمسفر آزاد می‌شود. این روش معمولاً برای حذف آلاینده‌های آلی و برخی فلزات سنگین مانند جیوه و سلنیوم مورداستفاده قرار می‌گیرد (علی و همکاران، ۲۰۱۳). (۴) تجزیهٔ گیاهی فرایندی است که در آن آلاینده‌ها با کمک آنزیم‌هایی مانند دی‌هالوژناز و اکسیژناز تجزیه می‌شوند. گزارش‌شده است که تجزیهٔ گیاهی مستقل از میکروارگانیسم-های ریزوسفری است (ویشنوی و سریواستاوا، ۲۰۰۸). شکل ۹-۱ جذب فلزات سنگین از طریق فرایندهای استخراج گیاهی، تثبیت گیاهی، تبخیر گیاهی و تجزیهٔ گیاهی را توضیح می‌دهد. گیاهان دارای پتانسیل جمع‌آوری آلاینده‌ها از محیط و سم‌زدایی از طریق فعالیت‌های متابولیکی خود هستند. گیاهان سبز به‌دلیل فعالیت خود به «جگر سبز» معروف هستند. این اصطلاح ر اولین‌بار ساندرمن (۱۹۹۲) برای توضیح پردازش متابولیکی مواد شیمیایی خارجی (گزنوبیوتیک‌ها) توسط گیاهان ارائه کرد. دوتی و همکاران (۲۰۰۷) استفاده از درخت صنوبر اصلاح‌شدهٔ ژنتیکی را برای حذف ترکیبات هالوژنه از طریق تجزیهٔ گیاهی گزارش کردند. علاوه‌براین، به‌دلیل کشت سریع و تولید زیست‌تودهٔ بالا، گیاهانی مانند جاتروفا، صنوبر و بید به‌طور بالقوه برای گیاه‌پالایی و تولید انرژی مورداستفاده قرار گرفتند (ابیلاش و همکاران، ۲۰۱۲). اخیراً، علف سبز (*Panicum virgatum*) به‌عنوان یک محصول بالقوه برای گیاه‌پالایی فلزات سنگین از خاک گزارش‌شده است (شرستا و همکاران، ۲۰۱۹). آن‌ها گزارش دادند که روی، کادمیوم، سرب، کبالت و نیکل در طول آزمایش توسط چمن ترکه حذف شدند (شرستا و همکاران، ۲۰۱۹). جدول ۹-۱ پتانسیل گونه‌های مختلف گیاهی برای جمع‌آوری فلزات سنگین از محیط آلوده را نشان می‌دهد.



شکل ۹-۱- مکانیسم جذب فلزات سنگین توسط گیاهان

جدول ۹-۱- فهرست برخی از گیاهان دارای پتانسیل تجمع بالقوهٔ فلزات سنگین

نام علمی گیاه	نوع فلزات	غلظت (میلی‌گرم در کیلوگرم)	منبع
Alyssum bertolonii	نیکل	۱۰۹۰۰	لی و همکاران (۲۰۰۳)
Alyssum heldreichii	نیکل	۱۱۸۰۰	بانی و همکاران (۲۰۱۰)
Azolla pinnata	کادمیوم	۷۴۰	رای و همکاران (۲۰۰۸)

نام علمی گیاه	نوع فلزات	غلظت (میلی‌گرم در کیلوگرم)	منبع
Corrigiola telephiifolia	آرسنیک	۲۱۱۰	کارسیا-سالگادو و همکاران (۲۰۱۲)
Eleocharis acicularis	مس	۲۰۲۰۰	ساکاکایبرا و همکاران (۲۰۱۱)
Pteris vitatta	آرسنیک	۱۴۵۰۰	ما و همکاران (۲۰۰۱)
Alyssum serpyllifolium ssp. *Lusitanicum*	کرم مس سرب روی	۲۶۳ ۲۶۴ ۱۴۴۳ ۳۷۷	کید و مونتروسو (۲۰۰۵)

۳-۹- گیاه‌پالایی ریزوسفری

پالایش ریزوسفری آلاینده‌ها در اطراف ناحیهٔ ریشه که میکروب‌ها در آن ساکن بوده و آن را تخریب می‌کنند، اتفاق می‌افتد. گزارش‌شده است که گسترش ریزوسفر تقریباً ۱ میلی‌متر در اطراف ناحیهٔ ریشه گیاه صورت می‌گیرد. علاوه‌براین، گیاهان ترشحات ریشه خود را در مجاورت ریزوسفر آزاد می‌کنند که به‌عنوان منبع کربن برای میکروب‌های ساکن در منطقهٔ اطراف عمل می‌کنند (بوون و روویرا، ۱۹۹۱). در مقایسه با بخش‌های دیگر خاک، زیست‌تودهٔ میکروبی در خاک‌های ریزوسفری بیشتر است (اولسون و همکاران، ۲۰۰۳). علاوه‌براین، میکروب‌های موجود در ریزوسفر می‌توانند با تحریک رشد ریشه از طریق تولید انواع تنظیم‌کننده‌های رشد گیاه، رشد گیاه را تقویت کرده و جذب مواد معدنی و آب را افزایش دهند (نووکو، ۲۰۱۰). قبلاً گزارش شده که پالایش آلاینده‌ها در ریزوسفر فرایندی کند است. آلاینده‌ها (آلی یا معدنی) به‌طور غیرفعال از طریق فرایند لیگنینی شدن روی سطح گیاه جذب می‌شوند (نووکو، ۲۰۱۰). آلاینده‌ها با آزادسازی بیوسورفکتانت باکتریایی مانند رامنولیپید حل می‌شوند، درحالی‌که ترشحات گیاهان حاوی ترکیبات چربی‌دوست موجب افزایش حلالیت آلاینده‌ها و همچنین رشد جمعیت‌های باکتریایی می‌شود (ولکرینگ و همکاران، ۱۹۹۸؛ سیکیلیانو و ژرمیدز، ۱۹۹۸).

به‌خوبی مشخص شده که ریزوسفر گیاهان از طریق انتشار متابولیت‌های مختلف و ترکیبات کربنی خاص، فرایند زیست‌پالایی را تحریک می‌کنند تا رشد جمعیت میکروبی در اطراف ناحیهٔ ریشه تسهیل شود. علاوه‌براین، ترشحات ریشه گیاه نیز ممکن است ژن‌های میکروبی را که در تخریب آلاینده‌ها دخیل هستند، القا کنند (اولسون و همکاران، ۲۰۰۳). محققان قبلی گزارش کرده‌اند که باکتری‌های

تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن نسبت کربن به نیتروژن خاک‌های آلوده به هیدروکربن را بهبود می‌بخشند و درنتیجه سرعت فرایند تخریب ریزو را افزایش می‌دهند (نووکو، ۲۰۱۰).

۹-۴- عوامل مؤثر بر جذب فلزات

عوامل مختلفی وجود دارد که به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بر جذب فلز تأثیر می‌گذارند. با دانستن این عوامل می‌توان عملکرد جذب فلز توسط گیاه را تا حد زیادی بهبود بخشید. عوامل متعددی مانند: گونه‌های گیاهی، خاصیت محیط، ماهیت ریشه، غلظت سوبسترا، کلاته شدن فلزات، pH و دما وجود دارد که به طرق مختلف بر حذف فلز تأثیر می‌گذارد. بااین‌حال، برخی از عوامل مهم شرح داده‌شده است.

۱. انتخاب گونه‌های گیاهی. انتخاب گونه‌های گیاهی (ژنوتیپ) نقش مهمی در پالایش فلز دارد؛ ازاین‌رو، غربالگری گیاهان به یک رویکرد ضروری برای حذف فلزات سنگین از مکان‌های آلوده تبدیل می‌شود (برکن و شنور ۱۹۹۶؛ پراساد و دی اولیویرا فریتاس ۲۰۰۳؛ تانگاهو و همکاران، ۲۰۱۱).

۲. خواص محیط کشت. به‌منظور افزایش فرایند پالایش، روش‌های کشاورزی از طریق تنظیم pH، افزودن کلاته‌کننده‌های فلزی خاص و کودهای زیستی، توسعه داده می‌شوند (پراساد و دی اولیویرا فریتاس ۲۰۰۳؛ تانگاهو و همکاران ۲۰۱۱).

۳. ریزوسفر (منطقه ریشه). ریزوسفر ریشه در گیاه‌پالایی آلاینده‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این منطقه دارای پتانسیل ذاتی برای جذب یا تجمع آلاینده‌ها و متابولیسم در داخل بافت گیاه است. تخریب آلاینده‌ها در خاک از طریق گیاهان با آزادسازی آنزیم‌های کاتابولیکی خاصی که از ریزوسفر ترشح می‌شود اتفاق می‌افتد و این یک مکانیسم مهم در فرایند گیاه‌پالایی است.

۹-۵- نتیجه‌گیری

جذب فلزات سنگین توسط گیاهان یک فناوری نوظهور در محیط‌های آلوده است. گیاه‌پالایی مزایای مختلفی را نسبت به سایر فناوری‌های معمولی رایج دارد. مهم‌ترین عامل، انتخاب گونهٔ گیاهی مناسب است که بتوان از آن برای تجمع بیشتر آلاینده‌ها استفاده کرد. به‌منظور روشن‌شدن کامل تأثیرات فلزات سنگین بر گیاهان، نیاز به بررسی خصوصیات مولکولی میکروارگانیسم‌ها و گیاهان در پاسخ به آلاینده‌ها وجود دارد. درک بیشتر فعل و انفعالات گیاه-میکروب نیاز است تا بتوان ارتباطات کارامدتر گیاه-میکروب برای حذف آلاینده‌ها را مهندسی کرد.

منابع

Abhilash PC, Powell JR, Singh HB, Singh BK (۲۰۱۲) Plant-microbe interactions: novel applications for exploitation in multipurpose remediation technologies. Trends Biotechnol ۳۰:۴۱۶–۴۲۰

Ali H, Khan E, Sajad MA (۲۰۱۳) Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. Chemosphere ۹۱:۸٦۹–۸۸۱

Alkorta I, Garbisu C (۲۰۰۱) Phytoremediation of organic contaminants in soils. Bioresour Technol ۷۹:۲۷۳–۲۷٦

Alkorta I, Hernandez-Allica J, Becerril J, Amezaga I, Albizu I, Garbisu C (۲۰۰٤) Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Rev Environ Sci Biotechnol ۳:۷۱–۹۰

Bani A, Pavlova D, Echevarria G, Mullaj A, Reeves RD, Morel JL, Sulce S (۲۰۱۰) Nickel hyperaccumulation by the species of Alyssum and Thlaspi (Brassicaceae) from the ultramafic soils of the Balkans. Botanica Serbica ۳٤:۳–۱٤

Bowen GC, Rovira AD (۱۹۹۱) The rhizosphere -the hidden half of the hidden half. In Waisel Y, Eshel A, Kaffkafi U, Marcel NY, Dekker (eds.) plant roots-the hidden half, CRC press, Taylor & Francis, US pp. ٦٤۱–٦٤۹

Burken JG, Schnoor JL (۱۹۹٦) Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates. J Environ Eng ۱۲۲:۹٥۸–۹٦۳

Doty SL, Shang QT, Wilson AM, Moore AL, Newman LA, Strand SE (۲۰۰۷) Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian P٤٥۰ ۲E۱. PNAS USA ۹۷:٦۲۸۷–٦۲۹۱

Erakhrumen AA (۲۰۰۷) Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. Edu Res Rev ۲:۱٥۱–۱٥٦

Garcia-Salgado S, Garcia-Casillas D, Quijano-Nieto MA, Bonilla-Simon MM (۲۰۱۲) Arsenic and heavy metal uptake and accumulation in native plant species from soils polluted by mining activities. Water Air Soil Poll ۲۲۳:٥٥۹–٥۷۲

Jadia CD, Fulekar MH (۲۰۰۹) Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. African J Biotech۸: ۹۲۱–۹۲۸

Kidd PS, Monterroso C (۲۰۰٥) Metal extraction by Alyssum serpyllifolium ssp. lusitanicum on mine-spoil soils from Spain. Science of Total Environment ۳۳٦(۱–۳):۱–۱۱

Li YM, Chaney R, Brewer E, Roseberg R, Angle JS, Baker A, Reeves R, Nelkin J (۲۰۰۳) Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. Plant Soil ۲٤۹:۱۰۷–۱۱٥

Ma LQ, Komar KM, Tu C, Zhang W, Cai Y, Kennely ED (۲۰۰۱) A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature ٤۰۹(٦۸۲۰):٥۷۹

Manohar S, Jadia CD, Fulekar MH (۲۰۰٦) Impact of ganesh idol immersion on water quality. In J Environ Protect ۲۷:۲۱٦–۲۲۰

Nwoko (۲۰۱۰) Trends in phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. Af J Biotech ۹:٦۰۱۰–٦۰۱٦

Olson PE, Reardon KF, Pilon-Smits EAH (۲۰۰۳) Ecology of rhizosphere bioremediation. In McCutcheon SC, Schnoor JL (ed) Phytoremediation: transformation and control of contaminants. Wiley NY. pp. ۳۱۷–۳۵٤

Prasad MNV, De Oliveira Freitas HM (۲۰۰۳) Metal hyperaccumulation in plants-biodiversity prospecting for phytoremediation technology. Electron J Biotechnol ٦:۱۱۰–۱٤٦

Rafati M, Khorasani N, Moattar F, Shirvany A, Moraghebi F, Hosseinzadeh S (۲۰۱۱) Phytoremediation potential of Populus alba and Morus alba for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. Int J Environ Res ٥:۹٦۱–۹۷۰

Rai PK (۲۰۰۸) Phytoremediation of hg and cd from industrial effluents using an aquatic free floating macrophyte Azolla pinnata. Int J Phytoremediation ۱۰:٤۳۰–٤۳۹

Reichenauer TG, Germida JJ (۲۰۰۸) Phytoremediation of organic contaminants in soil and groundwater. Chem Sus Chem ۱:۷۰۸–۷۱۷

Sakakibara M, Ohmori Y, Ha NTH, Sano S, Sera K (۲۰۱۱) Phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediment by Eleocharis acicularis. Clean Soil Air Water ۳۹:۷۳۵–۷۴۱

Sandermann H Jr (۱۹۹۲) Plant metabolism of xenobiotics. Trends in Biochemical Science ۱۷:۸۲–۸۴

Shrestha P, Bellitürk K, Görres JH (۲۰۱۹) Phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by switchgrass: a comparative study utilizing different composts and coir fiber on pollution remediation, plant productivity, and nutrient leaching. Int J Environ Res Public Health ۱٦:۱۲٦۱

Shukla AK, Singh AK, Sharma A (۲۰۱۹) Mycorrhizal assisted phytoremediation of xenobiotics from contaminated soil. ۲۰۱۹. In Varma a, Choudhary DK (eds), Mycorrhizosphere and Pedogenesis. Springer Nature Singapore pp. ٥۳–٥۹

Singh S (۲۰۱۲) Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges. Int J Green Herbal Chem ۱:۱۳۳–۱۳۹

Siciliano SD, Germids JJ (۱۹۹۸) Bacterial inoculants of forage grasses enhance degradation of ۲-chlorobenzoic acid in soil. Environ Toxicol Chem ۱٦:۱۰۹۸–۱۱۰٤

Tangahu BV, Rozaimah S, Abdullah S, Basri H, Idris M, Anuar N, Mukhlisin M (۲۰۱۱) A review on heavy metals (as, Pb, and hg) uptake by plants through phytoremediation. Int J Chem Eng ID ۹۳۹۱٦۱, ۳۱ https://doi.org/۱۰,۱۱٥٥/۲۰۱۱/۹۳۹۱٦۱, ۱

United States Environmental Protection Agency [USEPA] (۱۹۹۷) Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends. EPA/٥٤۲/R-۹٦/۰۰٥. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC

Vishnoi SR, Srivastava PN (۲۰۰۸) Phytoremediation-green for environmental clean. In: the ۱۲th world Lake conference, pp. ۱۰۱٦–۱۰۲۱

Volkering F, Breure AM, Rulkens WH (۱۹۹۸) Microbiological aspects of surfactant use for biological soil remediation. Biodegradation ۸:٤۰۱–٤۱۷

فصل ده: تأثیرات آلودگی خاک بر سلامت انسان با تأکید ویژه به فیزیونومی و فیزیولوژی انسان

چکیده

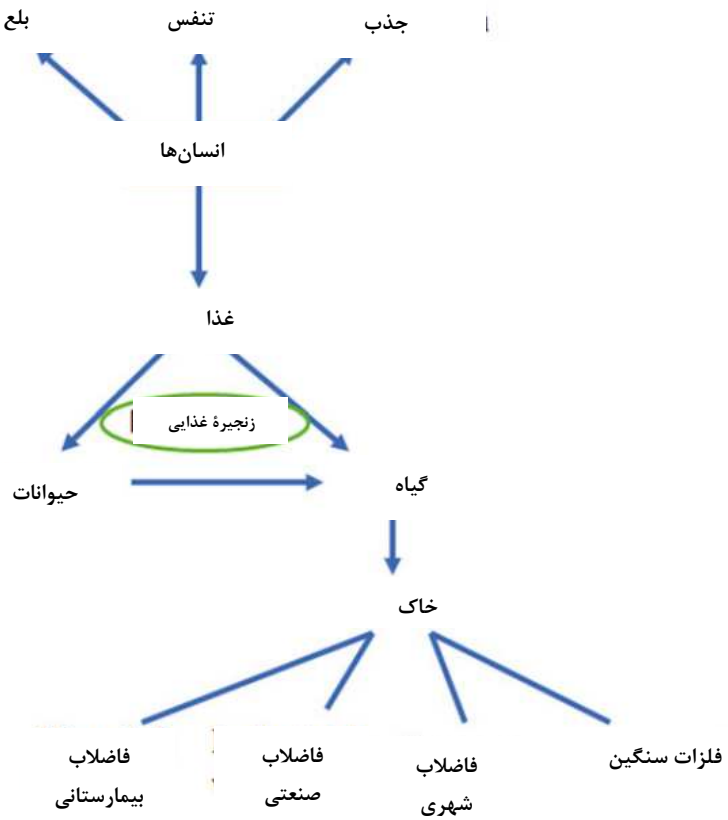
خاک طیف گسترده‌ای از خدمات اکوسیستمی مانند بستری برای تولید زیست‌توده، فیلتر/ بافر آب، ذخیرهٔ اصلی کربن، منبع مهم مواد مغذی در مواد غذایی ما و همچنین داروهایی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها و... را برآورده می‌کند. در حال حاضر، آلودگی خاک به یکی از مسائل هشداردهنده در اکثر کشورهای توسعه‌یافته/ در حال توسعه تبدیل شده که عمدتاً با فعالیت‌های انسانی مانند استخراج معدن، ذوب، تولید، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و... صورت می‌گیرد. شهرنشینی سریع و همچنین صنعتی شدن منجر به انتشار عظیم آلاینده‌هایی می‌شود که بر ویژگی‌های خاک تأثیر نامطلوب می‌گذارد. علاوه‌براین، نابرابری مواد مغذی خاک با جامعهٔ زیستی بیماری‌زا منجر به اثر نامطلوب بر سلامت انسان ازجمله: گیاهان، حیات وحش و حیوانات می‌شود. در این زمینه، مفاهیمی مانند امنیت خاک می‌تواند راه‌حلی برای استفاده از رویکردهای چندرشته‌ای ارائه دهد. ادغام رویکردهای مختلف علمی و غیرعلمی می‌تواند به‌طور قابل توجهی در پرداختن به مسائل آلودگی خاک و تأثیر آن بر سلامت انسان و سایر موجودات زنده کمک کند. به‌طورکلی، این فصل تلاشی برای ارائه اطلاعات دقیق و جامع در مورد تعامل بین آلودگی خاک شهری و مسائل مربوط به سلامت انسان است.

کلمات کلیدی: سلامت انسان، صنعتی شدن، آلودگی خاک، شهرنشینی، زنوبیوتیک

۱-۱۰- مقدمه

فرایند هوادیدگی سطح زمین در طول قرن‌ها منجر به تشکیل خاک شده است. خاک از طیف وسیعی از حیات، از گیاهان و جانوران گرفته تا موجودات میکروسکوپی را پشتیبانی می‌کند. در سناریوی کنونی، این سیستم حمایتی مهم با علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و... آلوده شده که تأثیرات مخربی بر طیف وسیعی از موجودات زنده، ازجمله شرایط سلامت و رفاه انسان دارد (سامرز و همکاران، ۲۰۱۲). سلامت انسان تحت تأثیر آلاینده‌های خاک قرارگرفته که عمدتاً از طریق فعالیت‌های انسانی ایجاد می‌شود (رینند، ۲۰۰۹). به‌عنوان‌مثال، آلودگی خاک زمین‌های کشاورزی، زمین‌های شهری، زمین‌های مورداستفاده برای استخراج نفت/ گاز، معادن زغال‌سنگ و... به دلیل فعالیت‌های انسانی ایجاد می‌شود (لی و همکاران، ۲۰۱۷). افرادی که در تعامل مستقیم با خاک هستند (مانند کارگران در کارگاه‌های ساختمانی یا معادن، یا کشاورزان و...) در معرض خطر جدی مشکلات سلامتی قرار دارند؛ زیرا خاک همچنان که مواد مغذی مختلفی را برای سلامتی فراهم می‌کند، ممکن است عناصر مضر را نیز از طریق آلودگی خود به مواد غذایی مورداستفاده منتقل کند (چیبوئیک و اوبیورا، ۲۰۱۴). به‌طورکلی، ورود ترکیبات مضر به خاک باعث آلودگی خاک می‌شود که یک پیام هشداردهنده برای

سلامت انسان است (برویک، ۲۰۱۳). محصولات اصلی کشت‌شده در خاک آلوده، آلاینده‌ها را از طریق بافت‌های آوندی جذب می‌کنند و درنهایت یا از طریق مصرف مستقیم این محصولات یا از طریق زنجیرهٔ غذایی وارد سیستم بدن انسان می‌شوند (شکل ۱۰-۱). حیواناتی که از محصولات آلودهٔ کشت‌شده در خاک‌های آلوده تغذیه می‌کنند نیز آسیب می‌بینند. همچنین، آلاینده خاک می‌تواند به منبع آب زیرزمینی نفوذ کرده و آب آشامیدنی را برای مصرف نامناسب کند. عوامل خاکی‌ای که بر سلامت انسان تأثیر می‌گذارند عبارت‌اند از ماهیت آلاینده (شدت سمیت آن‌ها)، میزان آلاینده در خاک و حساسیت جمعیت مصرف‌کنندهٔ آلاینده. تعداد کمی از این آلاینده‌ها مانند علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و... می‌توانند سرطان‌زا باشند، درحالی‌که برخی دیگر می‌توانند منجر به بیماری‌های مادرزادی، اختلال در عملکرد کلیه، نارسایی کبد و عوارض تنفسی/ عصبی شوند. رابطهٔ قابل توجه بین خاک و سلامت انسان در کتاب موسی در ۱۴۰۰ سال قبل از میلاد شرح داده‌شده است. علاوه‌براین، کلوملا ۶۰ سال قبل از میلاد در مورد عفونت‌های دیده‌نشدهٔ باتلاق‌ها اظهارنظر کرد. در هر مورد، این مفهوم نشان‌دهندهٔ اهمیت خاک بر سلامت انسان بود. بااین‌حال، در سال ۱۹۰۰، آگاهی در مورد تعامل خاک با انسان و تأثیر آن شروع به افزایش یافت که درنهایت منجر به پذیرش جهانی برای حفاظت از خاک شد. مشخص شد که حاصلخیزی خاک، محتوای مواد مغذی محصولات اصلی را تنظیم می‌کند، بنابراین سلامت انسان را تنظیم می‌کند. در سال ۱۹۵۷، وزارت کشاورزی ایالات‌متحده گزارش داد که آلودگی خاک می‌تواند باعث ایجاد منبع سمی برای رژیم غذایی انسان شود. از آن زمان، حجم عظیمی از مقالات در این زمینهٔ خاص گردآوری و نقل‌شده است. کار گسترده‌ای بر ارتباط اثر خاک با سلامت انسان توسط وسینی (۱۹۵۹) انجام شد که یکی از آثار بدیع آن زمان بود. گبرمدین و همکاران (۱۹۹۰) در مورد آلاینده‌های خاک و تخریب آن‌ها بر بهره‌وری خاک گزارش کردند. به همین ترتیب، برویک و سائور (۲۰۱۵) تأثیرات آلودگی خاک بر سلامت انسان را گزارش کردند. با ظهور تکنولوژی و پیشرفت‌های اخیر در علوم خاک، مشخص شد که آلودگی خاک به‌طور قابل توجهی بر سلامت انسان تأثیر می‌گذارد و آن را برای بررسی بیشتر ضروری می‌کند. با توجه به این موارد، در این فصل مروری بر پیوندهای بین خاک و اثرات بالقوهٔ آن بر سلامت انسان صورت‌گرفته است.



شکل ۱۰-۱- نمایش شماتیک اثرات آلودگی خاک بر انسان

۱۰-۲- مسیر قرارگیری انسان در معرض خاک

انسان با سه روش رایج در معرض مواد تشکیل‌دهندهٔ خاک قرار می‌گیرد (شکل ۱۰-۲).

۱۰-۲-۱- گوارشی

ممکن است به‌صورت عمدی (ژئوفاژی)، تصادفی (تماس دست آلوده با دهان) و یا مصرف سبزیجات و میوه‌های خام کثیف و بدون شست‌وشوی مناسب باشد. بااین‌حال، یک جنبهٔ مثبت مصرف خاک ممکن است تأمین مواد مغذی (به‌ندرت) باشد، اما جنبه‌های منفی بر آن غلبه می‌کند. به‌طورکلی، مصرف خاک بدن انسان را در معرض فلزات سنگین، باکتری‌های بیماری‌زا و مواد شیمیایی مضر قرار

می‌دهد. این قرارگیری در معرض خاک درنهایت منجر به انسداد روده می‌شود (هنری و کرینگ، ۲۰۱۳).

شکل ۱۰-۲- مسیر جذب آلودگی خاک توسط انسان

۲-۲-۱۰- تنفس

همان‌طور که از نام آن مشخص است، با استنشاق خاک آلوده رخ می‌دهد. استنشاق طولانی‌مدت خاک آلوده، منجر به بروز علایم کوکسیدیومایکوزیس (بولتمان و همکاران، ۲۰۱۳؛ استوکامپ و تامپسون، ۲۰۱۶)، مزوتلیوما (باک و همکاران، ۲۰۱۶)، برونشیت، التهاب مجرای نایژه، آمفیزم و... در انسان می‌شود.

۳-۲-۱۰- جذب از طریق پوست یا نفوذ

جذب از طریق پوست یا نفوذ نیز انسان را در معرض میکروب‌های بیماری‌زا و مواد شیمیایی مضر قرار می‌دهد (برویک، ۲۰۱۳). این امر می‌تواند منجر به پودوکونیوز (الفانتیازیس غیرفیلاریال رایج در کشاورزانی که در معرض رس آتشفشانی در خاک قرار دارند) شود (دربی و همکاران، ۲۰۱۳).

۳-۱۰- روش‌های آلودگی خاک

۱-۳-۱۰- آلودگی خاک به فلزات سنگین

رشد جمعیت و فعالیت‌های انسانی آن‌ها منجر به افزایش چندین برابری آلودگی خاک از طریق فلزات سنگین شده است. خاک آلوده به فلزات، زمانی که در مقادیر غیربهینه بلعیده یا تنفس شود، می‌تواند نگران‌کننده باشد. مصرف غلظت‌های بالاتر این فلزات توسط انسان می‌تواند منجر به مسمومیت شود. علاوه‌براین، درجهٔ قرارگیری در معرض فلزات سنگین یکی دیگر از عوامل مؤثر در تعیین سطح سمیت ناشی از آلودگی فلزات سنگین در خاک است. این امر می‌تواند منجر به عوارض و مرگ‌ومیر شود. فلزات سنگین نظیر جیوه و سرب به‌عنوان مواد مغذی برای انسان موردنیاز نیستند، اما خاک آلوده به این فلزات حتی اگر در غلظت‌های کمی مصرف شود، می‌تواند مشکلات سلامتی جدی ایجاد کند (برویک و بورگس، ۲۰۱۵؛ کمبس و همکاران، ۲۰۰۵). تعداد کمی از فلزات سنگین و تأثیر احتمالی آن‌ها بر سلامت انسان ذکرشده است.

۱-۱-۳-۱۰- سرب

با ظهور انقلاب صنعتی در قرن هجدهم، سرب از طریق منابعی مانند رنگ، بنزین حاوی وینیل، استخراج معدن و... به‌عنوان آلایندهٔ اصلی در سراسر جهان تبدیل شد. گزارش‌های مربوط به مسمومیت سرب در سنگال (هافلیگر و همکاران، ۲۰۰۹) توسط بازیافت باتری‌های سرب و در نیجریه (لو و همکاران، ۲۰۱۲) با فرآوری طلا ارائه‌شده است. بلع یا تنفس خاک آلوده به سرب باعث مسمومیت شدید با سرب می‌شود که نشان‌دهندهٔ نیاز مطلق به آگاهی در سراسر جهان نسبت به آلودگی خاک با فلزات سنگین است (وو و همکاران، ۲۰۱۵). سرب ۰/۶ درصد از کل بیماری‌های جهان را تشکیل می‌دهد. اثر نامطلوب سرب بر کودکان و نوجوانان بیشتر است (بالابانوا و ته، ۲۰۱۷؛ لی و همکاران، ۲۰۱۵). ۱۵ تا ۲۰ درصد کودکان در ایالات‌متحده از سمیت سرب به‌دلیل خاک آلوده به سرب رنج می‌برند (فیلیپلی و لیدلاو، ۲۰۱۰). مغز بیشتر در معرض آلودگی سرب است. سرب می‌تواند باعث یبوست شدید، مشکلات مبتنی بر حافظه، سردرد، عقیمی، مشکلات رفتاری و در موارد شدید، کما و مرگ شود.

۲-۱-۳-۱۰- آرسنیک

مشابه سرب، آرسنیک یک آلایندهٔ اصلی در کشورهای در حال توسعه است. عمدتاً در آب آشامیدنی چاه‌های عمیق (آیوت و همکاران، ۲۰۱۵) و چوب‌ها یافت می‌شود که خطرات جدی برای سلامتی بزرگسالان و کودکان ایجاد می‌کند (گاردنر و همکاران، ۲۰۱۳). سمیت آرسنیک نیز از طریق آبیاری مزارع برنج با آب آلوده به آرسنیک رخ می‌دهد. در سراسر جهان، برنج به‌عنوان یک محصول اصلی منجر به قرارگیری در معرض آرسنیک می‌شود (ژائو و همکاران، ۲۰۱۰؛ کیدوای و همکاران، ۲۰۱۸)؛ به‌طورکلی اندام‌های حیاتی انسان مانند کلیه، کبد، ریه‌ها و پوست را هدف قرار می‌دهد. نگرانی‌های عمدهٔ سلامتی ناشی از آرسنیک عبارت‌اند از: گیجی، سردرد، خواب‌آلودگی، اسهال، تشنج، ترشح بیش‌ازحد بزاق، رنگ‌دانهٔ ناخن، گرفتگی عضلات، تأثیر بر اندام، مشکلات گوارشی، مشکلات عصبی، وجود خون در ادرار و... . همچنین، قرارگیری بیش‌ازحد در معرض آرسنیک می‌تواند باعث شوک، حملات قلبی و مغزی، کما و حتی مرگ شود.

۳-۱-۳-۱۰- جیوه

فعالیت‌های انسانی مانند استخراج طلا، سنتز کلر، سوزاندن زغال‌سنگ و تخلیهٔ لامپ‌های فلورسنت فشرده، به آلودگی جیوه کمک می‌کند (لیانگ و همکاران، ۲۰۱۵؛ بوئرلیدر و همکاران، ۲۰۱۷). خاک به‌طور طبیعی حاوی جیوه با میل ترکیبی قوی برای ترکیبات آلی است. میکروب‌های موجود در خاک، جیوه را متیله می‌کنند که درنهایت منجر به جذب توسط گیاهان یا آلودگی آب می‌شود (ژو و همکاران، ۲۰۱۵). مصرف غذاهای دریایی حاصل از آب‌های آلوده به متیل جیوه و محصولاتی که در خاک‌های آلوده به متیل جیوه رشد می‌کنند، مسیرهای اصلی خطر جیوه برای سلامت انسان هستند. تأثیرات خطرناک جیوه بر سلامت انسان عبارت‌اند از: اضطراب، نوسانات خلقی، اثر بر روی حافظه، افسردگی، تغییر طعم دهان، استفراغ، سیستم عصبی ناهماهنگ، مشکلات تنفسی، مشکل در صحبت کردن یا شنوایی، ضریب هوشی پایین، تأخیر در عکس‌العمل‌ها و در صورت مواجههٔ شدید، فلج، کوتاهی قد در نوزادان، ناباروری، بیماری عروق کرونر قلب و....

۴-۱-۳-۱۰- کادمیوم

یکی دیگر از آلاینده‌های مخرب خاک، کادمیوم است که عمدتاً از طریق صنعتی‌سازی، آبکاری الکتریکی و زباله‌های فاضلاب به‌وجود می‌آید (نوردبرگ و همکاران، ۲۰۱۵). سطوح بسیاربالای کادمیوم در خاک می‌تواند در محصولات مصرفی انسان متمرکز و منجر به سمیت شود (هانتر ۲۰۰۸). در دسترس بودن کادمیوم در خاک به pH، هوادهی و غلظت فلزات دیگر در خاک بستگی دارد (ژائو

و همکاران، ۲۰۱۴). سمیت کادمیوم در انسان به سایر مواد مغذی مانند روی و آهن بستگی دارد (برویک، ۲۰۱۳؛ مورگان، ۲۰۱۲). برای مثال، جمعیتی در انگلستان در معرض سطوح بالای کادمیوم قرار داشتند. بااین‌حال، به دلیل غلظت بالای روی در خاک، دسترسی زیستی کادمیوم به‌طور قابل توجهی پایین بود و درنتیجه هیچ خطری برای سلامتی نداشت (چانی، ۲۰۱۵). از سوی دیگر، سطوح بالای کادمیوم با دسترسی زیستی بالا در ژاپن منجر به شیوع بیماری ایتای- ایتای شد (نوردبرگ و همکاران، ۲۰۱۵). اختلالات کلیوی، قلبی عروقی و تنفسی به‌طورکلی با آلودگی کادمیوم همراه هستند.

۲-۳-۱۰- آلودگی خاک با مواد رادیواکتیو

عناصر رادیواکتیو، خاک را یا توسط فرایندهای طبیعی یا با فعالیت‌های انسانی آلوده می‌کنند. رادون یکی از گازهای رادیواکتیو طبیعی است که در بخش‌های زیرزمینی جمع می‌شود (اپلتون، ۲۰۰۷)؛ از آن‌جایی که در خاک است، باعث سرطان ریه می‌شود (اسلامی و همکاران، ۲۰۱۵)، تهویهٔ کافی برای کاهش تجمع آن ضروری است (خان و گومز، ۲۰۱۸). علاوه‌براین، فعالیت‌های انسانی، رادیونوکلئیدها را در خاک تخلیه می‌کنند که خطر بزرگی برای سلامتی انسان به‌همراه دارد. این تخلیه می‌تواند تصادفی یا عمدی باشد. رادیونوکلئیدها محصولات ثانویه ناشی از زباله‌های بیمارستانی یا فعالیت‌های هسته‌ای آزمایشی، سقوط، قطع برق و بمباران هستند (هو و همکاران، ۲۰۱۰). فاجعهٔ نیروگاه هسته‌ای فوکوشیما دایچی در ژاپن و فاجعهٔ هسته‌ای چرنوبیل در اوکراین (اتحادیهٔ جماهیر شوروی سابق) دو تخلیهٔ رادیواکتیو انسانی تصادفی بزرگ در محیط‌زیست، ازجمله خاک تا به امروز هستند که تهدیدی جدی برای سلامت و رفاه انسان بوده‌اند (چینو و همکاران، ۲۰۱۱؛ برویک، ۲۰۱۳). قرارگیری مستقیم در معرض مواد رادیواکتیو منجر به شروع سرطان و جهش‌های ژنتیکی می‌شود (ماگیل و گالی، ۲۰۰۴)، درحالی‌که قرارگیری غیرمستقیم در معرض آن منجر به عدم تعادل مواد مغذی در خاک می‌شود (برویک، ۲۰۱۳).

۳-۳-۱۰- آلودگی خاک با مواد شیمیایی زنوبیوتیک (بیگانه‌زیست)

ترکیبات حاوی کربن سنتزشده به‌عنوان مواد شیمیایی بیگانه‌زیست نامیده می‌شوند. از آن‌جا که این مواد به‌صورت مصنوعی سنتز می‌شوند، غیرطبیعی هستند.

آن‌ها ازنظر درج کلر، فلوئور، برم، گوگرد یا نیتروژن با ترکیبات طبیعی خود متفاوت هستند (کالابرس و بلادوین، ۱۹۹۸؛ کومار و همکاران، ۲۰۱۵؛ شارما و همکاران، ۲۰۱۶؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۷؛

سالم و همکاران، ۲۰۱۷؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۸؛ سینگ و همکاران، ۲۰۱۹). از آن‌جا که بیگانه-زیست‌ها ازنظر ساختاری با ترکیبات طبیعی خود متفاوت‌اند، میکروب‌ها فاقد مسیرهای تبدیل زیستی برای متابولیسم آن‌ها هستند (شارما و همکاران، ۲۰۱۶؛ سینگ و همکاران، ۲۰۲۰). ترکیبات بیگانه-زیست نسبت به تجزیه انعطاف‌پذیر و بنابراین حتی در مقادیر کم بسیارسمی هستند. در مناطق روستایی، آفت‌کش‌ها تهدیدی جدی ایجاد می‌کنند و با رسیدن به خاک، به آلودگی خاک کمک می‌کنند. با انقلاب سبز، کاربرد آفت‌کش‌ها در سراسر جهان افزایش یافت که درنهایت درصد آن را در خاک نیز افزایش داد. در مناطق شهری، خاک از طریق تخلیهٔ زباله بیمارستان‌ها، صنایع، سوزاندن زباله، استخراج معدن، سوزاندن زغال‌سنگ و سایر زباله‌های زیستی آلوده می‌شود (لیک و همکاران، ۲۰۰۹). اخیراً، ضایعات دارویی و آرایشی ناشی از درمان هورمونی، آنتی‌بیوتیک‌ها و تزریق‌ها چندین برابر افزایش یافته است که به آلودگی خاک و تهدید سلامت انسان کمک می‌کند (اوست و همکاران، ۲۰۰۸؛ کروفتس و همکاران، ۲۰۱۷؛ آلبین و همکاران، ۲۰۰۲). بیگانه‌زیست‌ها اغلب رقیق شده و مخلوط‌هایی را در بالاترین لایهٔ خاک تشکیل می‌دهند. برخی از بیگانه‌زیست‌ها را می‌توان به‌عنوان آلاینده‌های آلی پایدار (POPs) نامید؛ زیرا دورهٔ نیمه عمر طولانی‌تری دارند. آلاینده‌های آلی پایدار در برابر تجزیهٔ زیستی مقاوم هستند و ازاین‌رو درنهایت در زنجیره غذایی تجمع می‌یابند. یک مثال کلاسیک DTT (۱،۱،۱- تری کلرو-۲،۲-بیس (p-کلروفنیل) اتان) است. مشخص شده که DTT بر تعادل هورمونی در رپتورها تأثیر منفی می‌گذارد و پوستهٔ تخم مرغ را برای نگهداری جوجه‌ها شکننده می‌کند (وگا و همکاران، ۲۰۰۷). سایر بیگانه‌زیست‌ها مانند بی‌فنیل‌های پلی‌کلره (PCB)، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) و تری‌کلرواتیلن (TCE) نیز دارای خواص مقاومت‌کنندگی هستند که منجر به تجمع زیستی آن‌ها می‌شود.

خطرات عمدهٔ سلامتی مرتبط با بیگانه‌زیست‌ها شامل (۱) فیزیکی؛ ورم، سردرد، خواب‌آلودگی، ام اس، روماتیسم، مشکلات قلبی و سرطان (۲) روانی؛ اوتیسم، اضطراب، تنبلی، مشکل در خواب، پرخاش‌گری و اختلالات روانی است.

۴-۳-۱۰- عناصر موجود در خاک به‌عنوان مواد مغذی اساسی

برای رشد و نمو گیاه، ۱۴ عنصر ضروری وجود دارد که اغلب از خاک به‌دست می‌آیند. این مواد مغذی برای سلامت انسان نیز حیاتی هستند (کامبز و همکاران، ۲۰۰۵). انسان این عناصر غذایی (درشت‌مغذی‌ها و ریزمغذی‌ها) را از طریق مصرف غذای گیاهی یا حیوانی به‌دست می‌آورد. برای حفظ سلامت انسان، این مواد مغذی ضروری هستند (کامبز و همکاران، ۲۰۰۵)؛ بنابراین، گیاهانی که در خاک با مواد مغذی کافی رشد می‌کنند برای سلامت انسان مهم هستند؛ زیرا یا مستقیماً

توسط انسان مصرف می‌شوند یا به‌طور غیرمستقیم توسط حیوانات خورده می‌شوند که به‌نوبهٔ خود غذای انسان هستند. برخی از مواد مغذی مهم ازنظر سلامت انسان به شرح زیر است.

۱-۴-۳-۱۰- آهن

آهن جزء مهمی از هموگلوبین است که به اکسیژن متصل شده و آن را در بدن انسان آزاد می‌کند. کمبود آن باعث کم‌خونی می‌شود. جمعیت زیادی از جهان به‌خصوص زنان کم‌خون هستند. گیاهانی که در خاک با غلظت آهن کمتر رشد می‌کنند، خوراکی‌هایی با محتوای آهن کم تولید می‌کنند. در خاک‌های قلیایی، ریشهٔ گیاه قادر به جذب آهن نیست. هنگامی که چنین گیاهانی توسط انسان مصرف می‌شوند، آهن کمتری خواهند داشت (کامبز و همکاران، ۲۰۰۵). کمبود آهن باعث رنگ‌پریدگی، خستگی مفرط، سرگیجه، تنگی نفس، خشکی پوست و مو، تپش قلب، درد زبان، شکنندگی ناخن‌ها و... می‌شود.

۲-۴-۳-۱۰- ید

مصرف گیاهان کشت‌شده در خاک دارای کمبود ید توسط انسان تا حد زیادی بر بافت‌های مغز تأثیر می‌گذارد. در مناطقی که خاک قادر به تأمین ید برای محصولات کشاورزی نیست، کمبود شایع است. این امر در مناطق مرتفع جهان رایج است (کامبز و همکاران، ۲۰۰۵). در جایی که جمعیت گیاهخوار زیاد باشد خطرناک‌تر است. تلاش‌های قابل توجهی از طریق «نمک یددار» برای مبارزه با کمبود ید انجام‌شده است. خطرات سلامتی ناشی از کمبود ید عبارت‌اند از: گواتر، رشد فیزیکی دیررس، کم‌کاری تیروئید، سقط جنین و مرده‌زایی.

۳-۴-۳-۱۰- سلنیوم

سلنیوم در ایمنی و عملکرد تیروئید نقش دارد (فیرواتر، تایت و همکاران، ۲۰۱۱). غلظت آن از منطقه‌ای به منطقهٔ دیگر بسته به عوامل زمین‌شناسی، اقلیمی و آلاینده متفاوت است؛ بنابراین، دسترسی زیستی سلنیوم در محصولات اصلی نیز به‌طور قابل توجهی متفاوت است (هاگ و همکاران، ۲۰۰۷). افرادی که غلظت‌های غیربهینهٔ سلنیوم مصرف می‌کنند در معرض خطر بیشتری برای بیماری‌های قلبی، تشکیل تومور، سیستم ایمنی ضعیف، ناخن‌های شکننده، موهای کدر، مشکلات عصبی، آسیب کلیوی، نارسایی ریه و... هستند.

۱۰-۳-۴-۴- روی

در ۵۰ درصد از کل خاک جهان کمبود روی وجود دارد. گزارش شده که خاک‌های آهکی و بسیار اسیدی دارای بیشترین کمبود در محتوای روی هستند (آبراهام، ۲۰۰۲؛ کامبز و همکاران، ۲۰۰۵). روی به‌عنوان یک جزء ضروری در بسیاری از آنزیم‌ها و کوآنزیم‌ها عمل می‌کند. کمبود آن به‌دلیل کشت گیاهان در خاک آلوده می‌تواند تهدیدی جدی برای جمعیت انسانی باشد. روی بر تمایز بافت‌ها، سیستم ایمنی و دستگاه گوارش تأثیرگذار بوده و از بهبود زخم‌ها، توقف رشد، طعم بد دهان و... جلوگیری می‌کند.

۱۰-۳-۴-۵- منیزیم

مشابه روی، منیزیم نیز بخشی جدایی‌ناپذیر از آنزیم‌ها و کوآنزیم‌ها است. خاک دارای کمبود منیزیم به‌دلیل آلودگی، یک خطر بالقوه برای سلامت و رفاه انسان است. این امر در خاک‌های اسیدی، شنی و قدیمی مناطق گرمسیری جهان رایج است. کمبود آن منجر به کاهش عملکرد و کیفیت محصول می‌شود و محصولات را مستعد حملات میکروبی می‌کند. کمبود منیزیم یا هیپومنیزیمی منجر به انقباضات عضلانی، پوکی استخوان، فشار خون بالا، آسم، مشکلات قلبی، بی‌ثباتی ذهنی و... می‌شود.

۱۰-۳-۴-۶- کلسیم

سطوح پایین کلسیم در خاک، به‌ویژه خاک اسیدی، شنی یا درشت‌دانه مشاهده‌شده است. کمبود رطوبت خاک در اثر آلودگی و استفادهٔ زیاد از کودها نیز باعث کمبود کلسیم در خاک می‌شود. سطوح بالای آلاینده‌ها در خاک آلوده، کلسیم موجود را به اشکال نامحلول تبدیل می‌کند که برای گیاه بیهوده است. مصرف این گونه گیاهان فاقد مواد مغذی برای انسان بر سلامتی آن‌ها تأثیر منفی می‌گذارد، به‌عنوان‌مثال کمبود کلسیم در انسان با خستگی، شکننده بودن دندان‌ها، استخوان‌های شکننده، پوکی استخوان، اضطراب، گرفتگی عضلات، سفتی و... مرتبط است.

۱۰-۳-۵- رشد میکروبی به‌دلیل آلودگی خاک و تأثیر آن بر سلامت انسان

خاک به‌عنوان زیستگاه طیف گسترده‌ای از ماکرو و میکروارگانیسم‌ها عمل می‌کند. تخلیهٔ زباله‌های دارویی، پزشکی، صنعتی، فاضلاب و خانگی در خاک منجر به رشد میکروب‌های کشندهٔ مختلف می‌شود که درنهایت منجر به شیوع بیماری‌های انسانی می‌گردد. بیشتر این موجودات برای انسان بی‌ضرر هستند؛ بااین‌حال، تعداد کمی از آن‌ها بسته به اقلیم، حساسیت جمعیت، وضعیت خاک و کمک‌های پزشکی، تهدید جدی برای بشریت ایجاد می‌کنند. یکی از این بیماری‌ها

کوکسیدیومایکوزیس (تب دره) است که توسط قارچ *Coccidioides* spp. ایجاد می‌شود. اسپورهای میکروسکوپی قارچ موجود در خاک عموماً از طریق استنشاق وارد بدن انسان می‌شوند (استوکامپ و تامپسون، ۲۰۱۶). قارچ در خاک‌های شور و بسیار قلیایی تکثیر و رشد می‌کند. کوکسیدیوئیدها در داخل و سطح بالایی خاک تکثیر و رشد می‌کنند. آئروسل‌سازی (اختلاط هاگ‌ها در هوا) هاگ‌های قارچ به‌طور طبیعی توسط طوفان، زلزله، بادهای شدید و یا به‌صورت انسانی در اثر ساخت و ساز، آبیاری و...، انسان را در معرض این قارچ قرار می‌دهد. معمولاً اپیدمی پس از بارش‌های سیل‌آسا و به‌دنبال آن دوره‌ای از خشکی و بادهای خشک رخ می‌دهد.

رشد جامعهٔ میکروبی در خاک می‌تواند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم با تسهیل مقاومت آنتی‌بیوتیکی یا تولید آنتی‌بیوتیک بر سلامت انسان تأثیر بگذارد. مقاومت در برابر آنتی‌بیوتیک زمانی رخ می‌دهد که آنتی‌بیوتیک نتواند رشد باکتری را متوقف کند و درنتیجه باکتری را نسبت به آن آنتی‌بیوتیک خاص غیرقابل نفوذ کند. باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک به‌دلیل تهدیدی که بر بشر تحمیل می‌کنند توجه فراوانی را در سراسر جهان به خود جلب کرده‌اند (تنویر و خیانی، ۲۰۱۱؛ خان و خان، ۲۰۱۶). مقاومت به آنتی‌بیوتیک به این دلیل ایجاد می‌شود که اولاً آنتی‌بیوتیک‌ها بیش‌ازحد تجویز می‌شوند/ تجویز نمی‌شوند؛ ثانیاً بیمار دورهٔ کامل آنتی‌بیوتیک را قبل از درمان کامل عفونت متوقف می‌کند. مقالات فراوانی در مورد رابطه بین خاک و مقاومت آنتی‌بیوتیکی وجود دارد (آدگوک و همکاران، ۲۰۱۷؛ نسم و سیمونت، ۲۰۱۵). خاک یک جایگاه محیطی برای توسعه و تکثیر ژن‌های کدکنندهٔ مقاومت به آنتی‌بیوتیک را فراهم می‌کند (واز، موریرا و همکاران، ۲۰۱۴). خاک اغلب از تبادل مواد ژنتیکی پشتیبانی می‌کند که به‌وسیلهٔ آن مقاومت آنتی‌بیوتیکی در باکتری‌ها ایجاد می‌شود (فورسبرگ و همکاران، ۲۰۱۲؛ وولهاوس و وارد، ۲۰۱۳). منابع ژنی متنوع موجود در خاک باعث ایجاد مقاومت آنتی‌بیوتیکی می‌شود (نسمه و همکاران، ۲۰۱۴). استفاده از کود، آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها به‌طور قابل‌توجهی مجموعه‌ژن‌ها و گونه‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک را با خاک گسترش می‌دهد (آدگوک و همکاران، ۲۰۱۶؛ پوپوسکا و همکاران، ۲۰۱۲). این منبع ژنی تهدیدی مستقیم برای سلامت انسان است (فورسبرگ و همکاران، ۲۰۱۲؛ پیپر، ۲۰۱۳؛ اودیکوویچ-کولیک و همکاران، ۲۰۱۴). بااین‌حال، افزایش شدید در تحمل ضد میکروبی نشان‌دهندهٔ این واقعیت است که سلامت انسان را تا حدی تهدید می‌کند. با این وجود، این افزایش تحمل باکتری‌ها راه را برای کشف آنتی-بیوتیک‌های جدید و قوی‌تر هموار کرده است. از سوی دیگر، خاک بستری برای آنتی‌بیوتیک‌های طبیعی نیز فراهم می‌کند. در شرایط اقلیمی شدید، خاک نیز تنش را تجربه می‌کند و به‌ندرت موادی شبیه آنتی‌بیوتیک تولید می‌کند (اسویسیلو و زیک-وزیک، ۲۰۱۳). جمعیت باکتریایی که به‌طور طبیعی در خاک وجود دارد، ترکیباتی تولید می‌کنند که مانع بقای سایر باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها

می‌شود. تیکسوباکتین یکی از آنتی‌بیوتیک‌هایی است که اخیراً کشف شده است (لینگ و همکاران، ۲۰۱۵).

۴-۱۰- راهکارهای احتمالی برای جلوگیری از آلودگی خاک

با پیشرفت علم پزشکی، بسیاری از شرایط بهداشتی ناشی از کمبود مواد مغذی یا دریافت سم را می‌توان به‌صورت پزشکی درمان کرد؛ بااین‌حال، با در نظر گرفتن شعار «پیشگیری بهتر از درمان است»، علل اصلی این شرایط باید مورد توجه قرار گیرد. آلودگی خاک ناشی از فعالیت‌های مختلف طبیعی و انسانی باید پایش و کنترل شود تا اثر مخرب آن بر سلامت انسان کاهش یابد. جلوگیری از آلودگی خاک نسبت به مدیریت آن هزینهٔ کمتری دارد؛ ازاین‌رو خاک جدید باید در برابر آلودگی خاک محافظت شود. اخیراً، بهره‌گیری از شیوهٔ «سه R»، یعنی «کاهش، بازیافت و استفادهٔ مجدد» در سراسر جهان برای مبارزه با آلودگی خاک شتاب بیشتری گرفته است. کاهش استفاده از آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و کودهای شیمیایی در فعالیت‌های کشاورزی نیز می‌تواند در مبارزه با آلودگی خاک مفید باشد. آموزش مردم و گسترش آگاهی برای استفاده از محصولات زیست‌تخریب‌پذیر نیز می‌تواند آلودگی خاک را تا چندین برابر کاهش دهد. برای بازیابی و حفظ حاصلخیزی خاک، استفاده از کودهای زیستی باید توسط سازمان‌های دولتی به کشاورزان توصیه شود. ارائهٔ کودهای زیستی مشابه کودهای شیمیایی با قیمت رقابتی می‌تواند کشاورزان را تشویق به استفاده از آن‌ها کند. میکروب‌های موجود در این کودها به حاصلخیزی خاک کمک می‌کنند. به‌طور مشابه، استفاده از آفت‌کش‌های زیستی و علف‌کش‌های زیستی در مقیاس وسیع در مناطق روستایی می‌تواند کیفیت خاک را مدیریت کند. این محصولات قطعاً زمان بیشتری برای ارائه نتایج مطلوب نیاز دارند، اما کیفیت و حاصلخیزی خاک را تهدید نمی‌کنند. جایگزینی آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی با کود دامی نیز می‌تواند به حفظ یکپارچگی خاک کمک کند. بازیافت زباله‌ها، به‌ویژه زباله‌های خانگی، می‌تواند به کاهش آلودگی خاک به‌دلیل دفن زباله کمک کند. برای به حداقل رساندن استفاده از پلاستیک، مواد قابل استفادهٔ مجدد باید در بین مردم محبوب شود. پلاستیک با سرعت بسیار آهسته متلاشی می‌شود یا اصلاً متلاشی نمی‌شود و درنتیجه تعادل خاک را به‌هم می‌زند. در همین راستا، بایستی بر استفاده از کاغذ نیز نظارت شود. تصفیهٔ پسماندهای صنعتی به‌منظور کاهش یا ازبین‌بردن سمیت آن قبل از دفع، برای ازبین‌بردن آلودگی خاک و درنتیجه تأثیرات مخرب آن بر سلامت انسان ضروری است. برای دفع زباله باید روش‌های مسئولانه‌ای اتخاذ شود تا آلودگی خاک رخ ندهد. مصرف مواد غذایی ارگانیک می‌تواند به کاهش خطر کمبود عناصر حیاتی مختلف کمک کند و درنتیجه سلامت انسان را بهبود بخشد. محل تخلیه باید دور از مناطق مسکونی باشد تا خاک آلوده، توسط انسان استنشاق یا بلعیده نشود. علاوه‌براین، موجودات مختلف در زیر خاک به‌خوبی رشد می‌کنند.

مختل کردن زیستگاه آن‌ها می‌تواند آن‌ها را در معرض خطر قرار دهد. تعداد کمی از این موجودات، از جمله میکروارگانیسم‌ها برای سلامت انسان حیاتی هستند. به‌عنوان‌مثال، باکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن حاصلخیزی خاک، رشد و عملکرد گیاه را حفظ می‌کنند و درنتیجه بر رفاه انسان تأثیر می‌گذارند. باید تلاش‌های معقولی صورت گیرد تا این هماهنگی سودمند به‌هم نخورد. علاوه‌براین، برای جلوگیری از فاجعهٔ آلودگی خاک، از روش‌های جنگل‌زدایی سریع و کارامد باید ممانعت شود. اثر فرسایش خاک از طریق بادهای شدید و بارندگی شدید زمانی چندبرابر می‌شود که درختی وجود نداشته باشد که مانع حفظ لایهٔ بالایی خاک شود. همچنین، باید تلاش کرد تا از کشت و چرای بیش‌ازحد جلوگیری شود؛ زیرا منجر به سیل و فرسایش خاک شده و درنتیجه یکپارچگی خاک را از بین می‌برد.

۵-۱۰- نتیجه‌گیری

خاک مخلوطی ناهمگن است که به‌شدت با فعالیت‌های طبیعی و انسانی مدیریت می‌شود. فعالیت‌های انسانی باعث تخلیهٔ مقادیر انبوهی از آلاینده‌ها می‌شود که بر سلامت انسان تأثیر منفی می‌گذارد. در حیواناتی که از گیاهان رشدیافته در خاک‌های آلوده تغذیه می‌کنند، این آلودگی‌ها تجمع می‌یابد. به‌عنوان بخشی از زنجیرهٔ غذایی، انسان‌هایی که از این حیوانات تغذیه می‌کنند، سمومی را جمع می‌کنند که بر سلامت آن‌ها تأثیر منفی می‌گذارد. احتراق بنزین، استفاده از رنگ‌های حاوی سرب، صنعتی شدن، ضایعات بیمارستانی و فاضلاب از دلایل عمدهٔ آلودگی خاک هستند. اگرچه آلودگی خاک تا حدودی در کشورهای توسعه‌یافته کنترل شده است، اما به‌نظر می‌رسد که هنوز هم در کشورهای در حال توسعه یک موضوع تهدیدکنندهٔ زندگی است. شهرنشینی یکی دیگر از عوامل مهم در آلودگی خاک است. خطر بیماری‌های منتقل شونده از خاک به تناسب با تغییر جمعیت‌های بزرگ به سمت شهرنشینی افزایش می‌یابد. با به خطر افتادن سلامت انسان به‌دلیل آلودگی خاک، تلاش‌های اجتماعی، اقتصادی و سیاسی عظیمی در سراسر جهان از طریق سازمان‌های مختلف برای بهبود کیفیت خاک انجام می‌شود. تحقیقات و آگاهی بیشتر میان‌رشته‌ای و فرارشته‌ای در سال‌های آینده برای درک کامل تأثیر خاک آلوده بر سلامت انسان ضروری است. سازمان‌های سیاسی باید برای ارائه بودجه جهت انجام تحقیقات جهت کاهش آلودگی خاک پیشقدم شوند. علاوه‌براین، عموم مردم باید آموزش ببینند و از خطرات بهداشتی‌ای که در صورت ادامهٔ آلودگی خاک با آن مواجه خواهند شد، آگاه شوند. همچنین، مردم باید نسبت به تلاشی که لازم است برای کاهش آلودگی خاک به‌صورت روزانه انجام دهند، آگاه شوند.

منابع

Abrahams PW (۲۰۰۲) Soils: their implications to human health. Sci Total Environ ۲۹۱(۱–۳):۱–۳۲

Adegoke A, Faleye A, Singh G, Stenstrom T (۲۰۱۷) Antibiotic resistant superbugs: assessment of the interrelationship of occurrence in clinical settings and environmental niches. Molecules ۲۲(۱):۲۹

Adegoke AA, Awolusi OO, Stenstrom T (۲۰۱٦) Organic fertilizers: public health intricacies. Organic fertilizers—from basic concepts to applied outcomes. Intech, Rijeka, Croatia, pp ۳٤۳–۳۷٤

Albihn A (۲۰۰۲) Recycling biowaste–human and animal health problems. Acta Vet Scand ٤۳(۱):S٦۹

Appleton J (۲۰۰۷) Radon: sources, health risks, and hazard mapping. AMBIO J Hum Environ ۳٦(۱):۸٥–۹۰

Aust M-O, Godlinski F, Travis GR, Hao X, McAllister TA, Leinweber P, Thiele-Bruhn S (۲۰۰۸) Distribution of sulfamethazine, chlortetracycline and tylosin in manure and soil of Canadian feedlots after subtherapeutic use in cattle. Environ Poll ۱٥٦(۳):۱۲٤۳–۱۲٥۱

Ayotte JD, Belaval M, Olson SA, Burow KR, Flanagan SM, Hinkle SR, Lindsey BD (۲۰۱٥) Factors affecting temporal variability of arsenic in groundwater used for drinking water supply in the United States. Sc Total Environ ٥۰٥:۱۳۷۰–۱۳۷۹

Balabanova B, Stafilov Te, Å ajn R, Andonovska KBe (۲۰۱۷) Quantitative assessment of metal elements using moss species as biomonitors in downwind area of lead-zinc mine. J Environ Sc Health, Part A ٥۲ (۳):۲۹۰–۳۰۱

Boerleider R, Roeleveld N, Scheepers P (۲۰۱۷) Human biological monitoring of mercury for exposure assessment. AIMS Environ Sc ٤(۲):۲٥۱–۲۷٦

Brevik EC. Climate change, soils, and human health. In: EGU General Assembly Conference Abstracts, ۲۰۱۳

Brevik EC, Burgess LC (۲۰۱٥) Soil: influence on human health. In: Jorgensen SE (ed) Encyclopedia of environmental management, fourth Volume Set. CRC press, Taylor & Francis, UK pp ۱–۱۳

Brevik EC, Sauer TJ (۲۰۱٥) The past, present, and future of soils and human health studies. Soil ۱(۱):۳٥–٤٦

Buck BJ, Londono SC, McLaurin BT, Metcalf R, Mouri H, Selinus O, Shelembe R (۲۰۱٦) The emerging field of medical geology in brief: some examples. Environ Earth Sc ۷٥(٦):٤٤۹

Bultman MW, Fisher FS, Pappagianis D (۲۰۱۳) The ecology of soil-borne human pathogens. In: Selinus O (ed) Essentials of medical geology. Springer, Berlin, pp ٤۷۷–٥۰٤

Calabrese EJ, Baldwin LA (۱۹۹۸) Hormesis as a biological hypothesis. Environ health perspectives ۱۰٦(suppl ۱):۳٥۷–۳٦۲

Chaney RL (۲۰۱٥) How does contamination of rice soils with cd and Zn cause high incidence of human cd disease in subsistence rice farmers. Current Pollution Rep ۱(۱):۱۳–۲۲

Chibuike GU, Obiora SC (۲۰۱٤) Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. App environ soil sc ۲۰۱٤ Article ID ۷٥۲۷۰۸, ۱۲ pages. https://doi.org/۱۰,۱۱٥٥/۲۰۱٤/۷٥۲۷۰۸

Chino M, Nakayama H, Nagai H, Terada H, Katata G, Yamazawa H (۲۰۱۱) Preliminary estimation of release amounts of ۱۳۱I and ۱۳۷Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere. J nuclear sc tech ٤٨(٧):١١٢٩–١١٣٤
Combs J, Selinus O, Alloway B, Centeno JA, Finkelman RB, Fuge R, Lindh U, Smedley P (٢٠٠٥) Geological impacts on nutrition. Essentials of medical geology: impacts natural environ public health. Elsevier, London, pp ١٦١–١٧٧
Crofts TS, Gasparrini AJ, Dantas G (٢٠١٧) Next-generation approaches to understand and combat the antibiotic resistome. Nature Rev Microbiol ١٥(٧):٤٢٢
Deribe K, Tomczyk S, Tekola-Ayele F (٢٠١٣) Ten years of podoconiosis research in Ethiopia. PLoS Negl Trop Dis ٧(١٠):e٢٣٠١
Fairweather-Tait SJ, Bao Y, Broadley MR, Collings R, Ford D, Hesketh JE, Hurst R (٢٠١١) Selenium in human health and disease. Antioxid Redox Signal ١٤(٧):١٣٣٧–١٣٨٣
Filippelli GM, Laidlaw MAS (٢٠١٠) The elephant in the playground: confronting leadcontaminated soils as an important source of lead burdens to urban populations. Perspect Biol Med ٥٣(١):٣١–٤٥
Forsberg KJ, Reyes A, Wang B, Selleck EM, Sommer MO, Dantas G (٢٠١٢) The shared antibiotic resistome of soil bacteria and human pathogens. Science ٣٣٧:١١٠٧–١١١١
Gardner D, Weindorf DC, Flynn M (٢٠١٣) Presence of chromium, copper, and arsenic in schoolyard soils. Soil Horizons ٥٤(٢)
Gebremedhin N, Khanna P, Subrahmanyam PVR (١٩٩٠) Soil pollution in developing countries with special reference to India. In: Arendt F, Hinsenveld M, van den brink WJ (eds.) Contaminated Soil' ٩٠. Springer, pp ١٣٣-١٣٨
Haefliger P, Mathieu-Nolf M, Lociciro S, Ndiaye C, Coly M, Diouf A, Faye AL, Sow A, Tempowski J, Pronczuk J (٢٠٠٩) Mass lead intoxication from informal used lead-acid battery recycling in Dakar, Senegal. Environ Health Persp ١١٧(١٠):١٥٣٥–١٥٤٠
Haug A, Graham RD, Christophersen OA, Lyons GH (٢٠٠٧) How to use the world's scarce selenium resources efficiently to increase the selenium concentration in food. Microbial ecol health disease ١٩(٤):٢٠٩–٢٢٨
Henry JM, Cring FD (٢٠١٣) Geophagy: An anthropological perspective. In Brevik Eric C, Burgess Lynn C Soils human health. CRC Press, Taylor & Francis UK pp ١٩٤–٢١٣
Hu Q-H, Weng J-Q, Wang J-S (٢٠١٠) Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review. J environ radioactivity ١٠١(٦):٤٢٦–٤٣٧
Hunter P (٢٠٠٨) A toxic brew we cannot live without. EMBO Rep ٩(١):١٥–١٨
Islami F, Torre LA, Jemal A (٢٠١٥) Global trends of lung cancer mortality and smoking prevalence. Translational lung cancer res ٤(٤):٣٢٧
Khan SM, Gomes J (٢٠١٨) An interdisciplinary population health approach to the radon health risk management in Canada. Interdiscip J Health Sc ٦
Khan SN, Khan AU (٢٠١٦) Breaking the spell: combating multidrug resistant ‘superbugs’. Frontiers microbiol ٧:١٧٤
Kumar A, Srivastava JK, Mallick N, Singh AK (٢٠١٥) Commercialization of bacterial cell factories for the sustainable production of polyhydroxyalkanoate thermoplastics: progress and prospects. Recent Pat Biotechnol ٩:٤–٢١
Kidwai M, Dhar YV, Gautam N, Tiwari M, Ahmad IZ, Asif MH, Chakrabarty D (٢٠١٨) Oryza sativa class III peroxidase (OsPRX٣٨) overexpression in Arabidopsis thaliana reduces arsenic accumulation due to apoplastic lignification. J hazard mat ٣٦٢:٣٨٣–٣٩٣

Leake JR, Adam-Bradford A, Rigby JE (۲۰۰۹) Health benefits of 'grow your own food' in urban areas: implications for contaminated land risk assessment and risk management? Environ Health ۸(۱):S٦

Li P, Lin C, Cheng H, Duan X, Lei K (۲۰۱۵) Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. Ecotoxic Environ Safety ۱۱۳:۳۹۱–۳۹۹

Li W, Wang D, Wang Q, Liu S, Zhu Y, Wu W (۲۰۱۷) Impacts from land use pattern on spatial distribution of cultivated soil heavy metal pollution in typical rural-urban fringe of Northeast China. Int J Environ Res Public Health ١٤(٣):٣٣٦

Liang P, Feng X, Zhang C, Zhang J, Cao Y, You Q, Leung AOW, Wong M-H, Wu S-C (۲۰۱۵) Human exposure to mercury in a compact fluorescent lamp manufacturing area: by food (rice and fish) consumption and occupational exposure. Environ poll ۱۹۸:۱۲٦–۱۳۲

Ling LL, Schneider T, Peoples AJ, Spoering AL, Engels I, Conlon BP, Mueller A, Schaberle TF, Hughes DE, Epstein S (۲۰۱۵) A new antibiotic kills pathogens without detectable resistance. Nature ٥١٧(٧٥٣٥):٤٥٥

Lo Y-C, Dooyema CA, Neri A, Durant J, Jefferies T, Medina-Marino A, de Ravello L, Thoroughman D, Davis L, Dankoli RS (۲۰۱۲) Childhood lead poisoning associated with gold ore processing: a village-level investigation- Zamfara state, Nigeria, October-November ۲۰۱۰. Environ Health Perspectives ۱۲۰(۱۰):۱٤٥٠–۱٤٥٥

Magill J, Galy J (۲۰۰٤) Radioactivity radionuclides radiation, vol ۱. Springer Science & Business Media Morgan R (۲۰۱۲) Soil, heavy metals, and human health. In: Brevik EC, Burgess LC (eds) Soils and human health. CRC Press, Taylor & Francis UK, pp ٧٤–٩٧

Nesme J, Cécillon S, Delmont TO, Monier J-M, Vogel TM, Simonet P (۲۰۱٤) Large-scale metagenomic-based study of antibiotic resistance in the environment. Curr Biol ۲۴(۱۰):۱۰۹٦–۱۱۰۰

Nesme J, Simonet P (۲۰۱٥) The soil resistome: a critical review on antibiotic resistance origins, ecology and dissemination potential in telluric bacteria. Environ Microbiol ۱۷(۴):۹۱۳۹۳۰

Nordberg G, Fowler B, Nordberg M (۲۰۱٥) Handbook on the toxicology of metals, vol ۲. Specific metals, Elsevier, Amsterdam

Pepper IL (۲۰۱۳) The soil health-human health nexus. Critical Reviews in Environ Sc Tech ٤٣(٢٤):٢٦١٧–٢٦٥٢

Popowska M, Rzeczycka M, Miernik A, Krawczyk-Balska A, Walsh F, Duffy B (۲۰۱۲) Influence of soil use on prevalence of tetracycline, streptomycin, and erythromycin resistance and associated resistance genes. Antimicrobial agents chemotherapy ٥٦(٣):١٤٣٤–١٤٤٣

Rhind SM (۲۰۰۹) Anthropogenic pollutants: a threat to ecosystem sustainability? Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological Sc ٣٦٤(١٥٣٤):٣٣٩١–٣٤٠١

Salem HM, Abdel-Salam A, Abdel-Salam MA, Seleiman MF (۲۰۱۷) Soil xenobiotics and their phyto-chemical remediation. In Hashmi MZ, Kumar V, Varma a (eds.) Xenobiotics in the soil environment: monitoring, toxicity and management. Springer, pp ٢٦٧-٢٨٠

Sharma L, Srivastava JK, Singh AK (۲۰۱٦) Biodegradable polyhydroxyalkanoate thermoplastics substituting xenobiotic plastics: a way forward for sustainable

environment. In: Singh A, Prasad SM, Singh RP (eds) Plant responses to xenobiotics. Springer, Singapore, pp ۳۱۷–۳٤٦
Singh AK, Sharma L, Mallick N, Mala J (۲۰۱۷) Progress and challenges in producing polyhydroxyalkanoate biopolymers from cyanobacteria. J Appl Phycol ۲۹(۳):۱۲۱۳–۱۲۳۲
Singh AK, Sharma L, Srivastava JK, Mallick N, Ansari MI (۲۰۱۸) Microbially originated polyhydroxyalkanoate (PHA) biopolymers: an insight into the molecular mechanism and biogenesis of PHA granules. In: Singh OV Singh OV, Chandel AK (eds) Sustainable biotechnology- enzymatic resources of renewable energy. Springer, pp. ۳۵۵–۳۹۸
Singh AK, Srivastava JK, Chandel AK, Sharma L, Mallick N, Singh SP (۲۰۱۹) Biomedical applications of microbially engineered polyhydroxyalkanoates: an insight into recent advances, bottlenecks, and solutions. Appl Microbiol Biotechnol ۱۰۳(٥):۲۰۰۷–۲۰۳۲
Singh AK, Singh SP, Porwal P, Pandey B, Srivastava JK, AnsariMI, Chandel AK, Rathore SS, Mala J (۲۰۲۰) Processes and characterization for biobased polymers from polyhydroxyalkanoates. In: Zhang Y (ed) Processing and development of polysaccharide-based biopolymers for packaging applications. Elsevier, pp ۱۱۷–۱٤۹

Stockamp NW, Thompson GR (۲۰۱٦) Coccidioidomycosis. Infect Dis Clin ۳۰(۱):۲۲۹–۲٤٦ Summers JK, Smith LM, Case JL, Linthurst RA (۲۰۱۲) A review of the elements of human Wellbeing with an emphasis on the contribution of ecosystem services. Ambio ۴۱(۴):۳۲۷□۳۴۰

Swiecilo A, Zych-Wezyk I (۲۰۱۳) Bacterial stress response as an adaptation to life in a soil environment. Polish J Environ Studies ۲۲(٦):۱٥۷۷
Tanwir F, Khiyani F (۲۰۱۱) Antibiotic resistance: a global concern. J Coll Physicians Surg Pak ۲۱ (۳):۱۲۷–۱۲۹

Udikovic-Kolic N, Wichmann F, Broderick NA, Handelsman J (۲۰۱٤) Bloom of resident antibioticresistant bacteria in soil following manure fertilization. Proc Natl Acad Sci ۱۱۱(۴۲):۱۵۲۰۲–۱۵۲۰۷

Vaz-Moreira I, Nunes OC, Manaia CM (۲۰۱٤) Bacterial diversity and antibiotic resistance in water habitats: searching the links with the human microbiome. FEMS Microbiol Rev ۳۸(٤):۷٦۱–۷۷۸

Vega F, Covelo E, Andrade M (۲۰۰۷) Accidental organochlorine pesticide contamination of soil in Porrino, Spain. J environ quality ۳٦(۱):۲۷۲–۲۷۹
Voisin A (۱۹٥۹) Soil, grass, and cancer. Philosophical Library Inc, New York Woolhouse ME, Ward MJ (۲۰۱۳) Sources of antimicrobial resistance. Science ۳٤۱ (٦۱٥۳):۱٤٦۰–۱٤٦۱
Wu S, Peng S, Zhang X, Wu D, Luo W, Zhang T, Zhou S, Yang G, Wan H, Wu L (۲۰۱٥) Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. J Geochem Exploration ۱٤۸:۷۱–۷۸.
Xu J, Bravo AG, Lagerkvist A, Bertilsson S, Sajoblom R, Kumpiene J (۲۰۱٥) Sources and remediation techniques for mercury contaminated soil. Environ Int ۷٤:٤۲–٥۳
Zhao F-J, Ma Y, Zhu Y-G, Tang Z, SP MG (۲۰۱٤) Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. Environ Sc Tech ٤۹(۲):۷٥۰–۷٥۹

Zhao F-J, McGrath SP, Meharg AA (۲۰۱۰) Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. Annual rev plant biol ۶۱:۵۳۵_۵۵۹

فصل یازده: تأثیر استفاده از علف‌کش بر میکروارگانیسم‌های خاک

چکیده

در سطح جهان، علف‌های هرز از زمان‌های بسیار قدیم تهدیدی بزرگ برای تولیدات کشاورزی بوده‌اند. کشف علف‌کش ۲,۴-D در دهۀ ۱۹۴۰ کشاورزی مدرن را متحول کرد. از آن زمان تاکنون، نزدیک به ۲۰۰۰ مولکول علف‌کش کشف شده و در سرتاسر جهان برای مدیریت علف‌های هرز در محصولات زراعی مختلف استفاده می‌شود. صرفۀ اقتصادی همراه با کاربرد آسان، آن را به یکی از محبوب‌ترین ابزارها برای مدیریت علف‌های هرز در کشاورزی مدرن تبدیل می‌کند. علف‌کش، ۱۶ درصد از صنعت آفت‌کش‌های جهان را تشکیل می‌دهد و در سال‌های اخیر، مصرف علف‌کش به‌دلیل افزایش بودجۀ نیروی کار کشاورزی چندین برابر شده است. تحقیقات نشان می‌دهند که تعدادی از علف‌کش‌ها بر میکروارگانیسم‌های خاک تأثیر می‌گذارند. در این فصل تلاش شده تا اثر علف‌کش‌های پرمصرف بر میکروارگانیسم‌های خاک، به‌ویژه روی میکوریزا، باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها به‌صورت مستند بررسی شود. تعدادی از علف‌کش‌ها جمعیت این میکروارگانیسم‌های خاک را با مهار موقت ۱۰-۷ روز کاهش دادند؛ برخلاف آن، برخی از علف‌کش‌ها بر جمعیت میکروبی اثری ندارند و حتی باعث افزایش جمعیت آن‌ها می‌شوند. برای غلبه بر محدودیت مطالعات و تعمیم اثر علف‌کش‌ها بر میکروارگانیسم‌های خاک، این مطالعات ترجیحاً در ارزیابی تأثیرات طولانی‌مدت وجود تعدادی از علف‌کش‌ها و محیط خاک متغیر بوده است.

کلمات کلیدی: وضعیت آفت‌کش‌ها، میکوریزا، باکتری‌ها، اکتینومیست‌ها، محدودیت‌ها

۱-۱۱- مقدمه

سال هاست که علف‌های هرز یکی از تهدیدات عمده کشاورزی می‌باشند. در سطح جهان، تعدادی از مواد شیمیایی از زمان‌های بسیار دور برای مدیریت علف‌های هرز آزمایش شده و مورداستفاده قرار می‌گیرند. بااین‌حال، تغییر عمده در استفاده از مواد شیمیایی کشاورزی پس از جنگ جهانی دوم مشاهده شد. اکنون شیمی‌دانان و کشاورزان نسبت به استفاده از مواد شیمیایی کشاورزی در حل مشکلات آفات بیش‌ازحد خوش‌بین هستند (تراپ و همکاران، ۱۹۸۴). معرفی ۲،۴-دی کلروفنوکسی استیک اسید (۲,۴-D) در دهۀ ۱۹۴۰ کشاورزی را کاملاً متحول کرد و عصر کنترل شیمیایی علف‌های هرز را آغاز کرد (چودوری و همکاران، ۲۰۱۶). تا سال ۲۰۱۶، بیش از ۲۰۰۰ علف‌کش با ۱۵ روش عملکرد مختلف در بازار جهانی معرفی شد (چودوری و همکاران، ۲۰۱۶). دوام اقتصادی و کاربرد آسان، آن را به یکی از رایج‌ترین ابزارها برای مدیریت علف‌های هرز در کشاورزی مدرن تبدیل‌کرده

است. مقدار استفاده با اتخاذ شیوه‌های کشاورزی حفاظتی و محصولات اصلاح‌شدهٔ ژنتیکی مقاوم به علف‌کش‌ها، بیشتر شد.

در واقع، استفاده از علف‌کش میزان سودآوری مزرعه را افزایش می‌دهد، اما به ضرر عملکرد اکوسیستم است. اکنون مشخص شده که استفاده از این علف‌کش‌ها نه‌تنها تأثیری غیرقابل پیش‌بینی بر محیط‌زیست دارد، بلکه به‌شدت بر میکروفلور خاک تأثیر می‌گذارد (تراپ و همکاران، ۱۹۸۴). اخیراً، پیمنتل (۱۹۹۵) این نگرانی را مطرح کرده که تنها بخش‌های کوچکی از آفت‌کش‌ها به ارگانیسم‌های هدف می‌رسند، بخش‌های بزرگی از آن‌ها منجر به تأثیر بالقوه در خاک و آب و درنهایت بر سلامت انسان، محصول و حیوانات می‌شود. اگرچه استفاده از آفت‌کش باعث افزایش تولید محصول می‌شود، اما در عین حال به‌عنوان یک سلاح دولبه عمل می‌کند؛ زیرا از زمان شروع انقلاب سبز، نزدیک به ۸۰۰۰۰۰ نفر در کشورهای در حال توسعه به دلیل آفت‌کش‌ها جان خود را ازدست داده‌اند (دوی و همکاران ۲۰۱۷). علاوه‌براین، سالانه نزدیک به ۲۰۰۰۰ نفر در کشورهای در حال توسعه به دلیل مصرف آفت‌کش‌ها از طریق غذا جان خود را ازدست می‌دهند (باردواج و شارما، ۲۰۱۳).

امروزه اثر استفاده از علف‌کش بر میکروارگانیسم‌های خاک زیر سوال رفته و در عین حال بررسی جامعی در این زمینه وجود ندارد. با ذکر این حقایق، در این فصل، ما تأثیر علف‌کش‌های رایج روی میکروارگانیسم خاک را بررسی می‌کنیم.

۲-۱۱- جایگاه ملی و بین‌المللی آفت‌کش‌ها

استفاده از آفت‌کش‌های شیمیایی جزء جدایی‌ناپذیر تولید محصولات زراعی در بسیاری از مناطق جهان است. توجه به این نکته مهم است که علف‌کش نزدیک به ۶۰ درصد از کل آفت‌کش‌های مصرف‌شده در سراسر جهان را تشکیل می‌دهد (سوندیا و همکاران، ۲۰۱۹). بااین‌حال، در هند، صنعت آفت‌کش‌ها تحت سلطهٔ حشره‌کش‌ها (تقریباً ۶۵ درصد) و پس از آن علف‌کش (۱۶ درصد)، قارچ‌کش (۱۵ درصد) و سایر (۴ درصد) قرار دارد (سوباش و همکاران، ۲۰۱۷). در ۱۰ سال گذشته، مصرف علف‌کش تا ۲۵ درصد از کل مصرف آفت‌کش‌ها افزایش یافته است (سوندیا، ۲۰۱۹).

در حال حاضر، در هند، ۶۸ علف‌کش برای مدیریت علف‌های هرز با طیف وسیعی از محصولات زراعی مختلف ثبت‌شده است (سوندیا، ۲۰۱۹). در هند، بیشترین کاربرد علف‌کش در محصول گندم (۴۴ درصد)، پس از آن برنج (۳۱ درصد)، محصولات زراعی (۱۰ درصد)، سویا (۴ درصد) و سایر محصولات (۱۱ درصد) است (سوندیا ۲۰۱۹). روندها نشان می‌دهد که از سال ۲۰۰۹ به بعد افزایش قابل توجهی در مصرف سموم در هکتار صورت گرفته است. ذکر این نکته ضروری است که افزایش مصرف سموم دفع آفات در سال‌های اخیر به‌دلیل کمبود نیروی کار در بیشتر مناطق و هزینهٔ بالاتر تولید محصول، به افزایش مصرف علف‌کش‌ها نسبت داده‌شده است. در واقع، در میان تولید آفت‌کش، سهم حشره‌کش

از ۷۰ درصد در سال‌های ۲۰۰۴-۲۰۰۳ به ۳۹ درصد در سال‌های ۲۰۱۷-۲۰۱۶ کاهش‌یافته است (سوباش و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه‌براین، عمده‌ترین محصولات علف‌کش وارداتی به هند گلایفوسیت و آترازین هستند که عمدتاً از چین وارد شده‌اند (سوباش و همکاران، ۲۰۱۷). سه واردکنندهٔ اصلی علف‌کش برای هند، چین، اسرائیل و ژاپن هستند. علاوه‌براین، در سال اخیر، هند بیشترین مقدار علف‌کش را به برزیل (۲۰۴۵۷/۰۲ تن) و ایالات‌متحده آمریکا (۶۰۹۶/۰۶ تن) صادر کرده است. قابل‌ذکر است که هند پس از ایالات‌متحده آمریکا، ژاپن و چین در جایگاه چهارم عرضه‌کنندهٔ جهانی مواد شیمیایی کشاورزی قرار دارد. هند ۶۸۴۹۰ تن آفت‌کش در سال‌های ۲۰۱۲-۲۰۱۱ با ارزش کلی ۸۰۰۰ کرور تولید کرده که از آن مقدار ۶۰۰۰ کرور مربوط به آفت‌کش برای مصارف خانگی است. انتظار می‌رود بازار آفت‌کش‌ها در هند با نرخ ۱۳-۱۲ درصد در سال رشد کند (رشد داخلی ۹-۸ درصد در سال و صادرات ۱۶-۱۵ درصد در سال) (دوی و همکاران، ۲۰۱۷). علاوه‌براین، توجه به این نکته مهم است که در هند اگرچه به‌دلیل آلودگی به آفات ازدست‌دادن شدید محصول وجود داشت، اما ازنظر شدت مصرف آفت‌کش در جهان کمترین است (۲۹۱/۲ گرم در هکتار). چین (۱۴ کیلوگرم در هکتار)، ژاپن (۱۱ کیلوگرم در هکتار) و ایالات‌متحده آمریکا (۴/۵ کیلوگرم در هکتار) در میان مصرف‌کنندگان اصلی آفت‌کش در جهان هستند، درحالی‌که میانگین جهانی ۳/۰ کیلوگرم در هکتار است.

۳-۱۱- اثر علف‌کش‌ها بر میکروارگانیسم‌های خاک

در دنیای امروز، جمعیت میکروبی در خاک شاخص رونق کشاورزی است. میکروارگانیسم‌های خاک موجب پیوند مهمی بین روابط خاک – گیاه – علف‌کش – جانوران - انسان هستند؛ زیرا نقش بسیار حیاتی در تخریب علف‌کش‌ها دارند (راج و سیریاک، ۲۰۱۷). هم ازنظر کمی و هم ازنظر کیفی، کاربرد علف‌کش‌ها منجر به تغییرات قابل توجه در جمعیت میکروبی خاک می‌شود (ساکی و تویوتا، ۲۰۰۴؛ راج و سریاک، ۲۰۱۷) (جدول ۱۱-۱).

جدول ۱۱-۱- اثر علف‌کش‌های رایج روی میکروارگانیسم‌های خاک

علف‌کش	غلظت	تأثیر روی میکروب‌های خاک	منبع
آترازین	۳/۴ کیلوگرم در هکتار	مهار موقت رشد باکتری در اولین هفته پس از کاربرد، کاربردهای مکرر هیچ تأثیری روی باکتری‌ها یا جمعیت قارچ‌های زنده ندارد.	کول (۱۹۷۶)
استوکلر	۱/۲۵، ۱/۵۰، ۲/۵۰، ۳/۱۲۵ و ۵ لیتر در هکتار	جمعیت باکتریایی و به‌دنبال آن اکتینومیست‌های fb قارچ (fb) تحت تأثیر نامطلوب قرار گرفتند. در زمان برداشت محصول، جمعیت میکروبی تقریباً در تمام	تیاگی و همکاران (۲۰۱۸)

علف‌کش	غلظت	تأثیر روی میکروب‌های خاک	منبع
		تیمارها برابر و یا حتی بیشتر از سطح اولیه در چند تیمار است	
اکسی فلورفن	۸۵۰ میلی‌لیتر در هکتار	کاربرد در خاک باعث کاهش موقت جمعیت میکروبی می‌شود	آدیکاری و همکاران (۲۰۱۴)
پروپاکویزافوپ	۷۵۰ میلی‌لیتر در هکتار		
پندی متالین	۳۳۰۰ میلی لیتر در هکتار		
آترازین	۱۰۰ میکروگرم در لیتر	کاربرد موجب ناپدید شدن کامل سیانوباکتری‌ها شد	هرمان و همکاران (۱۹۸۶)
پاراکوات	۴ میکرومولار	بر مهار رشد *Nitrobacter agilis* (اکسیدکنندهٔ نیتریت)، بر رشد *Nitrosomonas europaea* (اکسیدکنندهٔ آمونیوم) تأثیری نداشت.	تاتئو (۱۹۸۳)
آلاکلر	۲.۵ لیتر در هکتار، کیلوگرم در هکتار	جمعیت قارچی و ازتوباکتر را تحریک کرد	بوپایا و رای (۱۷۹)
سیمازین	۴ لیتر در هکتار	جمعیت قارچی و ازتوباکتر را تحریک کرد	
پروپینول	۳/۵ لیتر در هکتار	کاهش جمعیت باکتریایی	
نیتروفن	۴ لیتر در هکتار	کاهش جمعیت باکتری و تحریک در جمعیت ازتوباکتر	
۲،۴-دتیل استر	۰/۷۵ کیلوگرم در هکتار	کاهش جمعیت کل باکتری‌های هتروتروف	لاتا و گوپال (۲۰۱۰)
بوتاکلر	۱ کیلوگرم در هکتار	کاهش جمعیت کل باکتری‌های هتروتروف	
پرتیلاکلر	۰/۳۰ کیلوگرم در هکتار	تفاوتی در جمعیت قارچ در فواصل مختلف وجود ندارد	
پیرازوسولفورون اتیل	۲۵ گرم در هکتار	کاهش جمعیت کل باکتری‌های هتروتروف و عدم تفاوت در جمعیت قارچی در فواصل مختلف	
ایمازتاپیر	۹۰ گرم در هکتار	تحریک رشد باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها؛ رشد قارچ‌ها را مهار می‌کند	ساویکا و همکاران (۱۹۹۶)
لینورون	۸۵۰ گرم در هکتار	تحریک رشد باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها؛ رشد قارچ‌ها را مهار می‌کند	
گلوفوسینات آمونیوم	۱، ۱۰ و ۱۰۰ پی‌پی‌ام	هر دو اثر محرک و بازدارنده روی جمعیت میکروبی بسته به غلظت علف‌کش و دورهٔ نگهداری	پامپول‌ها و همکاران (۲۰۰۷)

علف‌کش	غلظت	تأثیر روی میکروب‌های خاک	منبع
نیکوسولفورون	۰/۳، ۱/۵، ۳ و ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم	کاهش جمعیت اکتینومیست‌ها در خاک و در شرایط آزمایشگاهی در بالاترین غلظت علف‌کش‌ها (۱۰ برابر و ۵۰ برابر)	شانتریچ و همکاران (۲۰۱۶)
متریبوزین	۱۲، ۶۰، ۱۲۰ و ۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم		
آترازین	۷۵۰ کیلوگرم در هکتار	کاربرد طولانی‌مدت ساختار جامعه خاک، به‌ویژه باکتری‌های متانوتروف را تغییر داد.	سگرز و همکاران (۲۰۰۳)
متولاکلر	۲۰۰۰ کیلوگرم در هکتار		

یک آفت‌کش ایده‌آل، ازجمله علف‌کش، باید دارای توانایی کنش با آفت هدف و همچنین سم‌زدایی مواد غیرسمی در سریع‌ترین زمان ممکن را داشته باشد (استنلی و همکاران، ۲۰۱۳). در مرحلهٔ اولیه کاربرد علف‌کش، بسته به ماهیت سمیت گیاهی علف‌کش (نوع و غلظت)، گونه‌های میکروبی و شرایط محیطی، می‌تواند منجر به تغییرات کمی و کیفی در رشد میکروبی خاک (اعم از تحریک یا مهار) و فعالیت‌های آنزیمی آن‌ها شود (ماسواری و رامش، ۲۰۱۹؛ زائین و همکاران، ۲۰۱۳ الف؛ التا و گوپال، ۲۰۱۰). علاوه‌براین، این اثر غیرهدف روی میکروارگانیسم‌های خاک، ممکن است عملکردهای حیاتی خاک شامل تخریب مادهٔ آلی (OM)، چرخه نیتروژن و اکسیداسیون متان را کاهش دهد (سبیومو و همکاران، ۲۰۱۱). توجه به این نکته بسیار حائز اهمیت است که در بسیاری از مواقع استفاده از علف‌کش‌ها باعث کاهش جمعیت میکروبی ازجمله: باکتری‌ها، قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها و تک‌سلولی‌ها می‌شود و درنتیجه تعادل اکولوژیکی خاک بین موجودات بیماری‌زا و مفید گیاه را به‌هم می‌زند و درنتیجه باعث ایجاد بیماری می‌شود (کالیا و گوپتا، ۲۰۰۴). در واقع، تغییر در میکروفلور خاک به‌عنوان یکی از علل احتمالی کاهش بهره‌وری در سیستم‌های کشت برنج ذکرشده است (ریچاردت و همکاران، ۱۹۹۸).

۱-۳-۱۱- تأثیر بر مایکوریزا

مایکوریزا یک رابطهٔ هم‌زیستی متقابل بین گیاهان و قارچ‌ها است که در ریشه‌های گیاه و اندام‌های ریشه مانند (ریسه) قارچ صورت می‌گیرد و به‌عنوان پلی برای جریان انرژی بین گیاه و خاک عمل می‌کند (ناهر و همکاران، ۲۰۱۳؛ تراگوئار، ۲۰۰۲). از هفت نوع مایکوریزای توصیف‌شده (آربسکولار، اکتو، اکتندو، آربوتوئید، مونتروپوئید، اریکوئید و ارکیداس)، میکوریزا آربوسکولار و اکتومیکوریزا فراوان و گسترده هستند (صدیقی و پیکتل، ۲۰۰۸). در سطح جهان، قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار (AMF) ارتباط متقابلی با بیش از ۸۰ درصد گونه‌های گیاهی آوندی در اکوسیستم ایجاد کردند (هانگ و

همکاران، ۲۰۰۹). میکوریزا آربوسکولار یک رابطهٔ متقابل را تشکیل می‌دهد، جایی که گیاه قند را برای قارچ‌ها و قارچ‌های بیوتروفیک اجباری تأمین می‌کند و آن‌ها نیز مواد معدنی آلی به‌ویژه عناصر غذایی غیرمتحرک مانند فسفر و روی را برای گیاه، تأمین می‌کنند (سینگ و سینگ، ۲۰۱۹). عموماً، گونه‌های جنگلی برای انتقال مواد معدنی به گیاه کاملاً به ارتباط هم‌زیستی با اکتومیکوریزا وابسته هستند. این اکتومیکوریزاها توانایی محدودی برای تجزیه و استفاده از کربوهیدرات پیچیدهٔ بقایای آلی دارند؛ بنابراین، آن‌ها برای تأمین مواد مغذی به درخت متکی هستند (صدیقی و پیکتل، ۲۰۰۸). برای بررسی تأثیر علف‌کش‌ها بر تشکیل اکتومیکوریزا در سه گونهٔ سوزنی‌برگ (*Pinus ponderosa*، *Pseudosuga menziesii* و *Abies concolor*)، از سه علف‌کش با میزان توصیه‌شده و دو برابر میزان توصیه‌شده، یعنی سولفومترون و تری‌کلوپیر با مقدار ۴/۵ و ۹/۰ کیلوگرم در هکتار و ایمازاپیر با مقدار ۱/۱ و ۲/۱ کیلوگرم در هکتار استفاده شد. صرف‌نظر از تمام تیمارهای علف‌کش، اکتومیکوریزا در ۹۱ درصد از نوک ریشه‌ها مشاهده شد و ۷ تیمار از ۶۹ تیمار کاهش معنی‌دار در اکتومیکوریزا را نشان دادند. یکی از دلایل تأثیر کمتر این علف‌کش‌ها بر رشد میکوریزا می‌تواند اسیدی بودن خاک آزمایشی و اسیدی بودن علف‌کش‌ها باشد؛ مولکول‌های علف‌کش با مقدار کم روی میسل‌های رسی جذب می‌شوند و تا زمانی که تجزیه یا شسته شوند در محلول خاک فعال باقی می‌مانند (باس و همکاران، ۲۰۰۴).

در نهالستان جنگلی *Pinus sylvestris* و *P. nigra*، استفاده از سیمازین در مقادیر توصیه‌شده مانع از رشد اکتومیکوریزا نشد و حتی در برخی شرایط باعث افزایش رشد میکوریزا گردید (اسمیت و فری، ۱۹۷۹). به‌طور مشابه، استفادهٔ سالیانه از سیمازین به میزان ۱۲۵۰-۵۰۰ میلی‌گرم بر مترمربع، تأثیر منفی بر رشد میکوریزا در نهال‌های مخروطیان نداشت (اولینگ، ۱۹۶۶). بعدها فرض شد که آزادسازی قند و اسیدهای آمینه ناشی از سیمازین از ریشه منجر به افزایش رشد میکوریزا می‌شود (اسکواب و همکاران، ۱۹۸۲). علاوه‌براین، استفاده از بیفنوکس (۳/۴ و ۶/۷ کیلوگرم در هکتار)، DCPA (۱۱/۸۰ و ۲۳/۵۰ کیلوگرم در هکتار) و ناپروپامید (۳/۴ و ۶/۷ کیلوگرم در هکتار) نیز کاهش معنی‌دار در رشد اکتومیکروریزا را نشان نداد (هاروی و همکاران، ۱۹۸۵).

مطالعه‌ای به‌منظور بررسی اثر غلظت پرومترین و استوکلر یعنی ۰/۱، ۱/۰ و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، بر کشت مونوکسنیک دوگانه *Glomus etunicatum* با Ri T-DNA ریشه‌های مویین هویج انجام شد. هر دو علف‌کش بر قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار و همچنین هم‌زیستی در غلظت‌های بالاتر تأثیر منفی داشتند؛ در واقع، پرومترین در مقایسه با استوکلر ظاهراً سمی‌تر بود. علاوه‌براین، تشکیل اسپور تحت تأثیر استفاده از غلظت‌های استوکلر قرار نگرفت؛ بااین‌حال، کاهش قابل توجه با غلظت بالاتر پرومترین مشاهده شد (لی و همکاران، ۲۰۱۳). در آزمایش کشت گلدانی، آترازین در خاک با غلظت‌های ۰/۰، ۰/۵، ۲/۰ و ۵/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک اضافه شد؛ به‌طور جالبی کلونیزاسیون ریشهٔ

میکوریز با افزایش غلظت از ۰/۰ به ۲/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کاهش یافت، اما در غلظت ۵/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. این فرضیه وجود داشت که افزایش کلونیزاسیون میکوریزا در غلظت‌های بالاتر ممکن است به‌دلیل ایجاد تحمل به آلاینده در قارچ باشد (هانگ و همکاران، ۲۰۰۷). علاوه‌براین، رشد میکوریزا نقش مهمی در تخریب آترازین به‌کاررفته در ذرت داشت (هوانگ و همکاران، ۲۰۰۹). پس از آن، از فلوازیفوپ-پی-بوتیل [۱۸۷/۵ گرم در هکتار] و فومزافن [۲۵۰ گرم در هکتار] در *Phaseolus vulgaris* استفاده شد و مشخص گردید که بر کلونیزاسیون میکوریزا تحت سیستم خاک‌ورزی معمولی در ۱۲ روز پس از کاربرد (DAA) تأثیر می‌گذارد، درحالی‌که چنین تأثیراتی در سیستم بدون خاک‌ورزی مشاهده نشد (سانتوس و همکاران، ۲۰۰۶). تراپ و همکاران (۱۹۸۴) و پائولا جونیور و زامبولیم (۱۹۹۴) نیز بر این عقیده بودند که استفاده از علف‌کش بر رشد میکوریزا تأثیر می‌گذارد.

در آزمایش کشت گلدانی، قرارگیری مکرر در معرض نیکوسولفورون (۰، ۱۰، ۱۰۰، ۱۰۰۰ برابر دوز توصیه‌شده) به‌طور قابل توجهی کلونیزاسیون میکوریزا و غنای میکوریزا آربوسکولار را کاهش داد. فرض بر این بود که استقرار محدود میکوریزا آربوسکولار می‌تواند نتیجه سمیت مستقیم علف‌کش بر رشد و کلونیزاسیون میکوریزا آربوسکولار یا در اثر غیرمستقیم گیاه ذرت برای سم‌زدایی علف‌کش باشد (کارپوزاس و همکاران، ۲۰۱۴). بااین‌حال، ترپ و همکاران (۱۹۸۴) معتقد بودند که علف‌کش متابولیسم گیاهان را تغییر می‌دهد، تولید فتوسنتات را کاهش می‌دهد و درنتیجه ایجاد هم‌زیستی میکوریزا آربوسکولار را محدود می‌کند. بااین‌حال، در شرایط مزرعه، استفاده از نیکوسولفورون حتی در سطح ۵ برابر توانایی کلونیزاسیون یا ساختار جامعهٔ میکوریزا آربوسکولار را تغییر نداد (کارپوزاس و همکاران، ۲۰۱۴). برخلاف این، استفاده از پاراکوات در مقادیر توصیه‌شده (راموس-زاپاتا و همکاران ۲۰۱۲) یا کلرسولفورون و گلیفوسیت در مقادیر بالاتر از میزان توصیه‌شده (موجیکا و همکاران، ۱۹۹۹) به‌طور قابل توجهی از کلونیزاسیون میکوریزا جلوگیری کرد. شنگ و همکاران (۲۰۱۲) مشاهده کردند که تیمار گلیفوسیت و بدون گلیفوسیت غنای میکوریزا آربوسکولار تقریباً مشابهی دارند. علاوه‌براین، هیچ اثر قابل توجهی بر میزان کلونیزاسیون در ریشهٔ نخود یا ریشه گندم در هر دو قطعه تیمارشده با گلیفوسیت و بدون گلیفوسیت وجود نداشت.

۲-۳-۱۱- تأثیر بر باکتری‌ها

اندازهٔ باکتری‌ها بسیارکوچک (۱-۰/۵ میکرومتر قطر و ۱۰/۰-۱/۰ میکرومتر طول) است. در بین میکروفلور خاک، موجودات تک‌سلولی بیشترین فراوانی را دارند. بیشتر باکتری‌های روی ذرات رس و هوموس موجود در خاک جذب می‌شوند و تعداد آن‌ها با نوع خاک، شرایط اقلیمی و سایر عوامل محیطی متفاوت است (بیسواس و موکرجی، ۱۹۸۷). در مطالعاتی که در اوایل دههٔ ۱۹۶۰ توسط

آدوس (۱۹۶۴)، بولن (۱۹۶۱)، فلچر (۱۹۶۰، ۱۹۶۱) و اسمیت و فلچر (۱۹۶۴) صورت گرفته بود، این باور وجود داشت که بیشتر علف‌کش‌های مورداستفاده در مقادیر توصیه‌شده، تغییر قابل‌توجهی در جمعیت میکروبی خاک ایجاد می‌کنند. بااین‌حال، استفادهٔ مکرر از ۲,۴-D (۴/۴۸ کیلوگرم در هکتار برای پنج‌بار در سال) و تری فولارین (۱/۱۲ کیلوگرم در هکتار، یک‌بار در سال) در یک دورهٔ ۵ ساله منجر به کاهش قابل توجه جمعیت باکتریایی در خاک شد (برازآل و کامپر ۱۹۷۰). به‌طور مشابه، در کشت آبی باکتری‌های اکسیدکنندهٔ نیتروژن، مصرف کم پاراکوات (۱ میکروگرم در میلی لیتر) منجر به مهار کامل اکسیداسیون آمونیوم و نیتریت تا ۴۰ روز می‌شود. بااین‌حال، آترازین (۱ و ۲ میکروگرم در میلی لیتر) منجر به مهار موقت فعالیت اکسیدکنندهٔ آمونیوم برای مدت کوتاه می‌شود که می‌تواند پس از ۱۸-۱۶ روز از سر گرفته شود، درحالی‌که سرعت اکسیداسیون نیتریت در ۱ میکروگرم در میلی‌لیتر افزایش یافت (گادکاری، ۱۹۸۸). بااین‌حال، در کشت خاک حتی در غلظت-های بالاتر، پاراکوات (۱۰۰ میکروگرم در میلی لیتر) هیچ تأثیری روی نیتریفیکاسیون نشان نداد؛ این ممکن است به‌دلیل این واقعیت باشد که پاراکوات به‌شدت روی ذرات رس با بار منفی جذب می‌شود؛ بنابراین، ممکن است برای میکروارگانیسم‌ها، جهت تعامل در دسترس نباشد (ماتور و همکاران، ۱۹۷۶). بااین‌حال، مطالعات بعدی نشان داد که استفاده از پاراکوات و آترازین به میزان توصیه‌شده و نصف میزان توصیه‌شده به‌طور قابل توجهی جمعیت، تنوع و توزیع باکتری را کاهش می‌دهد (استانلی و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین، سبیومو و همکاران (۲۰۱۱) متوجه شدند که تا روز بیستم مصرف خاکی آترازین، پاراکوات، گلیفوسیت و مخلوط آماده آترازین + متولاکلر، جمعیت باکتریایی کاهش می‌یابد. حتی کاربرد اتیل استر ۲,۴-D (EE)، بوتاکلر، پرتیل‌اکلر و پیرازوسولفورون اتیل در خاک با مقادیر متفاوت، کاهش جمعیت باکتریایی را نشان داد و بیشترین کاهش با بوتاکلر مشاهده شد. علاوه‌براین، کاهش جمعیت باکتریایی با افزایش غلظت علف‌کش افزایش یافت (لاتا و گوپال، ۲۰۱۰). برخلاف این آزمایش‌ها، استفادهٔ طولانی‌مدت (۹ ساله) آترازین (۳/۴ کیلوگرم در هکتار) در محصول ذرت در هفته اول مصرف، مهار موقت را نشان داد و پس از آن تأثیری بر باکتری‌های زنده و همچنین فراوانی نسبی باکتری‌های تولیدکنندهٔ آنزیم هیدرولیتیک و سطح آنزیم خاک نداشت (کول، ۱۹۷۶). بعداً، سگرز و همکاران (۲۰۰۳) مشاهده کردند که کاربرد طولانی‌مدت آترازین و متولاکلر تغییراتی را در ساختار جامعهٔ خاک ایجاد می‌کند؛ بااین‌حال، این تغییرات عملکرد جامعه را کاهش نداد؛ این موضوع ممکن است به‌دلیل حفظ فراوانی کل متانوتروف‌ها در خاک باشد. به‌طور مشابه، استفاده از پندی‌متالین، اکسی فلورفن و پروپاکوئیزافوپ با مقادیر توصیه‌شده در محصول فلفل، جمعیت میکروبی خاک را تا ۱۵ روز پس از کاربرد مهار کرد؛ پس از آن، کرت‌های تیمارشده افزایش قابل توجهی را در مقایسه با شاهد نشان دادند. حداکثر مهار در اکسی فلورفن و به‌دنبال آن پندی متالین و پروپاکویزافوپ مشاهده شد (آدیکاری و همکاران، ۲۰۱۴).

علاوه‌براین، مشاهده شد که کاربرد اوکسی‌نیل، دالاپون، مکوپروپ، دی‌کلروپروپ + MCPA و آمیترول به میزان نرمال و ده برابر، جمعیت باکتری‌ها را ۲ و ۴ هفته پس از کاربرد (WAA) نسبت به شاهد افزایش داد؛ اما این اثر تحریکی ۲۰ هفته پس از کاربرد مشاهده نشد. بااین‌حال، این علف‌کش‌ها با مقادیر توصیه‌شده به‌طورخاص جمعیت *Azotobacter chroococcum* را در ۲ و ۴ هفته پس از کاربرد کاهش دادند (وان اسکریوین و همکاران، ۱۹۷۰). اثر تحریکی مشابه با استفادهٔ مکرر از دالاپون با مقادیر بسیار بالاتر از توصیه‌شده مشاهده شد (مگی، ۱۹۵۸). استفاده از علف‌کش‌های ایمازتاپیر و لینورون در خاک تحت کشت حبوبات به‌عنوان منبع غذایی اضافی، تعداد باکتری‌ها را افزایش داد.

گلایفوسیت یکی از علف‌کش‌های غیرانتخابی است که به‌طور گسترده مورداستفاده قرار می‌گیرد. مطالعات قبلی نشان داد که کاربرد آن منجر به افزایش موقت جمعیت باکتریایی و فعالیت کلی میکروبی می‌شود (واردل و پارکینسون، ۱۹۹۰ الف و ب). بااین‌حال، مطالعات بعدی کاهش جزئی در جمعیت باکتریایی را تأیید کرد (آراجو و همکاران، ۲۰۰۳؛ سبیومو و همکاران، ۲۰۱۱).

مطالعات انجام‌شده توسط احمد و مالوک (۱۹۹۵) نشان داد که استفاده از فسفینوتریسین (مادهٔ فعال گلوفوسینات-آمونیم که به‌عنوان یک سم میکروبی در نظر گرفته می‌شود) به‌طور قابل توجهی جمعیت باکتریایی را کاهش می‌دهد. بااین‌حال، مطالعات بعدی انجام‌شده برای سه‌سال متوالی نشان داد که تنها ۵ درصد از ۳۰۰ گونه باکتری به این علف‌کش حساس هستند (بارتش و تب ۱۹۸۹). علاوه‌براین تا ۴۰ روز، افزایش موقت در جمعیت باکتریایی در غلظت‌های مختلف (۱، ۱۰ و ۱۰۰ پی‌پی‌ام) مشاهده شد که حداکثر افزایش با افزایش غلظت بود (پامپولا و همکاران، ۲۰۰۷).

۳-۳-۱۱- تأثیر بر اکتینومیست‌ها

اکتینومیست‌ها دارای ویژگی‌های بینابینی باکتری‌ها و قارچ‌ها هستند و اغلب به‌عنوان باکتری‌های شبه‌قارچ که گروه عمده‌ای از میکروارگانیسم‌های خاک را تشکیل می‌دهند نامیده می‌شوند (بیسواس و موخورجی، ۱۹۸۷). کاربرد مکرر ۲,۴-D و تری‌فلورالین در خاک در طول سال نشان داد که کاربرد تری‌فلورالین جمعیت اکتینومیست‌ها را ۸۹ درصد نسبت به شاهد افزایش داد؛ بااین‌حال، تفاوت معنی‌داری در جمعیت اکتینومیست‌ها با کاربرد ۲,۴-D (بریزال و کامپر، ۱۹۷۰)، پروپینول، آلاکلر و سیمازین (بوپایا و رای ۱۹۷۹) در مقایسه با کرت‌های شاهد مشاهده نشد.

استفاده از برجسته‌ترین علف‌کش‌ها در شالیزار، مانند ۲,۴-D (EE)، بوتاکلر، پرتی‌الاکلر و پیرازوسولفورون اتیل نشان داد که بوتاکلر جمعیت کمتری از اکتینومیست‌ها را در مقایسه با پیرازاسولفورون اتیل، پرتی‌کلر و ۲,۴-D (EE) دارد. در واقع، مهار موقت به‌مدت ۷ روز مشاهده شد، درحالی‌که حداکثر جمعیت در ۳۰ روز مشاهده گردید (لاتا و گوپال، ۲۰۱۰). همچنین، آزمایش‌های

قبلی کاهش قابل‌توجه در جمعیت اکتینومیست‌ها در غلظت‌های متغیر (۵/۵ تا ۲۲/۰ میکروگرم بر گرم خاک خشک) بوتاکلر (مین و همکاران، ۲۰۰۱) و عدم تأثیر ۲,۴-D (EE) را بر اکتینومیست‌ها پس از ۴۰ روز نشان دادند (دشموک و سریخنده، ۱۹۷۴).

مطالعات قبلی نشان داد که استفادهٔ مکرر از گلیفوسیت در طول سال منجر به کاهش جمعیت اکتینومیست‌ها شد (آراجو و همکاران، ۲۰۰۳). بااین‌حال، مطالعهٔ آزمایشگاهی بعدی در ارزیابی تأثیر نیکوسولفورون، متریبوزین و گلیفوسیت در چهار مقدار یعنی ۱ (توصیه‌شده)، ۵، ۱۰ و ۵۰ برابر نشان داد که کاربرد علف‌کش باعث ایجاد اثر بازدارندگی موقت بر اکتینومیست‌های خاک می‌شود. همچنین، ۱۰ و ۵۰ برابر علف‌کش باعث مهار قابل توجه تعداد اکتینومیست‌ها در خاک و رشد جدایه‌ها در شرایط آزمایشگاهی شدند. گلیفوسیت بیشترین اثر بازدارندگی را ایجاد کرد و نتایج در غلظت‌های بالاتر بارزتر بود (شانتریچ و همکاران، ۲۰۱۶). مهار موقت جمعیت اکتینومیست‌ها ۷ روز پس از کاربرد متریبوزین (موهیدین و محمد، ۲۰۱۳؛ لون و همکاران، ۲۰۱۴) و ۱۵ روز پس از کاربرد پندیمتاین، اکسی‌فلورفن و پروپاکوئیزافوپ مشاهده شد (آدیکاری و همکاران، ۲۰۱۴). همچنین، استفاده از گلیفوسیت باعث کاهش جمعیت اکتینومیست‌ها در روز هفتم شد، درحالی‌که بیشترین جمعیت در روز ۲۸ تیمار مشاهده شد (بابو و همکاران، ۲۰۱۳). کاهش مشابه در جمعیت اکتینومیس‌ها در خاک با کاربرد آترازین، آترازین + متولاکلر، پاراکوات، گلیفوسیت (سبیومو و همکاران، ۲۰۱۱)، گلوفوسینات-آمونیم (پرامپولا و همکاران، ۲۰۰۷) و نیتروفن (بوپیا و رای، ۱۹۷۹) ثبت شد.

توجه به این نکته مهم است که اثر بازدارندگی علف‌کش‌ها بر اکتینومیست‌ها با قرارگیری مستقیم در معرض آن (در شرایط آزمایشگاهی) بیشتر از رشد آن‌ها در تیمار خاکی بود (زاین و همکاران، ۲۰۱۳ ب). علاوه‌براین، میکروب‌هایی که از علف‌کش به‌عنوان منبع کربن استفاده می‌کنند، ممکن است دلیل افزایش جمعیت ۲ تا ۶ هفته پس از کاربرد باشد (سبیومو و همکاران، ۲۰۱۱).

۴-۱۱- تأثیر علف‌کش بر عملکرد خاک

استفاده از علف‌کش‌ها نه‌تنها ارگانیسم‌های هدف بلکه میکروارگانیسم‌های خاک را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد. این تأثیرات غیرهدف روی میکروارگانیسم‌های خاک اغلب بر عملکردهای مهم خاک تأثیر منفی می‌گذارد. یکی از عوارض جانبی احتمالی استفاده از علف‌کش‌ها، اختلال در فرایند بیوشیمیایی خاک است. در واقع، اغلب اوقات، این علف‌کش‌ها سرعت فرایندهای بیوشیمیایی را مختل و با فعالیت آنزیمی خاک و رشد میکروبی تداخل می‌کنند (ماهسواری و رامش، ۲۰۱۹). جمعیت میکروبی خاک نقش مهمی در چرخهٔ نیتروژن، گوگرد و فسفر و تجزیهٔ بقایای آلی ایفا می‌کند (نیلسن و ویدینگ، ۲۰۰۲). هر گونه تغییر در جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک یا فعالیت آن باعث برهم خوردن تعادل بیولوژیکی خاک می‌شود که ممکن است بر حاصلخیزی خاک تأثیر منفی بگذارد.

کاربرد علف‌کش‌ها بر خاک، برای جمعیت میکروبی، سمی است که به‌نوبهٔ خود منجر به کاهش زیست توده میکروبی، تنفس هتروتروف خاک و فعالیت میکروب‌های تجزیه‌کنندهٔ مواد آلی و چرخه مواد مغذی می‌شود (رز و همکاران، ۲۰۱۶). در مقابل، بارها مشاهده شده که جمعیت میکروبی و فعالیت-های آنزیمی پس از مهار اولیهٔ موقت بازیابی می‌شوند؛ این موضوع ممکن است به‌دلیل سازگاری میکروب با این علف‌کش‌ها یا به‌دلیل تخریب آن‌ها باشد. به‌طور همزمان، در جایی که گیاهان پس از کاربرد علف‌کش می‌میرند، بقایای گیاهی منبع بیشتری از مواد مغذی را برای حمایت از رشد و فعالیت میکروبی فراهم می‌کند (لاتا و گوپال، ۲۰۱۰؛ واندانا و همکاران، ۲۰۱۲؛ سوندیا و همکاران، ۲۰۱۳؛ ماهه‌واری و رامش، ۲۰۱۹). افزایش فعالیت دهیدروژناز خاک (DH) در خاک تیمارشده با علف‌کش (۷ تا ۲۸ روز پس از کاربرد) را می‌توان به افزایش جامعهٔ میکروبی دارای قابلیت استفاده از علف‌کش‌ها به‌عنوان منبع کربن (C) نسبت داد (واندانا و همکاران، ۲۰۱۲)، درحالی‌که فعالیت پروتئاز به توزیع باکتری‌های پروتئولیتیک بستگی دارد (سورامانیام و همکاران، ۲۰۱۱).

برخلاف آن، استفاده از گلایفوسیت با مقدار توصیه‌شده، تأثیر قابل توجهی بر تنفس ندارد (رز و همکاران، ۲۰۱۶)، درحالی‌که کاربرد پرتیلاکلر فعالیت تنفسی و همچنین زیست‌توده را افزایش می-دهد (کومار و همکاران، ۲۰۱۲). میزان مناسب کاربرد آلاکلر، متولاکلر و بوتاکلر بر فعالیت دهیدروژناز خاک تأثیری نداشت (دزانتور و فلسوت، ۱۹۹۱؛ سبحانی و همکاران، ۲۰۰۲). حتی کاربرد بوتاکلر (از ۵ تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌طور قابل توجه تولید متان را در خاک‌های غنی از رسوب کاهش داد (موهانتی و همکاران، ۲۰۰۴).

علاوه‌براین، استفاده از علف‌کش‌های سولفونیل اوره در مقدار توصیه‌شده، تأثیر معنی‌داری بر تنفس نداشت (رز و همکاران، ۲۰۱۶). استفاده از مخلوط علف‌کش نیکوسولفورون، آترازین و دی‌متنامید به‌طور قابل توجهی میزان اکسیداسیون متان خاک یا فراوانی اکسیدکننده‌های متان را تغییر نداد (سگرز و همکاران، ۲۰۰۵). استفاده از ایمازاکین (۰/۱۴ کیلوگرم در هکتار) در سویای کشت‌شده در مزرعه هیچ تأثیری بر زیست‌تودهٔ میکروبی خاک، فعالیت دهیدروژناز خاک یا فعالیت هیدرولاز نداشت (سیفرت و همکاران ۲۰۰۱). بااین‌حال، کاربرد ایمازتاپیر (۰/۰۵ کیلوگرم در هکتار) باعث کاهش فعالیت دهیدروژناز خاک و افزایش فعالیت هیدرولیز، پروتئاز و کاتالاز شد (پروکی و اسکارپونی، ۱۹۹۴).

استفاده از آترازین با مقدار بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم منجر به افزایش فعالیت میکروبی خاک، نظیر تنفس و فعالیت دهیدروژناز می‌شود (مورنو و همکاران، ۲۰۰۷). بااین‌حال، استفاده از آترازین در پنج خاک مختلف با مقادیر توصیه‌شده (۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اثر قابل توجهی بر فعالیت β-گلوکوزیداز نشان نداد (ماهیا و همکاران، ۲۰۱۱). استفاده از علف‌کش تربوتیلازین (۴ کیلوگرم در هکتار) در دو خاک مختلف باغ سیب تأثیری بر تنفس خاک نشان نداد (هارتلی و همکاران، ۱۹۹۶)؛

حتی مقادیر بالاتر کاربرد (۱۰ کیلوگرم در هکتار) بر تنفس خاک یا تجزیهٔ کاه تأثیری نداشت (هانت-اسچل و همکاران، ۱۹۹۴).

استفاده از ۲،۴-D با مقادیر کم (۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اثر جزئی بر تنفس میکروبی دارد؛ بااین‌حال، کاربرد در مقادیر بالاتر (۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اثر موقت بر مهار فعالیت هیدرولاز و تحریک فعالیت دهیدروژناز خاک در کوتاه‌مدت، یعنی کمتر از ۲۴ روز را نشان داد (رز و همکاران، ۲۰۱۶). در مطالعه‌ای دیگر، نیمی و همکاران (۲۰۰۹) لینورون را به میزان توصیه‌شده (۰/۷ کیلوگرم در هکتار) و همچنین ۷ کیلوگرم در هکتار به‌کار بردند، نتایج نشان داد که تأثیر ناچیزی بر تنوع فعالیت آنزیم خاک دارد. بااین‌حال، با استفاده از لینورون و متوکورون با مقادیر متغیر (۵، ۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، اثرات مهاری بر تکامل CO_2 در ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم حاصل شد و با این مقدار کاهش جزئی نیز برای لینورون در ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده گردید. علاوه‌براین، ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متوکسورون، نیتریفیکاسیون را به‌شدت کاهش داد، درحالی‌که ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم لینورون تأثیری بر کانی‌سازی نیتروژن (N) نشان نداد (گروسبارد و مارش، ۱۹۷۴).

چندین مطالعه نشان داده که کاربرد علف‌کش‌های غالب با مقادیر توصیه‌شده، مانند پندی‌متالین و دیفنزوکوات (هر دو ۵-۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، یا تیوبنکارب (۲۵-۲/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (اطلس و همکاران، ۱۹۷۸)، مزوتریون (۰/۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (کروزت و همکاران، ۲۰۱۰)، پروپانیل (۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (کیاو و تویوتا، ۲۰۰۷) و دالاپون با دوز ۲/۶ یا ۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم (گریوز و همکاران، ۱۹۸۱) اثر محدودی بر فعالیت میکروبی دارد. علاوه‌براین، لوئیس و همکاران (۱۹۷۸) تأثیر ۲۵ علف‌کش با مقادیر توصیه‌شده را بررسی کرده و هیچ تأثیری را از این علف‌کش‌ها بر تنفس میکروبی خاک و فعالیت دهیدروژناز مشاهده نکردند. به‌طورکلی، علف‌کش‌ها با مقدار توصیه‌شده دارای تأثیرات غیربازدارنده بر فعالیت دهیدروژناز هستند (رائو و رامان، ۱۹۹۸). برخلاف آن، استفاده از گلوفوسینات-آمونیوم در مقادیر متغیر (۱، ۱۰ یا ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌شدت فعالیت دهیدروژناز را کاهش داد و حتی ۴۰ روز پس از انکوباسیون خاک نیز نمی‌توان آن را بازیابی کرد (پامپولا و همکاران، ۲۰۰۷).

به‌طور خلاصه می‌توان گفت که کاربرد علف‌کش‌ها بر عملکردهای بیولوژیکی خاک مانند تنفس، معدنی شدن کربن و نیتروژن، تجزیه مواد آلی، فعالیت آنزیمی و همچنین چرخهٔ عناصر غذایی خاک تأثیر می‌گذارد. شدت تأثیر و جهت آن به عواملی مانند سرعت و زمان کاربرد علف‌کش و شرایط اقلیمی-کشاورزی (شامل خواص خاک، دما و رطوبت) بستگی دارد. در واقع، تحقیقات بیشتری در مورد واکنش علف‌کش‌های مختلف تحت شرایط متغیر برای برآورد تأثیر دقیق علف‌کش بر عملکردهای بیولوژیکی خاک و ایجاد مکانیسم‌های آن موردنیاز است.

۵-۱۱- محدودیت و نیازهای تحقیقاتی آینده

لازم به ذکر است که در اکثر مطالعات تأثیر علف‌کش، این آزمایش‌ها یا به‌صورت کشت اکسینیک انجام می‌شوند که به آن میکروکازم (محیط کوچک) خاک نیز گفته می‌شود؛ آزمایشی در مقیاس کوچک که حاوی میکروفون خاک جوامع مزرعه‌ای است که وضوح بالاتری از تأثیرات اکوتوکسیکولوژیکی مواد شیمیایی در محیط‌های خاک را ارائه می‌دهد (بنتون و همکاران، ۲۰۰۷؛ آدیکاری و همکاران، ۲۰۱۴) یا علف‌کش‌ها مستقیماً روی خاک اعمال می‌شوند و سپس تأثیر نهایی آن‌ها موردبررسی قرار می‌گیرد. در ارزیابی تنوع، اشکال اولیهٔ میکروکازم خاک، نتایج به سمت گونه‌هایی که غالب بوده و سریع رشد می‌کنند میل دارد (هیل و همکاران، ۲۰۰۰). بااین‌حال، در شرایط مزرعه، تعدادی از عوامل دیگر نیز عمل می‌کنند و رفتار علف‌کش و تأثیر آن‌ها بر میکروفلور خاک را تغییر می‌دهند. این عوامل معمولاً در طول این آزمایش‌ها در نظر گرفته نمی‌شوند. از این عوامل می‌توان به ویژگی فیزیکی و شیمیایی خاک که نقش حیاتی در تثبیت مولکول‌های علف‌کش با ذرات رس، دما و رطوبت دارد اشاره کرد که به تغییر در جمعیت میکروفلور خاک کمک می‌کند. پامپولها و همکاران (۲۰۰۷) معتقد هستند که خاک رسی و مواد آلی کم منجر به جذب حداقلی علف‌کش‌ها و همچنین تضمین حداکثر دسترسی زیستی علف‌کش‌ها برای میکروب‌ها می‌شود. علاوه‌براین، زمان کاربرد نیز در این مطالعات در نظر گرفته نشده است؛ به‌عنوان‌مثال، درست است که علف‌کش‌های خاکی به‌عنوان علف‌کش پیش از گیاه (PPI) یا علف‌کش پیش‌رویشی (PE) استفاده می‌شود (جایی که بخت بیشتری برای تعامل علف‌کش با میکروفلور خاک وجود دارد)، اما در علف‌کش‌های محل‌پاشی که به‌عنوان پس‌رویشی (POE) استفاده می‌شود، بخش زیادی از علف‌کش‌ها در صورت مخلوط شدن با سورفکتانت‌ها حفظ شده و متعاقباً به شاخ و برگ جذب می‌شوند و بنابراین مقدار بسیار اندکی از سم فعال به زمین رسیده و با میکروفلور خاک تعامل دارد. مهم‌تر از همه، بیشتر علف‌کش‌های رایجی که امروزه استفاده می‌شوند متعلق به گروه POE هستند، مانند سولفوسولفورون، کلودینافوپ و فنوکساپروپ پی‌اتیل که برای مدیریت علف‌های هرز تک‌لپه‌ای و مت‌سولفورون و هالوکسیفن-متیل برای مدیریت علف‌های هرز دولپه‌ای در گندم، بیس‌پری‌باک-سدیم در برنج؛ ایمازتاپیر در سویا؛ و مزوتریون در ذرت استفاده می‌شوند؛ بنابراین، بهتر است یک مطالعهٔ مقایسه‌ای برای ارزیابی تأثیر پلی‌اتیلن همراه با علف‌کش‌های POE برای تعیین کمیت مقدار واقعی سمومی که به زمین رسیده و با میکرو فلور خاک تعامل می‌کند، انجام شود.

۶-۱۱- نتیجه‌گیری

در کشاورزی امروزی، علف‌کش‌ها جزء جدایی‌ناپذیر مدیریت علف‌های هرز هستند. در سال‌های اخیر، مصرف علف‌کش‌ها به میزان قابل توجهی افزایش یافته است. مطالعات ارزیابی تأثیرات علف‌کش شامل دو روش است، یا علف‌کش در کشت اکسینیک استفاده می‌شود یا به‌طور مستقیم در مزرعه استفاده می‌شود. استفاده از علف‌کش منجر به تغییر در جمعیت میکروبی خاک هم ازنظر کمی و هم ازنظر کیفی می‌شود. میکروارگانیسم‌هایی که به‌طور گسترده مورد مطالعه قرارگرفته‌اند، میکوریزا، باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها هستند. به‌طورکلی، بیشتر علف‌کش‌ها در مقدار توصیه‌شده، اثر منفی یا مهار موقت برای دورهٔ اولیه نشان ندادند. علف‌کش بر عملکرد بیولوژیکی خاک، مانند تنفس میکروبی خاک، فعالیت‌های آنزیمی مختلف و بازیافت مواد مغذی تأثیر داشت. با این وجود، به‌طورکلی، اثرات علف‌کش‌ها بر عملکردهای بیولوژیکی در مقادیر بالاتر نسبت به مقادیر توصیه‌شده بارزتر است. برای تعمیم اثر و همچنین درک دقیق مکانیسم، تعداد بیشتری از مطالعات بلندمدت، شامل تعداد بیشتری از علف‌کش‌ها و شرایط محیطی متغیر، موردنیاز است.

منابع

Adhikary P, Shil S, Patra PS (۲۰۱٤) Effect of herbicides on soil microorganisms in transplanted chilli. Glob J Biol Agric Health Sci ۳:۲۳٦–۲۳۸
Ahmad I, Malloch D (۱۹۹٥) Interaction of soil microflora with the bioherbicide phosphinothricin. Agric Ecosyst Environ ٥٤:١٦٥–١٧٤
Araújo ASF, Monteiro RTR, Abarkeli RB (۲۰۰۳) Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. Chemosphere ٥۲:۷۹۹–۸۰٤
Atlas RM, Pramer D, Bartha R (۱۹۷۸) Assessment of pesticide effects on non-target soil microorganisms. Soil Biol Biochem ۱۰:۲۳۱–۲۳۹
Audus LJ (۱۹٦٤) Herbicide behavior in soil. II. Interactions with soil microorganisms. In: Audus LJ (ed) The physiology and biochemistry of herbicides. Academic, New York, pp ۱٦۳–۲۰٦
Baboo M, Pasayat M, Samal A, Kujur M, Maharana K, Patel AK (۲۰۱۳) Effect of four herbicides on soil organic carbon, microbial biomass-C, enzyme activity and microbial populations in agricultural soil. Int J Res Environ Sci Technol ۳:۱۰۰–۱۱۲
Bartsch K, Tebbe C (۱۹۸۹) Initial steps in degradation of phosphinothricin (glufosinate) by soil bacteria. Appl Environ Microbiol ٥٥:۷۱۱–۷۱٦
Benton TG, Solan M, Travis JMJ, Sait SM (۲۰۰۷) Microcosm experiments can inform global ecological problems. Trends Ecol Evol ۲۲:٥۱٦–٥۲۱
Bhardwaj T, Sharma JP (۲۰۱۳) Impact of pesticides application in agricultural industry: an Indian scenario. Int J Agric Food Sci Technol ۱٤:۸۱۷–۸۲۲
Biswas TD, Mukherjee SK (۱۹۸۷) Text book of soil science. Tata McGraw-Hill, New Delhi
Bollen WB (۱۹٦۱) Interactions between pesticides and soil microorganisms. Annu Rev Microbiol ۱٥:٦۹–۹۲
Bopaiah BM, Rai PV (۱۹۷۹) Effect of four common herbicides on the population of microorganisms in red sandy soil. Plant Soil ٥۲:٤٥۱–٤٥۲
Breazeale FW, Camper ND (۱۹۷۰) Bacterial, fungi and actinomycete populations in soil receiving repeated applications of ۲,٤-Dichlorophenoxyacetic acid and trifluralin. Appl Microbiol ۱۹:۳۷۹–۳۸۰
Busse MD, Fiddler GO, Ratcliff AW (۲۰۰٤) Ectomycorrhizal format ion in herbicide-treated soils of differing clay and organic matter content. Water Air Soil Pollut ۱٥۲:۲۳–۳٤
Choudhury PP, Singh R, Ghosh D, Sharma AR (۲۰۱٦) Herbicide use in Indian agriculture. ICARDirectorate of Weed Research, Jabalpur, Madhya Pradesh. ۱۱۰p
Cole MA (۱۹۷٦) Effect of long-term atrazine application on soil microbial activity. Weed Sci ۲٤:٤۷۳–٤۷٦
Crouzet O, Batisson I, Besse-Hoggan P, Bonnemoy F, Bardot C, Poly F, Bohatier J, Mallet C (۲۰۱۰) Response of soil microbial communities to the herbicide mesotrione: a dose-effect microcosm approach. Soil Biol Biochem ٤۲:۱۹۳–۲۰۲
Deshmukh VA, Srikhande JG (۱۹۷٤) Effect of pre- and post-emergence treatment of herbicides on soil microflora and two microbial processes. J Indian Soc Soil Sci ۲۲:۳٦–٤۲
Devi PI, Thomas J, Raju RK (۲۰۱۷) Pesticide consumption in India: a spatiotemporal analysis. Agric Econ Res Rev ۳۰:۱٦۳–۱۷۲

Dzantor EK, Felsot AS (۱۹۹۱) Microbial responses to large concentrations of herbicides in soil. Environ Toxicol Chem ۱۰:٦٤٩–٦٥٥
Fletcher WW (۱۹٦۰) The effect of herbicides on soil microorganisms. In: Woodford EK (ed) Herbicides and the soil. Blackwell Scientific, Oxford, England, pp ٦۰–٦۲
Fletcher WW (۱۹٦۱) Effect of organic herbicides on soil microorganisms. Pest Technol ۳:۲۷۲–۲۷٥
Gadkari D (۱۹۸۸) Effect of atrazine and paraquat on nitrifying bacteria. Arch Environ Contam Toxicol ۱۷:٤٤۳–٤٤۷
Greaves MP, Davies HA, Marsh JAP, Wingfield GI (۱۹۸۱) Effects of pesticides on soil microflora using dalapon as an example. Arch Environ Contam Toxicol ۱۰:٤۳۷–٤٤۹
Grossbard E, Marsh JAP (۱۹۷٤) The effect of seven substituted urea herbicides on the soil microflora. Pest Sci ٥:٦۰۹–٦۲۳
Hantschel RE, Flessa H, Beese F (۱۹۹٤) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. Soil Sci Soc Am J ٥۸:٤۰۱–٤۰٤
Hartley MJ, Reid JB, Rahman A, Springett JA (۱۹۹٦) Effect of organic mulches and a residual herbicide on soil bioactivity in an apple orchard. N Z J Crop Hortic Sci ۲٤:۱۸۳–۱۹۰
Harvey AE, Ryker RA, Jurgensen MF (۱۹۸٥) Effect of bifenox, DCPA and napropamide on ectomycorrhizal development of conifer seedlings in Central and North Rocky Mountain nurseries. Research paper INT.۳٤۱. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT. ۷p
Herman D, Kaushik NK, Solomon KR (۱۹۸٦) Impact of atrazine on periphyton in freshwater enclosures and some ecological consequences. Can J Fish Aquat Sci ٤۳:۱۹۱۷–۱۹۲٥
Hill GT, Mitkowski NA, Aldrich-wolfe L, Emele LR, Jurkonie DD, Ficke A (۲۰۰۰) Methods for assessing the composition and diversity of soil microbial communities. Appl Soil Ecol ۱٥:۲٥–۳٦
Huang H, Zhang S, Shan X, Chen B, Zhu Y, Nigel J, Bell B (۲۰۰۷) Effect of arbuscular mycorrhizal fungus (Glomus caledonium) on the accumulation and metabolism of atrazine in maize (Zeamays L.) and atrazine dissipation in soil. Environ Pollut ۱٤٦:٤٥۲–٤٥۷
Choudhury PP, Singh R, Ghosh D, Sharma AR (۲۰۱٦) Herbicide use in Indian agriculture. ICARDirectorate of Weed Research, Jabalpur, Madhya Pradesh. ۱۱۰p
Cole MA (۱۹۷٦) Effect of long-term atrazine application on soil microbial activity. Weed Sci ۲٤:٤۷۳–٤۷٦
Crouzet O, Batisson I, Besse-Hoggan P, Bonnemoy F, Bardot C, Poly F, Bohatier J, Mallet C (۲۰۱۰) Response of soil microbial communities to the herbicide mesotrione: a dose-effect microcosm approach. Soil Biol Biochem ٤۲:۱۹۳–۲۰۲
Deshmukh VA, Srikhande JG (۱۹۷٤) Effect of pre- and post-emergence treatment of herbicides on soil microflora and two microbial processes. J Indian Soc Soil Sci ۲۲:۳٦–٤۲
Devi PI, Thomas J, Raju RK (۲۰۱۷) Pesticide consumption in India: a spatiotemporal analysis. Agric Econ Res Rev ۳۰:۱٦۳–۱۷۲
Dzantor EK, Felsot AS (۱۹۹۱) Microbial responses to large concentrations of herbicides in soil. Environ Toxicol Chem ۱۰:٦٤٩–٦٥٥

Fletcher WW (۱۹۶۰) The effect of herbicides on soil microorganisms. In: Woodford EK (ed) Herbicides and the soil. Blackwell Scientific, Oxford, England, pp ۶۰–۶۲
Fletcher WW (۱۹۶۱) Effect of organic herbicides on soil microorganisms. Pest Technol ۳:۲۷۲–۲۷۵
Gadkari D (۱۹۸۸) Effect of atrazine and paraquat on nitrifying bacteria. Arch Environ Contam Toxicol ۱۷:۴۴۳–۴۴۷
Greaves MP, Davies HA, Marsh JAP, Wingfield GI (۱۹۸۱) Effects of pesticides on soil microflora using dalapon as an example. Arch Environ Contam Toxicol ۱۰:۴۳۷–۴۴۹
Grossbard E, Marsh JAP (۱۹۷۴) The effect of seven substituted urea herbicides on the soil microflora. Pest Sci ۵:۶۰۹–۶۲۳
Hantschel RE, Flessa H, Beese F (۱۹۹۴) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. Soil Sci Soc Am J ۵۸:۴۰۱–۴۰۴
Hartley MJ, Reid JB, Rahman A, Springett JA (۱۹۹۶) Effect of organic mulches and a residual herbicide on soil bioactivity in an apple orchard. N Z J Crop Hortic Sci ۲۴:۱۸۳–۱۹۰
Harvey AE, Ryker RA, Jurgensen MF (۱۹۸۵) Effect of bifenox, DCPA and napropamide on ectomycorrhizal development of conifer seedlings in Central and North Rocky Mountain nurseries. Research paper INT.۳۴۱. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT. ۷p
Herman D, Kaushik NK, Solomon KR (۱۹۸۶) Impact of atrazine on periphyton in freshwater enclosures and some ecological consequences. Can J Fish Aquat Sci ۴۳:۱۹۱۷–۱۹۲۵
Hill GT, Mitkowski NA, Aldrich-wolfe L, Emele LR, Jurkonie DD, Ficke A (۲۰۰۰) Methods for assessing the composition and diversity of soil microbial communities. Appl Soil Ecol ۱۵:۲۵–۳۶
Huang H, Zhang S, Shan X, Chen B, Zhu Y, Nigel J, Bell B (۲۰۰۷) Effect of arbuscular mycorrhizal fungus (Glomus caledonium) on the accumulation and metabolism of atrazine in maize (Zea mays L.) and atrazine dissipation in soil. Environ Pollut ۱۴۶:۴۵۲–۴۵۷
Huang H, Zhang S, Wu N, Luo L, Christie P (۲۰۰۹) Influence of Glomus etunicatum/Zea mays mycorrhiza on atrazine degradation, soil phosphatase and dehydrogenase activities, and soil microbial community structure. Soil Biol Biochem ۴۱:۷۲۶–۷۳۴
Kalia A, Gupta RP (۲۰۰۴) Disruption of food web by pesticides. Ind J Ecol ۳۱:۸۵–۹۲
Karpouzas DG, Papadopoulou E, Ipsilantis I, Friedel I, Petric I, Udikovic-Kolic N, Djuric S, nKandeler E, Menkissoglu-Spiroudi U, Martin-Laurent F (۲۰۱۴) Effects of nicosulfuron on the abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi used as indicators of pesticide soil microbial toxicity. Ecol Indic ۳۹:۴۴–۵۳
Kumar A, Nayak AK, Shukla AK, Panda BB, Raja R, Shahid M, Tripathi R, Mohanty S, Rath PC (۲۰۱۲) Microbial biomass and carbon mineralization in agricultural soils as affected by pesticide addition. Bull Environ Contam Toxicol ۸۸:۵۳۸–۵۴۲
Kyaw KM, Toyota K (۲۰۰۷) Suppression of nitrous oxide production by the herbicides glyphosate and propanil in soils supplied with organic matter. Soil Sci Plant Nutr ۵۳:۴۴۱–۴۴۷
Latha PC, Gopal H (۲۰۱۰) Effect of herbicides on soil microorganisms. Ind J Weed Sci ۴۲:۲۱۷–۲۲۲

Lewis JA, Papavizas GC, Hora TS (۱۹۷۸) Effect of some herbicides on microbial activity in soil. Soil Biol Biochem ۱۰:۱۳۷–۱٤۱
Li X, Miao W, Gong C, Jiang H, Ma W, Zhu S (۲۰۱۳) Effects of prometryn and acetochlor on arbuscular mycorrhizal fungi and symbiotic system. Lett Appl Microbiol ٥۷:۱۲۲–۱۲۸
Lone AH, Raverkar KP, Pareek N (۲۰۱٤) In-vitro effects of herbicides on soil microbial communities. Bioscan ۹:۱۱–۱٦
Magee LA (۱۹٥۸) The responses of some soil microorganisms to sodium ۲,۲-dichloropropionate and maleic hydrazide diethanolamine. Diss Abstr ۱۹:٤۱۳–٤۱٤
Maheswari ST, Ramesh A (۲۰۱۹) Fate and persistence of herbicide residues in India. In: Sondhia S, Choudhury PP, Sharma AR (eds) Herbicide residue research in India. Springer, Singapore, pp ۱–۲۸
Mahía J, González-Prieto SJ, Martín A, Bååth E, Díaz-RaviñaM(۲۰۱۱) Biochemical properties and microbial community structure of five different soils after atrazine addition. Biol Fertil Soils ٤۷:٥۷۷–٥۸۹
Mathur SP, Belanger A, Khan SU, Hamilton HA, Greenhalgh R, MacMillan KA (۱۹۷٦) Influence of field-applied linuron and paraquat on the microflora of an organic soil. Weed Res ۱٦:۱۸۳–۱۸۹
Min H, Ye Y, Chen Z, Wu W, Yufeng D (۲۰۰۱) Effects of butachlor on microbial populations and enzyme activities in paddy soil. J Environ Sci Health B ۳٦:٥۸۱–٥۹٥
Mohanty SR, Nayak DR, Babu YJ, Adhya TK (۲۰۰٤) Butachlor inhibits production and oxidation of methane in tropical rice soils under flooded condition. Microbiol Res ۱٥۹:۱۹۳–۲۰۱
Mohiuddin M, Mohammed MK (۲۰۱۳) Influence of fungicide (carbendazim) and herbicides (۲,٤-D and metribuzin) on non-target beneficial soil microorganisms of rhizospheric soil of tomato crop. J Environ Sci Toxicol Food Technol ٥:٤۷–٥۰
Moreno JL, Aliaga A, Navarro S, Hernández T, García C (۲۰۰۷) Effects of atrazine on microbial activity in semiarid soil. Appl Soil Ecol ۳٥:۱۲۰–۱۲۷
Mujica M, Fracchia S, Ocampo JA, Godeas A (۱۹۹۹) Influence of the herbicides chlorsulfuron and glyphosate on mycorrhizal soybean intercropped with the weeds Brassica campestris or Sorghum halepensis. Symbiosis ۲۷:۷۳–۸۱
Naher UA, Othman R, Panhwar QA (۲۰۱۳) Beneficial effects of mycorrhizal association for crop production in the tropics - a review. Int J Agric Biol ۱٥:۱۰۲۱–۱۰۲۸
Nielsen MN, Winding A (۲۰۰۲) Microorganisms as indicators of soil health. Technical Report No. ۳۸۸. National Environmental Research Institute, Denmark.
Niemi RM, Heiskanen I, Ahtiainen JH, Rahkonen A, Mäntykoski K, Welling L, Laitinen P, Ruuttunen P (۲۰۰۹) Microbial toxicity and impacts on soil enzyme activities of pesticides used in potato cultivation. Appl Soil Ecol ٤۱:۲۹۳–۳۰٤
Pampulha ME, Ferreira MASS, Oliveira A (۲۰۰۷) Effects of a phosphinothricin based herbicide on selected groups of soil microorganisms. J Basic Microbiol ٤۷:۳۲٥–۳۳۱
Paula TJ Jr, Zambolim L (۱۹۹٤) Efeito de fungicidas e de herbicidas sobre a micorrização de Eucalyptus grandis por Glomus etunicatum. Fitopatol Bras ۱۹:۱۷۳–۱۷۷
Perucci P, Scarponi L (۱۹۹٤) Effects of the herbicide imazethapyr on soil microbial biomass and various soil enzyme activities. Biol Fertil Soils ۱۷:۲۳۷–۲٤۰
Pimentel D (۱۹۹٥) Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. J Agric Environ Ethics ۸:۱۷–۲۹

Raj SK, Syriac EK (۲۰۱۷) Herbicidal effects on the bio-indicators of soil health - a review. J Appl Nat Sci ۹:۲۴۳۸–۲۴۴۸
Ramos-Zappata JA, Marrufo-Zappata D, Guadarrama P, Carillo-Sanchez L, Henrandez-Cuevas L, Caamal-Maldonado A (۲۰۱۲) Impact of weed control on arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical agroecosystem: a long-term experiment. Mycorrhiza ۲۲:۶۵۱–۶۵۳
Rao PC, Raman S (۱۹۹۸) Effect of herbicides on soil dehydrogenase activity in flooded rice soil. J Indian Soc Soil Sci ۴۶:۴۷۰–۴۷۱
Reichardt W, Dobermann A, George T (۱۹۹۸) Intensification of rice production systems: opportunities and limits. In: Dowling NG, Greenfield SM, Fisher KS (eds) Sustainability of rice in the global food system. Pacific Basin Study Centre and IRRI Publ, Davis, CA, pp ۱۲۷–۱۴۴
Rose MT, Cavagnaro TR, Scanlan CA, Rose TJ, Vancov T, Kimber S, Kennedy IR, Kookana RS, Zwieten LV (۲۰۱۶) Impact of herbicides on soil biology and function. Adv Agron ۱۳۶:۱۳۳–۲۲۰
Saeki M, Toyota K (۲۰۰۴) Effect of bensulfuron-methyl (a sulfonyurea herbicide) on the soil bacterial community of a paddy soil microcosm. Biol Fertil Soils ۴۰:۱۱۰–۱۱۸
Santos JB, Jakelaitis A, Silva AA, Costa MD, Manabe A, Silva MCS (۲۰۰۶) Action of two herbicides on the microbial activity of soil cultivated with common bean (Phaseolus vulgaris) in conventional-till and no-till systems. Weed Res ۴۶:۲۸۴–۲۸۹
Šantrić L, Radivojević L, Umiljendić JG, Sarić-Krsmanović M, Đurović-Pejčev R (۲۰۱۶) Effect of herbicides on growth and number of actinomycetes in soil and in vitro. Pest Phytomed ۳۱:۱۲۱–۱۲۸
Sawicka A, Skrzypczak G, Blecharczyk A (۱۹۹۶) Influence of imazethapyr and linuron on soil microorganisms under legume crops. Second International Weed Control Congress Copenhagen ۱۹۹۶
Schwab SM, Johnson ELV, Menge JA (۱۹۸۲) Influence of simazine on formation of vesiculararbuscular mycorrhizae in Chenopodium quinona Willd. Plant Soil ۶۴:۲۸۳–۲۸۷
Sebiomo A, Ogundero VW, Bankole SA (۲۰۱۱) Effect of four herbicides on microbial population, soil organic matter and dehydrogenase activity. Afr J Biotechnol ۱۰:۷۷۰–۷۷۸
Seghers D, Verthé K, Reheul D, Bulcke R, Siciliano SD, Verstraete W, Top EM (۲۰۰۳) Effect of long-term herbicide applications on the bacterial community structure and function in an agricultural soil. FEMS Microbiol Ecol ۴۶:۱۳۹–۱۴۶
Seghers D, Siciliano SD, Top EM, Verstraete W (۲۰۰۵) Combined effect of fertilizer and herbicide applications on the abundance, community structure and performance of the soil methanotrophic community. Soil Biol Biochem ۳۷:۱۸۷–۱۹۳
Seifert S, Shaw DR, Zablotowicz RM, Wesley RA, Kingery WL (۲۰۰۱) Effect of tillage on microbial characteristics and herbicide degradation in a Sharkey clay soil. Weed Sci ۴۹:۶۸۵–۶۹۳
Sheng M, Hamel C, Fernandez MR (۲۰۱۲) Cropping practices modulate the impact of glyphosate on arbuscular mycorrhizal fungi and rhizosphere bacteria in agroecosystems of the semiarid prairie. Can J Microbiol ۵۸:۹۹۰–۱۰۰۱
Siddiqui ZA, Pichtel J (۲۰۰۸) Mycorrhizael: an overview. In: Siddiqui ZA, Akhtar MS, Futai K (eds) Mycorrhizae: sustainable agriculture and forestry. Springer, Dordrecht, the Netherlands.

Singh SP, Singh MK (۲۰۱۹) Mycorrhiza in sustainable crop production. In: Hasanuzzaman M (ed) Agronomic crops, Management practices, vol II. Springer, Singapore, pp ٤٦١–٤٨٣
Smith JR, Ferry BW (۱۹۷۹) The effects of simazine, applied for weed control, on the mycorrhizal development of Pinus seedlings'. Ann Bot ٤٣:٩٣–٩٩
Smith JE, Fletcher WW (۱۹٦٤) ٣,٥-Dihalogeno-٤-hydroxy-benzonitriles and soil microrganisms. Hort Res ٤:٦٠–٦٢
Sondhia S (۲۰۱۹) Environmental fate of herbicide use in Central India. In: Sondhia S, Choudhury PP, Sharma AR (eds) Herbicide residue research in India. Springer, Singapore, pp ۲۹–۱۰٤
Sondhia S, Waseem U, Varma RK (۲۰۱۳) Fungal degradation of an acetolactate synthase (ALS) inhibitor pyrazosulfuron ethyl in soil. Chemosphere ۹۳:۲۱٤۰–۲۱٤۷
Sondhia S, Choudhury PP, Sharma AR (۲۰۱۹) Preface. In: Sondhia S, Choudhury PP, Sharma AR (eds) Herbicide residue research in India. Springer, Singapore, pp i–vi
Stanley HO, Maduike EM, Okerentugba P (۲۰۱۳) Effect of herbicide (atrazine and paraquat) application on soil bacterial population. Sky J Soil Sci Environ Manage ۲:۱۰۱–۱۰٥
Subash SP, Chand P, Pavithra S, Balaji SJ, Pal S (۲۰۱۷) Policy brief: pesticide use in Indian agriculture: trends, market structure and policy issues. ICAR-National Institute of Agricultural Economics and Policy Research, New Delhi, India
Subhani A, Liao M, Huang C-Y, Xie Z-M (۲۰۰۲) Alteration of certain soil microbiological and biochemical indices of a paddy soil under anthropogenic stress. J Zhejinag Univ Sci ۳:٤٦۷–٤
Subrahmanyam G, Archana G, Chamyal LS (۲۰۱۱) Soil microbial activity and its relation to soil indigenous properties in semi-arid alluvial and estuarine soils of Mahi river basin, Western India. Int J Soil Sci ٦:۲۲٤–۲۳۷
Tateo Y (۱۹۸۳) Effect of paraquat on growth of Nitrosomonas europaea and Nitrobacter agilis. Plant Cell Physiol ۲٤:۱۳٤۹–۱۳٥۲
Trappe JM, Molina R, Castellano M (۱۹۸٤) Reactions of mycorrhizal fungi and mycorrhiza formation to pesticides. Annu Rev Phytopathol ۲۲:۳۳۱–۳٥۹
Traquair JA (۲۰۰۲) Mycorrhizae. In: Pimentel D (ed) Encyclopedia of pest management. CRC Press, Boca Raton, FL, pp ٥۱٤–٥۱٥
Tyagi S, Mandal SK, Kumar R, Kumar S (۲۰۱۸) Effect of different herbicides on soil microbial population dynamics in rabi maize (Zea mays L.). Int J Curr Microbiol Appl Sci (Spl Issue ۷):۳۷٥۱–۳۷٥۸
Uhlig SK (۱۹٦٦) Uber den Einfluss von Chlor-bis-athylamino-s-triazin (Simazin) auf die Bildung ektotropher Mykorrhiza bei Picea abies und Pinus sylvestris. Arch Forstw ۱٥:٤٦۳–٤٦٤
van Schreven DA, Lindenbergh DJ, Koridon A (۱۹۷۰) Effect of several herbicides on bacterial populations and activity and the persistence of these herbicides in soil. Plant Soil ۳۳:٥۱۳–٥۳۲
Vandana LJ, Rao PC, Padmaja G (۲۰۱۲) Effect of herbicides and nutrient management on soil enzyme activity. J Rice Res ٥:۱–۲
Wardle DA, Parkinson D (۱۹۹۰a) Effects of three herbicides on soil microbial biomass and activity. Plant Soil ۱۲۲:۲۱–۲۸

Wardle DA, Parkinson D (۱۹۹۰b) Influence of the herbicide glyphosate on soil microbial community structure. Plant Soil ۱۲۲:۲۹–۳۷
Zain NMM, Mohamad RB, Sijam K, Morshed MM, Awang Y (۲۰۱۳a) Effects of selected herbicides on soil microbial populations in oil palm plantation of Malaysia: a microcosm experiment. Afr J Microbiol Res ۷:۳٦۷–۳۷٤
Zain NMM, Mohamed RB, Sijam K, Morshed MM, Awag Y (۲۰۱۳b) Effect of selected herbicides in vitro and in soil on growth and development of soil fungi from oil palm plantation. Int J Agric Biol ۱۵:۸۲۰–۸۲٦

فصل دوازده: بزرگ‌نمایی زیستی آلاینده‌های خاک

چکیده

نگرانی بیهوده در بین ملت‌ها برای توسعه، انسان‌ها را به‌خطر انداخته است. افزایش روزافزون جمعیت جهان، عامل اصلی اضطراب دانشمندان است؛ زیرا انسان را مجبور به تغییر محیط طبیعی می‌کند که مسئول انواع آلودگی است. این آلاینده‌های سمی از طریق خاک، هوا و آب در محیط‌زیست وارد می‌شوند و به‌نوبهٔ خود در سطوح مختلف تغذیه‌ای از طریق زنجیره‌های غذایی به موجودات وارد می‌شوند. بزرگ‌نمایی زیستی وضعیتی است که در آن غلظت شیمیایی یک ترکیب در یک موجود زنده از غلظت غذای آن بیشتر می‌شود. این حالت زمانی رخ می‌دهد که رژیم غذایی موجود زنده راه اصلی قرار گرفتن در معرض آن ترکیب است. مواد شیمیایی سمی در سطوح مختلف تغذیه‌ای قرار می‌گیرند و به‌نوبهٔ خود از طریق زنجیره‌ها و شبکه‌های غذایی بیشتر می‌شوند. خاک فعال‌ترین مکانی است که در آن وجود بیگانه‌زیست‌های مختلف، آفت‌کش‌های شیمیایی و فلزات سنگین، محیط طبیعی خاک را تغییر می‌دهند، زیرا این مواد شیمیایی جزء ضروری کشاورزی هستند و اجزای اصلی کودها را تشکیل می‌دهند. در سطوح تغذیه‌ای متوالی، این اجزا از طریق تولیدکنندگان به مصرف‌کنندگان منتقل و به‌نوبهٔ خود بیشتر می‌شوند؛ بنابراین، آلاینده‌های خاک نقش اساسی در بزرگ‌نمایی زیستی ایفا می‌کنند؛ زیرا آن‌ها منبع اصلی محصولات آلوده هستند که در طبیعت تقویت می‌شوند تا روی انسان تأثیر منفی بگذارند. براساس تحقیقات مدرن، این نتیجه حاصل شده است که فعالیت‌های انسانی عمدتاً مسئول اکثر انواع مختلف آلاینده‌های خاک است. در این فصل سعی می‌کنیم منابع اصلی آلاینده‌های خاک و نقش آن‌ها در بزرگ‌نمایی زیستی و نقش نامطلوب آن‌ها در سطوح مختلف تغذیه‌ای را خلاصه کنیم.

کلمات کلیدی: سطوح تغذیه‌ای، بزرگنمایی زیستی، بیگانه‌زیست‌ها، آفت‌کش‌ها، تفاله، زباله‌های جامد

۱-۱۲- مقدمه‌ای بر آلاینده‌های خاک

آلودگی خاک را می‌توان به‌عنوان تجمع مواد شیمیایی سمی پایدار در خاک، ترکیبات، مواد رادیواکتیو، نمک‌ها یا عوامل بیماری‌زا با غلظت کافی تعریف کرد که ممکن است برای سلامت انسان، اکوسیستم یا هر دو خطر ایجاد کند (اوکرنت، ۱۹۹۹). در حال حاضر، خاک آلوده چالشی دردآور برای موجودات زندهٔ روی زمین است. آلاینده‌های خاک عمدتاً در اثر فعالیت‌های انسانی ازجمله: فرایندهای صنعتی، استخراج معدن، زباله‌های خانگی، زباله‌های تجاری، داروسازی انسانی و حیوانی ایجاد می‌شوند. جدا از این مواد شیمیایی، خاک حاوی انواع مختلفی از آلاینده‌های زیستی مانند

انگل‌ها (کرم قلابدار) و پاتوژن‌ها (کزاز) است که تأثیرات زیادی بر سلامت انسان دارند (برویک و برگس، ۲۰۱۳).

۲-۱۲- منابع آلودگی خاک

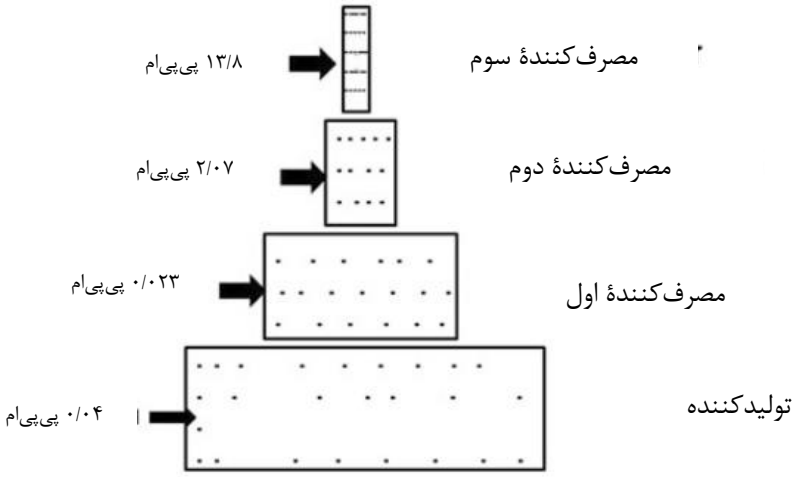
افزایش جمعیت و شهرنشینی به‌دلیل دفع غیرعلمی زباله‌های جامد و مایع عظیم به سازه‌های آبی گران‌بها و زمین‌های کشاورزی، تهدیدی جدی برای محیط‌زیست است. علاوه‌براین، در کشورهای جهان سوم، اقتصادهای مدرن انواع مختلفی از فعالیت‌ها مانند صنعت، کشاورزی و حمل و نقل را شامل می‌شود که حجم زیادی زباله و آلاینده تولید می‌کنند. با درنظرگرفتن انواع آلودگی خاک، رایج‌ترین انواع زباله‌های خاک را می‌توان به سه گروه کشاورزی، صنعتی و هسته‌ای طبقه بندی کرد (آلووای، ۱۹۹۵).

۱-۲-۱۲- ضایعات کشاورزی و بزرگ‌نمایی آن‌ها

منبع کشاورزی اصلی آلاینده‌های خاک شامل طیف گسترده‌ای از مواد آلی، آفت‌کش‌ها و فضولات حیوانی است.

۱-۱-۲-۱۲- آفت‌کش‌ها

متداول‌ترین مواد آلی و آفت‌کش‌ها متعلق به ارگانوکلرها، ارگانوفسفات‌ها و کاربامات‌ها هستند. هیدروکربن‌های ارگانوکلر شامل DDT هستند و می‌توانند به دی‌کلروفنیل اتان، سیکلودین‌ها و سایر ترکیبات مرتبط جدا شوند. غلظت این هیدروکربن‌ها در سطوح تغذیه‌ای متوالی افزایش می‌یابد؛ زیرا DDT در مقایسه با سایر مواد مغذی بسیارکندتر متابولیز و دفع می‌شود؛ بنابراین، مقداری از این ترکیبات در اندام‌های ذخیرهٔ چربی موجودات درگیر در زنجیره غذایی تجمع می‌یابد (شکل ۱۲-۱).



شکل ۱۲-۱- بزرگ‌نمایی زیستی دی‌کلرودی فنیل تری‌کلرواتان (DDT) در سطوح مختلف تغذیه‌ای از تولیدکننده تا مصرف‌کننده: مقدار بزرگ‌نمایی شده DDT از تولیدکننده به مصرف‌کننده بر حسب قسمت در میلیون (ppm) در سطح تغذیه‌ای متوالی نشان داده‌شده است.

ارگانوفسفات‌ها حشره‌کش هستند و برای حشرات سمی هستند. در حیوانات دیگر ازجمله پرندگان، دوزیستان و پستانداران، سمیت آن عمدتاً به‌دلیل فسفوریلاسیون آنزیم استیل‌کولین استراز (AChE) است. گزارش شده که برخی از ارگانوفسفات‌ها مانند دیازینون، فنتیون و متیل پاراتیون محلول در چربی هستند و خاصیت ذخیرهٔ چربی و تجمع زیستی را نشان داده‌اند (رابرتس و آرون، ۲۰۰۷). کاربامات‌ها (کاربارِیل، کربوفوران و آلدیرب) از دسته حشره‌کش‌های مشتق‌شده از اسیدکاربامیک هستند که ازنظر ساختاری و مکانیکی مشابه حشره‌کش‌های ارگانوفسفات هستند. قرارگیری در معرض سمیت این ترکیبات از طریق پوست، تنفس و گوارش (GI) گزارش شده است. تحقیقات بیشتر ثابت کرده که ترکیبات کاربامات نیز در زنجیره‌های غذایی بیشتر می‌شوند و می‌توانند تأثیرات خطرناک جدی برای سلامت انسان ایجاد کنند (ونگایل و همکاران، ۲۰۱۱).

۲-۱-۲-۱۲- کودها

کودها را کشاورزان برای جبران کمبودهای خاک استفاده می‌کنند، اما استفادهٔ بیش‌ازحد از کود نیز عواقب نامطلوبی دارد. کودهای مخلوط پرمصرف حاوی فسفر به‌صورت P_2O_5، پتاسیم به‌صورت K_2O و نیتروژن به‌صورت NH_4NO_3 هستند. مواد اولیهٔ مورداستفاده در تهیه این کودها حاوی چندین نوع فلزات سنگین (آرسنیک، سرب و کادمیوم) و همچنین سایر آلاینده‌های معدنی است. گزارش شده که بیشتر این فلزات تجزیه‌ناپذیر بوده و باعث ایجاد سم غیرقابل‌تجزیه برای محصولات می‌شود.

استفادهٔ بیش‌ازحد از کودهای NPK (نیتروژن، فسفات و پتاسیم) کیفیت سبزیجات و محصولات کشت‌شده را برای سال‌ها کاهش می‌دهد (محمد و همکاران ۲۰۱۴). قبلاً محققان گزارش کرده بودند که محتوای کاروتن و ویتامین C در یک گیاه تا حد زیادی به استفاده از کودها بستگی دارد (ایجدو، ۱۹۳۶).

فلزات سنگین (جیوه و سرب) و سایر مواد معدنی مورداستفاده در کودها ازنظر بیولوژیکی در سطوح مختلف تغذیه‌ای بیشتر شده‌اند. ماهیت تجزیه‌ناپذیری فلزات سنگین مصرف‌شده در زنجیره‌های غذایی از خاک تا مصرف‌کنندگان درجهٔ سوم افزایش می‌یابد. از سوی دیگر، باران شدید و تخلیهٔ آب عامل شسته شدن این زباله‌ها هستند که درنهایت به محیط‌های آبی نفوذ کرده و توسط موجودات آبزی مانند ماهی‌ها گرفته می‌شود که به‌نوبهٔ خود در سطوح تغذیه‌ای متوالی از طریق زنجیره‌های غذایی و شبکه‌های غذایی تقویت می‌شوند.

۲-۲-۱۲- زباله‌های صنعتی و بزرگ‌نمایی آن‌ها

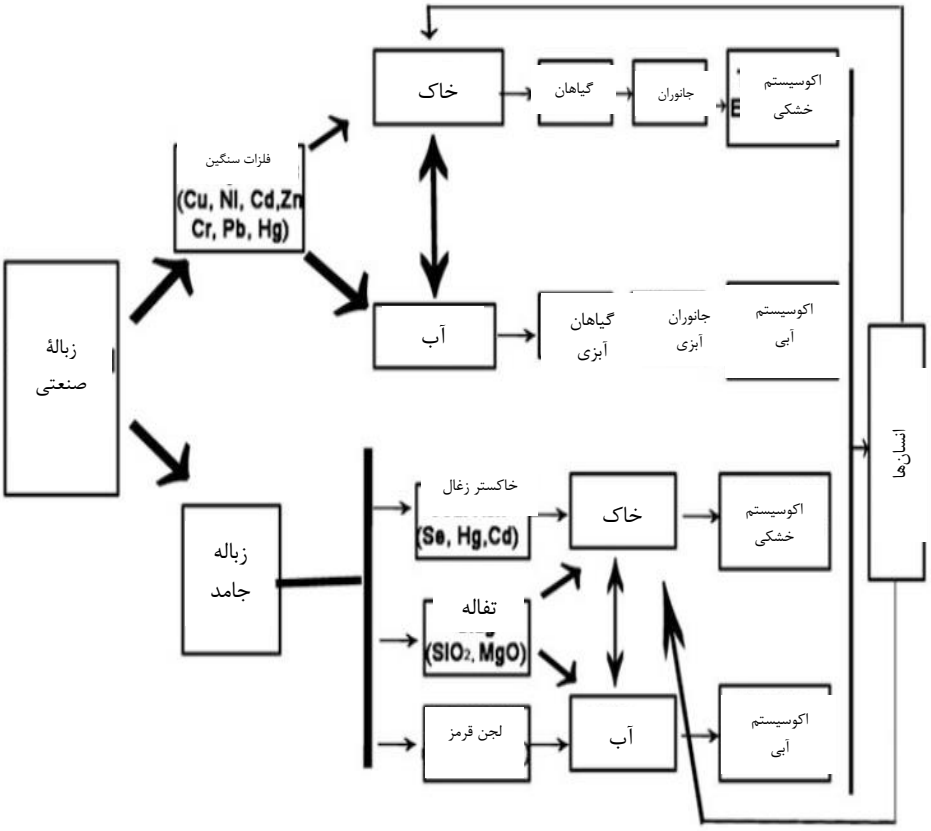
توسعهٔ صنعتی یک کشور نشان‌دهندهٔ تولید ناخالص داخلی رو به رشد آن است و نقشی محوری در اقتصاد آن ایفا می‌کند. از یک طرف، رشد صنایع برای راحتی و آسایش زندگی ما مهم است، از سوی دیگر ثابت شده که زباله‌های رهاشده از این صنایع سبب ایجاد سمیت در محیط طبیعی (آب، هوا و خاک) می‌شود. پساب‌های تخلیه‌شده توسط واحدهای صنعتی در زمین، حاوی مواد شیمیایی سمی بسیاری است که عمدتاً شامل فلزات سنگین غیرقابل‌تجزیه، زباله‌های جامد و رسوب گِل قرمز است (شکل ۱۲-۲).

۱-۲-۲-۱۲- فلزات سنگین

آلودگی فلزات سنگین عمدتاً از جریان فاضلاب کود، رنگ‌ها و صنایع فرآوری فلز گزارش‌شده است. پساب این صنایع درنهایت در رودخانه‌ها تخلیه می‌شود که از طریق آب‌شویی و مدیریت آبیاری به اکوسیستم سرزمین ما می‌رسد. آلودگی خاک به فلزات سنگین زباله‌های صنعتی عمدتاً شامل مس، نیکل، کادمیوم، روی، کروم و سرب است (هینوجوسا و همکاران، ۲۰۰۴). گزارش شده که این فلزات سنگین بافت خاک را ازنظر میزان رس، مواد آلی، pH و... تغییر می‌دهند. از یک طرف گزارش شده که آلودگی ناشی از فلزات سنگین خواص بیوشیمیایی و بیوفیزیکی خاک را تغییر می‌دهند و از سوی دیگر با تغییر فعالیت‌های آنزیمی خاک بر جامعهٔ میکروبی خاک نیز تأثیر می‌گذارند (بلن و همکاران، ۲۰۰۴؛ ویاس و همکاران، ۲۰۱۷).

استفادهٔ بیش‌ازحد از فلزات سنگین به‌دلیل اثرات سمی بالقوه و خواص تجمع زیستی آن‌ها، به‌ویژه در اکوسیستم آبی، یک نگرانی جهانی است (باتواری و همکاران، ۲۰۱۵). گزارش شده که برخی از

فلزات سنگین حاصل از زباله‌های صنعتی مانند کادمیوم، جیوه، کروم، آرسنیک و سرب در سطوح مختلف تغذیه‌ای بدون هیچ نقشی در یک سیستم بیولوژیکی تجمع می‌یابند (کانلی و آتلی، ۲۰۰۳). از سوی دیگر، گزارش شده که فلزاتی مانند مس، سدیم، پتاسیم، کلسیم، منگنز، سلنیوم، آهن و روی در متابولیسم ماهی ضروری هستند، اما ممکن است تجمع کرده و به سطوح سمی برسند که به‌طور بالقوه می‌تواند محیط‌زیست را تخریب کند (چاکرابورتی، ۲۰۱۹).



شکل ۱۲-۲- بزرگ‌نمایی زیستی پسماندهای صنعتی از طریق خاک: نمودار شماتیک نشان‌دهندهٔ انواع مختلف زباله‌های صنعتی آزادشده در خاک و بزرگ‌نمایی آن‌ها تا انسان

۲-۲-۲-۱۲- پسماند جامد

پسماند جامد آلودگی اصلی صنایع متالوژی، انرژی و پتروشیمی است. دفع مواد زائد جامد با نقض الزامات بهداشتی در مورد استقرار و بهره‌برداری از محل دفن زباله، عامل اصلی آلودگی خاک است و می‌تواند به تهدیدی برای ایمنی محیطی مراکز صنعتی تبدیل شود (گربنووا و همکاران، ۲۰۱۴).

پسماند جامد صنعتی مهم و بزرگ‌نمایی زیستی آن‌ها

الف) *خاکستر زغال‌سنگ:* خاکستر زغال سنگ، به‌عنوان باقی‌مانده‌های سوزاندن زغال‌سنگ شناخته می‌شود، آلاینده‌های اصلی نیروگاه‌های حرارتی هستند. خاکستر زغال‌سنگ شامل تعدادی از محصولات جانبی تولیدشده از سوزاندن زغال‌سنگ است، ازجمله: خاکستر بادی، خاکستر کف، سرباره دیگ بخار و.... طبق گزارش (گوتلیب و همکاران، ۲۰۱۰) خاکستر زغال سنگ معمولاً حاوی فلزات سنگین مانند آرسنیک، سرب، جیوه، کادمیوم، کروم و سلنیوم و همچنین آنتیموان، آلومینیوم، باریم، بریلیم، بور، کبالت و... است. بسیاری از این مواد سمی، اگر خورده، نوشیده یا استنشاق شوند، می‌توانند باعث سرطان شوند و اثراتی بر سیستم عصبی مانند تأخیر در رشد، مشکلات رفتاری و نقص‌های شناختی دارند. طبق برآورد آژانس حفاظت از محیط‌زیست (EPA)، آلودگی زمین، آب و خاک به آرسنیک با خاکستر زغال‌سنگ، احتمال ابتلاً به سرطان را ۱ در ۵۰ افزایش داده است.

به غیر از آرسنیک، سایر فلزات سنگین غیرقابل‌تجزیه حاصل از خاکستر زغال سنگ مانند سلنیوم (Se) نیز به دلیل خاصیت تجمع زیستی گزارش شده است. مطالعات بیشتر نشان داد که رسوب خاکستر زغال سنگ در تالاب‌ها می‌تواند رودخانه‌ها و زمین‌های کشاورزی را که درنهایت وارد انواع مختلف زنجیرهٔ غذایی شده و به‌نوبهٔ خود تقویت می‌شوند، آلوده کند (وو و همکاران، ۱۹۹۵).

ب) *سربارهٔ مجتمع آهن و فولاد:* سرباره در کارخانه‌های فولاد و آهن یکپارچه در مناطق اطراف کارخانه فولاد ریخته می‌شود و تپه‌هایی ایجاد می‌شود که به زمین‌های کشاورزی تخطی می‌کند. سربارهٔ این کارخانه‌های فولاد عمدتاً دارای اکسیدهای سیلیس، آلومینیوم، کلسیم، منیزیم، منگنز و آهن است. دانشمندان گزارش کرده‌اند که انباشته شدن انبوهی از سربارهٔ فولاد در طول بیش از ۴۰ سال در یک زمین کشاورزی می‌تواند بافت خاک را با رسوب فلزات سنگین مانند آهن، منیزیم، کلسیم و سیلیس تغییر دهد (گارسیا-گینا و همکاران، ۲۰۱۰). همچنین، این آلاینده‌ها مسئول تغییر pH خاک و لایه‌های میکروبی خاک هستند. علاوه‌براین، بیشتر اکسیدهای آلومینیوم، منیزیم و منگنز حاصل از سربارهٔ صنعت که در مناطق اطراف رسوب می‌کنند، می‌توانند از طریق آب‌شویی و جاری شدن آب در هنگام باران شدید به زمین‌های کشاورزی برسند که ممکن است به بخشی جدایی‌ناپذیر از زنجیرهٔ غذایی ما تبدیل شود. با توجه به خواص سمیت و تجمع زیستی این اکسیدها، آزمایشات زیادی برای تهیه نانوذرات این فلزات انجام شده است؛ نتایج نشان داده که اکسیدهای آلومینیوم در

سلول‌های کبد و کلیه انباشته می‌شوند و به‌نوبهٔ خود تأثیرات نامطلوبی را بر سیستم ایمنی بدن ما نشان می‌دهند (پارک و همکاران، ۲۰۱۵). به‌طور مشابه، گزارش شده که اکسید منگنز (MnO) در مغز، ریه و سلول‌های استخوانی کبوتر انباشته می‌شود (سیررا و همکاران، ۱۹۹۸)؛ بنابراین، از بحث فوق می‌توان به این نتیجه رسید که رسوب سربارهٔ صنایع مختلف در زمین‌های کشاورزی می‌تواند از طریق الحاق و بزرگ‌نمایی اجزای سمی آن در زنجیره غذایی مشکل بزرگی ایجاد کند.

(ج) *گِل قرمز:* گِل قرمز یک زبالهٔ جامد است که از صنایع استخراج فلزات غیرآهنی مانند مس و آلومینیوم تولید می‌شود. در حال حاضر، بیشتر گِل قرمز این صنایع دفع می‌شوند و در زمان باران‌های موسمی مسیر خود را به داخل رودخانه‌ها می‌یابد. سمیت گِل قرمز شامل آلودگی‌های مختلف فلزات سنگین مانند منگنز، سرب و روی است (لیو و همکاران، ۲۰۱۱) و می‌تواند خاک و اکوسیستم آبی را آلوده کند. همان‌طور که مطالعات قبلی به‌وضوح خواص تجمع زیستی این فلزات سنگین را نشان داده‌اند (کانلی و آتلی، ۲۰۰۳)، دفع گِل قرمز یک چالش مهم برای اکوسیستم است و بر سلامت انسان تأثیر منفی می‌گذارد.

۳-۲-۱۲- انرژی هسته‌ای و آلودگی خاک

بهره‌برداری از انرژی هسته‌ای از طریق امتزاج یا شکافت اتم‌ها، می‌تواند راهی جایگزین برای منبع برق بدون کربن در مقیاس بزرگ جهت برآوردن تقاضای بیش‌ازحد برق باشد. در حال حاضر، شهرنشینی و صنعتی شدن در سرتاسر جهان چالشی جدی برای تأمین مداوم برق ایجاد کرده است. در این راستا راکتورها یا نیروگاه‌های هسته‌ای طراحی شده‌اند که می‌توانند از طریق واکنش‌های هسته‌ای کنترل شده برق تولید کنند. از یک‌سو، این راکتورهای هسته‌ای فرصت جایگزینی بهتر برای انرژی الکتریکی فراهم کرده‌اند، ولی از سوی دیگر انتشار تصادفی آلاینده‌های رادیواکتیو از این راکتورها ممکن است بر اکوسیستم تأثیر منفی بگذارد. آلودگی خاک به آلاینده‌های رادیواکتیو منشأ مهمی از خطر برای محیط‌زیست و ایمنی بهداشت و همچنین اقتصاد است.

انتشار رادیونوکلئیدها عمدتاً در زمان پردازش ضایعات رادیواکتیو هنگام جداسازی، حمل‌ونقل، تصفیه، شناسایی و دفع اتفاق می‌افتد. طبق یک برآورد، آلودگی خاک عمدتاً با انجماد محصول شکافت رخ می‌دهد؛ درحالی‌که شسته شدن برای دفع نهایی ممکن است منجر به آلودگی خاک با ^{90}Sr، ^{137}Cs و اکتینیدها شود (آلکساخین، ۲۰۰۹). علاوه‌براین، برخی از محصولات خوردگی (^{55}Fe، ^{59}Ni، ^{63}Ni، ^{54}Nb، ^{60}Co، ^{39}Ar و...) این راکتورهای هسته‌ای، ممکن است به طور قابل توجهی باعث آلودگی خاک شوند. به غیر از راکتورهای هسته‌ای، آزمایش‌های منظم سلاح هسته‌ای عامل اصلی آلودگی خاک از طریق عناصر رادیواکتیو است. نگرانی اصلی در انتشار ایزوتوپ‌های پلوتونیوم (Pu) است؛ به‌دلیل سمیت بیولوژیکی بالا و نیمه عمر طولانی ایزوتوپ‌های آن است (مری و همکاران، ۲۰۰۳؛

گابریلی و همکاران، ۲۰۱۱). مطالعات بیشتر نشان داده که نگرانی اصلی از تأثیر رادیو ایزوتوپ‌های منتشرشده توسط ^{137}Cs، ^{241}Am، ^{90}Sr و ^{131}I بر محیط طبیعی و مسائل سلامت انسان وجود دارد (پراوالی، ۲۰۱۴). ایزوتوپ‌های ذکرشده در اکثر سایت‌های هسته‌ای در سراسر جهان، به‌ویژه در خاک غربی ایالات‌متحده گزارش‌شده است (تارنر و همکاران، ۲۰۰۳؛ سیزدزیل و همکاران، ۲۰۰۸). در جست‌وجوی آلاینده‌های رادیواکتیو اصلی اکوسیستم، دانشمندان دریافتند که حوادثی که در چرنوبیل (اوکراین-۱۹۸۶) و فوکوشیما (ژاپن-۲۰۱۱) رخ داد، مسئول ایجاد آلودگی جهانی محیط‌زیست ازجمله هوا، آب، خاک و موجودات زنده بودند. در این رویداد، مقدار زیادی از عناصر رادیواکتیو، به‌ویژه ^{131}I، ^{137}Cs و ^{90}Sr و مجموع فعالیت ^{239}Pu و ^{240}Pu در محیط پراکنده شدند (استینهاوسر و همکاران، ۲۰۱۴). این عناصر رادیواکتیو می‌توانند چالش بزرگی برای یک اکوسیستم آبی باشند که ممکن است از خاک آلوده به آب‌های زیرزمینی یا با جاری شدن این خاک‌ها به رودخانه‌ها در هنگام باران شدید، برسد. با توجه به این موضوع، دانشمندان گزارش کردند که فاجعهٔ هسته‌ای فوکوشیما مقدار زیادی رادیواکتیو را وارد دریا کرد و ایزوتوپ‌های رادیواکتیو سریع به زنجیرهٔ غذایی دریایی راه یافتند.

همچنین گزارش شده که این عناصر رادیواکتیو که اکوسیستم زمین را آلوده می‌کنند، در بدن ما تجمع می‌یابند و ممکن است از طریق زنجیره‌های غذایی مختلف از خاک وارد بدن شوند. از آن‌جا که مواد رادیواکتیو دارای عمر طولانی و متحرک بوده و ازنظر بیولوژیکی فعال هستند، پس از وارد شدن به بدن ما، مسئول ایجاد چندین عواقب نامطلوب مرتبط با سلامتی هستند. در جست‌وجوی بزرگ‌نمایی زیستی عناصر رادیواکتیو، مشخص شد که ^{131}I می‌تواند به‌راحتی به‌وسیلهٔ ماهی‌ها از طریق بافت تیروئید آن‌ها جذب شود، درحالی‌که ^{137}Cs که متحرک بوده و عمر طولانی دارند؛ گزارش شده که از موجودات تا زنجیره‌های غذایی دریایی و درنهایت به انسان با مصرف این موجودات دریایی منتقل می‌شود. علاوه‌براین، ^{137}Cs می‌تواند توسط سلول‌ها در سراسر بدن جذب شود و در بافت نرم، به‌ویژه در بافت عضلانی توزیع شود و خطر سرطان را افزایش دهد.

۳-۱۲- نتیجه‌گیری

از مطالب این فصل می‌توان گفت که افزایش جمعیت جهان یک چالش مهم برای اکوسیستم ما است؛ زیرا توسعهٔ جامعه نیازمند تغییر محیط طبیعی است. تغییر محیط عامل اصلی آلودگی خاک بوده درنهایت زندگی ما را تحت تأثیر قرار می‌دهد. آلاینده‌های خاک بر بافت آن‌ها و درنتیجه حاصلخیزی خاک تأثیر منفی می‌گذارند، درحالی‌که از طرف دیگر اجزای آلاینده (فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، رادیونوکلئید) می‌توانند در زنجیرهٔ غذایی ما ادغام و به‌نوبهٔ خود ازنظر بیولوژیکی تقویت شوند. تأثیرات خطرناک این آلاینده‌ها نگرانی اصلی برای کشورهای در حال توسعه و همچنین توسعه‌یافته است.

درنهایت، می‌توان گفت که فعالیت‌های انسانی و دفع غیربهداشتی زباله‌ها، زمینهٔ اصلی نگرانی برای محدود کردن اثر سمی آلاینده‌های مختلف است. برای غلبه بر این مشکلات، هر از چندگاهی اجلاس-های مختلفی توسط کشورهای در حال توسعه و توسعه‌یافته تشکیل می‌شود و قطعنامه‌ها و معاهدات زیادی به امضای نمایندگان آن‌ها رسیده است. مشکل اصلی ناآگاهی و عدم اطلاع کافی مردم نسبت به اکوسیستم خود است، به‌طوری که چالش اصلی آگاهی مردم از تأثیرات خطرناک این آلاینده هاست. دولت‌ها باید کشورها را برای مدیریت مناسب پسماند تجهیز کرده و از اجرای آن در پسماندهای کشاورزی و صنعتی اطمینان حاصل کنند تا اثر سمی آلاینده‌های مختلف به‌حداقل برسد؛ بنابراین مدیریت پسماند آلاینده‌ها از یک‌سو می‌تواند آلاینده‌های خاک را به حداقل برساند و از سوی دیگر بازیافت این آلاینده‌ها برای اقتصاد مفید خواهد بود.

منابع

Aleksakhin RM (۲۰۰۹) Radioactive contamination as a type of soil degradation. Eurasian Soil Sci ۴۲(۱۲):۱۳۸۶–۱۳۹۶
Alloway BJ (ed) (۱۹۹۵) Environmental pollution ۲۲: heavy metals in soild: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability, ۳rd edn. Springer, Heidelberg
Batvari D, Prabhu B, Kamalakannan S, Krishnamurthy RR (۲۰۱۵) Heavy metals accumulation in two fish species (Labeo rohita and Cirrhina mrigala) from Pulicat Lake, north of Chennai, southeast coast of India. J Chem Pharm Res ۷(۳):۹۵۱–۹۵۶. www.jocpr.com
Belén HM, Carreira JA, García-Ruíz R, Dick RP (۲۰۰۴) Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. Soil Biol Biochem ۳۶:۱۵۵۹–۱۵۶۸
Brevik EC, Burgess LC (eds) (۲۰۱۳) Soils and human health, Land degradation and development, vol ۳۹۱. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL. https://doi.org/۱۰,۱۰۰۲/ldr.۲۲۸۷
Canli M, Atli G (۲۰۰۳) The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six mediterranean fish species. Environ Pollut ۱۲۱:۱۲۹–۱۳۶
Chakraborty SK (۲۰۱۹) Bioinvasion and environmental perturbation: synergistic impact on coastalmangrove ecosystems of West Bengal, India. In: Finkl CW (ed) Costal research library. Springer, Cham, pp ۱۷۱–۲۴۵
Cizdziel JV, Ketterer ME, Farmer D, Faller SH, Hodge VF (۲۰۰۸) ۲۳۹,۲۴۰,۲۴۱Pu fingerprinting of plutonium in Western US soils using ICPMS: solution and laser ablation measurements. Anal Bioanal Chem ۳۹۰(۲):۵۲۱–۵۳۰
Gabrieli J, Cozzi G, Vallelonga P, Schwikowski M, Sigl M, Eickenberg J, Wacker L, Claude B, Heinz G, Paolo C, Cearlo B (۲۰۱۱) Contamination of alpine snow and ice at Colle Gnifetti, Swiss/Italian Alps, from Nuclear Weapons Tests. Atmos Environ ۴۵(۳):۵۸۷–۵۹۳
Garcia-Guinea J, Correcher V, Recio-Vazquez L, Crespo-Feo E, Gonzalez-Martin R, Laura T (۲۰۱۰) Influence of accumulation of heaps of steel slag on the environment: determination of heavy metals content in the soils. An Acad Bras Cienc ۸۲(۲):۲۶۷–۲۷۷
Gottlieb B, Gilbert SG, Evans LG (۲۰۱۰) Coal ash, the toxic threat to our health and environment: a report from physicians for social responsibility and earth justice. https://www.psr.org/wpcontent/uploads/۲۰۱۸/۰۵/coal-ash.pdf
Grebeneva OV, Sakiev KZ, Otarbaeva MB, Zhanbasinova NM (۲۰۱۴) Problems of soils pollution with solid industrial waste in Kazakhstan. Med Tr Prom Ekol ۸:۹–۱۳
Hinojosa MB, Carreira JA, García-Ruíz R, Dick RP (۲۰۰۴) Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. Soil Biol Biochem ۳۶:۱۵۵۹–۱۵۶۸
Ijdo JBH (۱۹۳۶) The influence of fertilizers on the carotene and vitamin C content of plants. Biochem J ۳۰(۱۲):۲۳۰۷–۲۳۱۲
Liu Y, Naidu R, Ming H (۲۰۱۱) Red mud as an amendment for pollutants in solid and liquid phases. Geoderma ۱۶۳:۱–۱۲
Mary T, Rudin M, Cizdziel J, Hodge V (۲۰۰۳) Excess plutonium in soil near the Nevada test site, USA. Environ Pollut ۱۲۵(۲):۱۹۳–۲۰۳

Muhammad A, Jamil M, Yusoff I (۲۰۱٤) Soil contamination, risk assessment and remediation. In: Hernandez Soriano MC (ed) Environmental risk assessment of soil contamination. InTech Open, Croatia, pp ۱–٥٦
Okrent D (۱۹۹۹) On intergenerational equity and its clash with intragenerational equity and on the need for policies to guide the regulation of disposal of wastes and other activities posing very long-term risks. Risk Anal ۱۹:۸۷۷–۹۰۱
Park EJ, Sim J, Kim Y, Han BS, Yoon C, Lee S, Cho MH, Lee BS, Jae Ho Kim JH (۲۰۱٥) A ۱۳-week repeated-dose oral toxicity and bioaccumulation of aluminum oxide nanoparticles in mice. Arch Toxicol ۸۹(۳):۳۷۱–۳۷۹
Prăvălie R (۲۰۱٤) Nuclear weapons tests and environmental consequences: a global perspective. Ambio ٤۳:۷۲۹–۷٤٤
Roberts DM, Aaron CK (۲۰۰۷) Management of acute organophosphorus pesticide poisoning. Br Med J ۳۳٤(۷٥۹٤):٦۲۹–٦۳٤
Sierra P, Chakrabarti S, Tounkara R, Loranger S, Kennedy G, Zayed J (۱۹۹۸) Bioaccumulation of manganese and its toxicity in feral pigeons (Columba livia) exposed to manganese oxide dust (Mn_2O_4). Environ Res ۷۹(۲):۹٤–۱۰۱
Steinhauser G, Brandl A, Johnson TE (۲۰۱٤) Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. Sci Total Environ ٤۷۰–٤۷۱:۸۰۰–۸۱۷
Turner M, Rudin M, Cizdziel J, Hodge V (۲۰۰۳) Excess plutonium in soil near the Nevada Test Site, USA. Environ Pollut ۱۲٥(۲):۱۹۳–۲۰۳
Vengayil DT, Singh J, Singh AL, Das VK, Singh PB (۲۰۱۱) Bioaccumulation of carbamate and pyrethroid insecticides in fishes of the river Gomti at Jaunpur during breeding season. J Ecophysiol Occup Health ۱۱(۱–۲):۱–۸
Vyas M, Purohit R, Chouhan P, Katara N, Vyas A, Singh SK (۲۰۱۷) A review on effects of some heavy metals on plant and human health. JETIR ٤(۱۲):۱۳۲–۱۳٦
Wu L, Chen J, Tanji KK, Banuelos GS (۱۹۹٥) Distribution and biomagnification of selenium in a restored upland grassland contaminated by selenium from agricultural drain water. Environ Toxicol Chem ۱٤:۷۳۳–۷٤۲

فصل سیزده: آلودگی خاک و سلامت انسان

چکیده

خاک یک پیکرهٔ طبیعی است که به‌عنوان بافر عمل می‌کند و برای گیاهان زراعی، فضایی مناسب برای استقرار و تغذیه را فراهم می‌کند. ورود آلاینده‌های خاک‌های کشاورزی به زنجیرهٔ غذایی انسان به یک مشکل جدی تبدیل شده است. عناصر کم‌مصرف ممکن است از طریق خاک، آب، گیاهان و حیوانات وارد شبکهٔ غذایی انسان شوند. زمانی که خاک به‌دلیل فلزات سنگین (HM) یا بقایای آفت‌کش‌ها آلوده شود، خطرات جدی برای سلامت انسان و ایمنی محیط‌زیست ایجاد می‌کند. منابع انسانی، منجر به تجمع عناصر فلزی کم‌مصرف در خاک می‌شود که به‌دلیل عدم تجزیه و نیمه عمر بیولوژیکی طولانی‌تر آن‌ها، برای مدت بسیار طولانی باقی می‌مانند. کوددهی بیش‌ازحد و استفاده از سموم دفع آفات، آب‌های زیرزمینی را از طریق روان‌آب و آب‌شویی آلوده می‌کند. استفادهٔ غیرمعقول از مواد شیمیایی کشاورزی علاوه بر تأثیر بر گیاهان غیرهدف و سایر میکروارگانیسم‌های موجود در اکوسیستم کشاورزی، تهدیدی برای انسان است. اصلاحات لازم در شیوه‌های کشاورزی در استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها موردنیاز است. بالاترین ایمنی در برابر استفاده از مواد شیمیایی کشاورزی ممکن است با ارائه آموزش، شیوه و ملاحظات سیاسی تضمین شود. مقررات برای کاهش کشت در مکان‌های آلوده و دفع پساب‌های مضر در زمین‌های کشاورزی و جلوگیری از غنی‌سازی خاک با آلاینده‌ها، موردنیاز است. اقدامات اصلاحی که می‌توانند بازیابی مکان‌های آلوده را تسریع کنند، جایگزین‌هایی برای شیوه‌های متمرکز کشاورزی مرسوم و استراتژی‌های ایمن برای حفاظت از گیاهان، نیاز هستند. پشتیبانی اطلاعات و داده‌ها در مورد آلاینده‌های خاک، مسیرهای آن‌ها و مکانیسم‌های مؤثر بر سلامت انسان بسیاراندک است. تحقیقات بیشتر با رویکرد چندوجهی ممکن است موانع تکنیک‌های فعلی را برطرف کند.

کلمات کلیدی: آلاینده‌های خاک، فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، خطرات بهداشتی، ملاحظات سیاسی

۱-۱۳- مقدمه

آلودگی خاک ورود هر گونه ماده، موجود زنده یا انرژی است که منجر به کاهش کیفیت خاک می‌شود و ممکن است بر استفادهٔ روزانه از خاک تأثیر بگذارد یا تهدیدی برای محیط زندگی و سلامت عمومی باشد (کومار و همکاران ۲۰۱۳). ساختار پیچیدهٔ خاک شامل اجزای اصلی مواد معدنی، مواد آلی، آب، هوا و موجودات زنده است. نسبت این اجزا بسته به مکان متفاوت است و بنابراین خاک نقشی کلیدی در حفظ موجود زنده دارد. صنعتی شدن سریع تأثیرات نامطلوبی بر مؤلفه‌های محیطی گذاشته و سلامت انسان را در درازمدت تهدید می‌کند. بروز فلزات سنگین طبیعی بوده و مقدار کمی از فلزات ضروری، اما غلظت بالاتر آن‌ها مضر است که نشان‌دهندهٔ میزان آلودگی در یک منطقه خاص است. آلودگی خاک در چند دهه گذشته به‌دلیل استفاده شدید از کودها و سموم دفع آفات در کشاورزی، زباله‌های شهری، فعالیت‌های صنعتی و تخلیه‌های جوی به‌عنوان یک مشکل گسترده مطرح‌شده است. درجه وقوع، بستگی به میزان استفاده از مواد کشاورزی و صنعتی شدن دارد. آلودگی خاک از بسیاری جهات با تغییر در ساختمان خاک، کاهش حاصلخیزی خاک، برهم‌زدن تعادل بین گیاهان و جانوران خاک و آلوده کردن محصولات کشاورزی و آب‌های زیرزمینی، تهدیدی جدی برای موجودات زنده است.

۲-۱۳- منابع آلاینده‌های خاک

آلاینده‌های مختلف خاک شامل آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین، هیدروکربن‌های نفتی، دی‌بنزو پی دیوکسین‌ها/ دی‌بنزوفوران‌ها و پلی کلروبی‌فنیل هستند. فلزات سنگین از طریق منابع انسانی (کودها، آفت‌کش‌ها، مواد آلی و معدنی، ضایعات و بقایای لجن) وارد خاک می‌شوند. برخلاف ترکیبات آلی مضر، فلزات سنگین شکسته یا ناپدید نمی‌شوند و سال‌ها در خاک باقی می‌نمانند (لیونتو و همکاران، ۲۰۱۲). دفع پساب و فاضلاب صنعتی (تصفیه‌شده/ تصفیه‌نشده) به خاک کشاورزی یکی از دلایل اصلی آلودگی فلزات سنگین است. مدیریت مناسب زمین با حفظ کیفیت خاک و اطلاعات دقیق در مورد فلزات سنگین برای مدیریت مناسب خاک موردنیاز است (چوپرا و همکاران، ۲۰۰۹).

۱-۲-۱۳- تأثیر شیوه‌های کشاورزی

۱-۱-۲-۱۳- کودهای معدنی

کودهای معدنی منبع اصلی در پاسخ به تقاضای عناصر غذایی ضروری در سیستم‌های کشت فشرده هستند. به‌منظور تضمین امنیت غذایی برای جمعیت در عین محدودیت زمین قابل‌کشت، افزایش بهره‌وری در واحد سطح در زمان با چالش مواجه است. افزایش بهره‌وری مستلزم مقدار بیشتری مواد

مغذی است که منجر به استفادهٔ بیش‌ازحد از کودهای معدنی در مزارع کشاورزی می‌شود. تغذیهٔ گیاهان زراعی یکی از مهم‌ترین جنبه‌هایی است که میزان بهره‌وری و کیفیت محصول را تعیین می‌کند. ظرفیت ذاتی خاک برای تأمین عناصر غذایی ضروری جهت رشد گیاه، بسته به خاک و شیوه‌های کشاورزی متفاوت است. کارایی گیاه در استفاده از مواد مغذی موجود در خاک نیز متفاوت است و تا حد زیادی به ویژگی‌های گیاه مربوطه، خاک، کود و شیوه‌های مدیریت آن بستگی دارد. روند مصرف زیاد کود ممکن است تا سه دههٔ آینده برای دست‌یابی به بهره‌وری موردنیاز ادامه یابد. مصرف بیش‌ازحد کود باعث اوتروفیکاسیون آب‌های سطحی و شسته شدن نیترات به‌سوی آب‌های زیرزمینی می‌شود. کودهای معدنی عمدتاً حاوی نمک‌های آمونیوم، نیترات، فسفات و پتاسیم هستند. شسته شدن نیترات بسیار متحرک، یک مسیر اصلی برای ازدست‌دادن نیتروژن در نظر گرفته می‌شود. شسته شدن نیترات به سرعت و زمان کاربرد نیترات و هماهنگی آن با تقاضا و جذب به محصول بستگی دارد. علاوه بر خصوصیات خاک، منبع کود نیتروژن و در دسترس بودن رطوبت/ آبیاری نیز نقش مهمی در تعیین مقدار نیترات قابل شستن دارد. مدیریت کارامد نیتروژن ممکن است پتانسیل شسته شدن را به‌میزان قابل توجهی کاهش دهد. آب زیرزمینی یکی از منابع اصلی مورداستفاده جهت آب آشامیدنی در هند است. آلاینده‌های مختلف معدنی و آلی کیفیت آب زیرزمینی را بدتر کرده و آن را برای مصرف انسان ناایمن کرده‌اند. نیترات (NO_3^-) یکی از آلاینده‌های معدنی اصلی است که از طریق کودهای نیتروژن‌دار، زباله‌های انسانی و حیوانی، کودهای آلی و پساب‌های صنعتی از طریق فعالیت‌های بیوشیمیایی میکروب‌ها پخش می‌شود. به غیر از نیترات (NO_3^-) که حاوی کودهای نیتروژن‌دار، اشکال دیگر یعنی آمید (NH_2^-) و آمونیوم (NH_4^+) به‌سرعت در خاک به نیترات تبدیل می‌شوند. حلالیت بالا و نگهداری ضعیف ذرات خاک منجر به آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات می‌شود. استفادهٔ بیشتر از کودهای نیتروژن‌دار علت اصلی بروز نیترات بیشتر در آب‌های زیرزمینی است.

آب‌های زیرزمینی با غلظت نیترات بالا که به‌عنوان آب آشامیدنی استفاده می‌شود، باعث اختلال‌های مختلف در سلامتی، نظیر فشار خون بالا، مثیموگلوبینمی، ناهنجاری‌های هنگام تولد، گواتر، سرطان معده و... می‌شود. افزایش استفاده از کودهای نیتروژن‌دار و مقدار ضایعات آلی تولیدشده ممکن است باعث تشدید و ایجاد وضعیت هشداردهنده در سال‌های آینده شود. حداکثر حد مجاز NO_3^-N در آب آشامیدنی ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است (ماجومدار و گوپتا، ۲۰۰۰). نیترات از طریق شسته شدن، زهکشی و جریان سطحی، به محیط آب می‌رسد. نوشیدن آب با غلظت نیترات بالا (بیش از ۵۰ میلی‌گرم NO_3^- در لیتر) باعث التهاب، مثیموگلوبینمی در نوزادان (اختلال خونی محدودکنندهٔ اکسیژن‌رسانی به سلول‌ها) و سرطان می‌شود (ساوسی، ۲۰۱۲). کودهای حامل فلزات سنگین یعنی آرسنیک (As)، مس (Cu)، کادمیوم (Cd)، جیوه (Hg)، نیکل (Ni)، سرب (Pb) و رادیونوکلئیدهای

طبیعی محیط را خراب می‌کنند. کاربرد کود باید براساس آنالیز قبلی خاک، در زمان مناسب، منبع و روش مناسب برای به‌حداقل رساندن اتلاف انرژی، سرمایه و محیط‌زیست باشد (ساوسی، ۲۰۱۲). خاک برای تولید مواد غذایی و فیبر در تمام اکوسیستم‌های زمینی ضروری است. کاهش مصرف بیش‌ازحد کود نیتروژن به دوزهای بهینهٔ اقتصادی، کیفیت آب را بهبود می‌بخشد اما خطر کاهش تولید محصول را دربردارد. بهبود در زمان‌بندی و مکان، کارایی کودهای مصرفی را با بهره‌مندی مشترک از کیفیت آب، به‌ویژه با استفادهٔ بهینه از نیتروژن، افزایش می‌دهد (پاستین و همکاران، ۲۰۱۶).

۲-۱-۲-۱۳- کودهای حاوی آنتی بیوتیک

افزودن آنتی‌بیوتیک به مکمل‌های خوراک دام، مرسوم است و هدف آن افزایش رشد است. بااین‌حال، ادرار و مدفوع دفع‌شده حاوی سهم قابل توجهی از آنتی‌بیوتیک‌های اضافه‌شده به دلیل جذب ناقص آن‌ها در رودهٔ حیوان است. نتایج یک مطالعه نشان داد که محصولات آزمایشی مانند کلم (گروه *Brassica oleracea* L. *Capitata*)، پیاز سبز (*Allium cepa* L.) و ذرت (*Zea mays* L.) پرورش‌یافته، روی مخلوطی از کود خوکی و خاک، آنتی‌بیوتیک کلرتتراسایکلین را جذب می‌کنند اما تایلوسین را جذب نمی‌کنند. غلظت اندک آنتی‌بیوتیک کلرتتراسایکلین در بافت‌های گیاهی یافت شد، اما با افزایش میزان آنتی‌بیوتیک‌های افزوده‌شده به مخلوط خاک غلظت آن افزایش یافت. این مطالعه خطرات بالقوه برای سلامت انسان در ارتباط با مصرف محصولات زراعی کشت‌شده در خاکی که با کودهای حاوی آنتی‌بیوتیک تغییر داده‌شده است را نشان می‌دهد. برای افراد حساس به آنتی-بیوتیک‌ها، احتمال افزایش مقاومت ضدمیکروبی ناشی از مصرف این سبزیجات بیشتر است (کومار و همکاران، ۲۰۰۵).

۳-۱-۲-۱۳- پساب و لجن فاضلاب صنعتی

افزودن لجن فاضلاب تصفیه‌شده (بیوسولیدها) به زمین‌های کشاورزی، علاوه بر تأمین مواد آلی، مواد مغذی ضروری و بهبود قابل ملاحظهٔ خواص خاک، مدیریت پسماند را تسهیل می‌کند. بااین‌حال، این ترکیبات حاوی آلاینده‌های آلی (دیوکسین‌ها) و مواد دارویی در غلظت‌های قابل تشخیص است (وو و همکاران، ۲۰۱۲؛ کلارک و اسمیت، ۲۰۱۱). تجمع چنین آلاینده‌هایی در خاک ممکن است منجر به انتقال بعدی آن‌ها به زنجیرهٔ غذایی شود. آلاینده‌ها حتی در سطوح پایین ممکن است به سلامت انسان و محیط‌زیست آسیب بزنند. مسیرهای احتمالی قرارگیری انسان در معرض بیوسولیدهای خاک شامل ورود آلاینده‌ها به زنجیرهٔ غذایی از طریق مصرف بخش‌های خوراکی گیاه یا شیر، گوشت، منبع آلودهٔ (آب‌های سطحی و زیرزمینی) آب آشامیدنی یا استنشاق هوا است. استفاده از بیوسولیدها در

مزارع کشاورزی اغلب برای بهره‌مندی از بازیافت مواد مغذی، دفع زباله، پایداری و جنبهٔ اقتصادی پیشنهاد می‌شود. بااین‌حال، خطرات بالقوهٔ ناشی از وجود آلاینده‌های نوظهور (PPCPs - داروها و محصولات مراقبت شخصی) و آلاینده‌های آلی پایدار (POPs) که ممکن است در خاک انباشته شوند، وجود دارد که درنهایت از طریق محصولات آلوده به انسان منتقل می‌شوند (کلارک و کومینز، ۲۰۱۵). استفاده از کودها، سموم دفع آفات و پساب برای آبیاری، آلودگی فلزات سنگین را در مزارع کشاورزی طی دهه‌های گذشته افزایش داده و روند رو به افزایشی را نشان می‌دهد. ارزیابی منابع فلزات سنگین و پراکندگی آن‌ها در زمین‌های کشاورزی نشان می‌دهد که عوامل خاک‌زایی به‌عنوان ورودی‌های اولیهٔ نیکل، کبالت (Co) و کروم (Cr) و منابع انسانی به‌عنوان ورودی‌های اولیهٔ مس، روی و سرب عمل می‌کنند، درحالی‌که کادمیوم با آلودگی کشاورزی و صنعتی وارد می‌شود. فلزات سنگین مس، کادمیوم، نیکل و روی (Zn) به‌دلیل کشاورزی و استفاده از فاضلاب، خطر آلودگی بالایی را نشان می‌دهند؛ چنین نتایجی ممکن است برای فرمول‌بندی استراتژی‌های اصلاحی در منطقهٔ آسیب‌دیده استفاده شود (هانی و پازیرا، ۲۰۱۱). اثر آلودگی فلزات سنگین (روی، مس، کروم، کبالت، نیکل و سرب) ناشی از آبیاری فاضلاب و پساب در خاک، بر سبزیجات برگ‌دار و غیربرگ‌دار، علوفه و شیر گاو بررسی شد. نتایج نشان داد که سطوح بالای مس، روی و کروم با بخش‌های ناپایدار مرتبط بوده و بسیار متحرک است و دردسترس گیاهان قرار می‌گیرد؛ خطرات آن در انسان‌هایی که از این غذاهای آلوده استفاده می‌کنند، ارزیابی شد. نتایج نشان داد که ضریب خطر برای روی بالا بوده و به‌دنبال آن سرب و کروم قرار داشتند که در سبزیجات برگ‌دار نظیر اسفناج و تاج‌خروس بالا بودند (چاری و همکاران، ۲۰۰۸). سبزیجاتی نظیر تربچه (*Raphanus sativus*)، کلم (*Brassica oleracea* var. *Capitata*)، گوجه‌فرنگی (*Lycopersicon esculentum*)، بامیه (*Hibiscus esculentus*)، بادمجان (*Solanum melongena*)، فلفل قرمز (*Capsicum annum*)، اسفناج (*Spinacia corumanderaceum*)، شاهی (*Lepidium sativum*) و شوید (*Peucedanum graveolens*) الگوهای متغیری را برای تجمع و جابه‌جایی فلزات سنگین نشان دادند. آبیاری منظم با پساب‌های صنعتی مخلوط منجر به غلظت بالاتر فلزات [آهن (Fe)، منگنز (Mn)، کادمیوم، کروم، مس، روی، نیکل، کروم و سرب] در خاک و بعد در گیاهان می‌شود. کشت اسفناج، تربچه، گوجه‌فرنگی، فلفل قرمز و کلم در مناطقی که آبیاری با پساب مخلوط صنعتی انجام می‌شود، ناایمن است. محتوای بالای فلزات سمی (کادمیوم، کروم، نیکل، سرب و آرسنیک) موجود در قسمت‌های خوراکی چنین محصولاتی نشان‌دهندهٔ پتانسیل بالای تجمع و جابه‌جایی آن‌ها است. نتایج نشان‌دهندهٔ افزایش خطر و تأثیرات سمی بر سلامت انسان و نشخوارکنندگان از طریق زنجیرهٔ غذایی است. ازاین‌رو، محصولات مناطق آلوده باید ابتدا برای مصارف ایمن انسان مورد بررسی قرار گیرند یا برعکس از کشت خارج شود. محصولات گیاهی که فلزات سمی را در قسمت‌های غیرخوراکی محدود می‌کنند، ممکن است

برای کشت در مکان‌های آلوده انتخاب شوند. این مطالعات انتخاب و برنامه‌ریزی سیستم کشت ایمن را پیشنهاد می‌کنند و به نظارت بر مزارع کشاورزی برای تعیین فلزات سمی، مدیریت و دفع پساب‌های صنعتی کمک می‌کنند (تیواری و همکاران، ۲۰۱۱).

۴-۱-۲-۱۳- آفت‌کش‌ها

اصطلاح آفت‌کش شامل طیف وسیعی از مواد ازجمله: علف‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها، نماتدکش‌ها، نرم‌تن‌کش‌ها، جونده‌کش‌ها، تنظیم‌کننده‌های رشد گیاه و... است (اکتر و همکاران، ۲۰۰۹). آفت‌کش ماده یا مخلوط آن‌ها است که برای پیشگیری، تخریب، دفع یا کاهش هر گونه آفت یا علف هرز استفاده می‌شود. آفت‌کش‌ها به‌عنوان وسیله‌ای مؤثر برای کنترل آفات و علف‌های هرز، محافظت از تلفات محصول و جهت ماندگاری اقتصادی استفاده می‌شوند. بیش از ۵۰۰ فرمول آفت-کش به‌طور مکرر استفاده می‌شود. نگرانی عمده مربوط به استفاده از آفت‌کش‌ها شامل تأثیرات مضر آن‌ها بر موجودات غیرهدف است. تأثیرات نامطلوب آن‌ها بر انسان، ماهی‌ها، پرندگان و محیط‌زیست شناسایی شده است. در واقع، کمتر از ۰/۱ درصد از آفت‌کش مورداستفاده به آفت هدف می‌رسد و بقیه وارد محیط‌زیست شده و خاک، آب و هوا را آلوده می‌کند و به موجودات غیرهدف آسیب می‌رساند. ماندگاری طولانی‌تر بسیاری از آفت‌کش‌ها ممکن است باعث تجمع و افزایش تدریجی آن شود که منجر به غلظت‌های بالاتر در بافت‌های موجودات زنده (بزرگ‌نمایی‌های زیستی) پس از ورود به زنجیرهٔ غذایی می‌شود. استفاده از آفت‌کش‌ها در کشاورزی موجب وجود آن‌ها در محیط‌های غیرکشاورزی می‌شود. آفت‌کش‌هایی که مستقیماً به‌صورت گرانول به خاک اضافه می‌شوند یا روی شاخ و برگ گیاه اسپری می‌شوند با شسته شدن به خاک می‌رسند. بقایای آفت‌کش‌ها از طریق خاک وارد آب‌های سطحی یا زیرزمینی می‌شوند. سرنوشت نهایی آفت‌کش‌ها در خاک یا پخش آن‌ها در هوا، آب یا مواد غذایی بسته به خواص شیمیایی محصول و خاک متفاوت است. چندین فرایند نظیر جذب توسط گیاهان، تجزیهٔ بیولوژیکی و شیمیایی، جذب، تبخیر، شسته شدن و روان‌آب نیز در این امر نقش حیاتی دارند. خصوصیات فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی محیط خاک مانند pH، نسبت ذرات رس، مواد آلی، رطوبت و... بر تخریب آفت‌کش‌ها و انتقال بقایای حمل‌شدهٔ آن‌ها به منابع هوا و آب تأثیرگذار است (آریاس-استوز و همکاران، ۲۰۰۸).

بیشتر آفت‌کش‌های آلی کلردار تمایل به تجمع در بافت‌های حیوانی دارند. آن‌ها بسیار پایدار هستند و همچنان در محیط وجود دارند و درنتیجه می‌توانند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم وارد زنجیرهٔ غذایی شوند. بقایای آفت‌کش‌ها از مناطق گرم‌تر (شرایط گرمسیری) تبخیر می‌شوند، مسافت‌های طولانی را با هوا طی می‌کنند و در مناطق دیگر مستقر و باعث آلودگی گسترده می‌شوند. استراتژی زیست‌پالایی نشان می‌دهد که میکروارگانیسم‌هایی نظیر چندین باکتری گرم منفی پتانسیل تخریب

دارند. بااین‌حال، باکتری‌های فعال (گرم مثبت) به‌ویژه از جنس استرپتومایسس، پتانسیل تجزیهٔ بیولوژیکی ترکیبات سمی معدنی و آلی را با آلکیل‌زدایی، کلرزدایی نسبی و اکسیداسیون دی‌کلرودی فنیل تری کلرواتان (DDT)، آلدرین و علف‌کش‌هایی مانند آترازین و متولاکلر دارند. استرپتومایسس-ها به‌دلیل رشد میسلیوم و سرعت رشد سریع، توانایی تودهٔ هیف رویشی برای تمایز به هاگ، دورهٔ بقای طولانی‌تر هاگ‌ها و مقاومت در برابر دسترسی کم به آب و مواد مغذی، برای تلقیح با خاک مناسب هستند. کشت‌های مخلوط میکروبی برای زیست‌پالایی ترکیبات مقاوم مناسب‌تر هستند؛ زیرا معمولاً نسبت به گونه‌های منفرد دارای میزان رشد بیشتر و از نظر کاربری، بهینه‌تر از بستر کشت خود هستند. نتایج نشان می‌دهد که سویه‌های استرپتومایسس می‌توانند به‌طور مؤثری فرایند تجزیهٔ زیستی را بهبود بخشند و بیگانه‌زیست‌ها را از رسوبات، خاک‌های آلوده و پساب‌ها تجزیه کنند (فونتس و همکاران، ۲۰۱۱). کاربرد علف‌کش‌ها در مقیاس وسیع‌تر در مزارع کشاورزی، مشکلات زیست‌محیطی ایجاد می‌کند. رشد گل ختمی در خاک اشباع شده با بستر سیانوباکتریایی نشان‌دهندهٔ تجزیهٔ زیستی موفقیت‌آمیز علف‌کش محبوب دیورون است. دیورون در غلظت‌های پایین در خاک (در عرض ۳۰ روز) به‌سرعت تجزیه می‌شود و این اثر زمانی که با سیانوباکتری‌ها در محیط مایع (آب آبیاری) انکوبه می‌شود، برجسته‌تر بود. غلظت بالای دیورون (بیش از ۰/۲۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) ممکن است اثر سمی روی بستر سیانوباکتری داشته باشد. این یافته‌های امیدوارکننده نشان می‌دهد که بسترهای سیانوباکتری ممکن است به‌عنوان یک تکنیک اصلاحی برای آلودگی آب یا خاک ناشی از کاربرد علف‌کش‌ها مورداستفاده قرار گیرند (صافی و همکاران، ۲۰۱۴).

با پیشرفت علم و فناوری، تهدیدات زیست‌محیطی نیز به‌دلیل دفع زباله‌های آلوده و کاهش منابع طبیعی افزایش یافته است. تعداد زیادی از ترکیبات شیمیایی سنتزشده (تقریباً ۶ ۶ ۱۰) در دسترس هستند و سالانه حدود ۱۰۰۰ مادهٔ شیمیایی جدید به این فهرست اضافه می‌شود تا از این‌گونه مواد زائد حامل فلزات سنگین و دفع نامطلوب آن‌ها که مشکلات زیست‌محیطی در سطح جهانی ایجاد می‌کند، جلوگیری شود. استفاده از روش‌های سنتی به‌دلیل فرایندهای حفاری و حمل و نقل مستلزم هزینهٔ زیادی است. زیست‌پالایی یک راهکار سازگار با محیط‌زیست و مقرون‌به‌صرفه برای جایگزینی روش‌های مرسوم مانند سوزاندن است. فرایندهای بیولوژیکی باعث کاهش، تبدیل یا حذف آلاینده‌ها می‌شوند. عواملی نظیر نوع آلاینده‌ها، pH خاک، ظرفیت نگهداری رطوبت، ساختار خاک، وضعیت حاصلخیزی و تنوع میکروبی برای زیست‌پالایی مهم هستند. پس از استفاده از سیستم‌های بیولوژیکی برای کاهش آلودگی، زیست‌پالایی مؤثرترین فناوری برای مقابله با آلودگی محیطی است که روزبه‌روز به‌دلیل فعالیت‌های انسانی افزایش می‌یابد. این رویکرد جدید شامل چندین رشته با تمرکز بر میکروبیولوژی است. این فناوری شامل احیای جمعیت میکروبی بومی (تحریک زیستی)، معرفی مصنوعی آن‌ها (افزایش زیستی)، تجمع تدریجی (انباشت زیستی)، به‌عنوان جاذب‌های فلزی بالقوه

(جذب زیستی)، با استفاده از گیاهان (گیاه پالایی) و برهم‌کنش خاک، میکروب‌ها و گیاه (ریزورپالایی) است. توسعهٔ روش‌های مناسب و علمی بیشتر در مورد فرایندهای طبیعی برای استفاده مؤثر از فناوری زیست‌پالایی جهت احیای محیط‌های آلوده موردنیاز است. تحقیقات بین‌رشته‌ای ممکن است به موانع و مسائل موجود در آیندهٔ نزدیک بپردازد (شوکلا و همکاران، ۲۰۱۰). ارزیابی ریسک و اقدامات برای کاهش آن‌ها بسیارمهم است. به‌نظر می‌رسد که پتانسیل بسیار زیادی برای توسعهٔ آفت‌کش‌های قوی و کم‌خطر ازنظر زیست‌محیطی و قابل اعتماد مشتق‌شده از میکروب وجود دارد. تکنیک‌های بهبودیافته با کاربرد دقیق ممکن است میزان آفت‌کش‌ها را کاهش دهد. برای افزایش ماندگاری، جذب و جابه‌جایی هنگام استفاده روی هدف و کاهش رسوب خارج از هدف، فرمول‌های بهبود یافته موردنیاز است. چنین بهبودهایی ممکن است حمل‌ونقل را کاهش دهد و همچنین از افزایش مقاومت در موجودات هدف جلوگیری کند. نگرانی‌های زیست‌محیطی فعلی در رابطه با باقی‌مانده‌های شیمیایی کشاورزی از خاک، آب و مواد غذایی برطرف نخواهد شد. بااین‌حال، برای اطمینان از حداقل آسیب، آفت‌کش‌ها باید سمیت کم یا بدون سمیت برای ارگانیسم‌های غیرهدف داشته باشند. بررسی‌های مربوط به فروش و بازار آفت‌کش‌ها برای شناخت الگوهای استفاده از آفت‌کش‌ها باید برای ملاحظات سیاسی به‌عنوان استراتژی جهانی ترویج شود (آریاس-استوز و همکاران، ۲۰۰۸). داده‌های مربوط به ارزیابی خطر مرتبط با آفت‌کش‌ها بر سلامت و محیط‌زیست در کشورهای در حال توسعه ناچیز است و برای درک این مشکل اطلاعات فراوانی موردنیاز است. مداخلات استراتژیک برای کاهش تأثیرات منفی باید براساس نظارت دوره‌ای روی گروه‌های در معرض خطر باشد. ارائه آموزش و شیوه به کارگران در مزرعه ممکن است ایمنی در برابر استفاده از آفت‌کش‌ها را تضمین کند. قضاوت علمی به جای ملاحظات تجاری باید مبنای اصلی همهٔ آموزش‌های مربوط به آفت‌کش‌ها باشد. آفت‌کش‌ها به‌عنوان راه حلی آسان، کم‌هزینه و سریع برای کنترل آفات و علف‌های هرز شناخته می‌شوند. آلودگی آفت‌کش‌ها را می‌توان با اتخاذ روش‌های غیرشیمیایی کنترل آفات (ازجمله کنترل علف‌های هرز) کاهش داد. پیشگیری از تأثیرات مضر بر سلامت منجر به توسعهٔ پایدار خواهد شد. در حال حاضر، اگرچه ابهاماتی وجود دارد که منجر به قرارگیری مادام‌العمر افراد در معرض آفت‌کش می‌شود، اما علی‌رغم همهٔ دلایل، بسته‌های آموزش بهداشت مبتنی بر دانش برای به‌حداقل رساندن تأثیرات منفی سموم دفع آفات برای انسان تهیه شده است (اکتر و همکاران، ۲۰۰۹).

۳-۱۳- آلودگی خاک و سلامت انسان

خاک یک محیط متخلخل حاوی مواد آلی، مواد معدنی، موجودات زنده، آب و گاز است. وجود فلزات سنگین در خاک مشخص است و وسعت آن نشان‌دهندهٔ بار آلودگی در یک منطقهٔ خاص است. اطلاعات دقیق در مورد فلزات سنگین به‌دلیل سمیت بالقوه آن‌ها برای گیاهان زراعی و سلامت انسان

جهت مدیریت صحیح خاک ضروری است. معمولاً فلزات سنگین با چگالی بیش از ۴/۵ گرم در سانتی‌متر مکعب (مس، کادمیوم، روی، سرب، جیوه، نیکل، کروم و...) پایدار بوده و در خاک تجمع می‌یابند و به‌دلیل غیرقابل‌تجزیه بودن یا عدم تجزیه‌پذیری از بین نمی‌روند. چندین مسیر برای آلودگی خاک‌های کشاورزی وجود دارد و تخلیهٔ صنعتی و فاضلاب (تصفیه‌شده/ تصفیه‌نشده) به‌عنوان منبع اصلی آلودگی فلزات سنگین هستند. نیاز به کشف سویه‌های میکروبی بالقوه‌ای که می‌توانند فلزات سنگین را تجزیه کنند، وجود دارد. رویکردهای بیوتکنولوژیکی مانند میکروارگانیسم‌های مهندسی‌شدهٔ ژنتیکی با راندمان تخریب افزایش‌یافته، ممکن است این مشکل را برطرف کنند. دفع هر نوع پساب به زمین‌های کشاورزی باید متوقف شود (چوپرا و همکاران، ۲۰۰۹). آنالیز هشت فلز در لایهٔ بالایی خاک‌های مزارع برنج نشان داد که سرب وابستگی مکانی شدیدی را نشان می‌دهد؛ درحالی‌که سایر فلزات (مس، روی، کادمیوم، کروم، جیوه، به‌عنوان و کبالت) وابستگی مکانی متوسط را نشان می‌دهند. درجات غنی‌سازی در خاک‌های برنج دارای فلزات سنگین متفاوت بود؛ زیرا فعالیت‌های انسانی تأثیر متفاوتی بر آن‌ها داشتند. نتایج نشان می‌دهد که عامل انسانی، روی، مس و کروم را کنترل می‌کند، عوامل طبیعی کادمیوم، کبالت و آرسنیک را کنترل می‌کنند، درحالی‌که هر دو عامل طبیعی و انسانی، جیوه و سرب را کنترل می‌کنند. نقشهٔ فضایی نشان می‌دهد که تغییر در شیوه‌های کشاورزی فعلی نیاز است؛ زیرا بیش از ۸۵ درصد منطقهٔ مورد مطالعه، افزایش روی، مس و کروم را نشان می‌دهد، درحالی‌که برخی از مناطق نشان‌دهندهٔ مقدار زیاد جیوه هستند (وو و همکاران، ۲۰۱۰). فلزات سنگین در غلظت‌های پایین در سنگ‌های فسفاته (به‌عنوان اجزای جزئی)، کودهای حیوانی و لجن فاضلاب یافت می‌شوند. استفادهٔ مکرر یا مصرف زیاد کودها ممکن است منجر به تجمع فلزات سنگین در خاک شود. در این میان، کادمیوم ممکن است به‌طور بالقوه برای سلامت انسان مضر باشد. سایر فلزات سنگین نسبت به کادمیوم نگرانی کمتری دارند؛ زیرا به‌آسانی توسط گیاهان جذب نمی‌شوند و آسیب نسبتاً کمتری برای سلامتی انسان دارند. تعداد کمی از کشورها قوانین خود را در مورد غلظت فلزات سنگین در کودهای فسفاته و بیوسولیدهای فاضلاب اعمال کرده‌اند و حد تحمل را برای افزودن فلزات سنگین به لایهٔ قابل‌شخم (۲۰ تا ۳۰ سانتیمتر بالایی) خاک تعیین کرده‌اند. در واقع، میزان کاربرد فسفر، ورودی کادمیوم به خاک را کنترل می‌کند (مورتوت، ۱۹۹۶).

۱-۳-۱۳- ارزیابی آلودگی

آلودگی فلزات سنگین به‌دلیل منابع فراوان، ماهیت تجمع، خواص زیستی تخریب‌ناپذیری و سمیت آن‌ها، مشکلاتی جدی در سطح جهانی ایجاد می‌کند. در یک مطالعه، آلودگی فلزات سنگین خاک در یک مکان برجسته، ارزیابی و محتوای نیکل، کروم، روی، کادمیوم، آرسنیک، مس، جیوه و سرب

در نمونه‌های خاک و محصول (۱۸۲۲ جفت) اندازه‌گیری شد. ارزیابی خطرات سلامتی طبق مدل ایالات‌متحده انجام‌شده بود. سازمان حفاظت محیط‌زیست اعلام کرد که شاخص تک آلودگی در سطح بدون آلودگی یافت شد و میانگین شاخص آلودگی ترکیبی نمرو در سطح احتیاط بود. میانگین شاخص آلودگی محصول (CPI) تنها برای نیکل از مقدار استاندارد ملی فراتر بود. مقدار بیش از استاندارد مس، کادمیوم و جیوه در خاک و نیکل، کروم و آرسنیک در محصولات به‌طور قابل توجهی بیشتر از مقادیر متناظر آن‌ها در محصولات و خاک بود. فاکتور تجمع زیستی (BAF)، انتقال فلزات سنگین را در سیستم خاک نشان داد. میانگین شاخص آلودگی محصول به‌ترتیب نیکل > کروم > روی > کادمیوم > آرسنیک > مس > جیوه > سرب و فاکتور تجمع زیستی به‌ترتیب کادمیوم > روی > آرسنیک > مس > نیکل > جیوه > کروم > سرب ذکر می‌شوند. محصولات زراعی دارای ظرفیت‌های متغیری برای جذب فلزات سنگین بودند و کادمیوم در مقایسه با سایر فلزات سنگین به‌راحتی توسط گیاهان جذب می‌شود. ضریب خطر برای فلزات سنگین در سطح ایمن برای گروه‌های سنی متفاوت بود که نشان‌دهندهٔ خطر پایین سرطان‌زایی برای ساکنان منطقهٔ مورد مطالعه بود. بااین‌حال، بلع به‌عنوان مسیر اصلی ایجاد خطر سرطان‌زایی برای سلامت انسان است (هو و همکاران، ۲۰۱۷). خاک‌ها به‌عنوان مخزن (موقت) و منبع چندین آلایندهٔ شیمیایی عمل می‌کنند و تجمع آن‌ها در خاک خطر قرارگیری مستقیم (استنشاق، بلع خاک و تماس پوستی) یا غیرمستقیم (آب آشامیدنی یا دریافت رژیم غذایی) را افزایش می‌دهد. ارزیابی خطرات برای سلامت انسان اساساً باید شامل تنظیمات دسترسی زیستی فراتر از مسیرهای قرارگیری در معرض آن در مناطق آلوده باشد. مفاهیم متغیر، روش نامشخص، کمبود داده و روش دقیق، ارزیابی مناسب خطر خاک و اعتبار آن، دسترسی زیستی را محدود می‌کند. توسعهٔ ابزارهای ارزان و سریع برای تعیین غلظت آستانهٔ آلاینده‌ها در خاک و خطرات بالقوهٔ آن‌ها به‌دلیل قرارگیری در معرض انسان، موردنیاز است. این امر برای استفاده از داده‌های دسترسی زیستی جهت ارزیابی خطر و تصمیم‌گیری مفید خواهد بود (رودریگز و رومکنز پائول، ۲۰۱۸).

۲-۳-۱۳- محصول/ رقم ایمن نسبت به آلودگی

آلودگی خاک به فلزات سنگین مسیر مهمی برای ورود این آلاینده‌های سمی به زنجیرهٔ غذایی انسان است. اطلاعات در مورد واکنش محصولات کشاورزی به این آلودگی‌ها با فلزات منفرد یا با فلزات چندگانه اندک است. ارزیابی لوبیا مارچوبه (*Vigna unguiculata* subsp. *sesquipedalis* L.) برای تجمع کادمیوم (سطح پایین: ۰/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم و سطح بالا: ۱۱/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) توسط ارقام مختلف و مواجههٔ آن‌ها با فلزات متعدد (کادمیوم: ۱/۲؛ سرب: ۴۸۶ و روی: ۱۱۱۴ میلی‌گرم در کیلوگرم)، تغییرات قابل توجهی را در بین ارقام مورد آزمایش در مورد تجمع کادمیوم در

بخش‌های مختلف لوبیا مارچوبه (ساقه، برگ، میوه و ریشه) نشان داد. میوه‌های برداشت‌شده (غلاف) با قرارگیری در معرض مقادیر کم و زیاد کادمیوم (۴۱/۷ درصد ارقام مورد آزمایش)، حاوی غلظت‌های پایین‌تر کادمیوم (کمتر از ۰/۰۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) برای مصرف هستند. ارقام دارای پوشش دانهٔ سیاه به‌طور قابل توجهی برتر بودند، زیرا در مقایسه با پوشش دانه قرمز/خالدار غلظت اندک کادمیوم (میوه) را نشان دادند. تجمع کادمیوم توسط عوامل ژنتیکی کنترل می‌شود و لوبیا مارچوبه تجمع کمی در خود نسبت به آلایندهٔ کادمیوم دارد. زمانی که تحت شرایط تنش کادمیوم بالا نگهداری شدند، همبستگی مثبت معنی‌داری بین غلظت‌های کادمیوم و سرب در میوه‌ها مشاهده شد. این مطالعه نشان می‌دهد که تجمع کادمیوم در میوه‌ها ممکن است به‌دلیل وجود سایر فلزات سنگین در خاک باشد. استفاده از ارقام ایمن به آلودگی (PSC) یک راهکار عملی برای لوبیا مارچوبه است. مطالعات بیشتر در مورد جنبه‌های مختلف ژنتیکی و رویکرد اصلاح نژادی جدید برای درک مکانیسم و توسعهٔ ارقام ایمن به آلودگی برای به‌حداقل رساندن تهدیدات قرارگیری انسان در معرض فلزات سنگین مورد نیاز است (ژو و همکاران، ۲۰۰۷). در برخی کشورها، تولیدات کشاورزی در سطح وسیعی از زمین‌های آلوده ادامه می‌یابد تا تقاضای فزاینده برای مواد غذایی برآورده شود. رشد ارقام ایمن به آلودگی که سطح پایینی از آلاینده‌های خاص را در قسمت‌های خوراکی خود انباشته می‌کنند، ممکن است هجوم آلاینده‌ها را محدود کند. ارقام ایمن به آلودگی، محصولی ایمن را برای مصرف‌کنندگان ارائه می‌دهند. امکان‌سنجی این مفهوم در یک آزمایش گلدانی روی ۴۳ رقم برنج (۲۳ هیبرید و ۲۰ رقم معمولی) در معرض کادمیم کم (۱/۸۵-۱/۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) و بالا (۷۷/۵۵-۷۵/۶۹ میلی‌گرم در کیلوگرم) انجام شد. سی رقم مورد آزمایش، ایمنی به کادمیوم را در معرض کادمیوم کم نشان داد. نتایج تأکید کرد که غلظت کادمیوم در دانه‌ها در بین دو آزمایش همبستگی بالایی داشت ($p < ۰،۰۱$). یافته‌ها نشان می‌دهد که تجمع کادمیوم در دانه‌های برنج به ژنوتیپ بستگی دارد که نشان‌دهندهٔ احتمال گزینش رقم ایمن به آلودگی با سطح مشخصی از آلودگی خاک است. بااین‌حال، در مواجهه با سطح بالا، هیچ یک از ارقام مورد آزمایش به‌عنوان رقم ایمن به کادمیوم قرار نمی‌گیرند. تغییرات در پاسخ عملکرد ارقام در خاک با کادمیوم بالا نشان می‌دهد که کاهش عملکرد بیانگر سمیت دانه‌ها نیست؛ بنابراین، ضروری است که برنامه‌های اصلاحی و غربالگری برای ارقام ایمن به آلودگی برای مقابلهٔ مؤثر با تهدید قرارگیری انسان در معرض آلاینده‌های خاک آغاز شود (یو و همکاران، ۲۰۰۶).

۳-۳-۱۳- فناوری‌های سبز

آلودگی فلزات سنگین در خاک اغلب غیر قابل برگشت است و ممکن است بخشی از جمعیت میکروبی را سرکوب کند یا گاهی بکشد و منجر به ایجاد جمعیتی با تحمل بیشتر شود. وسعت جمعیت

سیانوباکتری‌های تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن و وجود هتروسیست‌ها در خاک‌هایی که سطح کروم بالایی دارند تحت تأثیر قرار می‌گیرد. تعداد باکتری‌های هتروتروف متحمل به کروم (VI) به طور قابل توجهی در خاک آلوده نسبت به خاک غیر آلوده افزایش یافت. تحقیقات بیشتر ممکن است به تعیین محیط‌های آلوده به کروم با استفاده از تحمل باکتری‌های هتروتروف به کروم (VI) و بروز هتروسیست‌ها در سیانوباکتری‌ها و یا برای نظارت بر فرایند زیست‌پالایی کمک کند (ویتی و جیوونتی، ۲۰۰۱). فلزات سنگین خطرات طولانی مدتی را به‌همراه دارند و حتی در غلظت‌های پایین نیز به‌شدت واکنش‌پذیر و سمی هستند. تأثیرات زیستی آن‌ها براساس فلز خاص و برای موجودات سازگار متفاوت است. برخی از گیاهان (متالوفیت‌ها) مکانیسم‌هایی را برای مقابله با تنش فلزات سنگین تکامل داده‌اند؛ ازاین‌رو، متالوفیت‌ها ممکن است برای تمیز کردن مکان‌های آلوده به فلز و محدود کردن گسترش فلزات سنگین در خارج از منطقهٔ آلوده استفاده شوند. بهره‌برداری مناسب از فناوری‌های سبز برای بررسی پوشش گیاهی جهت کشف احتمالی گیاهان با تجمع بیش‌ازحد و متحمل به فلزات در تعداد بیشتری از زیستگاه‌ها نیاز است (گال و همکاران، ۲۰۱۵). گیاه‌پالایی شامل تعدادی فناوری است که گیاهان به‌وسیلهٔ آن‌ها، آلاینده‌های سمی محیطی با منشأ انسانی را تجزیه، حذف، کاهش یا بی‌حرکت می‌کنند تا مکان‌های آلوده را مجدد به شرایط قابل استفاده بازگردانند. گیاه‌پالایی از گیاهان برای تسریع در تخریب آلاینده‌های آلی با میکروارگانیسم‌های ریزوسفر یا حذف فلزات سنگین خطرناک از آب یا خاک استفاده می‌کند. گیاه‌پالایی یک فناوری سازگار با محیط‌زیست و نسبتاً ارزان نسبت به استراتژی‌های پالایش جایگزین است. اکثر گیاهان در طبیعت توسط قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار کلونیزه می‌شوند و باکتری‌هایی که به میکوریزاسیون کمک می‌کنند ممکن است برای بهبود آن مورد بهره‌برداری قرار گیرند. برای بهره‌گیری از میکروب‌ها به‌عنوان محافظ زیستی در برابر فلزات سنگین و عوامل بیماری‌زا، پیچیدگی اکولوژیکی آن‌ها به‌ویژه در میکوریزوسفر نیاز به توجه دقیق دارد. ادغام چنین اطلاعاتی در مورد فعالیت‌های میکروبی خاک و ریشه و پویایی توزیع آن‌ها با ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و فضایی خاک موردنیاز است. چنین وظایفی ممکن است با تلاش‌های فیزیک‌دانان، شیمی‌دانان خاک و زیست‌شناسان انجام شود (شیرمحمدی و همکاران، ۲۰۱۴).

۴-۳-۱۳- شاخص‌های سلامت خاک

تداوم تولید به عوامل زیادی بستگی دارد که به‌هم مرتبط بوده و بر بهره‌وری خاک تأثیر می‌گذارند. سلامت خاک نشان دهندهٔ ظرفیت مداوم هر خاک برای حفظ بهره‌وری، حفظ/ بهبود کیفیت محیط در یک مرز اکوسیستم است که از سلامت و زندگی انسان حمایت می‌کند. افزایش فشار بر خاک مستلزم ارزیابی و پایش منظم سلامت خاک است. در بین شاخص‌های بیولوژیکی، فعالیت آنزیم‌های خاک به‌عنوان یکی از شاخص‌های امیدوارکنندهٔ سلامت خاک مطرح شده است، اما نیاز به قضاوت و

تفسیر دقیق داده‌ها دارد. فعالیت‌های آنزیمی خاک به تغییراتی که در خاک به‌دلیل شیوه‌های مدیریت محصول (تناوب زراعی، خاک ورزی، کوددهی، مدیریت بقایا و...) رخ می‌دهد، پاسخ می‌دهند. تعیین فعالیت‌های آنزیم خاک نسبت به روش‌های فیزیکوشیمیایی نسبتاً آسان، سریع و کم هزینه است. وابستگی به یک اندازه‌گیری (فعالیت‌های آنزیم خاک) ممکن است محدودیت‌های خاصی ایجاد کند و بنابراین تشخیص دقیق سلامت خاک مستلزم همراهی با اقدامات فیزیکوشیمیایی و سایر اقدامات بیولوژیکی است (آلکورتا و همکاران، ۲۰۰۳). ارگانیسم‌هایی که جزئیاتی را در مورد کیفیت محیط ارائه می‌دهند، به‌عنوان زیست‌پایشگر نامیده می‌شوند. محدودیت در استفاده از گیاهان به‌عنوان زیست‌پایشگر آلودگی خاک، در مطالعات قبلی مورد پذیرش قرارگرفته است. بااین‌حال، زیست-پایشگرهای گیاهی شاخص‌های بهتری برای کیفیت خاک هستند و دارای مزایای فراوانی نسبت به آنالیز خاک به‌ویژه برای اکتشاف در مقیاس بزرگ هستند. غلظت کل فلز را می‌توان با آنالیز مستقیم خاک به بهترین وجه اندازه‌گیری کرد. بااین‌حال، تخمین کیفیت خاک توسط زیست‌پایشگرهای گیاهی، کمیت مستقیم یک اثر بیولوژیکی را برای ارزیابی تأثیر آلاینده‌ها بر اکوسیستم و انسان تسهیل می‌کند. این رویکرد به‌وضوح پیامدهای ناشی از فلز را بر موجودات زنده نشان می‌دهد و فقط مقادیر غلظت کل فلز در خاک را استنباط نمی‌کند (مادجان و همکاران، ۲۰۰۶).

کرم‌های خاکی، حاصلخیزی خاک را بهبود می‌بخشند، مواد آلی را تجزیه و مواد مغذی را بازیافت می‌کنند. کرم‌های خاکی می‌توانند به‌طور مناسب به‌عنوان ارگانیسم‌های شاخص برای ارزیابی تأثیرات بیولوژیکی آلاینده‌های خاک و تحقیقات بوم‌سم‌شناسی خاک استفاده شوند. مدیریت و اندازه‌گیری کرم‌های خاکی برای ارزیابی پاسخ‌های بیوشیمیایی، تجمع آلاینده‌ها و دفع آن آسان‌تر است و مطالعه در مورد طول عمر (رشد و تولید مثل) را تسهیل می‌کند. به‌طورکلی، سطوح پایین آلودگی در سلول‌ها یا بافت‌های یک ارگانیسم سریع‌تر از سطوح بالاتر مانند اثرات اکولوژیکی ظاهر می‌شوند؛ بنابراین، هر گونه تغییر (سلولی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی) در ارگانیسم به‌دلیل قرارگیری در معرض آلاینده ممکن است به‌عنوان نشانگرهای زیستی برای ارائه یک هشدار اولیه استفاده شود. استفاده از نشانگرهای زیستی کرم خاکی برای نظارت بر آلودگی خاک و تأثیر آلاینده‌ها بر موجودات خاک یک رویکرد جدید است. شناسایی مناسب‌ترین گونه‌های کرم خاکی براساس اولویت ضروری است. نشانگرهای زیستی باید بتوانند طیف وسیعی از آلاینده‌های خاک را بررسی کنند؛ زیرا مطالعات انجام‌شده تا کنون عمدتاً فقط به فلزات سنگین مربوط می‌شود. مطالعات نشانگرهای زیستی کرم خاکی در شرایط مزرعه با استفاده از جمعیت‌های بومی برای ارزیابی آلودگی خاک اندک است (لیونتو و همکاران، ۲۰۱۲). غربالگری طولانی‌مدت نشان داد که زیست‌تودهٔ میکروبی، فعالیت آنزیم خاک و جمعیت جلبک‌ها در خاک‌های آلوده متوسط به بالا با هیدروکربن نفت کل (TPH) کاهش می‌یابد. آلودگی کمتر هیدروکربن نفت کل باعث افزایش جمعیت جلبک‌ها شد، اما تأثیری بر زیست‌تودهٔ

میکروبی و آنزیم‌ها نداشت. اثر بازدارندگی بر پارامترهای فوق در خاک‌های با آلودگی بالا بیشتر از خاک‌های با آلودگی متوسط بود. خاک‌های با آلودگی متوسط به بالا حذف گونه‌های جلبک حساس را نشان دادند که بیانگر تغییر در ترکیب است. نتایج نشان می‌دهد که این تغییرات در ترکیب جلبک خاک ممکن است برای کشف خطرات زیست‌محیطی در مکان‌های آلوده و ارائه توصیه‌هایی در مورد کیفیت خاک مورداستفاده قرار گیرد. آزمایش جلبک‌های خاک به‌دلیل دانش محدود در مورد سمیت میکروارگانیسم‌ها ناشی از قرارگیری در معرض محیط‌های آلوده از اهمیت فوق العاده‌ای برخوردار است (مگاراج و همکاران، ۲۰۰۰).

۴-۱۳- چالش‌های تحقیق و ملاحظات سیاسی

ارزیابی کیفیت خاک (SQ) موضوع دشواری است؛ زیرا خاک‌ها ازنظر خواص و عملکرد بسیار متفاوت هستند. توسعهٔ روش‌هایی برای نظارت و ارزیابی کیفیت خاک برای اطمینان از استفادهٔ پایدار از زمین بدون آسیب به سلامت انسان موردنیاز است. در رویکرد کلی باید از انواع مختلف شاخص‌ها (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی) برای قضاوت کیفیت خاک استفاده شود. در اکثر موارد از یک شاخص استفاده می‌شود و کیفیت خاک به‌درستی ارزیابی نمی‌شود. تلاش‌های بیشتری برای توسعهٔ روش‌ها یا شاخص‌های سلامت انسان جهت ارزیابی کیفیت خاک موردنیاز است. این روش‌ها بایستی کیفیت خاک را ازنظر بهره‌وری، پایداری، اکوسیستم و سلامت انسان در نظر بگیرد (زورنوزا و همکاران، ۲۰۱۵). کنوانسیون استکهلم جهت نظارت بر آلاینده‌های آلی پایدار شناسایی‌شده همراه با آلاینده‌های نوظهور براساس عوامل خطر مرتبط، یعنی، پایداری، تجمع زیستی و سمیت است. از آن‌جایی که افزایش مداوم آلاینده‌های نوظهور (PPCPs) تغییر یا حذف آن‌ها از محیط را جبران می‌کند، نگرانی زیادی وجود دارد. مطالعات بیشتری در مورد مسیرهای قرارگیری در معرض آلاینده‌ها و تأثیر طولانی‌مدت آن‌ها بر سلامت انسان با تمرکز بر آلاینده‌های نوظهور نیاز است. شکاف قابل توجهی در ارزیابی خطر درازمدت قرارگیری در معرض آلاینده‌های نوظهور در مصرف آب، محصولات غذایی و گوشت توسط انسان وجود دارد. ارزیابی دقیق خطر این آلاینده‌ها برای انسان یا محیط‌زیست به اجرای رویکردهای مدل‌سازی مناسب بستگی دارد. برای کاهش اثرات نامطلوب بر محیط‌زیست با استفاده از داروهای با تجزیهٔ آسان (داروشناسی سبزتر) و افزایش کارایی تصفیه بیولوژیکی (تصفیه-خانه‌های فاضلاب)، ملاحظات سیاسی لازم است (کلارک و کومینز، ۲۰۱۵).

اهمیت تنوع زیستی خاک به‌دلیل مزایایی که از طریق مهار ارگانیسم‌های بیماری‌زای خاک و تأمین غذای پاک برای سلامت انسان دارد به‌تدریج پذیرفته شده است. تغییرات محیطی و شیوه‌های نادرست مدیریت زمین، جوامع زیرزمینی را در کل جهان تحت تأثیر قرار داده و درنتیجه به‌دلیل کاهش تنوع زیستی خاک، مزایای آن کاهش می‌یابد. یافته‌های فعلی نشان‌دهندهٔ این واقعیت است که مدیریت

پایدار می‌تواند تا حدی تنوع زیستی خاک را احیا و حفظ کند. شیوه‌های مدیریت بهتر، تنوع زیستی و پیچیدگی اکولوژیکی خاک، امکان بهبودی سلامت انسان از طریق منابع کم را فراهم می‌کند. برای حفظ و افزایش تنوع زیستی خاک برای گیاهان، حیوانات و انسان‌ها، گزینه‌های مدیریتی در دسترس است. بااین‌حال، توسعه و ترویج شیوه‌های قابل دوام به فوریت مورد نیاز است. در رویکرد جدید باید سودمندی بیوتای خاک را در کاربرد و مدیریت زمین در نظر گرفت تا فواید متعددی حاصل شود. علاوه‌براین، افزایش پیچیدگی شبکهٔ غذایی خاک، مقاومت و انعطاف‌پذیری را برای مقابله با اختلالات و محافظت از تأثیرات رویدادهای شدید اصلاح می‌کند. شیوه‌ها و راهکارهای مناسبی که تنوع زیستی خاک را افزایش می‌دهد باید در سیاست‌های استفاده از زمین، اقلیم در سطوح منطقه‌ای و جهانی برای حفظ سلامت انسان گنجانده شود. در زمینهٔ تنوع زیستی خاک، ابتکارات جهانی برای ارائه اطلاعات مرتبط به سیاست‌گذاران آغاز شده است و در حال آماده‌سازی برای انتشار اولین تنوع زیستی جهانی خاک هستند. اطلس خاک با همکاری مرکز تحقیقات مشترک اتحادیهٔ اروپا در حال آماده‌سازی است. ابتکار جهانی تنوع زیستی خاک، در حال بررسی تنوع زیستی خاک در ساختار فراملی در زمینهٔ تنوع زیستی و خدمات اکوسیستم است. تنوع زیستی خاک یک پایه اکولوژیکی گسترده را فراهم می‌کند که با تمام اشکال زندگی مرتبط است و منبعی است که استفاده ناکافی از آن می‌شود. اکنون زمان آن فرا رسیده که با مدیریت مؤثر، به اشتراک‌گذاری اطلاعات بین جامعهٔ علمی و سیاست‌گذاران و تدوین سیاست‌های جدید براساس دانش فعلی، خاک و تنوع زیستی خاک را نجات دهیم. توسعهٔ مکانیسم پیاده‌سازی برای به‌روزرسانی آسان سیاست‌های مرتبط و بهترین شیوه‌های مدیریت بسیارمهم است. این امر درک مدیریت تنوع زیستی خاک را برای تقویت سلامت انسان بهبود می‌بخشد (وال و همکاران، ۲۰۱۵). سیاست‌های عمومی باید از آلودگی مزارع گیاهان جلوگیری کند. مقررات سخت‌گیرانه‌ای برای بازپرداخت هزینه‌های پاک‌سازی مناطق صنعتی آلوده، موردنیاز است؛ بنابراین، قیمت محصولات باید نشان‌دهندهٔ تأثیر آن‌ها بر سلامت انسان، محیط‌زیست یا ثبات اجتماعی و اقتصادی جوامع روستایی باشد (هارینگان و همکاران، ۲۰۰۲). شیوه‌های مرسوم تهدیدی برای سلامت اکوسیستم کشاورزی و پایداری سیستم تولید کشاورزی است. شیوه‌های مدیریتی انتخاب‌شده باید قادر به رسیدگی به اصل علت باشد. پایداری سیستم تولید در آینده به فناوری‌های خاص منطقه بستگی دارد. تنوع زیستی زیر و روی زمین از اهمیت بیشتری برخوردار است؛ بهره‌برداری مناسب از مزایا تا حد زیادی به تحقیقات استراتژیک آینده و درک تعاملات ریزوسفری تحت شرایط مختلف بستگی دارد (سینگ و سینگ، ۲۰۱۹).

۵-۱۳- نتیجه‌گیری

آلودگی خاک به‌دلیل استفادهٔ شدید از کودها و سموم دفع آفات در کشاورزی، دفع زباله‌های شهری و فعالیت‌های صنعتی به‌عنوان یک مشکل گسترده مطرح شده است. آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین یا بقایای آفت‌کش‌ها خطرات جدی برای سلامت انسان و ایمنی محیط‌زیست ایجاد می‌کنند. آلودگی خاک با ساختار خاک تداخل داشته و حاصلخیزی را کاهش می‌دهد، تعادل بین گیاهان و جانوران خاک را به‌هم می‌زند، محصولات کشاورزی و آب‌های زیرزمینی را آلوده می‌کند و درنتیجه تهدیدی جدی برای موجودات زنده به‌شمار می‌رود. فلزات سنگین که از طریق منابع انسانی وارد خاک می‌شوند، تجزیه نشده و به‌طور استثنایی در خاک باقی می‌مانند. دفع پساب و فاضلاب صنعتی به خاک کشاورزی دلیل اصلی آلودگی فلزات سنگین است. اطلاعات دقیق در مورد فلزات سنگین، ما را برای مدیریت مناسب خاک تجهیز می‌کند. آلاینده‌های غیرآلی و آلی کیفیت آب زیرزمینی را بدتر می‌کنند و آن را برای مصرف انسان ناایمن می‌کنند. وجود مقادیر زیاد نیترات در آب آشامیدنی باعث ایجاد اختلالات فراوانی در سلامتی می‌شود. راندمان مصرف کودها ممکن است با اتخاذ زمان و مکان مناسب افزایش یافته و کیفیت آب را نیز تحت تأثیر قرار دهد. تولید محصولات در مکان‌های آلوده باید ابتدا برای مصرف ایمن انسان بررسی شوند یا در غیر این‌صورت بایستی حذف گردند. محصولاتی که فلزات سمی را در قسمت‌های غیرخوراکی محدود می‌کنند ممکن است برای کشت در مکان‌های آلوده انتخاب شوند. داده‌های مربوط به ارزیابی خطر مرتبط با آفت‌کش‌ها بر سلامت و محیط‌زیست در کشورهای در حال توسعه اندک است. مداخلات استراتژیک برای کاهش تأثیرات سوء باید شامل نظارت دوره‌ای، تمرین و آموزش برای اطمینان از ایمنی باشد. گیاه‌پالایی یک فناوری سازگار با محیط‌زیست و نسبتاً ارزان است؛ بااین‌حال، استفاده از میکروب‌ها به‌عنوان محافظ زیستی به اطلاعات بیشتری در مورد فعالیت‌ها و پویایی توزیع آن‌ها با ویژگی‌های فضایی خاک نیاز دارد. برای کاهش کشت در مناطق آلوده و دفع پساب‌های مضر در زمین‌های کشاورزی قوانینی نیاز است. شیوه‌ها و راهکارهای کشاورزی ایمن جایگزین، نیاز روز است. اطلاعات در مورد آلاینده‌های خاک، مسیرها و مکانیسم‌های آن‌ها با رویکرد تحقیقاتی چندرشته‌ای برای مقابله با مشکلات فعلی مورد نیاز است.

منابع

Aktar Md W, Sengupta D, Chowdhury A (۲۰۰۹) Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. Interdisc Toxicol ۲:۱–۱۲

Alkorta I, Aizpurua A, Riga P, Albizu I, Amezaga I, Garbisu C (۲۰۰۳) Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. Rev Environ Health ۱۸:٦٥–۷۳

Arias-Estévez M, López-Periago E, Martínez-Carballo E, Simal-Gándara J, Carlos Mejuto J, García-Río L (۲۰۰۸) The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agric Ecosyst Environ ۱۲۳:۲٤۷–۲٦۰

Chary NS, Kamala CT, Suman Raj DS (۲۰۰۸) Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. Ecotoxicol Environ Safe ٦۹:٥۱۳–٥۲٤

Chopra AK, Pathak C, Prasad G (۲۰۰۹) Scenario of heavy metal contamination in agricultural soil and its management. J Appl Nat Sci ۱:۹۹–۱۰۸

Clarke RM, Cummins E (۲۰۱٥) Evaluation of “classic” and emerging contaminants resulting from the application of biosolids to agricultural lands: a review. Hum Ecol Risk Assess ۲۱:٤۹۲–٥۱۳

Clarke BO, Smith SR (۲۰۱۱) Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. Environ Int ۳۷:۲۲٦–۲٤۷

Fuentes MS, Sáez JM, Benimeli CS, Amoroso MJ (۲۰۱۱) Lindane biodegradation by defined consortia of indigenous Streptomyces strains. Water Air Soil Pollut ۲۲۲:۲۱۷–۲۳۱

Gall JE, Boyd RS, Rajakaruna N (۲۰۱٥) Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. Environ Monit Assess ۱۸۷:۲۰۱

Gómez-Sagasti MT, Alkorta I, Becerril JM, Epelde L, Anza M, Garbisu C (۲۰۱۲) Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation. Water Air Soil Pollut ۲۲۳:۳۲٤۹–۳۲٦۲

Hani A, Pazira E (۲۰۱۱) Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. Environ Monit Assess ۱۷٦:٦۷۷–٦۹۱

Horrigan L, Lawrence RS, Walker P (۲۰۰۲) How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. Environ Health Perspect ۱۱۰:٤٤٥–٤٥٦

Hu B, Jia X, Hu J, Xu D, Xia F, Li Y (۲۰۱۷) Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze river delta, China. Int J Environ Res Public Health ۱٤:۱–۱۸

Kumar K, Gupta SC, Baidoo SK, Chander Y, Rosen CJ (۲۰۰٥) Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. J Environ Qual ۳٤:۲۰۸۲–۲۰۸٥

Kumar SR, Arumugam T, Ananda Kumar CR, Balakrishnan S, Rajavel DS (۲۰۱۳) Use of plant species in controlling environmental pollution - a review. Bull Environ Pharmacol Life Sci ۲:٥۲ ٦۳

Lionetto MG, Calisi A, Schettino T (۲۰۱۲) Earthworm biomarkers as tools for soil pollution assessment. In: Hernandez Soriano MC (ed) Soil health and land use management. Intech Open, Croatia, pp ۳۰٥–۳۳۲

Madejón P, Marañón T, Murillo JM, Robinson B (۲۰۰٦) In defense of plants as biomonitors of soil quality. Environ Pollut ۱٤۳:۱–۳

Majumdar D, Gupta N (۲۰۰۰) Nitrate pollution of ground water and associated human health disorders. Indian J Environ Health ۴۲:۲۸–۳۹
Megharaj M, Singleton I, McClure NC, Naidu R (۲۰۰۰) Influence of petroleum hydrocarbon contamination on microalgae and microbial activities in a long-term contaminated soil. Arch Environ Contam Toxicol ۳۸:۴۳۹–۴۴۵
Mertens J, Luyssaert S, Verheyen K (۲۰۰۵) Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. Environ Pollut ۱۳۸:۱–۴
Mortvedt JJ (۱۹۹۶) Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. Fertil Res ۴۳:۵۵–۶۱
Paustian K, Lehmann J, Ogle S, Reay D, Robertson GP, Smith P (۲۰۱۶) Climate smart soils. Nature ۵۳۲:۴۹–۵۷
Rodrigues SM, Römkens Paul FAM (۲۰۱۸) Human health risks and soil pollution. In: Durate AC, Cachada A, Rocha-Santosh T (eds) Soil pollution from monitoring to remediation. Academic, London, pp ۴۱۷–۴۴۷
Safi J, Awad Y, El-Nahhal Y (۲۰۱۴) Bioremediation of Diuron in soil environment: influence of cyanobacterial mat. Am J Plant Sci ۵:۱۰۸۱–۱۰۸۹
Savci S (۲۰۱۲) An agricultural pollutant: chemical fertilizer. Int J Environ Sci Dev ۳(۱):۷۷–۸۰
Shirmohammadi E, Khaje M, Shirdali M, Talaei GH, Shahgholi H (۲۰۱۴) Microorganism's application strategy for bio-phytoremediation of heavy metal: a review. J Biol Environ Sci ۵:۲۸۹–۲۹۸
Shukla KP, Singh NK, Sharma S (۲۰۱۰) Bioremediation: developments, current practices and perspectives. Genet Eng Biotechnol J GEBJ-۳:۱–۲۰
Singh SP, Singh MK (۲۰۱۹) Mycorrhiza in sustainable crop production. In: Hasanuzzaman M (ed) Agronomic crops, Management practices, vol ۲. Springer, Singapore, pp ۴۶۱–۴۸
Tiwari KK, Singh NK, Patel MP, Tiwari MR, Rai UN (۲۰۱۱) Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. Ecotoxicol Environ Safe ۷۴:۱۶۷۰–۱۶۷۷
Viti C, Giovannetti L (۲۰۰۱) The impact of chromium contamination on soil heterotrophic and photosynthetic microorganisms. Ann Microbiol ۵۱:۲۰۱–۲۱۳
Wall DH, Nielsen UN, Six J (۲۰۱۵) Soil biodiversity and human health. Nature ۵۲۸:۶۹–۷۶
Wu C, Wu C, Zhang L (۲۰۱۰) Heavy metal concentrations and their possible sources in paddy soils of a modern agricultural zone, southeastern China. Environ Earth Sci ۶۰:۴۵–۵۶
Wu C, Spongberg AL, Witter JD, Maruthi Sridhar BB (۲۰۱۲) Transfer of wastewater associated pharmaceuticals and personal care products to crop plants from biosolids treated soil. Ecotoxicol Environ Safe ۸۵:۱۰۴–۱۰۹
Yu H, Wang J, Fang W, Yuan J, Yang Z (۲۰۰۶) Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice. Sci Total Environ ۳۷۰:۳۰۲–۳۰۹
Zhu Y, Yu H, Wang J, Fang W, Yuan J, Yang Z (۲۰۰۷) Heavy metal accumulations of ۲۴ Asparagus bean cultivars grown in soil contaminated with Cd alone and with multiple metals (Cd, Pb, and Zn). J Agric Food Chem ۵۵:۱۰۴۵–۱۰۵۲

Zornoza R, Acosta JA, Bastida F, Domniguez SG, Toledo DM, Faz A (۲۰۱۵) Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. Soil ۱:۱۷۳–۱۸۵

فصل چهارده: انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک: ارزیابی شیوه‌های مدیریت کشاورزی

چکیده

افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای اتمسفر (GHGs) تهدیدی جدی برای موجودات زنده و جایگاه آن‌ها است. افزایش سریع گازهای گلخانه‌ای بدون شک به فعالیت‌های انسان مربوط می‌شود. مطالب مربوط به انتشار گازهای گلخانه‌ای و رویکردهای کاهش به‌طور گسترده در دسترس است، اما بررسی-های بسیار کمی بر روندهای مکانی-زمانی انتشار گازهای گلخانه‌ای در بخش کشاورزی متمرکز شده است. کشاورزی یکی از عوامل مؤثر در انتشار گازهای گلخانه‌ای است که شامل شیوه‌های مختلف کشاورزی است که کشاورزان دنبال می‌کنند که بر میزان انتشار اثر مثبت یا منفی دارد. شیوه‌های مدیریت خاک در کشاورزی موجب افزایش مواد مغذی می‌شود، اما چرخهٔ طبیعی مواد معدنی را مختل می‌کند که منجر به آلودگی خاک، آب و افزایش انتشار از خاک به اتمسفر می‌شود، درنتیجه به تغییرات آب‌وهوایی منجر می‌شود. مقالات و گزارش‌های تحقیقاتی مربوط به انتشار گازهای گلخانه‌ای از بخش‌های مختلف کشاورزی در نقاط مختلف جهان برای یافتن تغییرات در الگوی انتشار، شدت و عوامل مؤثر بر انتشار از خاک بررسی شده است. انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم از طریق عوامل طبیعی و همچنین عوامل انسانی، مانند pH، بافت خاک، خاک‌ورزی، کاربرد کود، مالچ‌پاشی، آبیاری و... تغییر می‌کند. عواملی که در انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک مشارکت دارند بسته به منطقه و شیوه‌های مختلف کشاورزی متفاوت است. رویکردهای مختلف کاهش گازهای گلخانه‌ای از بخش کشاورزی نیز برای کارایی آن‌ها در کاهش انتشار مقایسه شده است. انواع تکنیک‌های توسعه‌یافته برای افزایش عملکرد محصولات زراعی، با تأثیر مستقیم بر pH، دما و رطوبت خاک بر انتشار گازهای گلخانه‌ای تأثیر می‌گذارند. شرایط مساعد برای انتشار گازهای گلخانه‌ای را می‌توان برای کاهش انتشار تغییر داد؛ زیرا براساس عوامل طبیعی و انسانی محلی، خاک هم به‌عنوان یک مخزن و هم به‌عنوان انتشاردهندهٔ گازهای گلخانه‌ای عمل می‌کند.

کلمات کلیدی: گازهای گلخانه‌ای، کشاورزی، خاک، تأثیر بر گیاهان، کاهش

۱-۱۴- مقدمه

تغییر اقلیم یک تغییر طولانی‌مدت در شرایط آب‌وهوایی است شامل تغییرات عمده در دما، بارندگی، الگوهای باد و... که طی چندین دهه یا بیشتر رخ می‌دهد. تغییرات قابل توجه در متغیرهای آب‌وهوا ممکن است منجر به تغییرات بزرگ و بالقوهٔ خطرناک در اقلیم و آب‌وهوا شود. متوسط دمای سطح زمین تا سال ۲۰۱۶، از زمان شروع ثبت جهانی در سال ۱۸۸۰ (دالمن، ۲۰۱۷) ۰/۹۳ درجه سانتیگراد افزایش یافته است. افزایش مداوم میانگین دمای جهانی در نزدیکی سطح زمین، گرمایش جهانی

است. علت اصلی گرم شدن کره زمین افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو است. بخار آب (H_2O)، دی‌اکسید کربن (CO_2)، متان (CH_4)، اکسید نیتروژن (N_2O)، ازن (O_3) و سایر گازهای موجود در اتمسفر، تشعشعات حرارتی مادون قرمزی را که از سطح زمین ساطع و منعکس می‌شود، جذب کرده و دوباره تابش می‌کنند که موجب گرم‌تر نگه داشتن زمین می‌شود؛ بنابراین، گازهای گلخانه‌ای مسئول حفظ دمای بهینه زمین هستند. اگر گازهای گلخانه‌ای وجود نداشت، میانگین دمای زمین ۱۸- درجه سانتیگراد بود. به‌دلیل وجود گازهای گلخانه‌ای، افزایش دما تا ۳۴ درجهٔ سانتیگراد وجود دارد (ناسا، ۲۰۱۰). اثر گلخانه‌ای، فرایند به دام انداختن و بازتاب مجدد تابش مادون قرمز حرارتی توسط گازهای گلخانه‌ای به جو است. افزایش فعلی گازهای گلخانه‌ای به‌دلیل فعالیت‌های انسانی، تشعشعات مادون قرمز حرارتی بیشتری را در نزدیکی سطح زمین حفظ می‌کند که منجر به افزایش میانگین دمای جهانی و درنتیجه گرمایش جهانی می‌شود. گازهای گلخانه‌ای و خصوصیات آن‌ها در جدول ۱۴-۱ آورده‌شده است.

افزایش مداوم غلظت گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر نه‌تنها بر گرم شدن کره زمین تأثیر می‌گذارد، بلکه در افزایش سطح دریا و کاهش جذب کربن در منابع کربن زمینی و اقیانوسی نیز دخیل است (IPCC ۲۰۰۷). انتشار گازهای گلخانه‌ای هر دهه در حال افزایش است، اما انتشارات انسانی در طول سال‌های ۲۰۰۰-۲۰۱۰ بالاترین میزان را داشته است (IPCC ۲۰۱٤). در سال ۲۰۱۰، از کل انتشارات انسانی، ۷۶ درصد CO_2، ۱۶ درصد CH_4، ۶/۲ درصد N_2O و ۲ درصد گازهای فلوئوردار تشکیل شده بود (IPCC, ۲۰۱٤). انتشار گازهای گلخانه‌ای از بخش کشاورزی نیز تحت تأثیر نهاده‌های انسانی قرار می‌گیرد. منابع اصلی آلودگی خاک کشاورزی کاربرد کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها، کودهای آلی و سایر نهاده‌ها هستند که به‌شدت برای افزایش بهره‌وری گیاهان استفاده می‌شوند. مواد مغذی حاصل از این نهاده‌ها به‌طورکامل توسط گیاهان مورداستفاده قرار نمی‌گیرند و به‌دلیل شسته شدن، روان شدن و همچنین انتشار اتمسفر از بین می‌روند و درنتیجه چرخهٔ مواد مغذی را مختل می‌کنند. این اقدامات بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک تأثیر می‌گذارند. این مقاله مروری بر دانش فعلی انتشار گازهای گلخانه‌ای از بخش کشاورزی، عوامل محیطی و انسانی محلی حاکم بر انتشار و تأثیر بر کشاورزی و راهکارهای موجود برای کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو متمرکز است.

جدول ۱۴-۱- گازهای گلخانه‌ای و ویژگی‌های آن‌ها

گازهای گلخانه‌ای	غلظت	غلظت (۲۰۰۵) (WDCGG)	روند (هر سال، ۲۰۰۵-۲۰۱۶) (WDCGG)	پتانسیل گرمایش جهانی USEPA) (۲۰۱۷	طول عمر (سال) USEPA) (۲۰۱۷
دی‌اکسید کربن (CO_2)	۴۰۳/۳ پی‌پی‌ام	۳۷۹/۲ پی‌پی‌ام	۲/۱ پی‌پی‌ام	۱	متغیر
متان (CH_4)	۱۸۵۳ پی‌پی‌بی	۱۷۸۵ پی‌پی‌بی	۶/۱۵ پی‌پی‌بی	۲۵	۱۲-۸
اکسید نیتروژن (N_2O)	۳۲۸/۹ پی‌پی‌بی	۳۱۹/۱ پی‌پی‌بی	۰/۹ پی‌پی‌بی	۲۹۸	بیشتر از ۱۲۰-۱۰۰
ازون (O_3)	۴۰/۷ پی‌پی‌بی	-	-	۲۰۰۰	کوتاه
کلروفلوئوروکربن‌ها (CFCs)	۵۳۷ پی‌پی‌تی	-	-	۱۰۶۰۰	بیشتر از ۱۰۰
هیدروفلوئوروکربن‌ها (HFCs)	۳۵ پی‌پی‌تی	-	-	بیش از ۱۴۸۰۰	بیش از ۲۷۰
پرفلوئوروکربن‌ها (PFCs)	۲۰ پی‌پی‌تی	-	-	۱۲۲۰۰-۷۳۹۰	۵۰۰۰۰-۲۶۰۰
سولفورهگزافلوراید (SF_6)	۸/۶ پی‌پی‌تی	-	-	۲۲۸۰۰	۳۲۰۰

۲-۱۴- روش‌شناسی

بررسی مقالات با استفاده از وب جهانی برای کلمات کلیدی مرتبط مانند: گازهای گلخانه‌ای، کشاورزی، اقدامات کشاورزی، انتشار خاک، عوامل مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای، تأثیرات گازهای گلخانه‌ای بر کشاورزی، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و...، در Google Scholar و PubMed انجام شد. براساس اطلاعات مرتبط، ۲۵۰ مقالهٔ واجد شرایط مرتبط با موضوع برای بررسی بیشتر انتخاب شدند. برای آنالیز غلظت و روند انتشار گازهای گلخانه‌ای، داده‌های IPCC، NASA، ESRL (آزمایشگاه تحقیقات سیستم زمین) و WDCGG (مرکز داده‌های جهانی برای گازهای گلخانه‌ای) از وب‌سایت‌های مربوطه دانلود شدند. مقالات بررسی‌شدهٔ مرتبط نیز از مرجع مهم‌ترین مقالات استنادشده در این زمینه استخراج شد. اطلاعات مشاهده‌شده در این مطالعات مانند شیوه‌های مختلف کشاورزی مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای، شرایط خاک که انتشار گازهای گلخانه‌ای را تغییر می‌دهد،

سهم کشاورزی در انتشار کل گازهای گلخانه‌ای و استراتژی‌های کنترل کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای به‌طور خلاصه مورد بررسی قرار گرفت. تأکید بیشتری بر مطالعات در کشورهای در حال توسعه شده است. داده‌های WDCGG (۲۰۱۶) برای دوره زمانی ۲۰۱۶-۲۰۰۵ برای آنالیز سری‌های زمانی CO_2، CH_4 و N_2O با استفاده از رویکرد Theil-Sen در نرم‌افزار آماری R استفاده شد.

۳-۱۴- انتشار گازهای گلخانه‌ای

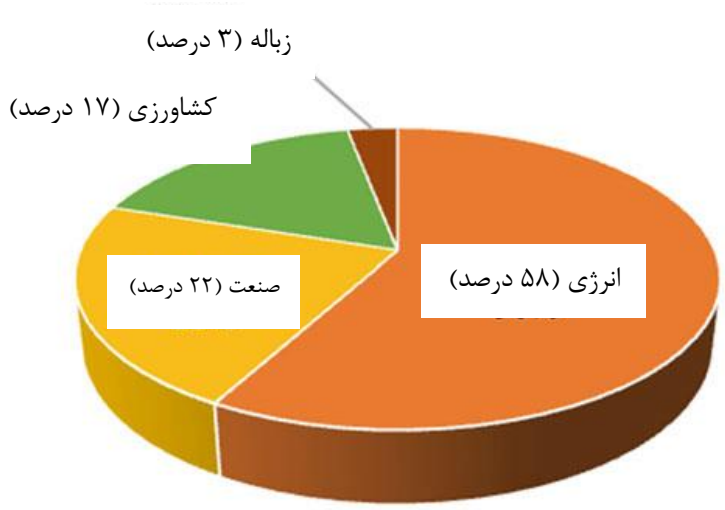
منابع طبیعی گازهای گلخانه‌ای عبارت‌اند از: تجزیه، تخمیر روده‌ای در نشخوارکنندگان، تنفس بی-هوازی در تالاب‌ها، نیترات‌زدایی، فوران‌های آتشفشانی و.... گازهای گلخانه‌ای ساطع‌شده از منابع طبیعی عمدتاً CO_2، CH_4 و N_2O هستند. منابع انسانی اصلی گازهای گلخانه‌ای شامل تولید انرژی از طریق سوزاندن سوخت فسیلی نظیر زغال‌سنگ، بنزین و...، سوزاندن زیست‌توده، تجزیهٔ زباله، تغییر کاربری زمین، صنایع، نشت در هنگام صادرات و حمل‌ونقل نفت و گاز، نشت از کولر و یخچال، تمیز کردن قطعات الکترونیکی، تولید فوم‌های پلاستیکی، پیشرانه‌ها و اسپری‌ها و... (IPCC ۲۰۱٤) است. منابع انسانی‌ای که به تولید گازهای گلخانه‌ای جهانی کمک می‌کنند در جدول ۱۴-۲ آورده‌شده است.

سوزاندن سوخت‌های فسیلی یکی از عوامل اصلی افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای است و تقریباً در تمام فرایندهای مربوط به تولید انرژی، برق، صنعت، کشاورزی، حمل‌ونقل و... دخالت دارد. برآورد شده که از سوخت‌های فسیلی سوخته‌شده در سال‌های ۲۰۱۱ و ۲۰۱۲ به‌ترتیب ۹/۴ و ۹/۶ میلیارد تن CO_2 انتشار یافته است (ESRL GMD ۲۰۱٤). تخمین زده شده که انتشار گاز CO_2 در یک دوره ۱۰ ساله حدود ۱۱/۵ درصد افزایش خواهد داشت. در سال ۲۰۱۲، آسیا ۴۶ درصد در انتشار گازهای گلخانه‌ای جهانی سهم داشت و به ۱۴/۵ Gt CO_2-e رسیده است CO^2-e غلظت CO_2 است که باعث ایجاد نیروی تشعشعی مشابه با مخلوط معینی از CO_2 و سایر اجزای ضروری می‌شود (IPCC ۲۰۱٤؛ EIA ایالات‌متحده ۲۰۱۶). در آسیا، تولید گازهای گلخانه‌ای بیشترین سهم را در تولید انرژی (۴۸ درصد) دارد و به‌دنبال آن کشاورزی (۱۸ درصد)، صنعت (۱۱ درصد)، مسکونی (۹ درصد)، حمل‌ونقل (۹ درصد) و زباله (۵ درصد) قرار دارد (مارکوتولیو و همکاران ۲۰۱۲). براساس گزارش INCCA (۲۰۱۰)، بخش انرژی شامل برق (۳۷/۸ درصد) و حمل‌ونقل (۷/۵ درصد) CO_2-e بالاتری تولید می‌کند؛ درحالی‌که کشاورزی ۱۷/۶ درصد از انتشار کل در هند را تشکیل می‌دهد (شکل ۱۴-۱). CFCها (کلروفلوئوروکربن‌ها)، HFCها (هیدروفلوئوروکربن‌ها) و PFCها (پرفلوئوروکربن‌ها) که پتانسیل گرمایش جهانی و طول عمر بسیار بالایی دارند تنها توسط فعالیت‌های انسانی منتشر می‌شوند. کلروفلوئوروکربن‌ها گازهای غیرسمی، بی‌اثر و بی‌ضرر در پایین اتمسفر

هستند، اما مولکول‌های O_3 را در استراتوسفر تجزیه کرده و درنتیجه به کاهش O_3 کمک می‌کنند. غلظت کلروفلوئوروکربن‌ها در پاسخ به پروتکل مونترال کاهش می‌یابد.

شکل ۱۴-۲- انتشار جهانی گازهای گلخانه‌ای توسط انسان (IPCC ۲۰۱٤)

منبع	انتشار (درصد)
تولید برق و حرارت (سوزاندن سوخت)	۲۵
صنایع (سوزاندن سوخت، فرآیندهای تبدیل شیمیایی، متالورژی و معدنی)	۲۱
کشاورزی، جنگل‌داری و سایر کاربری‌های زمین (کشت محصولات زراعی و دام و جنگل زدایی)	۲۴
حمل‌ونقل (سوزاندن سوخت فسیلی برای انواع حمل‌ونقل)	۱۴
ساختمان‌ها	۶
سایر	۱۰

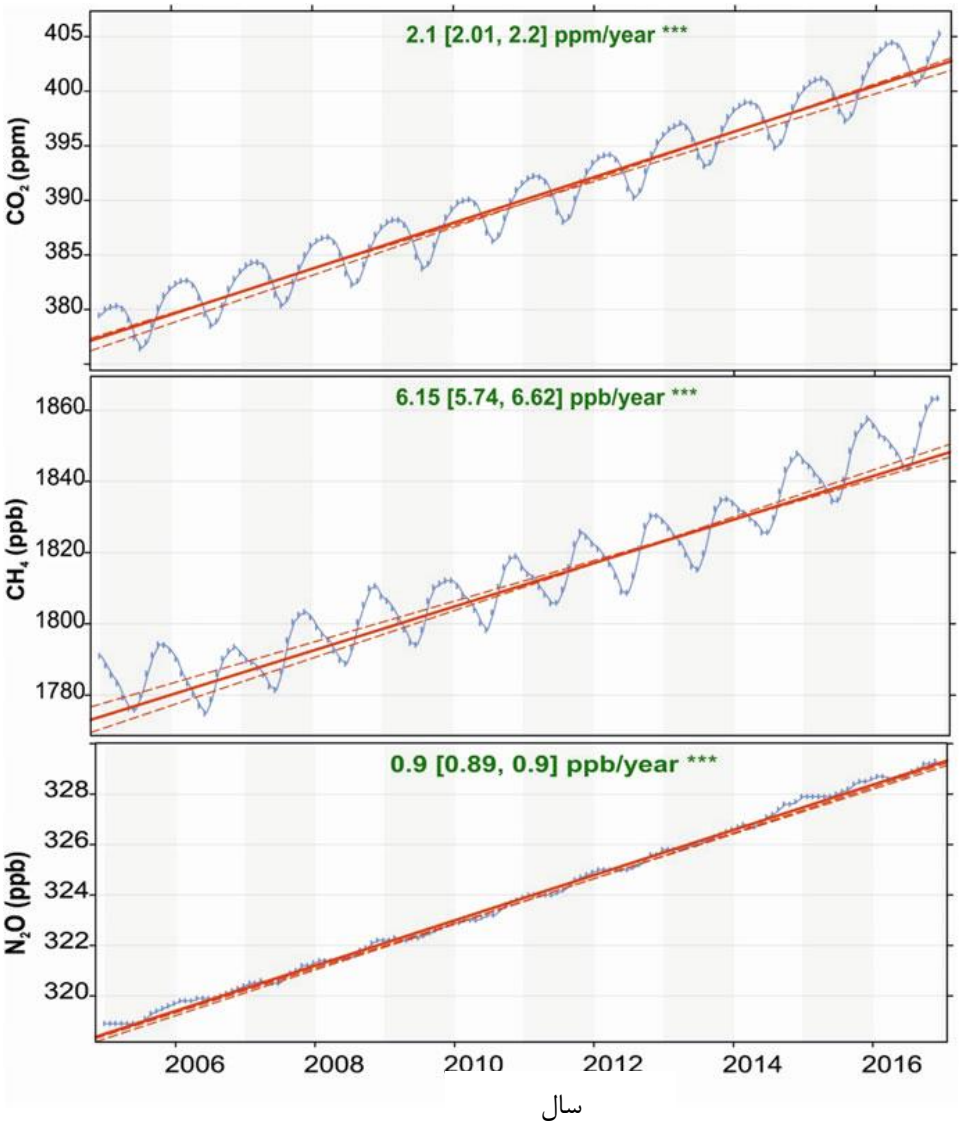


شکل ۱۴-۱- انتشار خالص CO_2 در هند در طول سال ۲۰۰۷ (INCCA ۲۰۱۰)

۱۴-۴- روند زمانی گازهای گلخانه‌ای اصلی

تغییرات زمانی اخیر در غلظت CO_2 افزایش خطی قابل توجه ۲/۱ پی‌پی‌ام (۲/۲-۲/۰۱) را با تغییرات فصلی مشخص نشان داد، درحالی‌که CH_4 و N_2O افزایش خطی ۶/۱ (CI، ۷۴/۶۲-۵/۶) و ۰/۹ (CI، ۰/۰-۸۹/۹) پی‌پی‌بی در سال را نشان دادند (جدول ۱۴-۱ و شکل ۱۴-۲). یک الگوی واضح و برجسته

از تغییرات در غلظت CO_2 و CH_4 در طول ماه‌های مختلف با کم‌ترین مقادیر در جولای، آگوست و سپتامبر وجود دارد.



شکل ۱۴-۲- روند زمانی افزایش CO_2، CH_4 و N_2O طی سال‌های ۲۰۰۵-۲۰۱۶.

۵-۱۴- انتشار گازهای گلخانه‌ای از کشاورزی

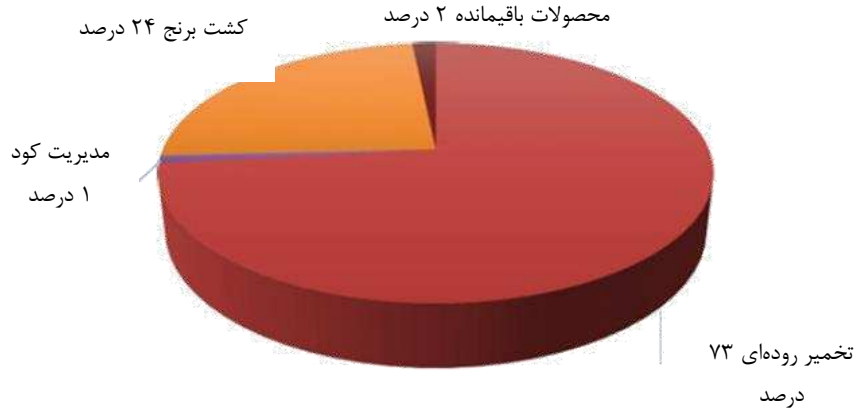
کشاورزی، ۱۷۹/۷ میلیون هکتار زمین در هند و ۱/۵ میلیارد هکتار در سطح جهان را اشغال کرده است (فائو، ۲۰۰۳). به‌دلیل فشار جمعیت، نیاز به زمین کشاورزی همچنان در حال افزایش است تا تقاضای فزاینده برای غذا برآورده شود. سهم کشاورزی در انتشار گازهای گلخانه‌ای در حال افزایش است. استفاده از زمین، تغییر پوشش زمین و شیوه‌های کشاورزی مانند خاک‌ورزی، کاربرد کود و مالچ‌پاشی به حدود ۲۴ درصد (CO_2-e ۱۲Gt) از کل انتشار گازهای گلخانه‌ای در سطح جهان در سال ۲۰۱۰ کمک کرده است (IPCC ۲۰۱٤). طبق گفتهٔ اسکالابا و مولر لیندلاف (۲۰۱۰)، تولید جهانی غذا تقریباً یک‌سوم از کل انتشار گازهای گلخانه‌ای انسانی را تشکیل می‌دهد. در ایالات‌متحده، ۹ درصد سهم گازهای گلخانه‌ای از بخش کشاورزی برآورد شد (USEPA ۲۰۱٦). در هند، انتشار حاصل از کشاورزی معادل ۳۳۴/۴۱ میلیون تن CO_2 است (INCCA ۲۰۱۰).

انتشار گاز گلخانه‌ای از خاک به‌دلیل فعالیت میکروبی، تنفس ریشه، فرایندهای تجزیهٔ شیمیایی، تجزیه سوبسترا، تنفس هتروتروف توسط جانوران خاک، اکسیداسیون مواد آلی خاک و... است. تجزیه شدن سوبستراهای آلی مبتنی بر کربن موجب انتشار CO_2 می‌شود. تنفس ریشه، از مولکول‌های سوبسترا بین سلولی و درون‌سلولی استفاده می‌کند. خاک ممکن است بسته به خواص فیزیکوشیمیایی و محیط به‌عنوان یک مخزن یا منبع گازهای گلخانه‌ای عمل کند (مانوز و همکاران ۲۰۱۰). شرایط هوازی منجر به انتشار CO_2 می‌شود، درحالی‌که شرایط بی‌هوازی منجر به انتشار CH_4 می‌شود. فرایند تجزیه نیز نقش عمده‌ای در چرخهٔ کربن ایفا می‌کند و این فرایند مقدار قابل توجهی CO_2 و CH_4 را منتشر می‌کند (داکونا، سانتینو و همکاران، ۲۰۱۶). تجزیه‌کننده‌ها، مواد آلی موجود در بقایای گیاهی و حیوانی را تجزیه می‌کنند و کربن آلی موجود در مواد آلی به CO_2 تبدیل می‌شود. در منطقهٔ آب‌وهوای گرمسیری، انتشار CO_2 و CH_4 به‌ترتیب ۱۴ تن در هکتار در سال و ۷ تن در هکتار در سال از زمین‌های زراعی زه‌کشی شده است (IPCC ۲۰۱٤). کشت برنج یک منبع انسانی بالقوهٔ انتشار گازهای گلخانه‌ای است. گزارش شده که کشورهای در حال توسعه حدود ۹۴ درصد در انتشار گازهای گلخانه‌ای در سطح جهان از کشت برنج طی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ سهم داشته‌اند و سهم آسیا حدود ۹۰ درصد برآورد شده است (توبیلو و همکاران، ۲۰۱۳).

اگرچه CO_2 در مقادیر زیادی در گردش است، اما در مقایسه با موارد دیگر در مقادیر کمتری منتشر می‌شود. CO_2 از جنگل‌زدایی، تغییر کاربری زمین، سوزاندن سوخت‌های فسیلی، تنفس و... ساطع می‌شود. ری و گریس (۲۰۰۷) دریافتند که تنفس اتوتروف باعث انتشار Pg ۶۰ کربن در سال به اتمسفر می‌شود و تقریباً همان مقدار نیز از تنفس هتروتروف ساطع می‌شود. فضای منافذ پر از آب (WFPS) نیز مقدار قابل توجهی CO_2 منتشر می‌کند. در خاک علف‌زار، ۲۰ تا ۴۰ درصد CO_2 از فضای منافذ پر از آب بالایی منتشر می‌شود (اسکوفلر و همکاران، ۲۰۱۰).

تنفس بی‌هوازی منبع مهم انتشار CH_4 از خاک است. تالاب‌ها محل اصلی انتشار CH_4 هستند، بااین‌حال سطح جهانی کمی را اشغال می‌کنند. میزان انتشار CH_4 در ۲۵ سال گذشته به‌دلیل فعالیت‌های انسانی بیش از دوبرابر شده است (IPCC ۲۰۰۷). تخمین زده می‌شود که مزارع برنج حدود ۱۱ درصد از کل انتشار CH_4 در سطح جهان را تشکیل می‌دهند (IPCC ۲۰۱٤). در سال ۲۰۰۷، ۳۳۲۷ هزار تن انتشار CH_4 از مزارع برنج گزارش شد که ۲۴ درصد از انتشار کل بخش کشاورزی در هند را تشکیل می‌داد (INCCA ۲۰۱۰). مدیریت دام بیشترین سهم را در انتشار کل گاز متان (۷۳ درصد) از بخش کشاورزی دارد (INCCA ۲۰۱۰) (شکل ۱۴-۳).

در گیاهان، متان از طریق پارانشیم هوایی (آئرنشیم) و روزنه‌های واقع در برگ‌ها منتشر می‌شود. همان‌طور که گیاهان در طول چرخهٔ زندگی خود رشد می‌کنند، سهم پارانشیم هوایی بیش از ۹۰ درصد در انتشار CH_4 در جو است. درحالی‌که فوران و انتشار از طریق غرقابی اهمیت کمتری دارد، اما فوران سهم عمده‌ای در مراحل اولیه دارد (گوپتا و همکاران ۲۰۱۶؛ لی مر و روگر ۲۰۰۱). سرعت انتشار در هوا بیشتر از آب است؛ بنابراین تبادل گاز از طریق انتشار در شرایط غرقابی بسیارکند است. بومن (۱۹۹۰) گزارش داد که از طریق آئرنشیم، انتشار CH_4 به‌طور روزانه به‌دلیل تأثیر عوامل محیطی بر سرعت فتوسنتز/ تنفس تغییر می‌کند.



شکل ۱۴-۳- انتشار گاز متان از بخش کشاورزی در هند در طول سال ۲۰۰۷ (INCCA ۲۰۱۰).

واکنش‌های دخیل در تولید متان به شرح زیر است:

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$$

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$$

این شامل سوبستراهای مختلفی است که عمدتاً اسیداستیک، CO_2 و سایر ترکیبات آلی‌اند که دارای تعدادی کوآنزیم و کوفاکتور هستند.

با توجه به بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی در بین سه گاز اصلی گازهای گلخانه‌ای، N_2O با وجود غلظت بسیارکم، تأثیر زیادی بر محیط‌زیست دارد. سیستم کشاورزی N_2O را به‌دلیل کاربرد کود و فرایندهای نیترات‌زدایی منتشر می‌کند. فرایند نیترات‌زدایی تبدیل NO_3^- به N_2 است که شامل بسیاری از ترکیبات واسطه می‌باشد که در زیر نشان داده‌شده است. N_2O یکی از واسطه‌هایی است که در جو وجود دارد. در برخی موارد، NO_3^- از طریق فرایند کاهش نیترات غیرشبیه به آمونیوم (DNRA) به آمونیاک تبدیل می‌شود و N_2O در محیط آزاد می‌شود. فعالیت‌های کشاورزی حدود ۷۷ درصد از کل انتشار N_2O در ایالات‌متحده را شامل می‌شود (USEPA ۲۰۱۶). در هر دو شرایط هوازی و بی‌هوازی منتشر می‌شود. اوره و سولفات آمونیوم، کودهای اصلی مورداستفاده در برنج و سایر مزارع کشاورزی هستند و منابع اولیه انتشار N_2O.

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2.$$

$$\text{DNRA:} \qquad NO_3^- + 4H_2 + 2H^+ \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O.$$

۱۴-۶- عوامل مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک

شیوه‌های مختلف کشاورزی بر منبع کربن آلی خاک تأثیر می‌گذارد و به‌نوبهٔ خود بر انتشار گازهای گلخانه‌ای مؤثر است. نه‌تنها شیوه‌های مدیریت کشاورزی، بلکه عوامل محیطی نیز بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک تأثیر می‌گذارد (شکل ۱۴-۴). تأثیرات عوامل مختلف بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در زیر شرح داده شده است.

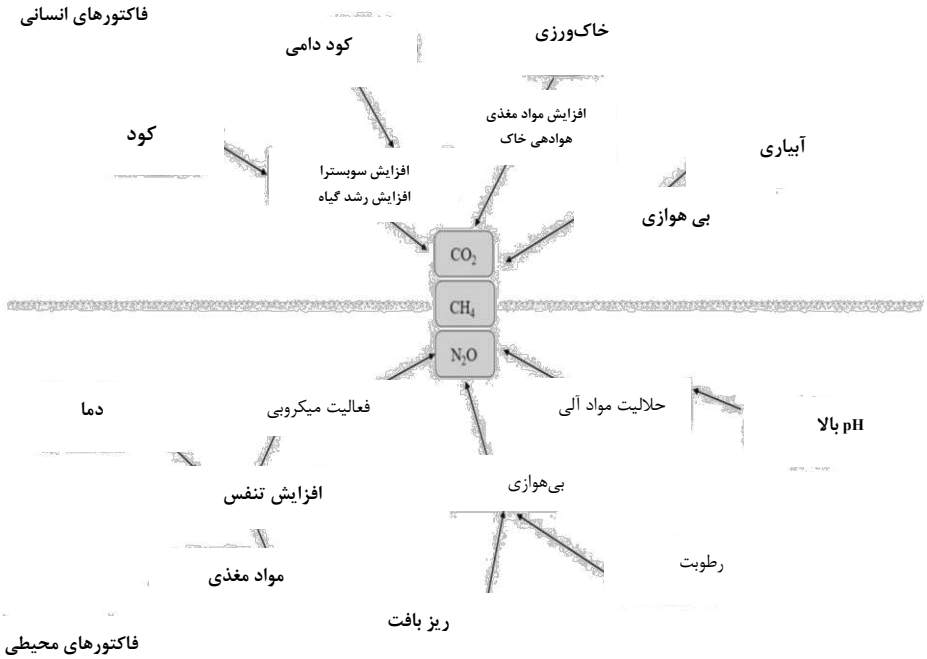
۱۴-۶-۱- شیوه‌های کشاورزی مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای

شیوه‌های مختلف کشاورزی که توسط کشاورزان برای افزایش محصول استفاده می‌شود، مانند خاک‌ورزی، استفاده از کود و...، ممکن است انتشار گازهای گلخانه‌ای را به میزان قابل توجهی تغییر دهد. نقش شیوه‌های کشاورزی در اصلاح انتشار گازهای گلخانه‌ای در زیر بحث شده و نتایج در جدول ۱۴-۳ خلاصه‌شده است.

۱-۱-۶-۱۴- کاربرد کود

برای افزایش تولید محصولات، استفاده از کود به‌طور چشمگیری افزایش یافته است. کودهای شیمیایی آلی و معدنی هر دو بر انتشار گازهای گلخانه‌ای تأثیر می‌گذارند، اما کودهای آلی دارای کربن، CH_4 نسبتاً بالایی منتشر می‌کنند. مالچ‌پاشی و کاربرد کود آلی باعث افزایش انتشار CH_4 می‌شود (ما و همکاران، ۲۰۰۷). انتشار N_2O از خاک تا حد زیادی به در دسترس بودن نیتروژن در خاک بستگی دارد (پاندی و همکاران، ۲۰۱۲؛ پاتاک و همکاران، ۲۰۱۰). کاربرد کودهای نیتروژنی جریان N_2O را از سیستم برنج-گندم (پاندی و همکاران، ۲۰۱۲) و جریان N_2O و CO_2 از مزرعه نیشکر را به‌شدت افزایش داد (پاندی و آگراوال، ۲۰۱۵). جریان اکسید نیتروژن به صورت خطی با میزان مصرف کود نیتروژن‌دار افزایش یافت (گرگوریچ و همکاران، ۲۰۰۵) که ممکن است به‌دلیل افزایش سوبسترای میکروب‌ها باشد (پاندی و همکاران، ۲۰۱۲). در مناطقی که از کود آلی استفاده می‌شود، جریان بالاتر گازهای گلخانه‌ای مشاهده شد (تانگاراجیان و همکاران، ۲۰۱۳). استفاده از کود نیتروژن باعث افزایش رشد گیاه و عرضهٔ کربن به متانوژن‌ها می‌شود که منجر به تولید و انتقال بیشتر CH_4 به جو می‌گردد. براساس گزارش INCCA (۲۰۱۰) ۰/۱۱۵ میلیون تن CH_4 و ۰/۰۷ هزار تن N_2O در هند به دلیل اضافه کردن کود به‌خصوص پهن منتشر شد.

کودهای شیمیایی مانند اوره انتشار CH_4 را با افزایش زیست توده و تولید گیاهی افزایش می‌دهند و بنابراین سوبستراهای آلی بیشتری را برای متانوژن‌ها جهت تجزیهٔ زیست‌توده و ترشح ریشه فراهم می‌کنند (جیا و همکاران، ۲۰۰۱). در مقابل، استفاده از کود نیتروژن برای کاهش انتشار CH_4 به میزان ۳۵ تا ۵۰ درصد در شالیزارها گزارش شده است (یائو و همکاران ۲۰۱۲). این امر ممکن است به‌دلیل توسعهٔ ریزوسفر باشد که ممکن است انتقال اکسیژن و افزایش فعالیت متانوتروف را بهبود بخشد (بودلیر و همکاران، ۲۰۰۰). کودهای شیمیایی بر جامعهٔ میکروبی تأثیر می‌گذارد و منجر به انتشار کم یا زیاد می‌شود. اوره پس از تبدیل به بی‌کربنات (HCO_3^-) در حضور آب، CO_2 تولید می‌کند. نحوهٔ مصرف کود و نوع کود، تأثیرات قابل توجهی بر انتشار CH_4 و N_2O دارد (یائو و همکاران، ۲۰۱۷). هنگامی که آمونیاک فاقد آب به‌صورت گاز به خاک تزریق می‌شود، منطقه‌ای بسیار قلیایی با غلظت آمونیوم بالا ایجاد می‌کند که منجر به انتشار N_2O زیاد می‌شود (بومن، ۱۹۹۶). کاربرد KNO_3 در خاک سه تا هشت برابر بیشتر از کود آمونیاک، N_2O ساطع می‌کند (عباسی و آدامز، ۲۰۰۰). هنگامی که کود در هوای خشک اعمال می‌شود، انتشار N_2O در مقایسه با شرایط مرطوب کم است (ژانگ و هان، ۲۰۰۸). ما و همکاران (۲۰۰۷) مشاهده کردند که انتشار CH_4 با استفاده از کود حاوی مقدار نیتروژن کم، افزایش می‌یابد، اما زمانی که مقادیر بالای کود اعمال می‌شود، انتشار کاهش می‌یابد. قرار دادن کود اوره در عمق بیشتر باعث کاهش انتشار CH_4 و N_2O در مزرعهٔ برنج و همچنین افزایش عملکرد برنج شد (یائو و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۱۴-۴- عوامل مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از زمین‌های کشاورزی.

جدول ۱۴-۳- انتشار گازهای گلخانه‌ای تحت شیوه‌های مختلف کشاورزی

شماره	شیوهٔ کشاورزی	موقعیت	دورهٔ مطالعه	انتشار گاز گلخانه‌ای				استنباط‌ها	منابع
				شیوه‌ها	CO_2	CH_4	N_2O		
۱	تناوب زراعی	تایلند	۲۰۱۱-۲۰۱۰	RF RR RC RS	۴۳/۲۶۰ (کیلوگرم در هکتار) ۸۹/۸۱۰ ۶۳/۸۴۰ ۸۲/۱۲۰	۱۸۵/۸۴ ۸۹۳/۴۹ ۱۹۸/۸۷ ۱۶۵/۷۲	۵/۷۷ ۱/۵۴ ۷/۷۷ ۸/۹۳	ذرت و سورگوم شیرین به‌عنوان محصولات جایگزین برنج برای کاهش انتشار	چا، ئون و همکاران (۲۰۱۷)
۲	کاربرد کود	چین	۲۰۱۴-۲۰۱۳	PNN PBP GNN GBP GDP	- - - - -	۸۳/۶ کیلوگرم در هکتار ۷۹/۹ ۲۱/۸ ۱۳/۰ ۱۳/۷	۰/۱۴ ۱/۹۱ ۰/۱۴ ۵/۰۹ ۲/۷۱	قراردادن اوره در عمق بیشتر در سیستم تولید پوشش زیرزمینی باعث کاهش انتشار بدون تأثیر بر عملکرد شد	یائو و همکاران (۲۰۱۷)
۳	کاربرد کود	چین	۲۰۰۶	C NP NK NPK FOM ROM	- - - - - -	۶۲۲ کیلوگرم در هکتار در سال ۶۸۵ ۶۵۰ ۷۹۴ ۱۱۷۴ ۱۰۸۱	۱/۱۵ ۲/۴۶ ۲/۹۷ ۱/۹۳ ۴/۱۱ ۳/۳۷	کود معدنی و مصرف طولانی مدت کود باعث افزایش انتشار گاز گلخانه‌ای می‌شود	شانگ و همکاران (۲۰۱۱)

جدول ۱۴-۳- ادامه

شماره	شیوه کشاورزی	موقعیت	دوره مطالعه	انتشار گاز گلخانه‌ای				استنباط‌ها	منابع
				شیوه‌ها	CO_2	CH_4	N_2O		
۴	کاربرد کود پتاس	هند	۲۰۰۲	C K۳۰ K۶۰ K۱۲۰	- - - -	۱۲۵/۳۴ کیلوگرم در هکتار ۶۳/۸۱ ۸۲/۰۳ ۴۰/۹۵	- - - -	کاربرد پتاس به طور قابل توجهی انتشار CH_4 را کاهش داد و عملکرد برنج دیم را افزایش داد	بابو و همکاران (۲۰۰۶)
۵	کود نیتروژن، باقیمانده و خاک-ورزی	هند	۲۰۱۵-۲۰۱۳	CT-R+۱۰۰N CT+R+۱۰۰N CT+R+۷۵N+GS ZT-R+۱۰۰N ZT+R+۱۰۰N ZT+R+۷۵N+GS	۳۲۱ کیلوگرم در هکتار ۳۱۸ ۳۰۱ ۲۸۹ ۲۸۰ ۲۶۶	۳۸۰ گرم در هکتار ۳۶۰ ۳۳۰ ۴۴۰ ۴۲۰ ۳۹۰		پتانسیل گرمایش جهانی تحت شرایط بدون خاک-ورزی، بقایای سطحی و مدیریت زمان واقعی نیتروژن از طریق Greenseeker به‌طور قابل توجهی کاهش یافت.	نات و همکارن (۲۰۱۷)
۶	کاربرد اوره	هند	۲۰۰۵-۲۰۰۴	T۱ T۲ T۳ T۴	۱۰۹۲ کیلوگرم در هکتار ۱۴۸۳ ۱۳۴۸ ۱۴۳۱	۳۱/۰ ۳۵/۶ ۳۲/۱ ۳۴/۱	۰/۲۸۵ ۰/۷۸۸ ۰/۶۶۵ ۰/۷۳۵	کاربرد اوره براساس نمودار رنگ برگ، پتانسیل گرمایش جهانی کشت برنج در سیستم گندم-برنج را کاهش داد.	باتیا و همکاران (۲۰۱۲)

جدول ۱۴-۳- ادامه

شماره	شیوهٔ کشاورزی	موقعیت	دورهٔ مطالعه	انتشار گاز گلخانه‌ای		استنباط‌ها	منابع
				شیوه‌ها	پتانسیل گرمایش جهانی		
۷	آبیاری	دانمارک	۲۰۱۴	CF SM LM SE+SM SE+LM LE+SM LE+LM	۱۱۵۹۸ میلی گرم در گرم خاک ۶۳۸۵ ۶۷۷۷ ۴۵۴۶ ۳۲۵۰ ۱۶۳۸ ۱۴۴۳	زه‌کشی اولیه در برنج باعث کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای شد	اسلام و همکاران (۲۰۱۸)
۸	آبیاری	ایتالیا	۲۰۱۳-۲۰۱۲	WFL DFL DIR	۹/۶۵ معادل CO_2 در هکتار در سال ۴/۲۶ ۱/۶۲	تیمار بذر خشک و آبیاری متناوب باعث کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای شد	پیرون و همکاران (۲۰۱۶)

RF آیش- برنج، RR برنج- برنج، RC ذرت- برنج و RS سورگوم شیرین- برنج؛ PNN بدون کود نیتروژن در سیستم تولید سنتی برنج، PBP قراردادن اوره به مقدار رایج ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سیستم تولید سنتی برنج شلتوک، GNN بدون کود نیتروژن در سیستم تولید برنج با پوشش زمین، GBP قراردادن اوره به‌مقدار رایج ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار در سیستم تولید برنج با پوشش زمین، GDP قراردادن اوره در نقطه عمیق با مقدار رایج ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن در سیستم تولید برنج با پوشش زمین؛ NP کود نیتروژن و فسفور، NK کود نیتروژن و پتاسیم، NPK کود معدنی متعادل، FOM و ROM ترکیب کودهای معدنی یا آلی در مقادیر کامل و کاهش‌یافته و C بدون کاربرد کود؛ C شاهد، K کاربرد پتاسیم در کیلوگرم در هکتار، مقادیر نشان‌دهندهٔ مقدار کود پتاسیوم است؛ CT خاک‌ورزی سنتی، ZT بدون خاک‌ورزی؛ R کاربرد باقیمانده، N۱۰۰ ۱۰۰ درصد نیتروژن موردنیاز، N۷۵ ۷۵ درصد نیتروژن، GS افزودن نیتروژن براساس نیاز با توجه به Greenseeker، علائم مثبت و منفی نشان‌دهندهٔ وجود و عدم وجود جزئیات است، T۱ شاهد بدون کود، T۲ کاربرد سنتی کود (۱۲۰ کیلوگرم در هکتار)، T۲ جدول رنگ برگ (LCC) براساس کاربرد اوره (۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در LCC کمتر از ۴، بدون نیتروژن پایه)، T٤ کاربرد اروه مبتنی بر LCC (۳۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در LCC کمتر از ۵، بدون نیتروژن پایه)؛ CF سیل مداوم، SM زه‌کشی کوتاه در میان فصل، LM زه‌کشی بلند در میان فصل، SE زه‌کشی کوتاه در اول فصل، LE زه‌کشی بلند در اول فصل، WFL بذرپاشی در آب و سیل مداوم، DFL بذرپاشی خشک با سیل در مرحلهٔ خاک‌ورزی و DIR بذرپاشی خشک با آبیاری متوسط.

۲-۱-۶-۱۴- استفاده از آفت‌کش‌ها

استفادهٔ بیش‌ازحد و نادرست از آفت‌کش‌ها می‌تواند یک خطر بزرگ زیست‌محیطی و همچنین تهدیدی برای سلامت انسان باشد. کاربرد آفت‌کش معمولاً انتشار CH_4 را کاهش می‌دهد. موهانتی و همکاران (۲۰۰۱) کاهش ۲۰ درصدی در انتشار CH_4 را هنگام استفاده از علف‌کش بوتاکلر در مزرعهٔ برنج غرقابی با کاربرد مستقیم بذر گزارش کردند. گلیفوسیت و پروپانیل تولید N_2O را در شرایط آزمایشگاهی تحت اصلاح آلی مهار می‌کنند (کیاو و تویوتا، ۲۰۰۷). داس و همکاران (۲۰۱۱) گزارش دادند که وقتی دو علف‌کش بنسولفورون متیل و پرتیلاکلر به‌طور جداگانه استفاده شدند، انتشار CH_4 و N_2O کاهش یافت، اما هنگامی که به‌صورت ترکیبی استفاده شد، انتشار افزایش یافت. جمعیت باکتری‌های متانوژن و متانوتروف به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر علف‌کش‌ها قرار دارند (داس و همکاران، ۲۰۱۱).

۳-۱-۶-۱۴- پوشش خاک

بقایای گیاهی به‌عنوان پوشش خاک برای کاهش فرسایش، حفظ رطوبت خاک و افزایش کیفیت خاک استفاده می‌شود، اما در انتشار گازهای گلخانه‌ای نقش دارند. بقایای گیاهی توسط تجزیه‌کننده-هایی که ترکیبات ساده‌تر و با وزن مولکولی کم را از ترکیبات پیچیده مانند: سلولز، همی‌سلولز، لیگنین، پروتئین‌ها و... تولید می‌کنند، سبب ایجاد گازهای گلخانه‌ای را می‌شوند. به گفته محمد و همکاران (۲۰۱۱) بقایای گیاهی مانند زبالهٔ نیشکر، کاه ذرت و سورگوم، بقایای پنبه و چغندر، انتشار تجمعی N_2O را توسط ۳ عامل افزایش دادند. در سیستم تناوب زراعی، ادغام ذرت و کاه گندم با افزایش دمای خاک به‌دلیل ظرفیت نگهداری گرما، انتشار N_2O را افزایش می‌دهد (لیو و همکاران ۲۰۱۱). بگز و همکاران (۲۰۰۰) افزایش انتشار N_2O را برای حدود ۲ هفته پس از ادغام بقایای گیاهی مشاهده کردند. ترکیب بیوشیمیایی باقیمانده نیز به‌دلیل در دسترس بودن مواد مغذی بر انتشار تأثیر می‌گذارد (گومز و همکاران، ۲۰۰۹). انتشار N_2O در جایی که خاک بقایایی با نسبت کربن/ نیتروژن پایین دریافت می‌کند، بیشتر است (توما و هاتانو، ۲۰۰۷). همچنین، گوپتا و همکاران (۲۰۱۶) گزارش کردند که نسبت کربن/ نیتروژن بالا در بقایای برنج باعث کاهش انتشار N_2O به میزان ۱۲/۸ درصد و ۱۱/۱ درصد در ۲ سال متوالی می‌شود. نسبت کربن/ نیتروژن بالا در بقایا، میزان عدم‌تحرک را افزایش می‌دهد؛ بنابراین در دسترس بودن سوبسترا برای نیتریفیکاسیون و نیترات‌زدایی را کاهش می‌دهد. کالنباخ و همکاران (۲۰۱۰) گزارش دادند که محصولات پوششی غیر حبوبات، مانند غلات زمستانه، انتشار N_2O را احتمالاً به‌دلیل جذب مؤثرتر N_2 توسط ریشه‌های عمیق آن‌ها نسبت به حبوبات کاهش می‌دهد.

۴-۱-۶-۱۴- خاک‌ورزی

خاک‌ورزی خاکدانه‌های خاک را می‌شکند، به اختلاط خاک معدنی و ذرات آلی کمک می‌کند و ظرفیت نفوذ و نگهداری آب در خاک را بهبود می‌بخشد. خاک‌ورزی مزرعه به‌دلیل دستکاری در خاک، اضافه شدن بقایا به خاک و همچنین تجزیهٔ مواد آلی خاک که منجر به تغییر در خواص خاک می‌شود، بر انتشار گازهای گلخانه‌ای تأثیر می‌گذارد. به گفتهٔ ناث و همکاران (۲۰۱۷) انتشار بیشتر CO_2 به‌دلیل تثبیت ضعیف رخ می‌دهد؛ زیرا خاک‌ورزی باعث اکسیداسیون کربن می‌شود. انتقال گاز در شرایط بدون خاک‌ورزی به‌دلیل فشردگی خاک و تحرک کم گازها در طول پروفیل خاک تحت تأثیر قرار می‌گیرد. المراز و همکاران (۲۰۰۹) گزارش دادند که خاک بدون خاک‌ورزی، به‌دلیل مصرف در لایهٔ خاک به‌عنوان یک منبع برای N_2O عمل می‌کند. در مقابل، لیو و همکاران (۲۰۰۶) و ناث و همکاران (۲۰۱۷) انتشار N_2O بیشتر را در شرایط بدون خاک‌ورزی در مقایسه با خاک‌ورزی معمولی گزارش کردند. گوپتا و همکاران (۲۰۱۶) دریافتند که انتشار N_2O در خاک‌ورزی صفر در خاک‌های گندم، ۸ تا ۱۱ درصد بیشتر از خاک‌ورزی معمولی است. خاک‌ورزی باعث گردش هوا در خاک می‌شود و دنیتریفرها قادر به تولید N_2O در شرایط هوازی نیستند، انتشار CH_4 و N_2O کاهش می‌یابد، درحالی‌که انتشار CO_2 با کاهش مقدار خاک‌ورزی در سیستم کشت برنج-گندم افزایش می‌یابد (پاندی و همکاران ۲۰۱۲). خاک‌ورزی حفاظتی و عدم خاک‌ورزی منجر به افزایش ذخیرهٔ کربن در خاک می‌شود. حداقل خاک‌ورزی منجر به بالاترین انتشار N_2O پس از کاربرد سطحی کود نیتروژن شد (بومن، ۱۹۹۶).

۵-۱-۶-۱۴- مدیریت آب

شرایط سیل یا غرقابی منجر به انتشار CH_4 می‌شود. برنج معمولاً در شرایط غرقابی کشت می‌شود. نیشیواکی و همکاران (۲۰۱۵) گزارش دادند که بیشترین انتشار CH_4 از تصفیهٔ مداوم سیل و انتشار اندک از تصفیهٔ سطح آب پایین رخ می‌دهد. همچنین، گزارش شد که جریان گازهای گلخانه‌ای از مزارع کشت برنج بیشتر از مناطق بدون کشت بود. کاهش زمان زه‌کشی ممکن است انتشار CH_4 را کاهش دهد. مزرعهٔ برنج به‌عنوان مخزن CO_2 عمل کرد و تحت تأثیر تغییرات در تیمارهای آب قرار نمی‌گیرد، درحالی‌که جریان N_2O هیچ الگوی خاصی را نشان نمی‌دهند (نیشیکاوا و همکاران، ۲۰۱۵). شیوه‌های مدیریت آب که تولید CH_4 را محدود می‌کند، به‌طورکلی تولید N_2O را افزایش می‌دهد (Zou et al. ۲۰۰۵). آبیاری متناوب در شالیزار در مقایسه با شرایط غرقاب دائمی، CH_4 کمتری منتشر می‌کند (پاتاک و همکاران، ۲۰۱۰؛ پیرون و همکاران، ۲۰۱۶). تحت شرایط مرطوب و خشک شدن سیستم برنج-گندم، انتشار CH_4 در دورهٔ خشک کردن کاهش یافت؛ زیرا شرایط

هوازی در آن زمان غالب بود که منجر به فعالیت بیشتر متانوتروف در مقایسه با فعالیت متانوژنیک شد، اما جریان CH_4 در شرایط مرطوب بیشتر بود (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۶).

۶-۱-۶-۱۴- محصولات زراعی

کشت سبزیجات عامل اصلی انتشار گازهای گلخانه‌ای است و انتشار تا حد زیادی به استفاده از کودها، مالچ‌پاشی و... بستگی دارد (تانگوان و همکاران، ۲۰۱۶). در بین محصولات غلات، ذرت و گندم به‌طور قابل توجهی گازهای گلخانه‌ای بالاتری در آفریقای جنوبی منتشر می‌کنند و به‌دنبال آن نیشکر قرار دارند (تانگوان و همکاران، ۲۰۱۶). در بین حبوبات و دانه‌های روغنی، سویا، آفتابگردان و بادام زمینی به‌عنوان بالاترین انتشاردهندهٔ گازهای گلخانه‌ای گزارش شده‌اند (تانگوان و همکاران ۲۰۱۶). به‌طور مشابه، سیب‌زمینی، کلم و گوجه‌فرنگی از گروه سبزیجات به میزان قابل توجهی در انتشار گازهای گلخانه‌ای نقش دارند. جین و همکاران (۲۰۱۶) هیچ‌گونه تغییر خاصی در انتشار CO_2 در محصولات مختلف را مشاهده نکردند، اما انتشار بیشتر CO_2 از محصولات زمستانه به‌دلیل تغییرات دما را گزارش کرد. انتشار N_2O بیشتر از گندم و ذرت بود که ممکن است به‌دلیل سرعت بالای تجزیهٔ هوازی باشد. در هنگام استفاده از کود نیتروژن، انتشار N_2O در حبوبات در مقایسه با غلات و دانه‌های روغنی بیشترین میزان بود (جیان و همکاران ۲۰۱۶). همچنین، آنالیز متای انجام‌شده توسط لینگوئیست و همکاران (۲۰۱۲) نشان داد که کشت گندم N_2O بیشتری نسبت به برنج منتشر می‌کند و ذرت منجر به بالاترین انتشار در بین آن‌ها می‌شود. انتشار CH_4 از مزرعهٔ برنج بیشتر بود و گندم و ذرت به‌عنوان منبع CH_4 عمل می‌کردند. تناوب زراعی نیز به کاهش انتشار کمک کرد؛ زیرا کود کمتری مصرف می‌شود (گائو و همکاران، ۲۰۱۴). پاندی و آگراوال (۲۰۱۵) مقدار انتشار را بین نخود سودانی و نیشکر مقایسه کردند و دریافتند که نخود سودانی CO_2 بیشتری نسبت به نیشکر منتشر می‌کند، درحالی‌که تفاوت کمی در انتشار N_2O مشاهده شد و هر دو محصول به‌عنوان مخزن CH_4 عمل کردند. گیاهان حبوبات N_2O کمتری منتشر می‌کنند؛ زیرا نیازی به کود نیتروژن ندارند و همچنین به تجزیهٔ کربن کمک می‌کنند (جنسن و همکاران، ۲۰۱۲). گزارش شده که تناوب زراعی با ذرت و سویا باعث کاهش انتشار N_2O و افزایش عملکرد در مقایسه با سیستم‌های کشت مداوم ذرت یا سویا می‌شود (بنکه و همکاران، ۲۰۱۸).

۲-۶-۱۴- عوامل محیطی مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک

گازهای گلخانه‌ای از خاک درنتیجه فرایندهای میکروبی تولید می‌شوند و ازاین‌رو تا حد زیادی به دما، در دسترس بودن آب، pH، در دسترس بودن مواد مغذی، نوع خاک، بافت و... بستگی دارند.

۱-۲-۶-۱۴- دمای خاک

متابولیسم میکروبی معمولاً با افزایش دما افزایش می‌یابد و بنابراین تنفس زیاد منجر به انتشار بیشتر CO_2 و کاهش غلظت O_2 می‌شود که ممکن است در شرایط بی‌هوازی موجب تولید N_2O و CH_4 شود. تانگ و همکاران (۲۰۰۳) گزارش دادند که انتشار N_2O و CO_2 به‌طور تصاعدی با دما افزایش می‌یابد. پاسخ دمایی انتشار گاز از خاک به‌عنوان ضریب حساسیت دما (مقدار Q_{10}) بیان می‌شود. این میزان تغییر در یک سیستم شیمیایی یا بیولوژیکی با تغییر دمای ۱۰ درجه سانتیگراد است (برگلوند و همکاران، ۲۰۱۰) و با عمق خاک این میزان تمایل به افزایش دارد (تانگ و همکاران، ۲۰۰۳). دالال و آلن (۲۰۰۸) مقدار Q_{10} را برای انتشار CH_4 حدود ۴ برآورد کردند. وو و همکاران (۲۰۱۰) افزایش انتشار CO_2 را از دمای ۵ به ۱۵ درجه سانتیگراد گزارش کردند، اما انتشار با تغییر آن به ۱۰ درجه سانتیگراد به‌طور قابل توجهی کاهش یافت که نشان می‌دهد میزان اکسیداسیون CH_4 به‌شدت تحت تأثیر دمای گرم‌تر قرار می‌گیرد. انتشار N_2O با افزایش دما از ۰ تا ۵۰ درجه سانتیگراد به‌طور تصاعدی افزایش یافت (لیو و همکاران، ۲۰۱۱). این گزارش‌ها نشان می‌دهد که دما تأثیر قابل‌توجهی بر جریان گازهای گلخانه‌ای دارد و عمدتاً همبستگی مثبت دارند. به‌دلیل افزایش دما، فرایندهای تنفس و نیترات‌زدایی خاک افزایش می‌یابد که منجر به افزایش جریان گازهای گلخانه‌ای می‌شود.

۲-۲-۶-۱۴- رطوبت خاک

رطوبت خاک یک عامل مهم کنترل‌کنندهٔ فعالیت میکروبی و مؤثر بر انتشار گازهای گلخانه‌ای است. میزان رطوبت معمولاً با نوع خاک مرتبط است. انتشار CH_4 با افزایش رطوبت خاک افزایش می‌یابد؛ زیرا شرایط بی‌هوازی سخت برای تولید CH_4 موردنیاز است (گائو و همکاران، ۲۰۱۴). مرطوب شدن زمین خشک و چرخه‌های مرطوب و خیس شدن خاک منجر به انتشار سریع گازهای گلخانه‌ای به‌دلیل معدنی شدن مواد آلی خاک (بیرچ، ۱۹۵۸) می‌شود و به افزایش متابولیسم میکروبی به‌دلیل در دسترس بودن آسان مواد تجزیه‌کننده کمک می‌کند (لودویگ و همکاران، ۲۰۰۱). اسپونسلر (۲۰۰۷) گزارش داد که انتشار ناگهانی پس از بارندگی افزایش می‌یابد و پس از چند روز به سطح قبلی کاهش می‌یابد.

انتشار N_2O نیز به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر رطوبت خاک است. با افزایش رطوبت، انتشار N_2O نیز افزایش می‌یابد (باگاس و همکاران، ۲۰۰۰) و انتشار پس از بارندگی و آبیاری به‌شدت افزایش می‌یابد (لیو و همکاران، ۲۰۰۶). فضاهای منافذ پر از آب (WFPS) نقش مهمی در انتشار دارند؛ زیرا بر فرایندهای نیترات‌زدایی و تنفس تأثیر می‌گذارند. گائو و همکاران (۲۰۱۴) مشاهده کردند که خاک با ۶۰ درصد فضاهای منافذ پر از آب انتشار بهینه را نشان داد، درحالی‌که کمترین انتشار کمتر از ۳۰ درصد فضاهای منافذ پر از آب گزارش شد. این ممکن است به این دلیل باشد که فضاهای پر از آب

با منافذ زیاد، فضای کمتری را برای هوا در داخل خاک فراهم می‌کنند و درنتیجه شرایط بی‌هوازی مساعد برای نیترات‌زدایی را حفظ می‌کنند.

۳-۲-۶-۱۴- نوع خاک

خاک ریزبافت، مانند خاک رسی، انتشار N_2O بیشتری نسبت به خاک درشت‌بافت، مانند خاک شنی نشان می‌دهد (استیونز و لاگلین، ۱۹۹۸). یافته‌های مشابه توسط تان و همکاران (۲۰۰۹) گزارش شده که در خاک لومی-رسی انتشار N_2O توسط باران چهاربرابر نسبت به لومی-شنی است. این امر به این دلیل است که خاک ریزبافت نسبت به خاک شنی مکان‌های بی‌هوازی بیشتری را در روزنه‌های ریز خود برای دنیتریفرها فراهم می‌کند. انتشار CO_2 نیز در خاک ریزبافت بیشتر است (دیلوسترو و همکاران، ۲۰۰۵).

۴-۲-۶-۱۴- pH

pH خاک با تأثیر بر فعالیت آنزیمی بر فعالیت میکروبی تأثیر می‌گذارد. فرایند نیترات‌زدایی تحت pH پایین کند می‌شود؛ زیرا آنزیم اکسید نیتروژن ردوکتاز با pH پایین و در حضور O_2 مهار می‌شود (چاپوئیس-لاردی و همکاران، ۲۰۰۷). به‌طور مشابه، انتشار CO_2 تحت pH پایین کاهش می‌یابد. کوهل و همکاران (۲۰۱۰) گزارش دادند که انتشار N_2O در pH خنثی و قلیایی خاک بالاترین میزان است. تولید CH_4 توسط متانوژن‌ها به pH بسیارحساس است و فعالیت آن‌ها در pH تقریباً خنثی یا کمی قلیایی بهینه است (وانگ و همکاران، ۱۹۹۳؛ گارسیا و همکاران، ۲۰۰۰). تغییر جزئی در pH سرعت انتشار CH_4 را تغییر می‌دهد (وانگ و همکاران، ۱۹۹۳). برخی از گونه‌های متانوژن می‌توانند حتی در pH پایین‌تر از ۵/۸ رشد کنند (گارسیا و همکاران، ۲۰۰۰). یه و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند که افزایش pH باعث افزایش انتشار CO_2 و CH_4 می‌شود. این موضوع ممکن است به‌دلیل افزایش در فرایند تخمیر و در دسترس بودن سوبستراهای متانوژن باشد. حلالیت مواد آلی نیز با افزایش pH در خاک تالاب افزایش می‌یابد و درنتیجه میکروب‌ها CO_2 بیشتری تولید می‌کنند (گریبوس و همکاران، ۲۰۰۹).

۵-۲-۶-۱۴- مواد مغذی

هنگامی که خاک غنی از کربن باشد، مقادیر بالاتری از N_2O منتشر می‌شود (برنتروپ و همکاران، ۲۰۰۰). کربن بیشتر در خاک باعث تحریک فعالیت میکروبی می‌شود و اکسیژن موجود در خاک نیز به‌دلیل رشد فعال میکروب‌ها مصرف می‌شود؛ بنابراین شرایط بی‌هوازی برای میکروب‌ها و کربن آلی برای فرایند نیترات‌زدایی فراهم می‌شود. رابطهٔ در دسترس بودن مواد آلی و انتشار N_2O به شرایط

بی‌هوازی ناشی از میکروب‌ها بستگی دارد (استیونز و لاگلین، ۱۹۹۸). نسبت کربن/ نیتروژن نیز عامل مهمی در تعیین فرایند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون است؛ زیرا تعادل بین تثبیت و معدنی‌سازی را تعیین می‌کند. بگز و همکاران (۲۰۰۰) گزارش دادند که زمانی که خاک دارای کاه با نسبت بالای کربن/ نیتروژن به‌دلیل فرایند تثبیت است، انتشار N_2O به‌طور قابل توجهی کمتر می‌شود و انتشار بالاتر N_2O زمانی رخ می‌دهد که از کاه استفاده نمی‌شود یا از کاه با نسبت کربن/ نیتروژن پایین استفاده می‌شود.

۶-۲-۶-۱۴- شوری

شوری به‌عنوان یک مشکل عمده برای کشاورزی است. عمدتاً مناطق خشک و نیمه‌خشک به‌دلیل بارندگی کم تحت تأثیر شوری قرار دارند. براساس گزارش فائو (http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/management-of-someproblem-soils/salt-affected-soils/more-information-on-salt-affected-soils /fa)، حدود ۳۹۷ و ۴۳۴ میلیون هکتار از سطح زمین در جهان به‌ترتیب تحت تأثیر شوری و سدیم قرار دارند. شوری عامل مهمی است که به‌دلیل محدودیت مواد آلی موجود، غلظت زیاد نمک در خاک و پتانسیل اسمزی کم‌محلول نمک، رشد و عملکرد گیاه را محدود می‌کند. غلظت بالای نمک در خاک نیز خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را تغییر می‌دهد. خاک‌های شور با هدایت الکتریکی بیشتر از ۱۴ دسی‌زیمنس، درصد سدیم قابل تبادل (ESP) بیشتر از ۱۵ یا نسبت جذب سدیم (SAR) بیش از ۱۳ مشخص می‌شوند. انتظار می‌رود مناطق تحت تأثیر شوری به‌دلیل فعالیت‌های طبیعی و انسانی مانند شیوه‌های آبیاری نامنظم، هوازدگی سنگ‌های حاوی نمک و بارش افزایش یابد.

انتشار گازهای گلخانه‌ای نیز تحت تأثیر شوری است. نظرات متناقضی در مورد شوری و فعالیت میکروبی وجود دارد. پاتاک و رائو (۱۹۹۸) گزارش کردند، هنگامی که هدایت الکتریکی خاک به‌اندازهٔ کافی بالا است باعث ایجاد تنش اسمزی شده و فعالیت میکروبی کاهش می‌یابد. در مقابل، نلسون و همکاران. (۱۹۹۶) فعالیت میکروبی بالا را در نسبت جذب سدیم بالا گزارش کردند. شوری بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در شالیزار اثر منفی می‌گذارد (تانگ و همکاران، ۲۰۱۶). انتشار متان از زیستگاه‌های آب شیرین بیشتر از تالاب‌های شور است (پوفنبرگر و همکاران، ۲۰۱۱). باتلاق نمکی موجود در نزدیکی دریا، مقدار زیادی سولفات و میکروب‌های کاهندهٔ سولفات را دریافت می‌کند که مواد آلی را تجزیه کرده و به‌طور بی‌هوازی به‌وفور رشد می‌کنند. متانوژنز به‌دلیل کاهش سولفات کاهش می‌یابد (وانگ و همکاران، ۱۹۹۶). باتلاق‌های نمکی به‌عنوان مخزن CO_2 و CH_4 اتمسفر عمل می‌کنند (واتسون و همکاران، ۲۰۱۴).

۷-۱۴- تأثیرات افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای بر کشاورزی

کشاورزی متأثر از افزایش دما، تغییر الگوی بارش، سیل نواحی ساحلی، شور شدن خاک (IPCC ۲۰۱۴) و بسیاری از تأثیرات غیرمستقیم مانند: ازبین‌رفتن گرده‌افشان‌ها، آلودگی آفات و... می باشد (بیل و همکاران، ۲۰۰۲). محصولات کشاورزی به طرق مختلف تحت تأثیر تنش گرمایی قرار می-گیرند، مانند کاهش سرعت فتوسنتز، کاهش تولید گرده ، سرعت عدم تکامل بذر افزایش می‌یابد و کاهش وزن و تعداد دانه رخ می‌دهد (پراساد و همکاران، ۲۰۰۶). بیل و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند که دمای بالاتر در طول زمستان باعث افزایش میزان علف‌خواری و بقای زمستانهٔ آفات می‌شود. محصولات مختلف واکنش متفاوتی به دماهای گوناگون نشان دادند و دمای بهینهٔ متفاوتی داشتند (سانچز و همکاران، ۲۰۱۴). شلنکر و رابرتز (۲۰۰۹) کاهش عملکرد محصولات دیم را در دمای هوای ۳۰ درجه سانتیگراد در ایالات‌متحده گزارش کردند. همچنین، دمای بالا باعث تبخیر از خاک و آب و ازدست‌رفتن آب محصول می‌شود. در اثر تبخیر آب از خاک، شوری نیز در خاک افزایش می‌یابد. لوبل و همکاران (۲۰۱۱) کاهش عملکرد ذرت را به‌میزان ۱ درصد به‌ازای هر افزایش ۱ درجهٔ سانتیگراد بالاتر از دمای پایه ۳۰ درجهٔ سانتیگراد در منطقه جنوب صحرای آفریقا برآورد کردند. به همین‌ترتیب، در هند ازدست‌دادن سالانهٔ محصول گندم حدود شش میلیون تن به‌ازای هر یک درجه سانتیگراد افزایش میانگین دما برآورد می‌شود (کانگ و بانگا، ۲۰۱۳). گزارش شده که دمای بالا به مراحل زایشی در غلات، ارزن، دانه‌های روغنی و حبوبات آسیب می‌زند (پراساد و همکاران، ۲۰۱۷). گزارش شده که افزایش دما باعث افزایش تهاجم بیولوژیکی (حمله میکروبی) می‌شود که برای مواد مغذی و فضا رقابت می‌کند و بنابراین بر تنوع گونه‌های بومی و گیاهان زراعی تأثیر منفی می‌گذارد (فوهرر ۲۰۰۳). افزایش غلظت CO_2 باعث افزایش رشد علف‌های هرز C_4 می‌شود که بر رشد محصولات C_3 تأثیر می‌گذارد (فوهرر ۲۰۰۳). زیسکا (۲۰۰۰) گزارش داد که وجود علف‌های هرز اثر مثبت افزایش CO_2 را روی دانه‌های سویا خنثی می‌کند. زیسکا (۲۰۰۰) گزارش کرده که زیست‌تودهٔ علف‌های هرز تحت سطح CO_2 بالا، افزایش می‌یابد.

غلظت ازن تروپوسفر (O_3) با افزایش دما به‌ویژه زمانی که دما به بالای ۳۲ درجه سانتیگراد می‌رسد افزایش می‌یابد. در سراسر جهان، O_3 تروپوسفر به‌طور نامطلوبی بر سرعت فتوسنتز، رشد گیاه، تولید مثل و عملکرد تأثیر می‌گذارد (تیواری و آگراوال، ۲۰۱۸).

افزایش CO_2 اثرات قابل توجهی بر رشد گیاه، سطح برگ و میزان محصول دارد (میشرا و آگراوال ۲۰۱۴). غنی‌سازی دی‌اکسید کربن نیز بر کیفیت تغذیه‌ای گیاهان زراعی تأثیر می‌گذارد. مایرز و همکاران (۲۰۱۴) کاهش ۷ تا ۱۵ درصدی محتوای پروتئین را در غده‌های برنج، گندم، جو و سیب‌زمینی مشاهده کردند، اما تغییر بسیارکمی در حبوبات C_3 و محصولات C_4 مشاهده کردند. جنا و همکاران (۲۰۱۸) دریافتند که غلظت CO_2 با مقدار ۳۰ ± ۴۹۰ پی‌پی‌ام، عملکرد دانه را در رقم

پرمحصول برنج ۱۳-۱۰ درصد کاهش داد؛ بااین‌حال، زیست‌توده ۲۷-۲۹ درصد افزایش یافت. کیفیت دانه و تخصیص مواد مغذی نیز تحت تأثیر CO_2 بالا قرار گرفت، درحالی‌که رقم کم محصول برنج اثرات مثبتی را نشان داد (جنا و همکاران، ۲۰۱۸). تحت سطح CO_2 بالا، نیاز به عناصر غذایی در گیاهان افزایش می‌یابد (جنا و همکاران، ۲۰۱۸)، بنابراین استفادهٔ بیش‌ازحد از کودها رخ خواهد داد. همچنین، سطح بالاتر CO^2 باعث افزایش جذب پتاسیم از خاک می‌شود، اما انتقال پتاسیم به‌سمت ذخیره‌سازی کاهش یافت (جنا و همکاران، ۲۰۱۸). افزایش غلظت CO_2 باعث افزایش رشد گونه‌های مورد نظر و ناخواسته می‌شود. مطالعهٔ آنالیز متا توسط لیو و همکاران. (۲۰۱۸) نشان داد که CO_2 بالا، جریان CO_2، CH_4 و N_2O را با افزایش منابع کربن و نیتروژن در خاک افزایش می‌دهد. مقدار بالای CO_2 در اتمسفر، جریان CO_2 را ۲۴ درصد و CH^4 را ۳۴ درصد در مزارع برنج و ۱۲ درصد در تالاب‌ها افزایش داد، درحالی‌که جریان N_2O تغییر قابل توجهی نداشت.

۱۴-۸- راهکارهای کاهش گازهای گلخانه‌ای برای کشاورزی

با افزایش دما در تابستان، نواحی استوایی گرم‌تر می‌شوند و درنتیجه اثرات مخربی بر اکوسیستم ایجاد می‌شود. این امر نیاز به کاهش انتشار یا به دام انداختن گازهای اتمسفر را برای کاهش اثرات گازهای گلخانه‌ای ضروری می‌کند. راهکارهای کاهش شامل دو فرایند است، یعنی کاهش انتشار و افزایش منبع کربن به شکل مادهٔ آلی خاک (SOM). کاهش در خاک کشاورزی شامل فرایندهایی است که باعث افزایش محتوای کربن خاک، استفادهٔ مؤثر از کودهای نیتروژنی توسط گیاهان، ایجاد اختلال کمتر خاک، افزایش فتوسنتز و... می‌شود. مؤثرترین اقدام، کاهش، اصلاح مواد آلی در خاک است. در زیر اقدامات کاهشی مؤثر در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای آورده‌شده است.

۱۴-۸-۱- کاهش فراوانی خاک‌ورزی

گزارش شده که شرایط بدون خاک‌ورزی یا کاهش خاک‌ورزی منجر به جریان کم گازهای گلخانه‌ای از خاک در مقایسه با خاک‌ورزی معمولی می‌شود (گروگوریک و همکاران، ۲۰۰۵؛ ناث و همکاران، ۲۰۱۷؛ پاندی و همکاران، ۲۰۱۲). خاک‌ورزی خاک منجر به سست‌شدن و خردشدن خاکدانه‌ها می‌شود و درنتیجه تجزیهٔ مواد آلی خاک و تنفس خاک افزایش می‌یابد. ازدست‌دادن آب، خاک و اختلال در جامعهٔ میکروبی منجر به جریان بالاتر گازهای گلخانه‌ای تحت خاک‌ورزی می‌شود، اما عدم خاک‌ورزی نیز بهره‌وری خاک را کاهش می‌دهد (سوآن و همکاران، ۲۰۱۲). تحت شرایط عدم خاک-ورزی، فعالیت متانوتروفیک بیشتر از خاک‌ورزی معمولی است و منجر به کاهش انتشار CH_4 می‌شود (پاندی و همکاران، ۲۰۱۲).

۲-۸-۱۴- اصلاح توسط بیوچار

استفاده از بیوچار به‌دست‌آمده از تجزیه در اثر حرارت‌دهی کاه و سایر بقایای گیاهی، به‌عنوان یک اقدام مؤثر برای افزایش کربن آلی خاک (SOC) جهت بهبود کیفیت خاک و افزایش بهره‌وری گیاه است (سوهی و همکاران، ۲۰۱۰). ژانگ و همکاران (۲۰۱۰) به‌ترتیب ۵۱-۴۰ درصد و ۲۸-۲۱ درصد کاهش در انتشار N_2O با و بدون استفاده از کود نیتروژن را گزارش کردند، درحالی‌که جریان CH_4 پس از اصلاح بیوچار کاه گندم افزایش یافت. کارهو و همکاران (۲۰۱۱) کاهش جریان CO_2، CH_4 و N_2O را از مزرعهٔ کشاورزی پس از کاربرد بیوچار گزارش کردند. اگرچه بیوچار نمی‌تواند همیشه برای کاهش گازهای گلخانه‌ای مورداستفاده قرار گیرد، اما افزایش انتشار نیز در اصلاح توسط بیوچار گزارش شده است (جونا و همکاران، ۲۰۱۴). اثرات بیوچار به عوامل فراوانی نظیر خواص بیوچار، میزان کاربرد، بافت خاک، اجزای تشکیل‌دهندهٔ خاک و برهم‌کنش آن‌ها بستگی دارد (کایولا و همکاران، ۲۰۱۴).

۳-۸-۱۴- شیوه‌های زراعی

ارقام بهبودیافتهٔ گیاهان زراعی، گیاهان ریشه‌دار و مدیریت بهتر باقیمانده‌ها باعث کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود (اسمیت و همکاران، ۲۰۰۸). شیوه‌های مختلف زراعی که باعث افزایش بهره‌وری گیاه، سرعت رشد بالا و زیست‌تودهٔ بالاتر می‌شود منجر به افزایش کربن آلی خاک می‌گردد (عباس و همکاران، ۲۰۱۷). گزارش شده که گیاهان پوششی، محصولات با رشد سریع و تناوب زراعی با حبوبات، کربن را برای خاک فراهم می‌کند (فریبائر و همکاران، ۲۰۰۴؛ اسمیت و همکاران، ۲۰۰۸). استفاده از کاه برای کاهش انتشار N_2O گزارش شده است (ما و همکاران، ۲۰۰۷). زمین‌های بایر نیز باعث افزایش جریان گازهای گلخانه‌ای می‌شوند (فریبائر و همکاران، ۲۰۰۴). در خاک با تنوع زیستی بالا از گیاهان، کربن آلی افزایش می‌یابد که ساختار خاک را بهبود می‌بخشد. پلیمرهای آلی تولیدشده توسط بیوتای خاک به تشکیل و تثبیت سنگدانه‌ها کمک می‌کند (لال، ۲۰۰۴). فرسایش خاک باعث کاهش کربن آلی خاک می‌شود. چرخهٔ مواد مغذی، تثبیت بیولوژیکی نیتروژن و سایر فرایندهای زراعی-اکولوژیکی را می‌توان جهت کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای استفاده کرد (تامسون و همکاران، ۲۰۱۲). آگروفارستری در مقایسه با کشت محصول منجر به مقدار بیشتری از کربن آلی در لایهٔ عمیق‌تر خاک می‌شود. تنوع میکروبی خاک به‌دلیل کاشت درختان افزایش می‌یابد که تأثیر مثبتی بر تجزیه کربن خاک دارد (عباس و همکاران، ۲۰۱۷). در سیستم کشت برنج-گندم، استفاده از اورهٔ پوشش داده‌شده با روغن چریش، آبیاری متناوب محصول برنج و عدم خاک‌ورزی قبل از کشت گندم،

پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) سیستم را کاهش می‌دهد (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۶). کشت مستقیم برنج با بذر، انتشار گازهای گلخانه‌ای را در مقایسه با کشت نشا به‌طور مؤثر کاهش می‌دهد (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۶؛ پیرون و همکاران، ۲۰۱۶). سیستم تولید برنج در زمین پوشش داده‌شده یک اقدام مؤثر برای کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای در مقایسه با سیستم تولید برنج معمولی است (یائو و همکاران، ۲۰۱۷).

۱۴-۸-۴- استفادهٔ کارامد از کود و مدیریت مواد مغذی

مدیریت مواد مغذی برای جذب کربن در خاک، به‌ویژه به شکل کود و کمپوست نسبت به کودهای غیرآلی مهم است. کودهای اعمال‌شده به‌طور مؤثر توسط گیاهان استفاده نمی‌شود. گزارش شده که اورهٔ پوشش داده‌شده با روغن چریش، به‌طور مؤثر انتشار N_2O و CH_4 را کاهش می‌دهد؛ زیرا روغن چریش فرایند نیتریفیکاسیون را مهار می‌کند و جمعیت متانوتروف‌ها را افزایش می‌دهد (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۶). تکنیک‌های مدیریت آنی نیتروژن مانند نمودار رنگ برگ (باتیا و همکاران، ۲۰۱۲) و greenseeker (یاث و همکاران، ۲۰۱۷) براساس برنامه، نیتروژن در کاهش انتشار و همچنین افزایش کارایی استفاده از نیتروژن مؤثر هستند. کاربرد اوره براساس نمودار رنگ برگ نه‌تنها پتانسیل گرمایش جهانی سیستم کشت برنج-گندم را کاهش داد، بلکه عملکرد را نیز افزایش داد (باتیا و همکاران، ۲۰۱۲). برای افزایش تولید، حبوبات و کود آلی را می‌توان به‌جای کودهای معدنی نیتروژن-دار که باعث افزایش جریان گازهای گلخانه‌ای می‌شود، استفاده کرد (موسیر و همکاران، ۲۰۰۲). کاربرد کود برای مدت طولانی‌تر، منبع کربن آلی خاک را تقویت کرد و خاکدانه‌ها را برای مدت طولانی‌تری بهبود بخشید (تامسون و همکاران، ۲۰۱۲). کود، زمانی که در عمق پروفیل خاک اعمال شود منجر به انتشار کم می‌شود (لیو و همکاران، ۲۰۰۶؛ یائو و همکاران، ۲۰۱۷). با استفاده از فناوری بازدارندهٔ نیتریفیکاسیون، اجتناب از ورودی‌های خارجی غیرضروری به خاک و افزایش pH خاک با استفاده از آهک برای کاهش نیترات‌زدایی، می‌توان جریان N_2O را کاهش داد (تامسون و همکاران، ۲۰۱۲).

۱۴-۸-۵- مدیریت آبیاری

مدیریت آبیاری بر انتشار گازهای گلخانه‌ای در مزرعهٔ برنج تأثیر می‌گذارد. در مناطق مستعد خشکی، شیوه‌های مدیریت مناسب آب، کربن آلی خاک را با افزایش زیست‌توده افزایش می‌دهد (لال، ۲۰۰۴). اسلام و همکاران (۲۰۱۸) کاهش حدود ۹۰ درصدی انتشار CH_4 را هنگام اجرای زه‌کشی اول فصل در مقایسه با سیل معمولی مشاهده کردند، درحالی‌که انتشار N_2O بالاتر بود. زمانی که شرایط خشکی

وجود دارد، انتشار از خاک به‌طور قابل توجهی کاهش می‌یابد و خاک به‌عنوان یک منبع N_2O عمل می‌کند (گلدبرگ و گباور، ۲۰۰۹). آبیاری باعث افزایش مواد آلی خاک در مناطق خشک شد (دنف و همکاران، ۲۰۰۸). اقداماتی که کربن آلی خاک را افزایش می‌دهد می‌تواند انتشار گازهای گلخانه‌ای را کاهش دهد.

۹-۱۴- نتیجه‌گیری

بخش کشاورزی به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم مقدار قابل توجهی از گازهای گلخانه‌ای را منتشر می‌کند و درنتیجه به تغییرات اقلیمی کمک می‌کند. انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک نظیر CO_2، CH_4 و N_2O تحت تأثیر بسیاری از عوامل زیستی و غیرزیستی است که به‌طور همزمان در طبیعت عمل می‌کنند. استفادهٔ بیش‌ازحد از مواد شیمیایی، خاک‌ورزی مزارع، آبیاری نامناسب و... باعث افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود. مزارع برنج سهم عمده‌ای در انتشار گاز متان دارند. چرخهٔ مرطوب و خشک شدن خاک مقدار قابل توجهی N_2O منتشر می‌کند. دمای بالا، شرایط مطلوبی را برای انتشار گازهای گلخانه‌ای فراهم می‌کند؛ همچنین، رطوبت بالا در خاک و خاک ریزبافت، شرایط بی‌هوازی را حفظ می‌کند و بنابراین گازهای گلخانه‌ای نسبتاً بیشتری را منتشر می‌کند. انتشار گازهای گلخانه‌ای در pH بالا و همچنین شوری کم، اندک است. در دسترس بودن مواد مغذی، انتشار N_2O را بسته به بی هوازی بودن، نسبت کربن/ نیتروژن و رشد فعال میکروب‌ها، افزایش می‌دهد. عوامل متعددی بر خاک تأثیر می‌گذارد تا به‌عنوان منبع یا مخزن گازهای گلخانه‌ای عمل کند. افزایش گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر به‌طور مثبت و منفی بر رشد گیاه تأثیر می‌گذارد. غلظت بالای CO_2 باعث افزایش سرعت فتوسنتز و کاهش تعرق شده و تولید گیاهی را افزایش می‌دهد، درحالی‌که ارزش غذایی آن کاهش می‌یابد. راهکارهای کاهشی متفاوتی را می‌توان برای کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای از زمین‌های کشاورزی استفاده کرد که از آن جمله می‌توان به کاهش خاک‌ورزی، آبیاری دوره‌ای، استفادهٔ مناسب از کودها، ارقام بهتر و سایر اقدامات زراعی بسته به نوع محصول و شرایط محیطی، اشاره کرد.

منابع

Abbas F, Hammad HM, Fahad S, Cerdà A, Rizwan M, Farhad W, Ehsan S, Bakhat HF (۲۰۱۷) Agroforestry: a sustainable environmental practice for carbon sequestration under the climate change scenarios—a review. Environ Sci Pollut Res Int ۲٤(۱۲):۱۱۱۷۷–۱۱۱۹۱

Abbasi MK, Adams WA (۲۰۰۰) Gaseous N emission during simultaneous nitrification–denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. Soil Biol Biochem ۳۲(۸–۹):۱۲۵۱–۱۲۵۹

Almaraz JJ, Zhou X, Mabood F, Madramootoo C, Rochette P, Ma BL, Smith DL (۲۰۰۹) Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in Southwestern Quebec. Soil Till Res ۱۰٤(۱):۱۳٤–۱۳۹

Babu YJ, Nayak DR, Adhya TK (۲۰۰٦) Potassium application reduces methane emission from a flooded field planted to rice. Biol Fertil Soils ٤۲(٦):٥۳۲–٥٤۱

Baggs EM, Rees RM, Smith KA, Vinten AJA (۲۰۰۰) Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. Soil Use Manage ۱٦(۲):۸۲–۸۷

Bale JS, Masters GJ, Hodkinson ID, Awmack C, Bezemer TM, Brown VK, Butterfield J, Buse A, Coulson JC, Farrar J, Good JEG, Harrington R, Hartley S, Jones TH, Lindroth RL, Press MC, Symrnioudis I, Watt AD, Whittaker JB (۲۰۰۲) Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. Glob Chang Biol ۸(۱):۱–۱٦

Behnke GD, Zuber SM, Pittelkow CM, Nafziger ED, Villamil MB (۲۰۱۸) Long-term crop rotation and tillage effects on soil greenhouse gas emissions and crop production in Illinois, USA. Agric Ecosyst Environ ۲٦۱:٦۲–۷۰

Berglund Ö, Berglund K, Klemedtsson L (۲۰۱۰) A lysimeter study on the effect of temperature on CO۲ emission from cultivated peat soils. Geoderma ۱٥٤(۳–٤):۲۱۱–۲۱۸

Bhatia A, Pathak H, Jain N, Singh PK, Tomer R (۲۰۱۲) Greenhouse gas mitigation in rice–wheat system with leaf color chart-based urea application. Environ Monit Assess ۱۸٤(٥):۳۰۹٥–۳۱۰۷

Birch HF (۱۹٥۸) The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. Plant Soil ۱۰(۱):۹–۳۱

Bodelier PL, Roslev P, Henckel T, Frenzel P (۲۰۰۰) Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. Nature ٤۰۳(٦۷٦۸):٤۲۱

Bouwman AF (۱۹۹۰) Soils and the greenhouse effect. Wiley, New York

Bouwman AF (۱۹۹٦) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. Nutr Cycl Agroecosyst ٤٦(۱):٥۳–۷۰

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H (۲۰۰۰) Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. Int J Life Cycle Assess ٥(٦):۳٤۹

Cayuela ML, Van Zwieten L, Singh BP, Jeffery S, Roig A, Sánchez-Monedero MA (۲۰۱٤) Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis. Agric Ecosyst Environ ۱۹۱:٥–۱٦

CDIAC (Carbon Dioxide Information Analysis Center) (۲۰۱٦). http://cdiac.ess-dive.lbl.gov/pns/current ghg.html. Accessed ۱۰ Jan ۲۰۱۸

Chapuis-Lardy L, Wrage-Monnig N, Metay A, Chotte JL, BernouxM (۲۰۰۷) Soils, a sink for N۲O? A review. Glob Chang Biol ۱۳(۱):۱–۱۷

Cha-un N, Chidthaisong A, Yagi K, Sudo S, Towprayoon S (۲۰۱۷) Greenhouse gas emissions, soil carbon sequestration and crop yields in a rain-fed rice field with crop rotation management. Agric Ecosyst Environ ۲۳۷:۱۰۹–۱۲۰
Čuhel J, Šimek M, Laughlin RJ, Bru D, Chèneby D, Watson CJ, Philippot L (۲۰۱۰) Insights into the effect of soil pH on N۲O and N۲ emissions and denitrifier community size and activity. Appl Environ Microbiol ۷٦(٦):۱۸۷۰–۱۸۷۸
Da Cunha-Santino MB, Bitar AL, Junior IB (۲۰۱٦) Gas emission from anaerobic decomposition of resources. Acta Limnol Brasiliensia ۲۸:e۳۰
Dahlman L (۲۰۱۷) Climate change: global temperature. https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-global-temperature. Accessed ۲٤ Feb ۲۰۱۸
Dalal RC, Allen DE (۲۰۰۸) Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. Aust J Bot ٥٦ (٥):۳٦۹–٤۰۷
Das S, Ghosh A, Adhya TK (۲۰۱۱) Nitrous oxide and methane emission from a flooded rice field as influenced by separate and combined application of herbicides bensulfuron methyl and pretilachlor. Chemosphere ۸٤(۱):٥٤–٦۲
Denef K, Stewart CE, Brenner J, Paustian K (۲۰۰۸) Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? Geoderma ۱٤٥(۱–۲):۱۲۱–۱۲۹
Dilustro JJ, Collins B, Duncan L, Crawford C (۲۰۰٥) Moisture and soil texture effects on soil CO۲ efflux components in southeastern mixed pine forests. For Ecol Manage ۲۰٤(۱):۸۷–۹۷
ESRL GMD (Earth System Research Laboratory Global Monitoring Division) (۲۰۱٤) CDIAC (Carbon Dioxide information analysis center). https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/ff. html. Accessed ۲۸ Feb ۲۰۱۸
ESRL GMD (Earth System Research Laboratory Global Monitoring Division) (۲۰۱٦). https://www.
esrl.noaa.gov/gmd/dv/iadv/graph.php?code¼MLO&program¼ozwv&type¼ts.
Accessed ۲۸ Feb ۲۰۱۸
FAO (Food and Agriculture Organization) (۲۰۰۳) World Agriculture: towards ۲۰۱٥/۲۰۳۰ - an FAO perspective. http://www.fao.org/docrep/۰۰٥/y٤۲٥۲e/y٤۲٥۲e۰٦.html. Accessed ۳ Mar ۲۰۱۸
FAO (Food and Agriculture Organization). http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/man agement-of-some-problem-soils/salt-affected-soils/more-information-on-salt-affected-soils/en/. Accessed ۳ Mar ۲۰۱۸
Freibauer A, Rounsevell MD, Smith P, Verhagen J (۲۰۰٤) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma ۱۲۲(۱):۱–۲۳
Fuhrer J (۲۰۰۳) Agroecosystem responses to combinations of elevated CO۲, ozone, and global climate change. Agric Ecosyst Environ ۹۷(۱–۳):۱–۲۰
Gao B, Ju X, Su F, Meng Q, Oenema O, Christie P, Chen X, Zhang F (۲۰۱٤) Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping systems on the North China plain: a two-year field study. Sci Tot Environ ٤۷۲:۱۱۲–۱۲٤
Garcia JL, Patel BK, Ollivier B (۲۰۰۰) Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. Anaerobe ٦(٤):۲۰٥–۲۲٦

Goldberg SD, Gebauer G (۲۰۰۹) N۲O and NO fluxes between a Norway spruce forest soil and atmosphere as affected by prolonged summer drought. Soil Biol Biochem ٤١(٩):١٩٨٦–١٩٩٥
Gomes J, Bayer C, de Souza Costa F, de Cassia Piccolo M, Zanatta JA, Vieira FCB, Six J (۲۰۰۹) Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. Soil Till Res ١٠٦(١):٣٦–٤٤
Gregorich EG, Rochette P, Vanden Bygaart AJ, Angers DA (۲۰۰٥) Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. Soil Till Res ٨٣(١):٥٣-٧٢.
Grybos M, Davranche M, Gruau G, Petitjean P, Pédrot M (۲۰۰۹) Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions. Geoderma ١٥٤(١–٢):١٣–١٩
Gupta DK, Bhatia A, Kumar A, Das TK, Jain N, Tomer R, Malyan SK, Fagodiya RK, Dubey R, n Pathak H (۲۰١٦) Mitigation of greenhouse gas emission from rice–wheat system of the Indo- Gangetic plains: through tillage, irrigation and fertilizer management. Agric Ecosyst Environ ٢٣٠:١–٩
INCCA (Indian Network for Climate Change Assessment) (۲۰١٠, May) India: greenhouse gas emissions ۲۰۰۷. Ministry of Environment and Forests, Government of India, New Delhi
IPCC (۲۰۰۷) Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. http:// www.ipcc.ch/report/ar٤/. Accessed ۲٥ Jan ۲۰١٨
IPCC (۲۰١٤) Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. http:// www.ipcc.ch/report/ar٥/. Accessed ۲٥ Jan ۲۰١٨
Islam SFU, Van Groenigen JW, Jensen LS, Sander BO, de Neergaard A (۲۰١٨) The effective mitigation of greenhouse gas emissions from rice paddies without compromising yield by earlyseason drainage. Sci Tot Environ ٦١٢:١٣٢٩–١٣٣٩
Jain N, Arora P, Tomer R, Mishra SV, Bhatia A, Pathak H, Chakraborty D, Kumar V, Dubey DS, Harit RC, Singh JP (۲۰١٦) Greenhouse gases emission from soils under major crops in Northwest India. Sci Tot Environ ٥٤٢:٥٥١–٥٦١
Jena UR, Swain DK, Hazra KK, Maity MK (۲۰١٨) Effect of elevated [CO۲] on yield, intra–plant nutrient dynamics, and grain quality of rice cultivars in Eastern India. J Sci Food Agric ٩٨:٥٨٤١. https://doi.org/١٠,١٠٠٢/jsfa.٩١٣٥
Jensen ES, Peoples MB, Boddey RM, Gresshoff PM, Hauggaard-Nielsen H, Alves BJ, Morrison MJ (۲۰١٢) Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. Agron Sustain Dev ٣٢(٢):٣٢٩–٣٦٤
Jia Z, Cai Z, Xu H, Li X (۲۰۰١) Effect of rice plants on CH٤ production, transport, oxidation and emission in rice paddy soil. Plant Soil ٢٣٠(٢):٢١١–٢٢١
Junna S, Bingchen W, Gang X, Hongbo S (۲۰١٤) Effects of wheat straw biochar on carbon mineralization and guidance for large-scale soil quality improvement in the coastal wetland. Ecol Eng ٦٢:٤٣–٤٧
Kallenbach CM, Rolston DE, Horwath WR (۲۰١٠) Cover cropping affects soil N۲O and CO۲ emissions differently depending on type of irrigation. Agric Ecosyst Environ ١٣٧(٣–٤):٢٥١–٢٦٠
Kang MS, Banga SS (۲۰١٣) Global agriculture and climate change. J Crop Improve ٢٧(٦):٦٦٧ ٦٩٢

Karhu K, Mattila T, Bergström I, Regina K (۲۰۱۱) Biochar addition to agricultural soil increased CH٤ uptake and water holding capacity–results from a short-term pilot field study. Agric Ecosyst Environ ١٤٠(١–٢):٣٠٩–٣١٣
Kyaw KM, Toyota K (۲۰۰۷) Suppression of nitrous oxide production by the herbicides glyphosate and propanil in soils supplied with organic matter. Soil Sci Plant Nutr ٥٣(٤):٤٤١–٤٤٧
Lal R (۲۰۰٤) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma ١٢٣(١–٢):١–٢٢
Le Mer J, Roger P (۲۰۰١) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. Eur J Soil Biol ٣٧(١):٢٥–٥٠
Linquist B, van Groenigen KJ, Adviento-Borbe MA, Pittelkow C, van Kessel C (۲۰۱۲) An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. Glob Chang Biol ١٨(١):١٩٤–٢٠٩
Liu XJ, Mosier AR, Halvorson AD, Zhang FS (۲۰۰٦) The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N٢O, CH٤ and CO٢ fluxes from a clay loam soil. Plant Soil ٢٨٠(١–٢):١٧٧–١٨٨
Liu C, Wang K, Meng S, Zheng X, Zhou Z, Han S, Chen D, Yang Z (۲۰۱۱) Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat–maize rotation field in northern China. Agric Ecosyst Environ ١٤٠(١–٢):٢٢٦–٢٣٣
Liu S, Ji C, Wang C, Chen J, Jin Y, Zou Z, Li S, Niu S, Zou J (۲۰۱۸) Climatic role of terrestrial ecosystem under elevated CO٢: a bottom-up greenhouse gases budget. Ecol Lett ٢١ (٧):١١٠٨–١١١٨
Lobell DB, Bänziger M, Magorokosho C, Vivek B (۲۰۱۱) Nonlinear heat effects on African maize as evidenced by historical yield trials. Nat Clim Chang ١(١):٤٢
Ludwig J, Meixner FX, Vogel B, Förstner J (۲۰۰١) Soil-air exchange of nitric oxide: an overview of processes, environmental factors, and modeling studies. Biogeochemistry ٥٢(٣):٢٢٥–٢٥٧
Ma J, Li XL, Xu H, Han Y, Cai ZC, Yagi K (۲۰۰۷) Effects of nitrogen fertilizer and wheat straw application on CH٤ and N٢O emissions from a paddy rice field. Soil Res ٤٥(٥):٣٥٩–٣٦٧
Marcotullio PJ, Sarzynski A, Albrecht J, Schulz N (۲۰۱۲) The geography of urban greenhouse gas emissions in Asia: a regional analysis. Glob Environ Chang ٢٢(٤):٩٤٤–٩٥٨
Mishra AK, Agrawal SB (۲۰۱٤) Cultivar specific response of CO٢ fertilization on two tropical mung bean (Vigna radiata L.) cultivars: ROS generation, antioxidant status, physiology, growth, yield and seed quality. J Agron Crop Sci ٢٠٠(٤):٢٧٣–٢٨٩
Mohanty SR, Bharati K, Moorthy BTS, Ramakrishnan B, Rao VR, Sethunathan N, Adhya TK (۲۰۰١) Effect of the herbicide butachlor on methane emission and ebullition flux from a directseeded flooded rice field. Biol Fertil Soils ٣٣(٣):١٧٥–١٨٠
Mosier AR, Bleken MA, Chaiwanakupt P, Ellis EC, Freney JR, Howarth RB, Matson PA, Minami K, Naylor R, Weeks K, Zhu Z (۲۰۰٢) Policy implications of human-accelerated nitrogen cycling. In: Boyer EW, Howarth RW (eds) The nitrogen cycle at regional to global scales. Springer, Dordrecht, pp ٤٧٧–٥١٦

Muhammad W, Vaughan SM, Dalal RC, Menzies NW (۲۰۱۱) Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. Biol Fertil Soils ٤٧ (١):١٥–٢٣
Muñoz C, Paulino L, Monreal C, Zagal E (۲۰۱۰) Greenhouse gas (CO۲ and N۲O) emissions from soils: a review. Chilean J Agric Res ٧٠(٣):٤٨٥–٤٩٧
Myers SS, Zanobetti A, Kloog I, Huybers P, Leakey AD, Bloom AJ, Carlisle E, Dietterich LH, Fitzgerald G, Hasegawa T, Holbrook NM, Nelson RL, Ottman MJ, Raboy V, Sakai H, Sartor KA, Schwartz J, Seneweera S, Tausz M, Usui Y (۲۰۱٤) Increasing CO۲ threatens human nutrition. Nature ٥١٠(٧٥٠٣):١٣٩
NASA (National Aeronautics and Space Administration) (۲۰۱۰) Earth observatory. https:// earthobservatory.nasa.gov/Features/GlobalWarming/page۲.php. Accessed ۲۷ Dec ۲۰۱۷
Nath CP, Das TK, Rana KS, Bhattacharyya R, Pathak H, Paul S, Meena MC, Singh SB (۲۰۱۷) Greenhouse gases emission, soil organic carbon and wheat yield as affected by tillage systems and nitrogen management practices. Arch Agron Soil Sci ٦٣(١٢):١٦٤٤–١٦٦٠
Nelson PN, Ladd JN, Oades JM (١٩٩٦) Decomposition of ١٤C-labelled plant material in a saltaffected soil. Soil Biol Biochem ٢٨(٤–٥):٤٣٣–٤٤١
Nishiwaki J, Mizoguchi M, Noborio K (۲۰۱٥) Greenhouse gas emissions from paddy fields with different organic matter application rates and water management practices. J Dev Sustain Agric ١٠(١):١–٦
Pandey D, Agrawal M (۲۰۱٥) Greenhouse gas fluxes from sugarcane and pigeon pea cultivated soils. Agric Res ٤(٣):٢٤٥–٢٥٣
Pandey D, Agrawal M, Bohra JS (۲۰۱۲) Greenhouse gas emissions from rice crop with different tillage permutations in rice–wheat system. Agric Ecosyst Environ ١٥٩:١٣٣–١٤٤
Pathak H, Rao DLN (١٩٩٨) Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. Soil Biol Biochem ٣٠(٦):٦٩٥–٧٠٢
Pathak H, Bhatia A, Jain N, Aggarwal PK (۲۰۱۰) Greenhouse gas emission and mitigation in Indian agriculture–a review. ING Bulletins Regional Assess Reactive Nitrogen ١٩:١–٣٤
Peyron M, Bertora C, Pelissetti S, Said-Pullicino D, Celi L, Miniotti E, Romani M, Sacco D (۲۰۱٦)
Greenhouse gas emissions as affected by different water management practices in temperate rice paddies. Agric Ecosyst Environ ٢٣٢:١٧–٢٨
Poffenbarger HJ, Needelman BA, Megonigal JP (۲۰۱۱) Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. Wetlands ٣١(٥):٨٣١–٨٤٢
Prasad PV, Boote KJ, Allen LH Jr (۲۰۰٦) Adverse high temperature effects on pollen viability, seed-set, seed yield and harvest index of grain-sorghum [Sorghum bicolor (L.) Moench] are more severe at elevated carbon dioxide due to higher tissue temperatures. Agric For Meteorol ١٣٩(٣–٤):٢٣٧–٢٥١
Prasad PV, Bheemanahalli R, Jagadish SK (۲۰۱۷) Field crops and the fear of heat stress—opportunities, challenges and future directions. Field Crops Res ٢٠٠:١١٤–١٢١
Reay D, Grace J (۲۰۰۷) Carbon dioxide: importance sources and sinks. In: Reay D, Hewitt CN, Smith K, Grace J (eds) Greenhouse gas sinks. CAB International, Wallingford, pp ١–١٠

Sánchez B, Rasmussen A, Porter JR (۲۰۱٤) Temperatures and the growth and development of maize and rice: a review. Glob Chang Biol ۲۰(۲):٤۰۸–٤۱۷
Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, Skiba U, Sutton MA, Zechmeister-Boltenstern S (۲۰۱۰) Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. Eur J Soil Sci ٦۱(٥):٦۸۳–٦۹٦
Schlenker W, RobertsMJ (۲۰۰۹) Nonlinear temperature effects indicate severe damages to US crop yields under climate change. Proc Natl Acad Sci ۱۰٦(۳۷):۱٥٥۹٤–۱٥٥۹۸
Scialabba NEH, Müller-LindenlaufM (۲۰۱۰) Organic agriculture and climate change. Renew Agric Food Syst ۲٥(۲):۱٥۸–۱٦۹
Shang Q, Yang X, Gao C, Wu P, Liu J, Xu Y, Shen Q, Zou J, Guo S (۲۰۱۱) Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice cropping systems: a ۳ year field measurement in long-term fertilizer experiments. Glob Chang Biol ۱۷ (٦):۲۱۹٦–۲۲۱۰
Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenke O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J (۲۰۰۸) Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philos Trans R Soc B Biol Sci ۳٦۳(۱٤۹۲):۷۸۹–۸۱۳
Soane BD, Ball BC, Arvidsson J, Basch G, Moreno F, Roger-Estrade J (۲۰۱۲) No-till in Northern, Western and South-Western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. Soil Till Res ۱۱۸:٦٦–۸۷
Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R (۲۰۱۰) A review of biochar and its use and function in soil. Adv Agron ۱۰٥:٤۷–۸۲
Sponseller RA (۲۰۰۷) Precipitation pulses and soil CO_2 flux in a Sonoran Desert ecosystem. Glob Chang Biol ۱۳(۲):٤۲٦–٤۳٦
Stevens RJ, Laughlin RJ (۱۹۹۸) Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. Nutr Cycling Agroecosyst ٥۲(۲–۳):۱۳۱–۱۳۹
Tan IYS, van Es HM, Duxbury JM, Melkonian JJ, Schindelbeck RR, Geohring LD, Hively WD, Moebius BN (۲۰۰۹) Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. Soil Till Res ۱۰۲(۱):۱۹–۲٦
Tang J, Baldocchi DD, Qi Y, Xu L (۲۰۰۳) Assessing soil CO_2 efflux using continuous measurements of CO_2 profiles in soils with small solid-state sensors. Agric For Meteor ۱۱۸(۳–٤):۲۰۷–۲۲۰
Tang J, Liang S, Li Z, Zhang H, Wang S, Zhang N (۲۰۱٦) Emission laws and influence factors of greenhouse gases in saline-alkali paddy fields. Sustainability ۸(۲):۱٦۳
Thangarajan R, Bolan NS, Tian G, Naidu R, Kunhikrishnan A (۲۰۱۳) Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. Sci Tot Environ ٤٦٥:۷۲–۹٦
Thomson AJ, Giannopoulos G, Pretty J, Baggs EM, Richardson DJ (۲۰۱۲) Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. Philos Trans R Soc Biol Sci ۳٦۷:۱۱٥۷–۱۱٦۸
Tiwari S, Agrawal M (۲۰۱۸) Tropospheric ozone and its impacts on crop plants: a threat to future global food security. Springer, Cham
Toma Y, Hatano R (۲۰۰۷) Effect of crop residue C: N ratio on N_2O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. Soil Sci Plant Nutr ٥۳(۲):۱۹۸–۲۰٥

Tongwane M, Mdlambuzi T, Moeletsi M, Tsubo M, Mliswa V, Grootboom L (۲۰۱٦) Greenhouse gas emissions from different crop production and management practices in South Africa. Environ Dev ۱۹:۲۳–۳۵
Tubiello FN, Salvatore M, Rossi S, Ferrara A, Fitton N, Smith P (۲۰۱۳) The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. Environ Res Lett ۸(۱):۰۱۵۰۰۹
U.S. EIA, U.S. Energy Information Administration (۲۰۱٦, August) The annual energy outlook ۲۰۱٦ with projection to ۲۰٤۰. U.S. EIA, U.S. Energy Information Administration, Washington U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) (۲۰۱٦). https://www.epa.gov/ ghgemissions. Accessed ۲۵ Jan ۲۰۱۸ US EPA (United States Environmental Protection Agency) (۲۰۱۷). https://www.epa.gov/climateindicators/ greenhouse-gases. Accessed ۲۵ Jan ۲۰۱۸
Wang ZP, Delaune RD, Patrick WH, Masscheleyn PH (۱۹۹۳) Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. Soil Sci Soc Am J ۵۷(۲):۳۸۲–۳۸۵
Wang Z, Zeng D, Patrick WH (۱۹۹٦) Methane emissions from natural wetlands. Environ Monitor Assess ٤۲(۱–۲):۱٤۳–۱٦۱
WDCGG, World Data Centre for Greenhouse Gases (۲۰۱٦). http://ds.data.jma.go.jp/gmd/wdcgg/ pub/global/۲۰۱۷/. Accessed ۱۰ Mar ۲۰۱۸
Weston NB, Neubauer SC, Velinsky DJ, Vile MA (۲۰۱٤) Net ecosystem carbon exchange and the greenhouse gas balance of tidal marshes along an estuarine salinity gradient. Biogeochemistry ۱۲۰(۱–۳):۱٦۳–۱۸۹
Wu X, Yao Z, Brüggemann N, Shen ZY, Wolf B, Dannenmann M, Zheng X, Butterbach-bahl K (۲۰۱۰) Effects of soil moisture and temperature on CO۲ and CH٤ soil–atmosphere exchange of various land use/cover types in a semi-arid grassland in Inner Mongolia, China. Soil Biol Biochem ٤۲(۵):۷۷۳–۷۸۷
Yao Z, Zheng X, Dong H, Wang R, Mei B, Zhu J (۲۰۱۲) A ۳-year record of N۲O and CH٤ emissions from a sandy loam paddy during rice seasons as affected by different nitrogen application rates. Agric Ecosyst Environ ۱۵۲:۱–۹
Yao Z, Zheng X, Zhang Y, Liu C, Wang R, Lin S, Zhao Q, Butterbach-Bahl K (۲۰۱۷) Urea deep placement reduces yield-scaled greenhouse gas (CH٤ and N۲O) and NO emissions from a ground cover rice production system. SC Rep ۷(۱):۱۱٤۱۵
Ye R, Jin Q, Bohannan B, Keller JK, McAllister SA, Bridgham SD (۲۰۱۲) pH controls over anaerobic carbon mineralization, the efficiency of methane production, and methanogenic pathways in peatlands across an ombrotrophic–minerotrophic gradient. Soil Biol Biochem ۵٤:۳٦–٤۷
Zhang J, Han X (۲۰۰۸) N۲O emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in Northern China. Atmos Environ ٤۲ (۲):۲۹۱–۳۰۲
Zhang A, Cui L, Pan G, Li L, Hussain Q, Zhang X, Zheng J, Crowley D (۲۰۱۰) Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agric Ecosyst Environ ۱۳۹(٤):٤٦۹–٤۷۵
Ziska LH (۲۰۰۰) The impact of elevated CO۲ on yield loss from a C۳ and C٤ weed in field grown soybean. Glob Chang Biol ٦(۸):۸۹۹–۹۰۵
Zou J, Huang Y, Jiang J, Zheng X, Sass RL (۲۰۰۵) A ۳ year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. Global Biogeochem Cycles ۱۹(۲):GB۲۰۲۱. https://doi.org/۱۰,۱۰۲۹/۲۰۰٤GB۰۰۲٤۰۱

University of Guilan Press

Plant Responses to Soil Pollution

By:
Pratibha Singh
Sunita Kumari Singh
Sheo Mohan Prasad

Translated by:
Mohsen Mohammadi Galangash, Ph. D