

تجمع فلزات سمّی ناشی از کاربرد لجن در کشاورزی

آیا مقررات USEPA حفاظتی است؟

قسمت دوم

ترجمه: سید فرهاد موسوی*

بررسی کرده‌اند، قابلیت دسترسی تقریباً ثابت مانده است. سائربک و استایپرک [۷۷] دریافتند که قابلیت دسترسی به فلزات در بعضی از مناطق و برای بعضی از گیاهان با زمان کاهش می‌یابد، اما این روند یکنواخت نبود. حتی در مطالعاتی که در آنها کاربرد لجن بیش از ۲۰ سال قبل متوقف شده بود، تقریباً ۳۰٪ مواد آلی لجن در خاک باقی مانده بود [۵۹]. نقش احتمالی مواد آلی باقی مانده در نگه داشتن فلزات سنگین به فرم نیمه قابل دسترس، بایستی برای مدت طولانی در نظر گرفته شود زیرا تری و همکاران [۸۲] دریافتند که بیش از ۵۰٪ مواد آلی لجن به تجزیه مقاومت نشان می‌دهند. ممکن است بخشی از این مقاومت به خاطر اثر سمّیت فلزات سنگین بر روی میکروبه‌ها باشد، اما این نکته در مورد Cu (حد اقل در مراحل اولیه تجزیه لجن) صادق نیست [۶۵].

در آزمایش طولانی مدت در باغی در وورن^۱ انگلیس، که از سالهای ۱۹۴۰ تا ۱۹۸۰ طول کشید، کاربرد لجن فقط تا قبل از سال ۱۹۶۳ صورت گرفت و Cd قابل عصاره‌گیری با CaCl_2 خاک به مقدار کم بین سالهای ۱۹۵۰ تا ۱۹۸۰ تغییر کرده که این حد بیشتر از Cd خاکهای شاهد (تیمارهای با کود شیمیایی و بدون کاربرد لجن) بود [۵۹]. همچنین، قابلیت عصاره‌گیری Cu، Ni، Zn، Pb و Cr با EDTA پس از توقف کاربرد لجن تغییر

* دانشیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

1- Woburn

چندانی نکرد. خاکی که در آن لجن به کار برده شده بود عموماً درصد بیشتری از فلزات سنگین قابل عصاره‌گیری نسبت به خاک شاهد با EDTA داشت. این نکته وضعیت نسبتاً پایداری را نشان می‌دهد. به عبارتی تجزیه بخش اعظم مواد آلی اضافه شده، تغییر چندانی در فرمهای شیمیایی فلزات سنگین خاک ایجاد نکرده است. ممکن است مواد معدنی لجن سبب محدود کردن جذب فلزات شده باشند، اما خواص خاک که با افزودن آهک در pH برابر ۶/۵ حفظ شده است، تأثیر شدیدی بر حلالیت فلزات در مدت طولانی آزمایش داشته‌اند.

مطالعات فوق‌الذکر نه تنها دلایل روشنی برای افزایش قابلیت دسترسی به فلزات سنگین پس از توقف کاربرد لجن ارائه نکرده‌اند، بلکه همچنین نشان نداده‌اند که بیشتر خاکها قادرند به تدریج بخش اعظم فلزات سنگین به کار برده شده را به فرم غیر قابل حل و دسترس در آورند، حتی در زمانی که غلظت این فلزات از حدود USEPA-503 نیز کمتر بوده است.

آزمایشهای صحرایی قادر نیستند که اهمیت نسبی اجزای آلی و معدنی لجن را در رابطه با محدود کردن قابلیت دسترسی فلزات سنگین تشخیص دهند. مسلماً، مواد معدنی اضافه شده به خاک می‌توانند فلزات سنگین را به فرمهای نسبتاً غیر قابل حلی در آورند [۶۲]. فسفات‌ها و کربنات‌های موجود در لجن، Cd و Pb را جذب کرده و یارسوب می‌دهند، در حالی که اکسیدهای آهن و آلومینیم تمایل شدیدی به جذب فلزاتی نظیر Cu، Pb و Zn دارند. به هر حال، این مکانیسم‌ها شدیداً انتخابی، رقابتی و متکی به pH است و لزوماً حلالیت آنها را آن قدر کم نمی‌کند که قابل دسترس برای گیاهان نباشند. به نظر می‌رسد که اکسیدهای منگنز در کاهش دسترسی فلزات مؤثرتر از فسفات‌ها، کربنات‌ها و یا اکسیدهای آهن هستند [۶۲]. زیرا مواد جامد معدنی اولیه لجن‌ها به صورت غیر بلوری بوده [۴] و ممکن است در خاک به فرمهای بلوری‌تر در آیند و فلزاتی که همزمان با آنها رسوب کرده ولی از لحاظ بار الکتریکی و قطر مناسب نیستند رادفع کنند [۵۴، ۵۶]. بنابراین، فلزات سنگینی که همزمان رسوب می‌کنند ممکن است در سطح تجمع یابند و به درون بلورها راه نیابند. قابلیت عصاره‌گیری بالای Cu، Pb، Zn و Cd توسط EDTA در محلهای قدیمی لجن داده شده و خاکهای باغی [۲۵، ۵۹، ۶۳]

نشان می‌دهد که بسیاری از فلزات سنگین در طولانی مدت دارای قدرت محدود در انتشار و یارسوب همزمان مواد معدنی می‌باشند.

در حقیقت، بسیاری از این فلزات با مواد آلی لجن همراه می‌باشند [۴]. بنابراین، حتی در طولانی مدت، بخش بزرگی از بعضی فلزات سنگین لجن، به صورت قابل دسترس برای گیاهان باقی می‌ماند. بل و همکاران [۹] دریافتند که تقریباً ۵۰٪ کادمیم خاک با DTPA قابل عصاره‌گیری است، چه به صورت لجن اضافه شده و چه به صورت نمک CdCl_2 باشد. از آنجا که Cd تقریباً ۹ سال قبل اضافه شده بود، این مشاهده هم با فرضیه حفاظتی لجن و هم با این بحث که Cd به فرمهای غیر قابل دسترس تر برای گیاه در می‌آید متناقض است. همچنین، افزایش قابلیت عصاره‌گیری Cd توسط EDTA در محلهای قدیمی لجن داده شده اندازه‌گیری شده است [۵۹]. در واقع، مطالعات متعدد گلدانی و مزرعه‌ای همبستگی قوی بین قابلیت عصاره‌گیری Cd، Cu، Zn و Ni توسط EDTA، DTPA و یا CaCl_2 و جذب این فلزات توسط قسمتهای هوایی گیاهان مختلف را نشان داده‌اند [۵، ۱۱، ۳۵، ۴۲، ۴۳، ۴۴، ۶۶، ۷۵]. فلزاتی که توسط عوامل کلات کننده، DTPA و EDTA عصاره‌گیری می‌شوند عمدتاً به فرم قابل تعویض و قابل کمپلکس توسط مواد آلی و کربنات‌ها هستند و قابل جذب توسط گیاهان می‌باشند [۴۳، ۹۱]. اما نباید به سادگی فرض کرد که این عوامل کلات کننده واقعاً قابلیت دسترسی فلزات را اندازه‌گیری می‌کنند [۸، ۸۳]. مثلاً، با افزایش pH خاک قابلیت عصاره‌گیری Pb و Cu توسط DTPA ممکن است افزایش یابد، اما جذب توسط گیاه گاهی اوقات کاهش می‌یابد [۶۴]. همچنین، علیرغم مقدار ثابت Cd قابل عصاره‌گیری با DTPA، کاهش جذب Cd توسط گیاه در سالهای متمادی کشت بر روی خاکهای لجن داده شده، مشاهده شده است [۱۱]. چون فلزات سنگین قابل عصاره‌گیری با DTPA تمایل دارند که با افزایش غلظت آنها در خاک افزایش یابند، با افزایش در خاک جذب آنها در گیاه نیز زیادتر خواهد شد. همبستگی بین فلزات قابل عصاره‌گیری با DTPA و جذب توسط گیاه ممکن است تصادفی باشد [۸، ۸۰]. در هر حال، باید توصیه کرد که بهتر است قابلیت دسترسی فلزات از مقدار آنها در ریشه گیاه اندازه‌گیری

تغییرات حلالیت فلزات سنگین و قابلیت دسترسی آنها پس از توقف کاربرد لجن

در آزمایشهای نسبتاً کوتاه مدت، که کاربرد سالانه لجن در آنها متوقف گشته، نشان داده شده که جذب Cd توسط ذرت برای چندین کشت متوالی کاهش یافته و سپس برای تقریباً ۳ سال یکنواخت و ثابت مانده است [۱۱]. در لوییا، جذب Zn و Cd برای مدت ۴ سال پس از توقف کاربرد لجن در حد بالا باقی ماند [۲۷]. برای مدت ۳ سال پس از توقف کاربرد لجن بر روی یک خاک آهکی، و بروبیوکامپ [۹۲] هیچ تغییری را در جذب Cd توسط ذرت مشاهده نکردند. دیویس [۲۱] پس از یک بار کاربرد لجن، کاهش را در جذب Cd توسط تلخه برای مدت ۳ سال مشاهده کرد و در سال چهارم مقدار جذب کمی افزایش یافت.

مقاله مروری آلووی و جکسون [۲] موضوع مهم تغییرات طولانی مدت قابلیت دسترسی به فلزات سنگین را در خاکهای تیمار شده با لجن بحث می‌کند. در بعضی از آزمایشهای طولانی مدت کاربرد لجن (که میزان بارگذاری فلزات سمّی بسیار کمتر از حدود USEPA-503 بود)، هیچ اثری از کاهش طولانی مدت جذب فلزات سنگین توسط گیاهان و یا قابلیت عصاره‌گیری آنها توسط EDTA یا اسید استیک مشاهده نگردیده است [۱۰، ۴۶]. مک گرس [۵۸] مشاهده نمود که در بسیاری از مطالعاتی که روند قابلیت دسترسی به فلزات را پس از قطع کاربرد لجن

شود و نه قسمت هوایی آن. گرچه قابلیت عصاره گیری توسط DTPA در ریشه شاخص بهتری نسبت به قسمت های هوایی گیاه است [۶۶]، اما ممکن است قابل استفاده بودن آن کم اهمیت تلقی شود زیرا در اکثر مطالعات مقدار فلزات را در قسمت هوایی گیاه اندازه می گیرند.

متقاعد کننده ترین گواه که فلزات لجن در نتیجه قابل دسترسی بودن گیاه در نوسان می مانند، در مورد Cd به دست آمده است. در مطالعات تعویض ایزوتوپی، لوید و همکاران [۵۰] دریافتند که در یک منطقه لجن داده شده تقریباً تمام Cd در طولانی مدت به فرم نوسانی باقی ماند. آزمایش دیگری که بر روی قابلیت تعویض ایزوتوپی Cd در خاکهای تیمار شده با لجن در سال ۱۹۷۶ انجام شد افزایش شدیدی را در نوسان Cd از سال ۱۹۷۶ تا ۱۹۹۳ نشان داد [۹۵]، گرچه بخشی از این افزایش به خاطر کاهش pH خاک بوده است. آلویی [۱] گزارش کرد که

یک خاک شنی اصلاح شده با لجن (pH=۶/۴) در جنوب غرب فرانسه، که مقدار ماده آلی آن در حدود ۱/۸٪ شده، دارای حلالیت Cd زیادی بود (بیشتر از ۳/۳٪ کل Cd خاک قابل حل در آب بود). آلویی دریافت که این افزایش حلالیت در یک خاک لجن داده شده در انگلستان، ۳۰ سال پس از توقف کاربرد لجن مشاهده گردید و اظهار داشت که این مسئله ممکن است به خاطر تفاوت اقلیمی و اثر آن بر تجزیه مواد آلی باشد.

شواهدی دال بر از دست رفتن طولانی مدت فلزات سنگین در مزرعه

برای بیشتر فلزات سنگین مطرح شده، آزمایشهای مزرعه ای نشان می دهند که فلزات داخل لجن حتی در طول چندین دهه از سطح خاک به اعماق حرکت نمی کنند [۲۸، ۲]، به هر حال، در بعضی از آزمایشهای مزرعه ای شواهدی دال بر نفوذ عمقی فلزات دیده شده که احتمالاً به وسیله حرکت ذرات کلوییدی و کمپلکس های آنیونی آلی یا معدنی انجام گرفته است. در یک مورد، انتقال به اعماق، ۷ سال پس از کاربرد لجن مشاهده شد به طوری که مواد آلی و Zn و Cu محلول در عمق ۴۰ تا ۶۰ سانتیمتری خاک تیمار شده با لجن، بیشتر از خاک بدون لجن بود [۱۴]، در خاکهای اسیدی، حرکت Zn به عمق ۶۰ تا ۹۰

بود. مک گرس و لین [۶۰] نیز از دست رفتن فلزات سنگین از پلاتهای مزرعه ای لجن داده شده را در طولانی مدت اندازه گیری کردند. در بعضی از این مطالعات صحرایی، ممکن است از دست رفتن ظاهری فلزات سنگین به دلیل حرکت به اعماق خاک در اثر شخم عمیق و یا حرکت جانبی به پلاتهای کناری باشد. مواردی از علت دوم در پلاتهای شاهد (بدون لجن) مک گرس و سگارا [۵۹] و چنگ و همکاران [۱۸] دیده شده که در آنها Cd قابل تعویض خاک و Cd بافت های گیاهی در طول چند سال افزایش داشته است. اگر پلاتهای حاوی لجن سبب آلوده شدن پلاتهای بدون لجن مجاور (یا شاهد) شوند، نتیجه غلطی از مقایسه جذب فلزات سنگین توسط خاکهای تیمار شده با لجن و بدون لجن به دست خواهد آمد. برای مثال، بسیاری از خاکهای کشاورزی دارای Cd کمی هستند (بیشتر خاکهای معدنی ایالت نیویورک کمتر از حدود ۰/۱۵ میلی گرم در کیلوگرم Cd کل دارند). اگر لجنی حاوی ۳۰ mg/kg کادمیم (بر اساس وزن خشک) به مقدار ۱۰ ton/ha در سال به خاک اضافه شود، سالانه تقریباً حدود ۰/۱۵ mg/kg کادمیم به خاک اضافه خواهد شد. در نتیجه، یک سال افزایش لجن مقدار Cd کل را دو برابر خواهد کرد و ده سال افزایش لجن مقدار آن را ۱۰ برابر خواهد کرد. علاوه بر این، Cd (و تعدادی از فلزات سنگین دیگر) اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن (نسبت به Cd طبیعی) آسان تر عصاره گیری می شود [۵۹] و در نتیجه قابلیت دسترسی آن نیز آسان تر است. بنابراین، جابجایی مقدار کمی از خاکی که در آن لجن به کار رفته به طرف پلاتهای شاهد (در اثر کشت و کار، فرسایش یا فرآیندهای دیگر) می تواند Cd قابل دسترس را در پلاتهای شاهد به مقدار زیادی افزایش دهد. این مسئله وقتی مهم است که اطلاعات جذب توسط گیاه بر اساس مقایسه با پلاتهای شاهد تفسیر شوند.

سمیت گیاهی در خاکهای اصلاح شده با لجن

اگر با تجزیه مواد آلی، فلزات قابل حل تر شوند باید انتظار داشت که موارد زیادی از کاهش تولید (محصول دهی) خاکها در مناطق قدیمی لجن داده شده وجود داشته باشد. به هر حال، موارد کاملاً مستندی وجود دارد که مواد آلی حاصل از کاربرد

لجن زمان کافی داشته تا تجزیه شوند و مشکلات سمیت را به وضوح نشان داده اند. لیپر [۴۵] سه مورد از کاربرد طولانی مدت فاضلاب را در مزارعی نزدیک پاریس، برلن و ملبورن تشریح کرده است. وی ادعا می کند که دو مورد از این سه مورد (پاریس و ملبورن) گواه خوبی برای کاربرد فاضلاب بر روی زمین است. به هر حال، لیپر ادعان داشت که یک عدم توازن بین عناصر کمیاب و گیاهان مزرعه پاریس به وجود آمد که احتمالاً به دلیل تخلیه Mn در خاک به خاطر شرایط احیاء شیمیایی و آبشویی در اثر کاربرد زیاد فاضلاب بوده است [۸۴]. اگرچه این مشکل را می توان با محلول پاشی Mn بر روی شاخ و برگ حل کرد، اما غلظت زیاد Zn و Cu در گیاهانی که زیاد سالم نبودند حکایت از تأثیر این فلزات بر روی عدم موازنه عناصر کمیاب دارد. مقدار زیاد فلزات سنگین در لجن می تواند باعث کاهش مقدار Mn در بافتها شود [۲۳]. در مورد ملبورن، که از سال ۱۸۹۳ فاضلاب خام دریافت کرده، دارای فلزات کمتر از حدود USEPA بود و نمی توان از آن به عنوان یک تست ایمنی کاربرد فلزات یاد کرد. مورد سوم (برلن) در گیاهانی که در خاکهای دارای Zn و Cu زیاد کشت شده بودند، علائمی از کلروز نشان داد [۴۵]. چون تمام این مزارع که در آنها فاضلاب به کار رفته دارای مقادیر زیادی مواد آلی بودند، فرضیه بمب زمانی لجن^۱ را فقط زمانی می توان در مورد این مناطق آزمایش کرد که از توقف کاربرد لجن مدتها گذشته باشد.

علاوه بر این، این آزمایشها کاملاً کنترل شده نبودند، بلکه بیشتر حاصلخیزی خاک با کاربرد فاضلاب در مزارع بررسی می شد. چنین آزمایشهایی نشان می دهند که کاربرد زیاد لجن فاضلاب می تواند عدم توازن عناصر کمیاب را در گیاهان ایجاد کند. چنین عدم توازنی می تواند به خاطر واکنشهای پیچیده بین چندین فلز کمیاب در محیط ریشه یا در داخل ریشه ایجاد شود [۹۰].

حساس ترین پارامتر خاک که مشخص می کند آیا خاک به آستانه سمیت برای گیاه بخصوص رسیده است یا نه، میزان کل فلز نیست بلکه فعالیت کاتیون آزاد فلز^۲ در محلول خاک است. کاتیون های آزاد فلزی عموماً سمی تر از همان فلزات ولی به

1- Sludge time bomb 2- Free metal cation activity

صورت ترکیبات کمپلکس هستند، اگرچه احتمالاً ترکیبات فلز - اسید فلوویک محلول در دسترس گیاه هستند [۶۸]. متأسفانه، فعالیت‌های فلزات سنگین در مناطق قدیمی لجن داده شده دارای تخمین کمی است. اما اندازه گیریهایی از فعالیت فلزات در مخلوط‌های تازه خاک - لجن انجام شده است. در مطالعه‌ای که گیاه لوبیا در خاک تیمار شده با لجن کشت شده بود، مینیچ و همکاران [۶۶] دریافتند که اگر فعالیت Cu^{2+} بیشتر از $10^{-7} M$ باشد منتج به غلظت زیاد Cu در بافت‌های گیاهی می‌گردد. در مخلوط خاک - لجن کمتر از $30 mg/kg$ مس وجود داشت. فوجی و همکاران [۲۹] با استفاده از روش افزایش کلات، فعالیت فلزات Zn^{2+} ، Cu^{2+} و Ni^{2+} را در خاک تیمار شده با لجن (pH = 6/2) که به ترتیب حاوی ۲۱۰، ۹۴ و ۱۹۶ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد تقریباً $2 \times 10^{-6} M$ ، $2 \times 10^{-9} M$ و $6 \times 10^{-9} M$ تخمین زدند. کمپیل و بکت [۱۴] افزایش شدیدی را در غلظت Zn و Cu در یک خاک غیر اسیدی که ۷ سال قبل با لجن تیمار شده بود گزارش کردند، اگرچه بارگذاری Zn و Cu بسیار کمتر از حدود USEPA-503 بود.

مک براید و همکاران [۱۹۹۴]، اطلاعات منتشر نشده [حلالیت Cu و Zn با بارگذاری به ترتیب ۲۱ و ۹۷۴ کیلوگرم در هکتار را در یک خاک غیر اسیدی که ۲۰ سال قبل با لجن تیمار شده بود، اندازه گرفتند. این حلالیت‌ها، که توسط ولت‌متری آندی (pH \cong 6/9) اندازه‌گیری شد، نشانگر غلظت کل محلول بود، که به ترتیب $5 \times 10^{-6} M$ و $3 \times 10^{-5} M$ به دست آمد. برای مقایسه، فعالیت Cu^{2+} آزاد در حدود $10^{-10} M$ تا $10^{-12} M$ [۷۴] و مک براید، ۱۹۹۴ اطلاعات منتشر نشده [و Cu محلول در حدود $10^{-6} M$ تا $10^{-8} M$ در خاک‌های آلوده نشده [۷۴ و ۵۵، ۳۹] تخمین زده شده است. فعالیت و حلالیت Zn در خاک‌های آلوده نشده کمی بیشتر از Cu است.

با توجه به این چند آزمایش به نظر می‌رسد که افزایش فعالیت و حلالیت فلزات سمی می‌تواند تا مدتها پس از کاربرد لجن (در حد مجاز USEPA-503) ادامه داشته باشد، اما تحقیقات بیشتری نیاز است تا تعیین شود آیا این افزایشها سبب کاهش حاصلخیزی خاکها برای گیاهان مختلف خواهد شد یا نه. به علاوه، باید تحقیقات طولانی مدت انجام گیرد تا معین شود که

آیا فعالیت یا حلالیت این فلزات در اثر تجزیه لجن‌ها در خاک تغییرات زیادی خواهد کرد یا نه. در یک منطقه قدیمی دفع لجن در پنسیلوانیا، مشخص شده که خاک برای زندگی گیاهان ایجاد سمیت کرده است [د. بیکر، ۱۹۹۳، مکاتبات شخصی]، علیرغم این که آزمایشها نشان داده بود که غلظت فلزات سمی کمتر از حداکثر مجاز تعیین شده توسط USEPA بوده است. در این محل، مقدار مواد آلی، در اثر تجزیه بسیار کاهش یافته بود. در حال حاضر، مقدار کل فلزات خاک کمتر از (و در مورد Cu در حدود) مقادیر مجاز USEPA-503 است، یعنی $Cd=12$ ، $Zn=636$ میلی‌گرم در کیلوگرم و $Ni=144$ ، $Pb=129$ ، $Cu=805$ ، $Cr=312$ است. به هر حال، بر اساس مطالعات سمیت فلزات برای چندین گیاه، مقدار فلزات Zn، Cu و Ni از حداکثر توصیه شده بیشتر است [۴۰، ۶۱، ۹۳]. ویلیامز [۹۳] توصیه کرده که غلظت کل Zn، Cu و Ni در خاک‌های تیمار شده با لجن نباید به ترتیب از ۲۷۵، ۱۱۰ و ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بیشتر باشد تا گیاهان حساس تر آسیبی نبینند. دیویس و کارلتون - اسمیت [۲۲] حداکثر غلظت ۳۰۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم را برای Zn، Cu و Ni در خاک‌های با pH=۷ پیشنهاد کرده‌اند. به نظر می‌رسد که سمیت Ni به pH خاک بسیار حساس است و در خاک‌های اسیدی از Cu سمی تر خواهد شد.

آزمایشهای متعدد دیگری نشان داده‌اند که حد مجاز فلزات در USEPA-503 برای سمیت فلزات برای بسیاری از گیاهان بسیار زیاد است (جدول ۱)*. آزمایشهای گلدانی با خاک‌های غیر اسیدی، اثرات سمیت Zn، Cu و Ni را در غلظت‌هایی بسیار کمتر از مقررات USEPA-503 نشان داده‌اند [۷۶]. کاهش عملکرد در غلظت‌های Zn، Cu و Ni با خاک‌های اسیدی بسیار کمتر از حد مجاز USEPA-503 در آزمایشهای مزرعه‌ای کاربرد لجن، به خصوص با گیاهان دو لپه‌ای مشاهده شده است [۵۱، ۷۷، ۷۸ و ۹۴]. همچنین، آزمایش با کاربرد کود خوک نشان داده که افزایش Cu به خاک‌های اسیدی به مقدار بیشتر از $300 kg/ha$ می‌تواند برای بعضی از گیاهان سمی باشد [۸۶، ۲۰]. لکسموند [۴۸] اظهار می‌دارد که Cu قابل عصاره‌گیری با HNO_3 نباید از $30 mg/kg$ به ازای هر درصد ماده آلی خاک‌های تقریباً

* جدول ۱ در قسمت اول مقاله در مجله شماره ۲۴ درج شده است

اسیدی بیشتر باشد تا از سمیت آن برای گیاه زراعی اجتناب گردد. این دستورالعمل بر اساس این مشاهدات است که به نظر می‌رسد نسبت Cu/C کنترل‌کننده حلالیت Cu (یا فعالیت Cu^{2+}) باشد. در نتیجه، مقدار کل Cu اضافه شده به خاک‌ها، قابلیت دسترسی برای گیاهان را کمتر از غلظت آن در لجن تحت تأثیر قرار می‌دهد زیرا لجن اثر حفاظتی دارد. این فرضیه در آزمایشهای گلدانی با لوبیا تأیید شده [۶۶] که یک مقدار معین Cu اضافه شده به خاک در اثر کاربرد لجن، نسبت به حالتی که Cu در حجم بیشتری از لجن رقیق می‌شد، منتج به جذب کمتر می‌گردید. اهمیت غلظت فلز در لجن در مقررات USEPA-503 منظور شده است، که غلظت‌های قابل قبول برای کاربرد لجن در کشاورزی را مشخص کرده است. به هر حال، ممکن است اثر حفاظتی بیشتر به خاطر وجود مواد آلی باشد، که در مورد اهمیت نسبت Cu/C نشان داده شد و نمی‌توان فرض کرد که این حفاظت در طولانی مدت باقی می‌ماند.

مقررات USEPA-503 آستانه سمیت گیاهی (PT₅₀) را به این صورت تعریف کرده است: آستانه سمیت گیاهی غلظت در بافت هوایی گیاه است که منجر به ۵۰٪ کاهش محصول (رشد سبزینه‌ای جوانه‌ها) برای گیاهانی که در محلول کشت رشد می‌کنند، می‌شود. USEPA مقدار PT₅₀ مس را بر اساس ذرت رشد یافته در محلول کشت توسط لکسموند و وندروم [۴۹] $40 mg/kg$ انتخاب کرده است. اما، آن مطالعه اثرات زیادی از Cu محلول بر سطح ریشه‌ها و جذب آهن و فسفات در غلظت‌های Cu کمتر از $40 mg/kg$ را در جوانه‌ها نشان داده است. لکسموند و وندروم [۴۹] نتیجه گرفتند که استفاده از عملکرد وزن خشک به عنوان معیاری از رشد ریشه می‌تواند کند شدن رشد را مخدوش سازد. آنها نشان دادند که سمیت Cu به صورت جلوگیری از رشد ریشه‌های مویی بروز می‌کند بدون این که کاهش قابل ملاحظه‌ای در وزن ریشه پدید آید. در غلظت‌های بیشتر Cu، وزن ریشه‌ها نیز کاهش می‌یابد اما رشد جوانه‌ها سریعاً محدود نمی‌شود. در نهایت، رشد جوانه‌ها نیز کند می‌گردد اما در مرحله پیشرفته از سمیت، غلظت Cu در جوانه‌ها زیاد نخواهد بود زیرا سمیت Cu باعث شده که Cu از ریشه‌ها به بالا انتقال نیابد.

درک واکنش پیچیده یک فلز سمی ممکن است مشکل‌گشای اطلاعات گیج‌کننده‌ای باشد که توسط USEPA [۸۸] ارائه شده، که در آن احتمال افزوده شدن مقدار PT₅₀ برای Zn و Ni در جوانه‌های ذرت با افزایش بارگذاری این فلزات در خاک کاهش می‌یابد. این نکته باعث شده تا USEPA به این نتیجه برسد که با افزایش بارگذاری تجمعی (نیکل)، احتمال این که غلظت نیکل در برگ ذرت از PT₅₀ بیشتر شود کاهش می‌یابد. این نتیجه‌گیری زمانی معنی پیدا می‌کند که اعمال گیاه، نظیر جابجایی مواد در داخل آن مختل شود و یا ریشه‌ها به طرف قسمتهای سمی خاک رشد نکنند.

اثرات سمیت در آزمایشهای کوتاه مدت نخست بر سطح ریشه‌ها و وظایف آنها است که ممکن است چندان بر رشد قسمتهای هوایی گیاه تأثیر نداشته باشد زیرا در درازمدت سطح ریشه‌ها برای گیاه از لحاظ جذب آب و مواد غذایی کافی بسیار حیاتی است. به علاوه، رشد سبزینه‌ای گیاه معمولاً نشانگر عملکرد نهایی نیست و تأثیر سمیت فلزات بر گیاه را در کل دوره رشد نشان نمی‌دهد.

به طول خلاصه، USEPA مقادیر LOAEL^۱ (کمترین مقدار مشاهده شده که تأثیر نامطلوب می‌گذارد) را برای Cu و Zn انتخاب کرده که از لحاظ علمی نمی‌توان مدافع آن بود. انتخاب $40 mg/kg$ PT₅₀ برای جوانه‌های ذرت، با حد بالایی $21 mg/kg$ تعیین شده توسط مک نیکول و بکت [۵۲] مطابقت ندارد. به همین صورت، $1975 mg/kg$ PT₅₀ برای Zn در جوانه‌های ذرت بسیار بیشتر از حد بحرانی $200 mg/kg$ تعیین شده در سایر مطالعات است [۵۲]. البته بخشی از علت انتخاب PT₅₀ زیاد توسط USEPA-503 این است که LOAEL را در ۵۰٪ کاهش عملکرد در نظر گرفته‌اند در حالی که اعداد مک نیکول و بکت [۵۲] مربوط به ۱۰٪ کاهش محصول است. همچنین، ذرت نسبت به گیاهان دو لپه‌ای در مقابل سمیت فلزات مقاومتر است. حتی در این صورت نیز مشکل است که اعداد USEPA را در مورد غلظت Cu و Zn که کمترین تأثیر نامطلوب را می‌گذارند در بافت‌های گیاهی قبول کرد.

بنابراین، بر اساس مطالعات مزرعه‌ای و گلدانی برای

1- Lowest Observed Adverse Effect Level

گیاهان مختلف و خاکهای خنثی تا کمی اسیدی، می توان اظهار داشت که حدود بارگذاری فلزات سمی Cu، Zn و Ni که توسط USEPA-503 تعیین شده (جدول ۱) بسیار زیاد است. چون دلایلی وجود دارد که نشان می دهد اثرات سمی این فلزات تا حدودی تجمعی^۱ است [۶، ۲۰، ۲۲]. خاکهایی که تا حد مجاز این فلزات بارگذاری شوند، ممکن است اثرات سمیت بیشتری را نشان دهند. حدود USEPA تکیه زیادی به اطلاعات عملکرد ذرت در مزرعه داشته [۸۸] در حالی که ذرت کمترین حساسیت را به سمیت Cu و Zn نشان می دهد [۵۱]. به علاوه، ظاهراً USEPA برای تعیین سطح سمیت در بافتها از روش برون یابی^۲ استفاده کرده است. این عمل لازم بوده زیرا تعداد بسیار کمی از خاکها آن قدر لجن دریافت داشته اند که مثلاً به حد محدودکننده Zn، (۲۸۰۰ kg/ha) برسند (جدول ۱). در نتیجه، در مزرعه اثر این غلظت Zn در خاک بر روی عملکرد، واقعاً آزمایش نشده است. شاید بعضی از انواع خاکها (مثلاً آهکی) با بعضی از گیاهان (مثلاً ذرت) بتوانند سمیت فلزات را در حد تعیین شده توسط USEPA تحمل کنند بدون این که کاهش عملکرد داشته باشند، اما مطالعه سایر گیاهان در خاکهای کمی اسیدی تا خنثی چنین حدودی را تأیید نکرده است.

خلاصه

اثرات طولانی مدت کاربرد لجن های حاوی فلزات در بارگذاریهای تعیین شده توسط مقررات USEPA-503 هنوز نامشخص است. در حالی که هیچ شکلی نیست که لجن ها در ابتدا اثر حفاظتی برای جذب فلزات توسط گیاهان دارند، اما نهایتاً با تجزیه مواد آلی، طبیعت مواد معدنی لجن (Cu، Al، Fe یا P) و خواص اولیه خاک کنترل بیشتری بر حلالیت عناصر سمی اعمال می کنند. با وجود این، مقررات USEPA-503 به تفاوت های شیمی خاک و لجن توجه کافی نمی کند و بر این اساس بنا شده اند که عناصر معدنی لجن برای همیشه فلزات بالقوه سمی را به صورت غیر محلول نگه می دارند. شواهد کافی وجود دارد که

نشان دهد مواد آلی در غیر قابل دسترسی نگه داشتن Cd مؤثرتر از مواد معدنی می باشند. اگرچه بعضی از فلزات سمی نظیر Cu و Ni با قدرت بیشتری، نسبت به Cd به ذرات معدنی می چسبند، با این وجود این فلزات در حدود کمتر از حد مجاز USEPA-503 نیز قادرند فعالیت میکروبیها و رشد گیاهان را محدود سازند.

لیپر [۴۵] اظهار می دارد که "ضرب کردن مقدار طبیعی فلزات سنگین خاکها در عدد ۳ یا ۴ تصمیم ساده ای نیست" در حالی که مقررات USEPA-503 برای بسیاری از عناصر سمی حدود بسیار بالاتر از اینها را نیز مجاز می شمرد. چون تا جایی که مؤلف در جریان است چندین فلز (در حدود مقررات USEPA-503) به طور هم زمان به خاک داده نشده، لذا پیش بینی اثرات مخرب آنها بر گیاهان موضوعی است که نیاز به تحقیق دارد. این پیش بینی ها همچنین فرض می کنند که اثرات حفاظتی لجن باگذشت زمان کاهش نمی یابد. اکسیدهای منگنز از مواد معدنی خاکها هستند که اثرات فلزات سنگین اولیه را خنثی می کنند [۵۴]. اما از آنجا که مقدار این ماده در بیشتر خاکها کم است، ظرفیت جذب و یا ترسیب همزمان فلزات سنگین توسط آنها نیز محدود است. سایر مواد جامد نیز در درازمدت یا خیلی محلول هستند، یا فرسایش پذیر (مثلاً کربناتها) و یا نمی توانند بسیاری از کاتیونهای فلزات سنگین را در ساختمان خود جای دهند (مثلاً اکسیدهای Fe). فسفاتها ممکن است نقش مهمی در ترسیب Cd و Pb داشته باشند اما مؤثر بودن این مکانیسم در کاهش قابلیت دسترسی فلزات سنگین هنوز نامشخص است.

بیشتر خاکهای حاصلخیز این مملکت در حال حاضر مورد استفاده قرار گرفته است. اگر زمین های زراعی از بین بروند نمی توان تولید غذا را به جای دیگری منتقل کرد. حاصلخیزی و کیفیت محصول بهترین زمین های زراعی ما باید نه فقط برای ۱۰، ۲۰ یا حتی ۱۰۰ سال آینده، بلکه باید برای همیشه حفظ شود. در انتها، باید اظهار داشت که کاربرد لجن های حاوی فلزات سمی در خاکهای کشاورزی باید با احتیاط صورت گیرد.

1- Additive

2- Extrapolation

لازم به ذکر است که مجموعه منابع در قسمت اول مقاله در مجله شماره ۲۴ درج گردیده است.