

مدل سازی ریاضی پالایش سبز نیکل از خاک های آلوده با استفاده از توابع کاهش تفرق

جهانگیر عابدی کوپایی^{*}، سید سعید اسلامیان، سید یحیی هاشمی نژاد و ریحانه میرمحمدصادقی^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۶/۲۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۸/۱۷)

چکیده

مدل های پالایش سبز برای شناخت بیشتر فرآیندهای حاکم بر این پدیده و مدیریت خاک های آلوده از اهمیت بالایی برخوردارند. بررسی ها نشان داده است که تاکنون تلاش های اندکی برای ارزیابی پتانسیل پالایش سبز فلزات براساس مدل های ریاضی انجام گرفته است. هدف از این پژوهش، مدل سازی پالایش سبز خاک آلوده به نیکل بود. بدین منظور، با استفاده از توابع کاهش تفرق نسبی و غلظت نیکل در خاک مدلی برای تعیین نرخ پالایش سبز نیکل از خاک ارائه شد. برای ارزیابی مدل، خاک با سطوح مختلفی از آلاینده نیکل آلوده شد. جهت آلوده کردن خاک از نمک نیترات نیکل استفاده شد. سپس با پر کردن گلدان ها با خاک های آلوده بذر ریحان (*Ocimum tenuiflorum* L.) در آنها کشت گردید. برای دوری از تنش رطوبتی، گلدان ها با فواصل زمانی کوتاه (۴۸ ساعت) توزین و تا رسیدن به رطوبتی نزدیک به ظرفیت زراعی آبیاری شدند. گیاهان در چهار نوبت برداشت شدند. در هر مرحله از برداشت، مقادیر تفرق نسبی و غلظت نیکل در نمونه های خاک و گیاه اندازه گیری شد. در پایان کارآیی مدل ها با آماره های ریاضی آزموده شد. برای ارزیابی مدل ها، محاسبه آماره های خطای ماکزیمم، ریشه میانگین مربعات خطا، ضریب تبیین، کارایی مدل و ضریب جرم باقی مانده برای هر کدام از مدل ها انجام شد. ترسیم روند تغییرات تفرق نسبی ریحان در بازه های مختلف زمانی فصل رشد در سطوح مختلف آلودگی نیکل در خاک نشان داد که در حضور آلاینده های فلزی در خاک تفرق گیاه کاهش یافته است. اما به دلیل پایین بودن غلظت های اعمال شده تغییرات چشمگیر نبوده است. نتایج حاصل از مقایسه آماره ها نشان داد برای برآورد تفرق نسبی ریحان در آلودگی نیکل خاک برای تمام بازه های زمانی در فصل رشد، کارآیی مدل خطی ($R^2 = 0/940$) تنها اندکی بهتر از مدل غیرخطی ($R^2 = 0/84$) است. هم چنین، مدل حاصل از ترکیب تابع خطی و غلظت نیکل در خاک، برازش نسبتاً خوبی ($R = 0/7$) با مقادیر اندازه گیری شده نرخ پالایش سبز نیکل از خاک دارد.

واژه های کلیدی: آلودگی خاک، پالایش سبز، نیکل، تفرق نسبی، مدل سازی

۱. گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: koupai@cc.iut.ac.ir

مقدمه

فلزات سنگین از جمله عوامل تهدید کننده محیط زیست به شمار می‌روند. مهم‌ترین منابع آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین، فعالیت‌های صنعتی مانند استخراج معادن، ذوب و آبکاری فلزات، احتراق سوخت‌های فسیلی به‌منظور تولید انرژی (وانادیم، نیکل، جیوه، سلنیم و قلع)، ضایعات شهری، فاضلاب‌های صنعتی، کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها می‌باشند (۵). علاوه بر این، با افزایش تقاضا برای آب و محدود شدن منابع آبی، پساب‌های صنعتی و پساب‌های خانگی به‌عنوان منابعی عمده اهمیت یافته‌اند که یکی از منابع ورود فلزات سنگین به محیط آب و خاک به‌حساب می‌آیند (۶، ۱۷). پاک‌سازی محیط از فلزات سنگین بسیار پرهزینه و وقت‌گیر است و اغلب برای مناطق آلوده با مساحت کم که نیاز به پالایش سریع دارند، مناسب است (۱۸). پالایش سبز یا به‌عبارتی حذف آلاینده‌ها از محیط توسط گیاهان یکی از روش‌های مؤثر و اطمینان بخش نسبت به سایر فناوری‌های پاک‌سازی است که طی آن از گیاهان برای زدودن آلودگی‌ها از خاک، رسوبات، آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی و اتمسفر استفاده می‌شود (۵، ۱۱). مدل‌سازی پالایش سبز در شناخت فرآیندهای حاکم در این روش نوین و بهبود کارایی آن برای مدیریت خاک‌های آلوده دارای اهمیت می‌باشد (۲۳). این مدل‌ها ضمن برآورد مقدار جذب آلاینده، پژوهشگران را در تصمیم‌گیری و مدیریت در طرح‌های پالایش یاری می‌دهند (۲). بررسی منابع نشان می‌دهد که در طول دهه‌های اخیر به‌دلایلی پرشمار از جمله پیچیدگی محیط خاک-گیاه-اتم‌سفر مدل‌های ریاضی و یا مکانستیک ساده و کارآمدی در این مورد توسعه نیافته است (۱۷). لیکن بیشتر مدل‌هایی که در زمینه پالایش سبز انتشار یافته‌اند برگرفته از مدل‌های جذب املاح و عناصر غذایی توسط گیاهان بوده که به‌دلیل پیچیده بودن و اندازه‌گیری‌های دشوار پارامترها و عوامل لحاظ شده در این مدل‌ها، کارایی چندانی ندارند (۱۰، ۱۴، ۱۹ و ۲۲). بنابراین برای شناخت، مدیریت و گسترش فناوری نوپای پالایش سبز، ایجاد

مدل‌هایی ساده و کارآمد که تا حد امکان از پیچیدگی‌های موجود کاسته و بر ورودی‌ها و خروجی‌ها استوار باشند، بسیار ضروری است (۱).

تئوری مدل

جذب آب در گیاهان را می‌توان با استفاده از معادله کلی جریان به‌صورت کمی بیان کرد (۲۰):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left\{ \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right\} \right] - S(z, t) \quad [1]$$

که در آن θ رطوبت حجمی خاک، t زمان، z عمق، K هدایت هیدرولیکی غیر اشباع خاک، h پتانسیل ماتریک و S مقدار آب جذب شده به‌وسیله ریشه گیاه در واحد حجم خاک و زمان است. برای بیان کمی S دو گروه مدل‌های خرد و کلان وجود دارند. مدل‌های خرد به‌دلیل فرضیات غیرواقعی و غیرعملی بودن تعیین کمیت‌های مورد نیاز، تاکنون این مدل‌ها به‌بوت‌ه آزمایش گذاشته نشده‌اند. در مدل‌های کلان مقدار برداشت آب توسط گیاه با مقدار تعرق واقعی از حجم محدوده رشد ریشه برابر فرض می‌شود. بنابراین، هنگامی که هیچ‌گونه محدودیت آبی یا تنش دیگری در خاک وجود نداشته باشد، مقدار آب جذب شده توسط گیاه معادل تعرق پتانسیل بوده و معادله کلی آن به‌صورت زیر است:

$$S = S_{\max} = \frac{T_p}{Z_r} \quad [2]$$

که در آن، Z_r عمق توسعه ریشه و T_p تعرق پتانسیل است. حال اگر خاک نتواند به هر دلیلی نیاز آبی گیاه را بر ای حداکثر تعرق فراهم آورد، به اندازه α که تابع کاهش نامیده می‌شود، از تعرق کاسته می‌شود (۵):

$$S = \alpha S_{\max} = \alpha \frac{T_p}{Z_r} \quad [3]$$

بررسی منابع نشان می‌دهد روابط متعددی توسط محققین از جمله ماس-هافمن (۱۶)، دیرکسن و همکاران (۱۲)، ونگونختن (۲۱) و همایی (۱۳) در شرایطی که خاک تحت تنش شوری و خشکی می‌باشد برای تابع کاهش ارائه شده است. آنها α را تابعی از پتانسیل ماتریک و پتانسیل اسمزی

که در آن، C_s غلظت کل فلز در خاک (mg kg^{-1})، ρ_b چگالی ظاهری خاک (kg m^{-3})، θ_v رطوبت حجمی خاک ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)، ε ضریب انحلال‌پذیری فلز در خاک می‌باشد.

با ترکیب روابط ۶ و ۷ و قرار دادن $\varepsilon\phi = \lambda$ داریم:

$$r_i = \lambda \frac{\rho_b TC_s}{\theta_v} \quad [A]$$

که در آن λ فاکتوری ترکیبی است که به نوع آلاینده، خاک و گیاه وابسته است. چنانچه مناسب‌ترین تابع جذب نسبی آب گزینش شود، می‌توان با جایگزینی این تابع در رابطه ۸، نرخ پالایش سبز آلاینده را از خاک برآورد کرد.

ایده استفاده از مدل‌های تعرق نسبی برای برآورد نرخ پالایش آلاینده از خاک توسط خداوردی‌لو و همایی مطرح شد. آنها در پژوهشی اعتبار چنین مدل‌هایی را برای برآورد نرخ پالایش کادمیوم و سرب توسط دو گیاه شاهی و اسفناج مورد ارزیابی قرار دادند و بر پایه نتایج تحقیقاتشان دریافتند که امکان دستیابی به برآوردهایی نسبتاً دقیق از نرخ پالایش آلاینده با استفاده از این مدل‌ها وجود دارد (۱). در پژوهشی دیگر، داوری و همکاران استفاده از توابع کاهش تعرق نسبی را جهت مدل‌سازی پالایش آلاینده‌های نیکل و کادمیوم توسط دو گیاه کلم زیتنی و شاهی به بوته آزمایش گذاشتند. نتایج آنها نشان داد که با به‌کارگیری این توابع در مدل، نرخ گیاه‌پالایی آلاینده نیکل توسط کلم زیتنی و نرخ گیاه‌پالایی آلاینده‌های نیکل و کادمیوم توسط شاهی با دقت بالایی برآورد می‌شود (۳). این پژوهش با هدف تعیین نرخ پالایش سبز نیکل به‌وسیله گیاه ریحان (*Ocimum tenuiflorum* L.) با استفاده از پارامترهایی کلان همچون تعرق نسبی و غلظت آلاینده‌ها در خاک و گیاه اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

برای ارزیابی مدل، پژوهشی در گلخانه دانشگاه صنعتی اصفهان انجام شد. برای انجام آن از خاک موجود در مزرعه دانشگاه استفاده شد. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش در جدول ۱ آمده است. در این پژوهش، غلظت مجاز

معرفی کردند. در این پژوهش وجود فلز سنگین در خاک در غلظت‌های بالا را به‌عنوان یک تنش درنظر گرفته و با الگو گرفتن از مدل‌های کمی پیشنهادی برای تابع کاهش، مدل‌هایی کلان برای کمی کردن جذب آب در سطوح مختلف غلظت آلاینده در خاک به‌صورت زیر بیان گردید:

$$\alpha(C_s) = \frac{T}{T_m} = 1 - a(C_s - C_s^*) \quad [4]$$

$$\alpha(C_s) = \frac{T}{T_m} = \frac{1}{1 + \left(\frac{C_s^* - C_s}{C_s^* - C_s^0} \right)^p} \quad [5]$$

که در آن، T تعرق گیاه در سطوح مختلف آلودگی، T_m بیشینه تعرق در بازه‌های زمانی، C_s غلظت فلز کل در خاک (mg kg^{-1})، C_s^* غلظت کل فلز خاک در آستانه کاهش جذب آب به‌وسیله گیاه (mg kg^{-1})، a شیب خط کاهش C_s^0 غلظتی از فلز در خاک که جذب آب به‌وسیله گیاه را ۵۰ درصد کاهش داده است و P ضریبی تجربی می‌باشد. رابطه ۴ برگرفته از مدل خطی ماس-هافمن (۱۶) و رابطه ۵ برگرفته از مدل غیرخطی دیرکسن و همکاران (۱۲) می‌باشد. خداوردی‌لو و همایی با بهره‌گیری از حاصل ضرب غلظت آلاینده در جریان ورودی سامانه ریشه گیاه در نرخ تعرق، مدلی برای محاسبه نرخ پالایش آلاینده از خاک ارائه کردند (۱):

$$r_i = \phi TC \quad [6]$$

که در آن: r_i نرخ پالایش سبز فلز از خاک ($\text{m mg}^{-1} \text{ day}^{-1}$)، T ، نرخ تعرق گیاه ($\text{lit m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)، C غلظت فلز در فاز محلول (mg lit^{-1}) و ϕ فاکتور غلظت آلاینده در جریان تعرق وابسته به نوع آلاینده، خاک و گیاه می‌باشد.

عموماً، غلظت محلول فلزات سنگین خاک بسیار اندک بوده و اندازه‌گیری آن با روش‌های متداول به‌سادگی امکان‌پذیر نیست و یا خطاهای زیادی دارد، از اینرو می‌توان غلظت محلول فلزات سنگین در خاک را به‌عنوان بخشی از غلظت کل آنها در خاک در نظر گرفت:

$$C = \varepsilon \frac{\rho_b C_s}{\theta_v} \quad [V]$$

نیکل ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک در نظر گرفته شد (۷). بنابراین، با توجه به حدود غلظت مجاز نیکل، غلظت های ۵۰، ۷۰، ۹۰، ۱۱۰ و ۱۳۰ میلی گرم در کیلوگرم انتخاب شدند. برای آلوده کردن خاک، ابتدا مقدار لازم از نمک حاوی نیکل (نیترات نیکل) برای آلوده کردن جرم مشخصی از خاک محاسبه شد. سپس جرم محاسبه شده نمک همراه با مقداری آب مقطر در داخل سمپاش ریخته و به وسیله یک مخلوط کن دستی به خاک اضافه شد. پس از آن خاک های آلوده طی دوره انکوباسیون در رطوبتی نزدیک به ظرفیت زراعی آبیاری و به مدت یک ماه رها شدند تا ضمن تکامل یافتن فعل و انفعالات آلاینده در خاک، شرایط آلودگی طبیعی تر شود. سپس خاک آلوده شده با نیکل با تراکمی یکسان در سه تکرار برای هر غلظت در گلدان های پنج کیلوگرمی با ارتفاع ۲۰ سانتی متر ریخته شد. پس از پر کردن گلدان ها بذر ریحان با تعدادی بیش از آنچه مورد نیاز بود در آنها کشت گردید. پس از جوانه زدن بذر ها، بوته ها به تعداد چهار بوته در هر گلدان تقلیل یافت. برای جلوگیری از هر گونه تنش تغذیه ای مقدار کافی از عناصر غذایی ضروری گیاه (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) به صورت کود های شیمیایی در مراحل رشد به گلدان ها اضافه گردید. جهت آبیاری، گلدان ها با فواصل زمانی کوتاه (۴۸ ساعت) توزین و تا رسیدن به ظرفیت زراعی آبیاری شدند تا مشکلی از لحاظ تنش آبی به وجود نیاید. وزن هر گلدان در رطوبت ظرفیت مزرعه یادداشت شد تا در مراحل بعدی آبیاری از آن استفاده شود. اختلاف وزن هر گلدان با وزن گلدان در رطوبت ظرفیت مزرعه به عنوان تعرق گیاه در نظر گرفته شد. به همین منظور برای کاهش تبخیر از سطح خاک گلدان ها، رویه خاک گلدان ها با خاک و کاغذ آلومینیوم پوشانده شد. با توجه به دوره رشد (۶۴ روز)، گیاهان در چهار نوبت برداشت شدند. نمونه های گیاهی پس از برداشت با آب مقطر شسته و در دمای ۷۵ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت در آون خشک گردیدند. نمونه های خشک شده با استفاده از آسیاب برقی با محفظه استیل آسیاب شدند. غلظت نیکل در خاک و گیاه با روش اکسیداسیون تر (۸، ۹) و غلظت نیکل

محلول در خاک به نسبت ۱:۲ با آب مقطر عصاره گیری (۱) و پس از به هم زدن نمونه ها، غلظت آنها با دستگاه جذب اتمی پرکین المر ۳۰۳۰ اندازه گیری شد.

برای به دست آوردن جذب نسبی آب به وسیله گیاه، تعرق گیاه ریحان در سطوح مختلف آلودگی بر بیشینه تعرق آن در همان بازه زمانی تقسیم شد. سپس نتایج به دست آمده در آزمایش ها با نتایج حاصل از مدل های پیشنهادی مقایسه گردید. جهت مدل سازی از نرم افزار SPSS استفاده شد. هم چنین برای ارزیابی روابط، محاسبه آماره های خطای ماکزیم (ME)، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)، ضریب تبیین (CD)، کارایی مدل (EF) و ضریب جرم باقی مانده (CRM) برای هر کدام از مدل ها انجام شد (۱).

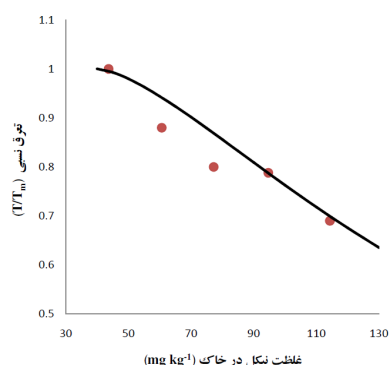
نتایج و بحث

شکل های ۱ و ۲ روند تغییرات جذب نسبی آب به وسیله ریحان در پایان فصل رشد را نشان می دهند. شکل ها نشان می دهند میزان تعرق گیاه در حضور آلاینده در خاک کاهش یافته است. لذا وجود فلزات سنگین همانند دیگر تنش های غیر زیستی مثل تنش های خشکی و شوری، باعث کاهش جذب آب به وسیله گیاه می شود. اما به دلیل پایین بودن غلظت های اعمال شده تغییرات چشمگیر نبوده است. مقدار ضرایب روابط با روش بهینه سازی حداقل مجموع مربعات خطا به دست آمد. سپس با قرار دادن مقدار ضرایب در روابط ۴ و ۵ تعرق نسبی هر گیاه در سطوح مختلف آلودگی نیکل خاک محاسبه شد.

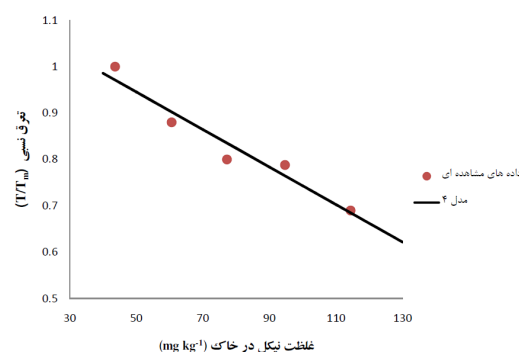
آماره های ریاضی برای مقایسه دو مدل در جدول ۲ آمده است. مقادیر بالای R^2 به دست آمده برای هر دو رابطه، نشان دهنده برازش خوب مدل ها با مقادیر مشاهده ای تعرق نسبی گیاه در سطوح مختلف آلودگی نیکل در خاک می باشد. مقادیر بسیار پایین ME نشان می دهد که مقادیر اندازه گیری شده و برآورد شده با مدل ها تفاوت کمی با هم دارند. مقادیر پایین RMSE گویای انحراف های کم مقادیر تعرق نسبی به دست

جدول ۱. برخی ویژگی‌های خاک مورد استفاده در پژوهش

CEC (Cmol kg ⁻¹)	EC _e (dsm ⁻¹)	CaCO ₃ %	OC %	θ _{FC} (cm ³ cm ⁻³)	Pb (gcm ⁻³)	کلاس بافت	Clay %	Silt/%	%Sand
۲۷/۶	۱/۹	۳۷/۵	۰/۲۸۶	۰/۲۲	۱/۴	لوم‌رسی شنی	۲۰	۱۶	۶۴



شکل ۲. تعرق نسبی ریحان در سطوح مختلف آلودگی نیکل خاک در پایان دوره رشد گیاه و برازش رابطه ۵ بر مقادیر اندازه‌گیری شده



شکل ۱. تعرق نسبی ریحان در سطوح مختلف آلودگی نیکل خاک در پایان دوره رشد گیاه و برازش رابطه ۴ بر مقادیر اندازه‌گیری شده

جدول ۲. نتایج ارزیابی اعتبار روابط در برآورد تعرق نسبی ریحان در سطوح مختلف آلودگی نیکل در خاک

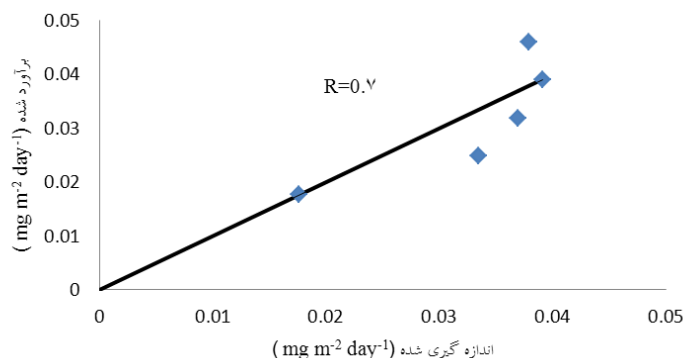
CRM	EF	CD	RMSE (%)	ME	R ^۲	
۱/۱۶×۱۰ ^{-۶}	۰/۹۴۱	۱/۰۶۱	۱/۹۴۶	۰/۰۳۵	۰/۹۴	رابطه ۴
-۰/۰۳۲	۰/۸۳۹	۰/۸۹۶	۳/۲۲۰	۰/۰۶۸	۰/۸۳۹	رابطه ۵

جدول ۳. مقدار ضرایب موجود در روابط برای برآورد تعرق نسبی

رابطه	a	C _S [*]	C _S ⁵⁰	P
۱۴-۳	۰/۰۰۴	۳۶/۴۶	—	—
۱۵-۳	—	۴۰	۱۷۰	۱/۵۱

تعیین کرد و کارایی رابطه ۴ تنها اندکی بهتر از رابطه ۵ است. جدول ۳ مقدار ضرایب موجود در روابط ۴ و ۵ را نشان می‌دهد. داوری و همکاران (۱۳۸۸) نشان دادند که در سطوح مختلف آلودگی نیکل و کادمیوم در خاک، برآوردهای مدل کاهش خطی (رابطه ۴) بر داده‌های اندازه‌گیری شده تعرق نسبی

آمده از مدل با مقادیر مشاهده‌ای دارد. همچنین مقادیر مثبت و منفی CRM برای هر دو مدل به ترتیب گویای تمایل مدل‌ها به تخمین کمتر و بیشتر از مقادیر مشاهده‌ای می‌باشد. لذا در حالت کلی نتایج جدول نشان می‌دهد که در مورد آلودگی نیکل در خاک، تغییرات تعرق نسبی ریحان را می‌توان با هر دو مدل



شکل ۳. مقادیر اندازه‌گیری شده نرخ پالایش سبز نیکل توسط ریحان در برابر مقادیر برآورد شده آن با استفاده از رابطه ۹ (خط ممتد نشان‌دهنده خط ۱:۱ می‌باشد).

شده آن نشان می‌دهد. شکل ۳ نشان می‌دهد که رابطه ۹ برآزش نسبتاً خوبی با مقادیر اندازه‌گیری شده نرخ پالایش سبز نیکل از خاک دارد.

نتیجه حاصل از این پژوهش با نتیجه پژوهش داوری و همکاران سازگاری نسبتاً بالایی دارد، به گونه‌ای که این محققین در پژوهش خود گزارش کردند که نرخ پالایش سبز نیکل توسط شاهی ($R \geq 0.9$) و کلم زینتی ($R = 0.88$) هم‌بستگی معنی‌داری با مقادیر اندازه‌گیری شده نرخ پالایش دارد (۳). خداوردیلو (۱۳۸۴) در پژوهشی نشان داد که برآورد نرخ پالایش سبز کادمیوم و سرب توسط شاهی با استفاده از توابع تعرق نسبی هم‌بستگی معنی‌داری با مقادیر اندازه‌گیری شده ندارد (۳). لیکن استفاده از این رابطه برآوردهای قابل قبولی از نرخ پالایش سبز کادمیوم و سرب توسط گیاه اسفناج ($R \geq 0.9$) به‌دست می‌دهد (۱). بنابراین نتایج نشان می‌دهد که نوع گیاه و نوع آلاینده در میزان نرخ پالایش تأثیر داشته و میزان هم‌بستگی مدل تاحدود زیادی تابع این دو عامل می‌باشد. اما پایین بودن مقدار ضریب هم‌بستگی به‌دست آمده در این پژوهش نسبت به پژوهش انجام شده توسط این محققین را می‌توان به‌عدم دقت لازم در تخمین مقدار غلظت نیکل در فاز محلول خاک مربوط دانست. به‌عبارتی دیگر، کوچک بودن دامنه غلظت‌ها و همچنین پایین بودن غلظت‌های انتخابی در این پژوهش ضمن اینکه مانع از به تصویر کشیدن واضح‌تر واکنش خاک و گیاه به‌وجود

کلم زینتی و شاهی مطابقت چندان بالایی ندارد و برآوردهای مدل‌های کاهش غیرخطی (مدل ون‌گنوختن و دیرکسن) بر داده‌های اندازه‌گیری شده تعرق نسبی هر دو گیاه کلم زینتی و شاهی سازگاری بالا و نسبتاً یکسان دارند (۳). خداوردی‌لو (۱۳۸۷) نشان داد که در سطوح مختلف غلظت سرب و کادمیوم در خاک، مدل غیرخطی برگرفته از رابطه ون‌گنوختن برآزش بهتری با داده‌های اندازه‌گیری شده تعرق نسبی شاهی و اسفناج دارد (۲). عدم یکسان بودن نتایج به‌دست آمده با نتایج محققان دیگر را می‌توان به پایین بودن دامنه غلظت‌های انتخابی مربوط دانست که مانع از به تصویر کشیدن واکنش گیاه در غلظت‌های بالاتر بوده و عکس‌العمل گیاه را نسبت به آلاینده کاملاً نشان نداده است و فقط محدوده کمی از غلظت‌ها را در برگرفته است. به‌همین دلیل رابطه خطی برآزش بهتری نسبت به رابطه غیرخطی داشته است، در صورتی که به‌نظر می‌رسد کاهش تعرق نسبی گیاه از یک رابطه غیر خطی پیروی کند (۱).

با جایگذاری مقدار T از مدل ۴ در رابطه ۸ معادله زیر برای برآورد نرخ پالایش فلز از خاک به دست آمد:

$$r_i = \lambda \frac{\rho_b C_s}{\theta_v} T_m \left[1 - a(C_s - C_s^*) \right] \quad [9]$$

ضریب λ در رابطه ۹ با روش بهینه‌سازی حداقل مجموع مربعات خطا به‌دست آمد. مقدار عددی λ در مورد آلودگی نیکل خاک 1.99×10^{-5} به‌دست آمد. شکل ۳ مقادیر برآورد شده نرخ پالایش نیکل توسط گیاه ریحان را در برابر مقادیر اندازه‌گیری

هم‌بستگی شود. لذا به‌نظر می‌رسد در صورت دسترسی به‌اندازه‌گیری‌های مناسب از غلظت آلاینده در فاز محلول خاک، مدل پیشنهادی از ترکیب توابع تعرق نسبی گیاه و غلظت آلاینده در فاز محلول خاک برآوردی دقیق از نرخ پالایش سبز این آلاینده به ما ارائه دهد.

آلاینده در خاک بوده، باعث پایین بودن غلظت‌های موجود در فاز محلول خاک می‌باشد. پایین بودن غلظت نیکل در فاز محلول خاک باعث شد تا غلظت محلول به‌عنوان بخشی از غلظت کل در خاک نظر گرفته شود و مقدار آن با استفاده از یک رابطه خطی پیش‌بینی شود که این امر باعث بروز خطا در برآورد مقدار نیکل در فاز محلول خاک و پایین بودن ضریب

منابع مورد استفاده

۱. خداوردی‌لو، ح. ۱۳۸۴. مدل‌سازی خاک‌های آلوده به کادمیوم و سرب. رساله دوره دکتری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران.
۲. خداوردی‌لو، ح. و م. همایی. ۱۳۸۷. مدل‌سازی پالایش سبز کادمیوم و سرب از خاک‌های آلوده با استفاده از توابع کاهش تعرق گیاه. مجله آبیاری و زهکشی ایران ۲(۱): ۷-۱۶.
۳. داوری، م.، م. همایی و ح. خداوردی‌لو. ۱۳۸۸. مدل‌سازی گیاه پالایی خاک‌های آلوده به آلاینده‌های نیکل و کادمیم با استفاده از توابع ماکروسکوپیک کاهش تعرق. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی (۵۲): ۸۴-۷۵.
۴. عرفان منش، م. و م. افیونی. ۱۳۸۱. آلودگی محیط زیست آب، خاک و هوا. انتشارات ارکان.
۵. همایی، م. ۱۳۸۱. واکنش گیاهان به شوری. انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، شماره ۵۸.
6. Abedi-Koupai, J., B. Mostafazadeh, M. Afyuni and M. R. Bagheri. 2006. Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. *J. Plant, Soil and Environ.* 52: 335-344.
7. Adriano, D. C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer-Verlag, New York.
8. Benton Jones, J. R. and V. W. Case. 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. PP: 389-429. In: Westerman, R. L. (Ed.), *Soil Testing and Plant Analysis*. SSSA, No.3, Madison, WI.
9. Carter, M. R. 1993. *Soil Sampling and Method of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Pub.
10. Classen, M., K. M. Syring and A. Jungk. 1986. Verification of a mathematical model by simulating potassium uptake from soil. *Plant Soil* 95:209-220.
11. Cunningham, S. D. and D. W. Ow. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110:715-719.
12. Dirksen, C., J. B. Kool, P. Koorevaar and M. Th. van Genuchten. 1993. HYSWASOR- Simulation Model for Hysteretic Water and Solute Transport in the Root Zone. PP: 99-122. In: D. Russo and G. Dagan (Eds.), *Water Flow and Solute Transport in Soils*. Springer Verlag.
13. Homaei, M., C. Dirksen and R. A. Feddes. 2002. Simulation of root water uptake. Non-uniform transient salinity stress. *Agric. Water Manag* 57: 89-109.
14. Jorgensen, S. E. 1988. Modeling the contamination of agricultural products by lead and cadmium. PP: 343-350. In: A. Marani (Ed.), *Advances in Environmental Modelling*.
15. Lasat, M. M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *J. Environ. Qual.* 31: 109-120.
16. Maas, E. V. and G. J. Hoffman. 1977. Crop salt tolerance-Current assessment. *J. Irrig. Drainage Div., ASCE*. 103:115-134.
17. Mathur, S. 2004. Modelling phytoremediation of soils: practice periodical of hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management. 8: 286-297
18. Mathur, S. and B. K. Yadav. 2009. Phytoextraction modeling of heavy metal (lead) contaminated site using maize (Zea Mays). practice periodical of pazardous, Toxic and Radioactive Waste Management. 4: 229-238
19. Mullins, G. L., L. E. Sommers and S. A. Barber. 1986. Modelling the plant uptake of cadmium and zinc from soils treated with sewage sludges. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1245-1250.
20. Richards, L. A. 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics*. 1: 318-333.

21. Van Genuchten, M. Th. and G. j. Hoffman. 1984. Analysis of Crop Salt Tolerance Data. PP: 258-271. *In*: Shainberg, I., and Shalhevet, J. (Eds.), Soil Salinity under Irrigation Process and Management. Ecol. Stud. 51. Springer-Verlag, New York.
22. Verma, P., k. V. George, H. V. Singh and R. N. Singh. 2007. Modeling cadmium accumulation in radish, carrot, spinach and cabbage. *Appl. Math. Modeling*. 31:1652-1661.
23. Verma, P., K. V. George, H. V. Singh, S. K. Singh. A. Juwarkar and R. N. Singh. 2006. Modelling rhizofiltration: Heavy-metal uptake by plant roots. *Environ. Model. Assess.* 11: 387-394