مدل‌سازی روند انباشتگی روی و عدم قطعیت آن در خاک‌های کشاورزی برخی مناطق خشک و نیمه خشک ایران

مهین کرمی[1*]، مجید افیونی[2]، امیرحسین خوشگفتارمنش[2]، محمدعلی حاج عباسی[2]، حسین خادمی[2] و علی عبدی[1]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۱/۳۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۳/۳۱)

چکیده

هدف اصلی در کشاورزی پایدار، افزایش کمی و کیفی تولید محصولات غذایی به شرط عدم افزایش میزان آلودگی در اکوسیستم زراعی از حدود مجاز می‌باشد. مقدار ورود و خروج عناصر به زمین‌های کشاورزی یکی از شاخص‌های پایداری به شمار می‌رود. این پژوهش به منظور مدل‌سازی روند انباشت روی در خاک‌های کشاورزی سه استان منطقه خشک و نیمه‌خشک ایران (فارس، اصفهان و قم) به کمک مقایسه توازن جرمی ورودی‌ها و خروجی‌ها و بررسی عدم قطعیت (Uncertainty) آن انجام گرفت. مدل‌سازی روند انباشت روی در خاک‌های زراعی با استفاده از مدل Mass Flux Assessment (MFA) و با روش تصادفی مبتنی بر توازن جرمی و از ترکیب روش لاتین هایپرکیوب و شبیه‌سازی مونت کارلو انجام گرفت. به این منظور از اطلاعات زراعی شامل نوع محصول، سطح زیر کشت، عملکرد، نوع و تعداد دام‌ها، میزان مصرف کودهای شیمیایی، کمپوست و لجن فاضلاب و هم‌چنین اطلاعات مرتبط با غلظت روی در گیاهان و انواع کودها استفاده شد. نتایج بیانگر انباشت مقادیری چشمگیر از روی در زمین‌های کشاورزی شهرستان‌های مورد مطالعه و به‌ویژه نجف‌آباد (۳۰۰۹ $g\ ha^{-1}yr^{-1}$) بود. کودهای حیوانی و شیمیایی مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی، و کودهای حیوانی مهم‌ترین مسیر مؤثر بر عدم قطعیت نرخ انباشت روی در این مطالعه شناخته شدند.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی، روی، روند انباشت، تجزیه عدم قطعیت

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی کرمانشاه

۲. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mahinkarami@yahoo.com

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

مقدمه

کشاورزی پایدار از جمله مباحث مهم دنیای امروز می‌باشد و با موضوعاتی مانند حفظ کیفیت محیط زیست، مدیریت زراعی و شرایط اجتماعی اقتصادی، رابطه‌ای تنگاتنگ دارد. هدف اصلی در کشاورزی پایدار، افزایش تولید محصولات غذایی با کیفیت مناسب می‌باشد، به شرط آن‌که آلودگی در اکوسیستم زراعی از حدود مجاز تجاوز نکند و فناوری‌های به‌کار گرفته شده برای افزایش محصول منجر به تخریب محیط زیست نشوند (۳). مقدار ورود و خروج عناصر به زمین‌های کشاورزی یکی از شاخص‌های پایداری به شمار می‌رود. ارزیابی چگونگی و مقدار انباشتگی عناصر در زمین‌های کشاورزی به کمک توازن جرمی ورودی‌ها و خروجی‌های آنها در یک اکوسیستم معین امکان‌پذیر است (۷، ۸ و ۹). کاربرد مفاهیم و مدل‌های مبتنی بر محاسبهٔ شار جرمی در مقیاس مزرعه و بزرگتر به منظور بهینه‌سازی مدیریت کوددهی و نیز برای محدود کردن آلودگی‌های زیست محیطی در حال افزایش است (۳، ۶ و ۱۳). در روش توازن جرمی، مقدار انباشت یک عنصر از اختلاف مقدار ورودی و خروجی عنصر در یک سیستم محاسبه می‌شود (۱، ۹، ۱۳ و ۱۵). این روش برای ارزیابی توازن عناصر سنگین و هم‌چنین فسفر در مقیاس مزرعه (تقریباً کوچک‌تر از ۱۰۰۰ مترمربع) (۱ و ۹)، در مقیاس منطقه‌ای (بزرگ‌تر از 10^7 مترمربع) و ملی (۷) به کار گرفته شده‌است.

هر چند روش‌های مورد استفاده برای بررسی توازن جرمی عناصر، توانایی خلاصه نمودن حجم زیادی از اطلاعات را به‌صورت شفاف و قابل فهم ودر قالب ورودی‌ها و خروجی‌ها دارند، نتایج حاصل معمولاً با عدم قطعیت همراه‌اند (۷ و ۱۵). برای جلوگیری از انباشتگی بیش از اندازه یا تخلیهٔ خاک از عناصر معین، افزون بر کمی نمودن مسیرهای ورود و خروج آنها از اکوسیستم، لازم است عدم قطعیت مقادیر محاسبه شده برای ورودی‌ها و خروجی‌های عناصر نیز تعیین گردد (۶). تعیین مقادیر عدم قطعیت در نتایج مدل و نقش هر یک از پارامترهای ورودی مدل در ایجاد آن، کمک خواهد کرد تا پارامترهایی که بیشترین تأثیر را بر عدم قطعیت نتایج مدل دارند، شناسایی شده و بنابراین با بررسی بیشتر و تعیین دقیق‌تر آنها به نتایجی شفاف‌تر و قابل اعتمادتر رسید (۷). روش شبیه‌سازی مونت کارلو (Monte Carlo Simulation: MCS) یکی از معمول‌ترین روش‌های بررسی عدم قطعیت می‌باشد. این روش بر پایهٔ نمونه‌برداری پی‌درپی از توزیع احتمال ویژگی‌های ورودی به مدل و اجرای مدل به منظور تولید یک توزیع احتمال برای خروجی مدل می‌باشد (۱۵). به منظور افزایش کارایی، می‌توان روش شبیه‌سازی مونت کارلو را با روش نمونه‌برداری لاتین هایپرکیوب (Latin Hypercube) ترکیب نمود (۹). استفاده از این روش در طیف وسیعی از مطالعات زیست محیطی از جمله نقشه‌برداری رقومی خاک (۱۲)، بررسی‌های اکوهیدرولوژیکی (۲) و مطالعات روند انباشتگی عناصر سنگین (۱۵) رایج است.

فون استیگر و اوبریست (۱۶) مدلی به نام PROTERRA را برای بررسی توازن جرمی فسفر، کادمیم، روی، مس و سرب در مقیاس منطقه ارائه نمودند. این مدل سپس توسط کلر و همکاران (۶) گسترش داده شد (PROTERRA-S) به گونه‌ای که بتواند به‌صورت تصادفی ترکیب‌های مختلف اطلاعات زراعی و ویژگی‌های خاک را در نظر بگیرد. در مطالعهٔ حاضر، این مدل با اعمال تغییراتی برای شرایط مدیریتی منطقه ایران مرکزی بازنویسی و با نام جدید MFA مورد استفاده قرار گرفت.

روی از عناصر کمیاب ضروری است که نقش مهمی در تغذیه گیاهان، جانوران و انسان داشته و کمبود آن یکی از مشکلات جدی سوء تغذیه در انسان به شمار می‌رود. امروزه روشن شده‌است که بین وضعیت روی در خاک‌های کشاورزی، گیاهان و انسان‌های یک اکوسیستم مشخص، رابطه‌ای معنی‌دار وجود دارد (۱۷). وجود برخی گزارش‌ها مبنی بر کمبود روی در انسان (۱۴)، خاک و گیاهان (۱۰ و ۱۸) منطقه خشک و نیمه‌خشک ایران، لزوم انجام مطالعاتی از جنبه‌های مختلف بر روی این عنصر را مطرح می‌سازد. در این زمینه، بررسی میزان ورود و خروج عنصر روی به (از) اراضی کشاورزی از اهمیت

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

خاصی برخوردار بوده و با پیش‌بینی تأثیر مدیریت کنونی کشاورزی بر میزان عنصر روی در زمین‌های زراعی در درازمدت، به تصمیم‌گیری جهت مدیریت بهتر اراضی کشاورزی کمک می‌کند.

کشت غلات، ذرت، سیب‌زمینی و بقولات در سطوح وسیعی از استان‌های اصفهان، فارس و قم انجام می‌گیرد. تاکنون مطالعه‌ای در ارتباط با بررسی توازن جرمی عنصر روی (Zn) و مهم‌ترین مسیرهای ورود و خروج آن به زمین‌های کشاورزی در چنان سطح وسیعی صورت نگرفته است. این مطالعه به منظور تعیین روند انباشتگی عنصر روی در مقیاس‌های شهرستان و منطقه‌ای، کمی نمودن ورود و خروج این عنصر از مسیرهای مختلف مرتبط با فعالیت‌های کشاورزی، تعیین مهم‌ترین عوامل مؤثر بر انباشتگی روی و نیز بررسی عدم قطعیت در مدل‌سازی روند انباشتگی روی و تعیین مهم‌ترین ویژگی‌های مؤثر بر عدم قطعیت (با استفاده از ترکیب روش شبیه‌سازی مونت کارلو و روش نمونه‌برداری لاتین هایپرکیوب) در اکوسیستم‌های زراعی استان‌های فارس، اصفهان و قم انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مطالعاتی

این مطالعه در زمین‌های زراعی برخی شهرستان‌های واقع در محدوده استان‌های فارس، اصفهان و قم انجام شد. اطلاعات دقیق و کاملی در مورد ویژگی‌های خاک‌ها و سیستم کشاورزی در شهرستان‌های مورد مطالعه در دست نیست. اما تجزیه و تحلیل نقشه‌های قابل دسترس در منطقه برای تعداد ۱۳۷ نقطه نمونه‌برداری شده در شهرستان‌های مورد مطالعه، نشان داد که بیشتر خاک‌های نمونه‌برداری شده در رده‌های اریدی سول، اینسپتی سول و انتی سول (بر طبق تاکسونومی ۱۹۹۸) قرار دارند. کلاس اقلیمی خشک و پس از آن اقلیم نیمه‌خشک در منطقه غالب می‌باشد. بیشتر مزارع نمونه‌برداری شده زیر کشت آبی بوده وکشت دیم در نقاط کمتری حاکم بوده‌است. رایج‌ترین الگوی تناوب زراعی برای مزارع نمونه‌برداری شده شامل گندم (یا جو)- برنج- بقولات (یا سیب‌زمینی)- برنج و سپس الگوی گندم- ذرت- گندم- جو می‌باشد (۵).

ساختار مدل

مدل PROTERRA–S که توسط کلر و همکاران (۱۶) ارائه گردیده است، یک مدل تجربی تصادفی برای ارزیابی توازن فسفر و عناصر سنگین در مقیاس ناحیه‌ای می‌باشد. این مدل یک چهارچوب تصادفی برای محاسبه عدم قطعیت ویژگی‌ها ایجاد می‌کند. به منظور در نظر گرفتن بیشینه احتمالات ممکن در ترکیب متغیرهای مختلف در مدل از روش نمونه‌برداری لاتین هایپرکیوب استفاده شده‌است. با توجه به ساختار پیش‌بینی شده در مدل، علاوه بر امکان استفاده از اطلاعات مربوط به مقیاس‌های مختلف، این مدل به جای میانگین برای هر متغیر، یک توزیع با ویژگی‌های معلوم (کمینه، میانگین، بیشینه و انحراف معیار) را در نظر می‌گیرد. ساختار مدل PROTERRA–S و فرضیات آن به‌طور کامل در مراجع (۶ و ۹) تشریح شده است. این مدل براساس فرضیاتی برای کشور سوییس پیشنهاد شده‌است که از جمله آنها می‌توان به این موارد اشاره کرد: الف) جریان ورودی عناصر ناشی از فعالیت‌های کشاورزی متناسب با چرخهٔ فسفر است (با فرض این‌که منبع اصلی عناصر سنگین، کودهای فسفره می‌باشد). ب) فسفر مورد نیاز گیاه ابتدا توسط کودهای دامی، سپس لجن فاضلاب و در نهایت توسط کودهای شیمیایی تأمین می‌شود و کشاورزان براساس استانداردهای لازم و برحسب نیاز گیاه کود فسفره استفاده می‌نمایند. ج) در این مدل با توجه به این‌که مهم‌ترین عامل تأمین فسفر، کودهای حیوانی است ازاین‌رو واحدهای مدیریتی براساس نوع و تعداد دام تقسیم‌بندی شده‌است. بدیهی است که فرضیات "ب" و "ج" با شرایط مدیریت زراعی در ایران هماهنگی ندارد. جهت کاربرد در شرایط ایران، تغییراتی در مدل PROTERRA–S داده شد و مدل MFA که ویرایش جدیدی از مدل PROTERRA–S است، در این تحقیق ارائه گردید. وسعت زیاد زمین‌های کشاورزی در ایران و نبود مقدار کافی از کودهای حیوانی برای تأمین فسفر

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

منجر به این فرض شد که کودهای شیمیایی فسفره مهم‌ترین عامل تأمین‌کنندهٔ فسفر مورد نیاز گیاهان در نظر گرفته شود. با توجه به این‌که توزیع کودهای شیمیایی براساس تقسیمات کشوری، نوع و سطح زیر کشت محصولات غالب در هر منطقه صورت می‌گیرد، ازاین‌رو براساس تقسیمات کشوری و دسترسی به اطلاعات، شهرستان به عنوان واحد مدیریتی انتخاب شد. از دیگر فرضیات مدل MFA می‌توان به این موارد اشاره کرد: ۱) همه کود حیوانی تولید شده توسط دام‌های یک شهرستان در اراضی زراعی متعلق به همان شهرستان به کار می‌روند. ۲) همه کودهای مورد استفاده (کودهای شیمیایی، حیوانی، کمپوست و لجن فاضلاب) به‌طور کاملاً یکنواخت در ۱۰۰ درصد سطح اراضی کشاورزی شهرستان مربوطه توزیع می‌شوند. مدل MFA قادر است با استفاده از روابط رگرسیونی که برای مدل تعریف می‌شود، غلظت عناصر (در اینجا روی) را در گیاهان هر واحد مدیریتی (در اینجا شهرستان) تخمین زده و سپس در محاسبه خروجی روی از طریق برداشت گیاه مورد استفاده قرار دهد. به‌طور کلی مسیرهایی که این مدل در مقیاس منطقه‌ای برای ورود عناصر در نظر می‌گیرد شامل فرونشست اتمسفری و فعالیت‌های کشاورزی مانند استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، لجن فاضلاب، کمپوست و آفت‌کش‌هاست. مسیرهای خروج عناصر در این مدل شامل برداشت محصولات و خروج از راه آبشویی می‌باشند. با توجه به مسیرهای یاد شده، این مدل برای محاسبه توازن جرمی عناصر به داده‌های زیادی نیاز دارد. لازم به ذکر است که بسته به منطقه مورد مطالعه و اطلاعات قابل دسترس منطقه، این امکان وجود دارد که از بررسی هر یک از مسیرهای ورودی یا خروجی مدل صرف‌نظر کرد.

معادلات مدل در سطح واحد مدیریتی زمین (Management Unit: MU)

در مدل MFA تغییر مقدار یک عنصر، M (g ha^{-1})، در طول دوره زمانی Δt (yr) در یک لایهٔ کاملاً مخلوط شده (یعنی خاک رویین یا لایه شخم زمین‌های کشاورزی) و در هر واحد مدیریتی (MU_i) به‌صورت زیر بیان می‌شود:

$$\frac{\Delta M_i}{\Delta t} = I_{Atm} + I_{Agr,i} - O_L \qquad [۱]$$

که در این معادله I_{Atm} (g ha^{-1} yr^{-1}) مقدار ورود عناصر از راه فرونشست اتمسفری و در سطح منطقه است. I_{Agri} (g ha^{-1} yr^{-1}) مقدار ورود عناصر توسط فعالیت‌های کشاورزی و O_L (g ha^{-1} yr^{-1}) مقدار خروج عناصر به‌وسیلهٔ آبشویی است. مقدار ورود یک عنصر در اثر فعالیت‌های کشاورزی برای تولید محصول در هر واحد مدیریتی (MU_i) را می‌توان به شکل زیر تعریف نمود:

$$I_{Agr,i} = I_{Man,i} + I_{Min,i} + I_{Se,i} + I_{Pes,i} + I_{Comp,i} + I_{irrig} - O_{Crop,i} \qquad [۲]$$

که در این معادله مقدار ورود عنصر از راه کودهای حیوانی با I_{Man}، کودهای شیمیایی با I_{Min}، لجن فاضلاب با I_{Se}، کمپوست با I_{Comp}، آب آبیاری با I_{irrig} و آفت‌کش‌ها با I_{Pes} نشان داده شده‌است. O_{Crop} مقدار خروج عنصر در اثر برداشت گیاه و خارج شدن آن از مزرعه است. واحد مورد استفاده برای جریان‌های یاد شده، g ha^{-1} yr^{-1} می‌باشد. داده‌های مورد نیاز مدل در این مطالعه، در جدول۱ خلاصه شده‌اند. منابع لازم برای دست‌یابی به این اطلاعات، نشانه‌های اختصاری آنها، واحد مورد استفاده این داده‌ها برای مدل‌سازی و منبع جمع‌آوری اطلاعات در جدول۱ ارائه شده‌است. لازم به ذکر است که مدل MFA برای محاسبهٔ تغییر در مقدار عناصر در دوره زمانی یک سال ($\Delta t = 1$ yr) طراحی شده‌است و ازاین‌رو قادر به در نظر گرفتن تغییرات در طول سال نمی‌باشد، بنابراین میانگین شدت جریان‌های ورودی در مدل به‌کار می‌روند.

تجزیه عدم قطعیت

با توجه به آن‌که تمام متغیرهای مورد نیاز برای محاسبات روند انباشت به‌صورت متغیرهای تصادفی در نظر گرفته شدند، بررسی عدم قطعیت نتایج مدل‌سازی روند انباشتگی روی امکان‌پذیر گردید. به منظور بررسی ترکیب‌های مختلف

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

جدول ۱. داده‌های مورد نیاز مدل برحسب مسیرهای ورود و خروج عناصر به / از اکوسیستم زراعی در این مطالعه

۱	داده مورد نیاز	علامت	واحد	منبع اطلاعات
	نوع دام	L		آمارهای کشاورزی
کود دامی	تعداد دام	n_L		آمارهای کشاورزی
(I_{Man})	†مقدار تولید فسفر	$f_{P,L}$	$kgP\ yr^{-1}$	آمارهای کشاورزی
	‡M/P نسبت	$X_{PMan\ L}$	$g_M\ kg_p^{-1}$	منابع*
لجن فاضلاب	مقدار در هر واحد مدیریتی	Q_{Se}	♠$tonDM\ yr^{-1}$	آمارهای کشاورزی
(I_{Se})	غلظت عنصر	$C_{M,Se}$	$g_M\ ton_{Se}^{-1}$	منابع
کمپوست	مقدار در هر واحد مدیریتی	Q_{Comp}	$tonDM\ yr^{-1}$	آمارهای کشاورزی
(I_{Comp})	غلظت عنصر	$C_{M,Comp}$	$g_M ton_{Comp}^{-1}$	منابع
کودهای شیمیایی	مقدار در هر واحد مدیریتی	Q_{Min}	$ton\ yr^{-1}$	آمارهای کشاورزی
(I_{Min})	غلظت عنصر	$C_{M,,Min}$	$g_M ton_{Min}^{-1}$	منابع
	سطح زیر کشت	A_{ik}	ha	آمارهای کشاورزی
تولید محصول	نوع محصولات	k		آمارهای کشاورزی
(O_{Crop})	عملکرد	Y_k	$kgDM\ ha^{-1}yr^{-1}$	آمارهای کشاورزی
	غلظت در گیاه	$C_{M,Crop}$	$mg\ kgDM^{-1}$	اندازه‌گیری و منابع

†به ازای واحد دام در سال. ‡ نشان‌دهنده نسبت غلظت عنصر به غلظت فسفر می‌باشد. *: منظور از منابع، نتایج پژوهش‌های انجام شده در منطقه مطالعاتی است. ♠ DM ماده خشک (Dry Matter) می‌باشد.

متغیرهای تصادفی در مدل‌سازی، ۲۵۰۰ ترکیب مختلف مورد استفاده قرار گرفت. به این منظور با استفاده از روش لاتین هایپرکیوب نمونه‌برداری از توزیع احتمال متغیرهای تصادفی انجام شد. در روش نمونه‌برداری لاتین هایپرکیوب، ابتدا توزیع احتمال یک متغیر تصادفی (اختلاف کمینه و بیشینه) به N فاصله، تعداد نمونه مورد نیاز و یا تعداد دفعات مورد نظر برای شبیه‌سازی توسط مدل تقسیم می‌شود. هر یک از فواصل فوق دارای احتمال یکسان و برابر ۱/ N می‌باشند. سپس فواصل

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

ایجاد شده بر روی توزیع احتمال متغیرها به‌صورت کاملاً تصادفی رتبه‌بندی می‌شود. آنگاه در هر کدام از فواصل به‌صورت تصادفی یک مقدار برای متغیر استخراج می‌شود. به این ترتیب برای هر متغیر تصادفی N مقدار با توزیع کاملاً تصادفی حاصل می‌گردد. با ترکیب هر کدام از مقادیر استخراج شده برای تمام متغیرها از راه مدل تشریح شده در بخش پیشین، مقداری برای خروجی مدل حاصل می‌شود. در نهایت با در نظر گرفتن تمام مقادیر، می‌توان توزیع خروجی مدل را به‌دست آورد.

تعیین نقش متغیرهای تصادفی در عدم قطعیت نتایج مدل

به منظور تعیین نقش متغیرهای تصادفی استفاده شده به عنوان ورودی مدل در عدم قطعیت نتایج مدل از روش رگرسیون چندمتغیره استفاده شد (۴). چنانچه N نمونه از توزیع P متغیر تصادفی استخراج شود، آنگاه می‌توان ماتریس X با ابعاد N*P (N تعداد شبیه‌سازی توسط مدل و P تعداد متغیر تصادفی استفاده شده به عنوان ورودی مدل) را تشکیل داد. این ماتریس در حقیقت، ماتریس ورودی مدل است. اگر خروجی مدل با بردار Y نمایش داده شود، آنگاه می‌توان رابطه بین آنها را به‌صورت زیر بیان نمود.

$$Y_j = \sum_{i=0}^{P} b_i x_{ij} + e_j \qquad [۳]$$

$i = 1, 2, \ldots, P$

$j = 1, 2, \ldots, N$

در این معادله b_i ضرایب رگرسیون و e_j مقدار خطای باقی‌مانده می‌باشند. در این روش فرض بر این است که مقادیر باقی‌مانده دارای توزیع نرمال با میانگین صفر و واریانس برابر σ^2_ϵ هستند. ضرایب معادلهٔ بالا، تأثیر هر کدام از متغیرها بر خروجی مدل را بیان می‌نماید. با توجه به این‌که مقادیر متغیرها در مدل دارای مقیاس متفاوتی هستند (به عنوان نمونه مقادیر غلظت عناصر در گیاه در مقایسه با مقادیر عملکرد یا سطح زیر کشت محصولات)، ازاین‌رو باید ضرایب معادله استاندارد شوند. ضرایب استاندارد شده رگرسیون (Standardized Regression Coefficients: SRC) به شکل زیر قابل محاسبه می‌باشند.

$$SRC_i = b_i \frac{\sigma_{xi}}{\sigma_y} \qquad [۴]$$

$i = 1, 2, \ldots, P$

که در این معادله σ_y انحراف استاندارد خروجی مدل، Y، و σ_{xi} انحراف استاندارد متغیر تصادفی x_i می‌باشند. ضرایب رگرسیون به‌صورت روباست و با استفاده از روش بیشترین تشابه (Maximum Likelihood: ML) و تابع وزن‌دهی هوبر تعیین گردید (۷). به علت تعدد متغیرهای تصادفی استفاده شده برای محاسبه روند انباشتگی عناصر (بیش از ۹۵ متغیر برای هر شهرستان) پس از محاسبه SRC متغیرهایی که تأثیر آنها بر عدم قطعیت مدل ناچیز بود (SRC <۰/۰۱)، حذف شدند. در مرحله بعد مجموع SRC متغیرهای مربوط به هر مسیر ورود و یا خروج روی محاسبه شد که با عنوان (Standardized Regression Coefficients Aggregated in Percent: SRCAP) بیان خواهند شد. بنابراین علاوه بر تعیین نقش هر متغیر در عدم قطعیت نتایج مدل، می‌توان تأثیر هر کدام از مسیرهای ورود و یا خروج عناصر را نیز بررسی نمود. تمامی مراحل مدل‌سازی توازن جرمی روی و عدم قطعیت آن در این مطالعه در محیط نرم‌افزار مطلب (۱۱) برنامه‌نویسی و اجرا شد.

داده‌های مورد استفاده در مدل

اطلاعات زراعی مورد نیاز نظیر نوع محصول، سطح زیر کشت و عملکرد برای یک دوره ۱۰ ساله از آمارهای وزارت جهاد کشاورزی و برحسب شهرستان استخراج شد. با توجه به تنوع بسیار زیاد محصولات زراعی در منطقه، مهم‌ترین محصولات برحسب سطح زیر کشت و عملکرد برای هر منطقه در جدول‌های ۲ و ۳ خلاصه شده‌است اما اطلاعات مربوط به تمام محصولات در مدل‌سازی مورد استفاده قرار گرفت. جدول ۴ آمار دام‌ها در هر شهرستان را نشان می‌دهد. با وجود تغییرات بسیار زیاد در چگونگی مصرف کودهای فسفره در هر شهرستان، در این مطالعه فرض بر این است که کل کودهای شیمیایی ورودی به هر شهرستان مشخص و مطابق داده‌های

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

جدول۲. آمار سطح زیر کشت (ha) محصولات غالب شهرستان‌های مورد مطالعه

واحد مدیریتی	گندم	جو	ذرت	یونجه	برنج	سیب‌زمینی	کل زمین‌های کشاورزی
آباده	۱۰۵۶۶	۳۴۲۸	۲۰۳	۱۵۹۶	۰	۱۶۰۰	۲۰۸۶۵
فلاورجان	۲۳۶۸	۷۶۹	۵	۵۹۷	۴۴۳۸	۱۵۰۲	۱۳۱۹۰
فیروزآباد	۲۳۲۴۱	۱۳۰۴۹	۳۲۸۴	۴۹۶	۳۱۲۴	۲۳	۴۴۶۱۱
گلپایگان	۶۰۱۱	۳۳۹۵	۱۹	۵۳۲۶	۴	۵۴۸	۱۸۱۲۴
اصفهان	۲۹۸۸۲	۱۰۶۲۱	۲۹۶۶	۸۷۷۶	۲۳۳۳	۹۲۱	۷۱۹۳۱
کازرون	۲۷۶۶۲	۱۲۲۷۴	۹۱۲	۲۸۷	۲۸۸۴	۱۴۲۷	۵۱۵۷۰
مرودشت	۶۷۲۹۰	۱۱۹۳۰	۱۴۲۹۹	۷۵۱	۱۵۲۴۷	۱۷۸	۱۰۸۷۹۶
نجف آباد	۳۱۰۹	۱۳۷۸	۷۴	۱۳۱۸	۱۱۱۷	۵۳۸	۹۴۴۸
قم	۱۵۳۸۲	۱۹۵۲۱	۱۳۹۲	۸۴۹۷	۰	۵۶	۵۷۸۷۵
شهرضا	۷۷۲۹	۵۰۳۳	۲۲۲	۶۲۷	۲۹	۹۲	۱۷۰۶۲
شیراز	۸۱۷۲۴	۱۵۶۰۲	۹۵۹۴	۲۷۴۷	۹۳۱۴	۲۱۱۱	۱۲۰۷۱۲
کل منطقه	۶۰۷۰۶۴	۱۹۲۸۴۳	۶۶۷۹۱	۴۳۲۹۳	۳۸۱۴۰	۲۸۴۹۸	۱۱۱۶۱۹۲

جدول ۳. آمار میانگین عملکرد سالیانه ($kg\ ha^{-1}$) محصولات غالب شهرستان‌های مورد مطالعه ارائه شده در جدول ۲

واحد مدیریتی	گندم	جو	ذرت	یونجه	برنج	سیب‌زمینی
آباده	۳۵۲۱	۳۴۶۲	۶۲۲۶	۸۱۵۷	۰	۲۳۲۳۳
فلاورجان	۴۵۶۸	۴۵۸۲	۷۵۷۳	۱۹۹۶۴	۵۳۱۰	۳۵۲۱۰
فیروزآباد	۳۰۹۴	۱۱۳۵	۶۷۶۶	۹۷۸۵	۴۱۴۶	۲۹۹۱۹
گلپایگان	۳۸۳۹	۳۹۹۸	۳۸۸۹	۱۳۹۵۴	۴۰۰۰	۲۵۷۰۴
اصفهان	۴۶۳۶	۴۶۴۸	۶۸۶۰	۱۴۷۳۰	۵۰۰۰	۳۲۱۰۹
کازرون	۱۹۶۹	۹۳۸	۶۵۹۹	۱۰۶۴۷	۳۴۳۸	۱۷۶۷۸
مرودشت	۴۳۲۳	۲۵۴۱	۷۳۸۰	۸۳۲۵	۴۳۳۱	۳۱۷۱۵
نجف آباد	۴۱۴۴	۴۲۰۶	۸۲۸۶	۱۸۵۷۸	۴۹۶۴	۲۴۷۷۸
قم	۳۳۷۱	۳۱۴۴	۲۶۵۱	۱۰۵۹۴	۰	۱۱۵۶۵
شهرضا	۴۰۲۱	۳۹۶۴	۴۸۷۴	۱۳۵۹۷	۳۱۴۴	۲۴۰۲۵
شیراز	۳۴۵۲	۱۷۷۹	۷۷۳۲	۱۱۰۶۳	۴۲۶۵	۳۰۶۶۵
کل منطقه	۳۶۱۱	۲۷۸۰	۶۵۱۲	۱۱۲۳۳	۴۶۲۴	۲۱۶۸۵

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

جدول ۴. کمینه و بیشینه تعداد دام (هزار واحد) غالب در شهرستان‌ها (سازمان جهاد کشاورزی)

	گاو و گوساله		طیور		گوسفند		بز	
واحد مدیریتی	بیشینه	کمینه	بیشینه	کمینه	بیشینه	کمینه	بیشینه	کمینه
آباده	۶۰	۳۱	۱۷۶۰	۱۵۹۳	۶۰۳	۳۰۶	۳۴۸	۲۶۱
فلاورجان	۳۹	۳۴	۲۱۷۲	۱۷۷۷	۵۷	۴۵	۲۴	۲۳
فیروزآباد	۴۰	۱۳	۲۵۳	۲۲۰	۱۴۳	۱۴۳	۳۵۹	۲۶۹
گلپایگان	۵۷	۴۵	۵۲۳	۴۶۸	۶۴	۵۱	۳۸	۳۷
اصفهان	۷۲	۶۳	۶۶۸۴	۵۴۶۹	۲۴۳	۱۹۱	۴۸	۴۶
کازرون	۱۵۰	۳۳	۱۶۲۲	۱۵۵۰	۴۱۲	۴۱۲	۵۶۵	۴۲۴
مرودشت	۳۸۴	۱۳۲	۲۰۲۶	۱۹۱۵	۴۲۱	۳۳۶	۳۸۷	۲۵۶
نجف آباد	۲۴	۲۱	۴۳۷۲	۳۵۷۷	۷۷	۶۱	۲۱	۲۰
قم	۱۰۲۶	۶۳	۵۵۸۱	۴۹۶۰	۱۲۲۹	۱۰۵۰	۱۳۰	۶۳
شهرضا	۱۹	۱۱	۳۰۹	۲۶۸	۹۸	۵۱	۶۵	۴۳
شیراز	۷۲۴	۲۵۱	۶۱۳۵	۶۰۸۲	۵۸۸	۵۸۸	۶۰۹	۴۵۷
کل منطقه	۵۹۹۰	۲۳۹۱	۶۶۲۹۳	۶۰۱۳۳	۹۸۵۲	۸۳۶۷	۷۵۹۳	۵۷۳۷

ارائه‌شده در وزارت جهاد کشاورزی است (جدول ۵). در مورد مقدار لجن فاضلاب از اطلاعات موجود در سازمان آب و فاضلاب و نیز تصفیه‌خانه‌های اصفهان (شاهین‌شهر، شمال و جنوب) استفاده شده‌است. با توجه به دسترسی‌نداشتن به اطلاعات موجود در سازمان بازیافت، براساس مشورت با کارشناسان مربوطه فرض شد که قسمت عمدهٔ کمپوست تولیدی در کارخانه کمپوست اصفهان (سالانه حدود ۵۰ هزارتن) در شهرستان اصفهان مصرف می‌شود و بخش ناچیزی از آن (حدود ۱ درصد) وارد شهرستان‌های دیگر می‌شود. اطلاعات مرتبط با غلظت روی در گیاهان براساس اندازه‌گیری‌های انجام شده در این تحقیق (برای گندم، جو و برنج) (۵) و نیز نتایج سایر پژوهش‌های انجام گرفته در منطقه استخراج شده‌است. براساس این اطلاعات میانگین غلظت روی ($kg\ ^{-1}\ mg$) در مهم‌ترین محصولات کشاورزی منطقه به‌ترتیب برابر ۳۱/۶، ۳۰/۷، ۵۱/۷، ۲۱/۹، ۶۲/۷ و ۶۰/۸ برای گیاهان گندم (دانه)، جو (دانه)، ذرت (دانه)، برنج (دانه)، یونجه (اندام هوایی) و سیب‌زمینی (غده) می‌باشد. داده‌های مورد استفاده در ارتباط با غلظت روی در کودهای حیوانی، کمپوست، لجن فاضلاب و کودهای فسفره در جدول ۶ گزارش شده‌است. میانگین فسفر تولید شده ($kg\ P\ yr^{-1}$) به ازای واحد دام (f_P) به‌ترتیب برابر۹، ۰/۲، ۲/۵ و ۲/۵ برای دام‌های گاو، مرغ، گوسفند و بز می‌باشد. اگر چه فرونشست‌های اتمسفری به عنوان یکی از ورودی‌های اصلی روی به خاک‌های کشاورزی در مقیاس منطقه‌ای مطرح هستند، در این مطالعه به علت نداشتن اطلاعات کافی درباره غلظت روی در فرونشست‌های اتمسفری، امکان محاسبه شار روی ورودی از این مسیر وجود نداشت. هم‌چنین به دلیل نبود اطلاعات کافی، ورود روی از مسیر آب آبیاری و نیز آفت‌کش‌ها در محاسبه روند انباشتگی لحاظ نشده‌است.

اطلاعات مربوط به خاک و ویژگی‌های اقلیمی منطقه (نظیر کم بودن میزان بارندگی سالیانه، بالا بودن pH در خاک‌های منطقه و زیادی مقادیر آهک در این خاک‌ها) سبب شد که خروج روی از راه آبشویی در نظر گرفته نشود. به‌طور کلی با احتساب تمام داده‌های قابل دسترس برای مسیرهای ورود و

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

جدول۵. مقدار ورود کودهای شیمیایی، لجن فاضلاب و کمپوست تولید شده در منطقه به هر واحد مدیریتی ($ton\ yr^{-1}$).

واحد مدیریتی	کمپوست	لجن فاضلاب	سوپرفسفات ساده و تریپل	مونو و دی آمونیوم فسفات	کودهای ماکرو
آباده	۰	۰	۲۵۱۴	۷۷۵	۲۲۳
فلاورجان	۲	۱۵	۳۶۱۸	۱۰۰۳	۲۰۹
فیروزآباد	۰	۰	۳۹۸۸	۱۳۷۹	۵۰۴
گلپایگان	۰	۰	۲۹۲۳	۸۰۶	۱۶۴
اصفهان	۳۵۰۰۰	۱۵۴۲۳	۱۵۹۳۴	۴۸۹۸	۱۴۰۰
کازرون	۰	۰	۴۸۱۴	۱۵۰۷	۴۵۰
مرودشت	۰	۰	۱۶۳۶۰	۶۳۵۶	۲۷۶۵
نجف آباد	۲	654	۲۶۲۲	۷۹۵	۲۱۹
قم	۰	۰	۲۲۷۳	۳۰۶۰	۱۲۰۰
شهرضا	۰	۰	۳۱۴۸	۹۶۸	۲۷۷
شیراز	۰	۰	۱۶۷۰۰	۵۶۲۷	۱۹۶۱
کل منطقه	۳۷۵۱۲	۱۸۳۶۲	۱۴۶۱۵۶	۵۲۲۳۳	۳۶۶۶۹

جدول ۶. میانگین غلظت روی ($mg\ kg^{-1}$) در کودهای شیمیایی، کمپوست، لجن فاضلاب و نسبت روی به فسفر ($g\ Zn\ kgP^{-1}$) در انواع کودهای دامی

	کودهای شیمیایی							کودهای دامی				
	کمپوست	لجن فاضلاب	سوپرفسفات ساده	سوپرفسفات تریپل	ماکرو	دی آمونیوم فسفات	گاو	مرغ	گوسفند	بز
میانگین	۲۲۰	۱۱۲۵	۱۵۰	۱۰۰۰	۲۳۷۷۵	۱۱۰۰	۲۰	۲۸	۲۰	۱۶
std	۷	۴۵۰	۵۰	۱۰۰	۱۵۰۰۰	۵۰	۵	۵	۹	۵

خروج روی بسته به شهرستان، بین۹۵ تا ۹۹ متغیر تصادفی با توزیع مشخص ترکیب شد. در صورت در دسترس بودن اطلاعات و امکان محاسبه میانگین و انحراف استاندارد، توزیع داده‌ها نرمال در نظر گرفته شد. در صورت عدم امکان محاسبه میانگین و انحراف استاندارد، توزیع یکنواخت و در مورد غلظت عناصر در گیاه، کودهای حیوانی، کمپوست و لجن فاضلاب، توزیع لوگ‌نرمال در نظر گرفته شد.

نتایج و بحث

با در نظر گرفتن داده‌های تشریح شده در بخش پیشین، مقدار انباشت عنصر روی و عدم قطعیت آن در مقیاس‌های شهرستان و منطقه شبیه‌سازی شد.

مقیاس شهرستان

نتایج به‌دست آمده از مدل‌سازی نرخ انباشت روی به تفکیک واحدهای مدیریتی در سطح شهرستان و منطقه در جدول ۷

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

جدول ۷. میانگین و انحراف استاندارد ورود و خروج روی ($g\ ha^{-1}yr^{-1}$) از مسیرهای مختلف و ویژگی‌های توزیع نرخ انباشت به تفکیک واحدهای مدیریتی

واحد مدیریتی	کودهای حیوانی		کودهای شیمیایی		برداشت توسط گیاه		نرخ انباشت					کل ورودی‌ها
	Std	میانگین	Std	میانگین	Std	میانگین	Std	میانگین	کمینه	بیشینه	دامنه	CV%	میانگین
آباده	۲۱۴	۱۴۴۰	۱۷	۳۷۶	۱۳	-۳۰۳	۲۱۵	۱۵۱۳	۸۰۵	۲۲۸۴	۱۴۷۸	۱۴	۱۸۱۶
فلاورجان	۲۳۳	۱۴۳۷	۲۸	۶۵۵	۲۰۵	-۱۱۲۱	۳۱۵	۹۷۲	۱۴۰	۱۸۲۹	۱۶۸۸	۳۲	۲۰۹۳
فیروزآباد	۵۰	۲۹۵	۱۱	۳۵۹	۳۹	-۲۱۶	۶۴	۴۳۸	۲۸۶	۶۹۴	۴۰۷	۱۵	۶۵۴
گلپایگان	۱۶۸	۷۶۹	۱۶	۳۷۹	۷۳	-۶۴۸	۱۸۱	۵۰۰	۱۱۰	۹۹۱	۸۸۱	۳۶	۱۱۴۸
اصفهان	۱۲۶	۷۰۴	۱۲	۶۸۷	۴۶	-۸۳۵	۱۳۷	۹۰۵	۶۰۱	۱۲۶۴	۶۶۳	۱۵	۱۷۳۹
کازرون	۱۵۹	۷۷۷	۱۰	۳۰۲	۴۶	-۲۶۵	۱۶۶	۸۱۴	۴۳۶	۱۴۳۸	۱۰۰۱	۲۰	۱۰۷۹
مرودشت	۱۶۰	۶۵۴	۱۱	۷۵۷	۱۸۹	-۵۸۳	۲۴۹	۸۲۷	۲۰۸	۱۶۳۴	۱۴۲۶	۳۰	۱۴۱۰
نجف آباد	۶۶۰	۲۹۱۹	۳۷	۸۳۳	۳۲	-۸۲۰	۶۶۴	۳۰۰۹	۱۷۹۶	۴۷۲۳	۲۹۲۸	۲۲	۳۸۲۹
قم	۸۵۹	۲۶۶۴	۹	۵۳۴	۲۷	-۲۴۸	۸۶۱	۲۹۵۰	۱۴۱۶	۵۸۱۶	۴۴۰۰	۲۹	۳۱۹۸
شهرضا	۵۱	۳۸۵	۲۳	۵۷۳	۱۶	-۲۹۲	۶۰	۶۶۶	۵۱۰	۸۵۰	۳۴۰	۹	۹۵۸
شیراز	۲۵۴	۱۱۸۹	۹	۵۲۷	۲۴	-۲۸۱	۲۵۶	۱۴۳۴	۷۹۳	۲۲۶۵	۱۴۷۲	۱۸	۱۷۱۵
کل منطقه	۱۵۴	۱۲۵۴	۶	۵۳۱	۹	-۲۹۶	۲۵۸	۱۵۱۵	۸۴۴	۲۳۰۳	۱۴۵۹	۱۷	۱۸۱۰

CV% ضریب تغییرات برحسب درصد

خلاصه شده‌است. نرخ انباشت روی در خاک‌های کشاورزی و در اثر فعالیت‌های کشاورزی در شهرستان‌های مورد مطالعه از حدود $438\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ (شهرستان فیروزآباد) تا $3009\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ (شهرستان نجف‌آباد) متغیر می‌باشد. مقایسه شرایط این دو شهرستان نشان می‌دهد که شهرستان نجف‌آباد دارای سطح زراعی کمتری نسبت به فیروزآباد بوده و در کل تراکم دام (و در نتیجه کاربرد کودهای حیوانی) و نیز مقدار کود شیمیایی به کار رفته به ازای واحد سطح در آن بیشتر است (جدول‌های ۴ و ۵). میانگین‌های گزارش شده در جدول ۷ در واقع میانگین همگن شدهٔ مقدار انباشت روی در کل زمین‌های کشاورزی هر شهرستان می‌باشد.

با در نظر گرفتن این واقعیت که کودهای حیوانی، لجن فاضلاب و کمپوست تنها توسط برخی از کشاورزان استفاده می‌شود و هم‌چنین با توجه به تفاوت بسیار زیاد در مقدار مصرف کودهای شیمیایی توسط زارعان، می‌توان انتظار داشت که مقدار انباشت روی در بخش‌هایی از زمین‌های کشاورزی بسیار بیشتر یا کمتر از مقادیر محاسبه شده‌باشد. براساس نتایج، میانگین ورود روی به زمین‌های کشاورزی در شهرستان‌های مورد مطالعه در دامنه میانگین گزارش شده برای زمین‌های کشاورزی کشورهای اروپایی قرار دارد. کلر و همکاران (۶) میانگین مقدار ورود روی به خاک‌های کشاورزی بازل در شمال غرب سوئیس را در مقیاس مزرعه بین $101\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ تا $39/8\ kg\ ha^{-1}yr^{-1}$ و در مقیاس منطقه برابر $605\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ گزارش کردند. در مطالعه‌ای که توسط بنگتسون و همکاران (۱) انجام گرفت، شار خالص ورودی روی به مزارع با مدیریت سنتی و آلی (ارگانیک) در شمال شرق سوئد به ترتیب برابر با $442\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ و $310\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ گزارش شده‌است که کمتر از مقادیر محاسبه شده در مطالعهٔ حاضر است. در مطالعهٔ مورد اشاره مزارع ارگانیک هیچ کود شیمیایی و

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

آفت‌کشی (غیر از اوره) دریافت نکردند. در مزارع سنتی علاوه بر اوره از سایر کودهای نیتروژنه (که سهم آنها در ورود روی ناچیز بود) نیز استفاده شد. کودهای حیوانی منبع اصلی ورود روی را تشکیل دادند اما مقدار روی وارد شده توسط آنها نیز به‌طور میانگین (به‌ترتیب $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ ۳۶۹ و ۴۸۷ برای مزارع ارگانیک و سنتی)کمتر از مقادیر محاسبه شده در پژوهش حاضر (به جز در مورد شهرستان فیروزآباد) بود. با در نظر گرفتن این نکته که مقدار روی کل در خاک‌های منطقه مطالعاتی (به‌طور میانگین $mg\ kg^{-1}$ ۷۵/۲) در شرایط طبیعی قرار داشته (۵) و مشکلی از لحاظ کمبود یا سمیت روی کل در این خاک‌ها مشاهده نشد، می‌توان گفت که این خاک‌ها از این نظر در شرایط مساعدی قرار دارند. در صورتی‌که مقدار ورود روی به زمین‌های کشاورزی معادل یا کمی بیش از برداشت روی توسط گیاه باشد، ورود (به) و خروج روی از این خاک‌ها در شرایط متوازن قرار دارد. در شرایط این مطالعه شار ورودی روی به خاک‌های مورد مطالعه در تمام واحدهای مدیریتی بیش از روی برداشت شده توسط گیاه بوده و در مقیاس شهرستان از ۱/۷۷ برابر در شهرستان گلپایگان تا ۱۲/۸۸ برابر در شهرستان قم متغیر بود. برای کل منطقه مطالعاتی شار ورودی روی ۶/۱۲ برابر شار روی برداشت‌شده توسط گیاه بود. بنابراین در بسیاری از شهرستان‌ها و به‌طور میانگین در کل منطقه مطالعاتی انباشت روی در خاک‌ها به‌صورت چشم‌گیری اتفاق می‌افتد.

در مطالعات مشابه، پژوهش‌گران اقدام به تعیین نرخ انباشت بحرانی نموده و براساس آن نتایج نرخ انباشت محاسبه شده توسط مدل‌ها مورد ارزیابی قرار گرفته است. برای نمونه مقدار بحرانی پیشنهادشده توسط کلر و همکاران (۶) برای نرخ انباشت روی برابر $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ ۱۱۹۹ است. این مقدار بحرانی پیشنهادشده برابر نرخ انباشتی است که در مدت ۲۰۰ سال باعث افزایش غلظت روی در عمق لایه شخم از مقدار کنونی (به‌طور میانگین $mg\ kg^{-1}$ ۶۵) به غلظت بحرانی $mg\ kg^{-1}$ ۱۵۰ شود (این غلظت بحرانی برای کشور سوییس پیشنهاد شده‌است) (۶). به علت حاکم بودن شرایط خشک و بالا بودن pH خاک‌های منطقه مطالعاتی (در مقایسه با خاک‌های مطالعه شده توسط کلر و همکاران (۶))، حد بحرانی غلظت روی در خاک‌های مورد مطالعه ما می‌تواند زیادتر از $mg\ kg^{-1}$ ۱۵۰ فرض شود. اما از سوی دیگر باید توجه داشت که به علت در دسترس نبودن داده‌های مربوط به فرونشست جوی، نرخ انباشت روی در مطالعه حاضر کمتر از مقدار واقعی تخمین زده شده است. در جدول ۷ علاوه بر نرخ انباشت سالیانه، میانگین و انحراف استاندارد مقدار ورود و یا خروج روی از مسیرهای مختلف نشان داده شده‌است. توزیع غلظت روی در گیاهان مختلف برای تمام شهرستان‌ها در فرآیند مدل‌سازی، یکسان در نظر گرفته شد. بنابراین علت تغییر در نرخ خروج روی از راه برداشت گیاهان در شهرستان‌های مختلف به نوع و سطح کشت گیاهان غالب در هر شهرستان مربوط می‌باشد. دلیل اختلاف زیاد مقدار ورود سالیانه روی به زمین‌های کشاورزی از راه کودهای حیوانی، تفاوت در نوع و تراکم دام غالب در هر شهرستان می‌باشد. میانگین ورود روی به خاک‌ها از طریق کاربرد لجن فاضلاب ($g\ ha^{-1}yr^{-1}$) در شهرستان‌های اصفهان و نجف آباد به‌ترتیب برابر ۲۴۱ و ۷۸ بوده و برای سایر شهرستان‌ها کمتر از ۱ محاسبه گردید. ورود روی از راه کمپوست تنها در شهرستان اصفهان قابل توجه می‌باشد (به‌طور میانگین $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ ۱۰۷).

چنانچه مقدار ورود از هر مسیر به‌صورت درصدی از میانگین کل مقدار ورود سالیانه روی محاسبه گردد، نقش هر یک از مسیرهای ورود تعیین می‌شود. بر این اساس، کودهای حیوانی و شیمیایی مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه می‌باشند. سهم ورود روی از راه کاربرد کودهای حیوانی از حدود ۳۵ درصد تا ۸۳ درصد و در مورد کودهای شیمیایی از حدود ۱۷ درصد تا ۶۵ درصد متفاوت است. سهم ورود روی ازراه کمپوست و لجن فاضلاب نسبت به سایر ورودی‌ها در مقیاس شهرستان ناچیز بوده و جز در مورد لجن فاضلاب در شهر اصفهان، کمتر از ۱ درصد می‌باشد. البته کمپوست و لجن فاضلاب می‌توانند در

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

مقیاس‌های کوچک‌تر مانند مزرعه از اهمیت قابل توجهی برخوردار باشند. با فرض آن‌که دام هر شهرستان به‌طور عمده توسط علوفهٔ تولیدی در همان شهرستان تغذیه شده باشند، بخشی از ورود عناصر از این راه را می‌توان در واقع به عنوان گردش عناصر در درون همان شهرستان در نظر گرفت. در این صورت کودهای شیمیایی به عنوان مهم‌ترین عامل ورود روی از خارج اکوسیستم (شهرستان) به زمین‌های کشاورزی مطرح می‌شوند.

مقیاس منطقه‌ای

توزیع نرخ انباشت روی در مقیاس منطقه دارای میانگین ۱۵۱۴ $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ و انحراف استاندارد ۲۵۸ $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ می‌باشد (جدول ۷). در مقیاس منطقه‌ای بدون احتساب فرونشست اتمسفری، کودهای حیوانی حدود ۶۹ درصد و کودهای شیمیایی حدود ۲۹ درصد کل روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی را تشکیل می‌دهند. در مقیاس منطقه‌ای میانگین ورود روی به زمین‌های کشاورزی از طریق لجن فاضلاب و کمپوست ($g\ ha^{-1}yr^{-1}$) به‌ترتیب برابر ۱۹ و ۷ محاسبه گردید. قابل تأکید است که تأثیرگذاری کودهای حیوانی در نرخ انباشت روی در واحدهای مدیریتی موضعی بوده و سهم آنها در انباشت روی به دلیل مقدار روی آنها می‌باشد. به عبارت دیگر از آن رو که این کودها توسط همه کشاورزان استفاده نمی‌شوند محاسبه نرخ انباشت آنها علاوه بر عدم قطعیت زمانی با عدم قطعیت مکانی نیز همراه است. بنابراین اهمیت کودهای حیوانی به عنوان منبع ورود روی در همه زمین‌های کشاورزی متعلق به منطقه مطالعاتی یکسان نیست. کلر و همکاران (۶) گزارش کردند که از کل روی ورودی به زمین‌های کشاورزی بازل سوییس در مقیاس ناحیه‌ای، حدود ۶۶ درصد از راه کاربرد کودهای حیوانی و حدود ۳۳ درصد از راه فرونشست اتمسفری وارد شده‌است.

عدم قطعیت در نرخ انباشتگی روی

برای بررسی عدم قطعیت در نتایج مدل، علاوه بر میانگین نرخ انباشتگی محاسبه شده، تغییرات به‌دست آمده برای نرخ انباشتگی با استفاده از ترکیب شبیه‌سازی مونت کارلو و نمونه‌برداری لاتین هایپرکیوب باید مد نظر قرار گیرد. ویژگی‌های توزیع محاسبه شده برای نرخ انباشتگی روی در واحدهای مدیریتی مورد مطالعه در جدول ۷ خلاصه شده‌است. این ویژگی‌ها براساس ۲۵۰۰ ترکیب مختلف از تعداد زیادی متغیر تصادفی (به‌طور میانگین بیش از ۹۵ متغیر تصادفی برای هر واحد مدیریتی) محاسبه شده‌اند. نتایج خلاصه شده در جدول ۷، بیان‌گر تغییرات بسیار زیاد نرخ انباشتگی محاسبه شده برای روی در بین شهرستان‌ها و در درون هر شهرستان می‌باشد.

این نکته از وجود عدم قطعیت در محاسبه نرخ انباشتگی روی حکایت دارد. جدول ۷ نشان می‌دهد که بیشترین دامنه تغییرات نرخ انباشتگی، حدود ۴۴۰۰ $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ و مربوط به شهرستان قم بوده و کمترین آن، حدود ۳۴۰ $g\ ha^{-1}yr^{-1}$ مربوط به شهرضا می‌باشد. احتمال رخداد نرخ انباشتگی منفی در هیچ یک از شهرستان‌های مورد مطالعه وجود ندارد. به عبارتی، در شرایط مدیریتی کنونی، احتمال تخلیه خاک از عنصر روی در هیچ یک از شهرستان‌ها وجود ندارد. البته باید توجه داشت که محاسبه نرخ انباشتگی روی در این مطالعه در مقیاس شهرستان و ناحیه‌ای انجام گرفته است و بدیهی است که در هر شهرستان شرایط مدیریتی برای همه مزارع یکسان نیست. ازاین‌رو درحالی‌که نرخ انباشتگی برای کل شهرستان مثبت است احتمال منفی بودن آن در برخی مزارع شهرستان وجود دارد. با توجه به اختلاف زیاد میانگین‌های محاسبه شده نرخ انباشتگی، مقایسه مقدار تغییرپذیری باید براساس ضریب تغییرات انجام گیرد. ضریب تغییرات محاسبه شده برای نرخ انباشتگی روی از ۹ درصد برای شهرضا تا ۳۶ درصد برای گلپایگان متفاوت است. علت تفاوت در ضریب تغییرات مقدار انباشت روی در شهرستان‌های مختلف ناشی از ساختار متفاوت داده‌های به‌کار رفته در فرآیند مدل‌سازی است.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

نقش متغیرهای تصادفی در عدم قطعیت نتایج مدل

مدل‌های رگرسیونی برای تعیین نقش متغیرهای تصادفی، به‌طور میانگین بیشتر از ۹۹ درصد از تغییرات نرخ انباشتگی محاسبه شده به‌وسیله مدل را بازیابی کردند. علت این امر، خطی بودن رابطه بین متغیرهای تصادفی استفاده شده در مدل با نرخ انباشتگی روی است. براساس ضرایب رگرسیون برای متغیرهای تصادفی، مقادیر SRC برای آنها محاسبه شد. مجموع ضرایب رگرسیون، استاندارد شده برحسب درصد (SRCAP) برای مسیرهای مهم ورود و خروج روی در شهرستان‌های مورد مطالعه در شکل ۱ ارائه شده‌است. با توجه به مقادیر SRCAP ورود روی از راه کودهای حیوانی و خروج آن از راه برداشت گیاه بیشترین تأثیر را در عدم قطعیت نتایج مدل دارند. این نتایج نشان می‌دهند که تأثیر خروج روی از راه برداشت گیاه بر عدم قطعیت نتایج مدل بین ۱۱ درصد در آباده تا ۴۱ درصد در مرودشت متفاوت است. در مقیاس منطقه‌ای، تأثیر این مسیر بر عدم قطعیت نتایج مدل ۲۰ درصد می‌باشد. علت این تفاوت می‌تواند به دلیل نوع و سطح زیر کشت محصولات غالب در هر شهرستان باشد.

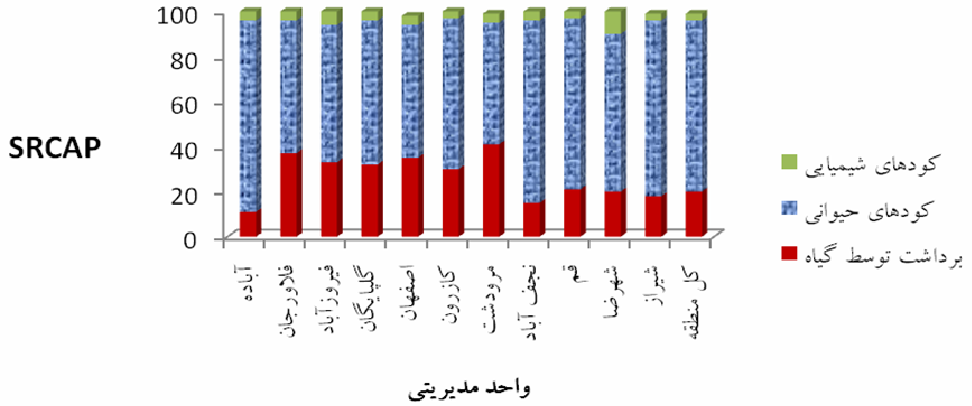
به‌طور نسبی استفاده از کودهای حیوانی بیشترین تأثیر را بر عدم قطعیت نتایج مدل دارند. سهم این ورودی در ایجاد عدم قطعیت بین حدود ۵۴ درصد در شهرستان مرودشت تا حدود ۸۵ درصد در آباده متفاوت می‌باشد. علت وجود این تفاوت‌ها، تفاوت در ساختار داده‌های ورودی مدل می‌باشد. هر یک از مسیرهای ورود و خروج روی دارای تعدادی متغیر هستند که هر متغیر به‌صورت یک توزیع مشخص (دارای کمینه، میانگین، بیشینه و انحراف معیار استاندارد) به مدل وارد می‌شود. هر چه توزیع متغیرها گسترده‌تر و ضریب تغییرات آنها بیشتر باشد، شار روی محاسبه شده از آن مسیر و نیز نتیجه نهایی مدل (نرخ انباشتگی روی) دارای توزیع گسترده‌تر و عدم قطعیت بیشتر خواهد بود. هرچه عدم قطعیت شار محاسبه شده روی از راه یک مسیر ورود یا خروج بیشتر باشد، سهم آن مسیر در عدم قطعیت نتیجه نهایی مدل (نرخ انباشت روی) نیز بیشتر خواهد بود. سهم عمده‌ای از تأثیر کودهای حیوانی بر عدم قطعیت، مربوط به کودهای گاوی و مرغی می‌باشد (نتایج نشان داده نشده‌اند). سهم کودهای شیمیایی در ایجاد عدم قطعیت از ۲/۸۸ درصد در شیراز تا ۱۰/۳۹ درصد در شهرضا متفاوت است. در کل منطقه مطالعاتی (مقیاس منطقه‌ای) حدود ۶۵ درصد از این عدم قطعیت مربوط به کودهای مخلوط عناصر پرمصرف بوده و ۳۵ درصد باقی‌مانده به کودهای فسفره (و در بین کودهای فسفره سوپرفسفات تریپل بیش از همه و در حدود ۲۵٪) اختصاص داشت. تأثیر لجن فاضلاب و کمپوست بر عدم قطعیت نتایج مدل، کم و قابل صرف‌نظر کردن بود.

لازم به یادآوری است که مدل MFA تابع توزیع (کمینه، میانگین، بیشینه و انحراف معیار استاندارد) جریان‌های ورودی و خروجی را با در نظر گرفتن تغییرات پارامترهای ورودی مدل در یک بازه زمانی (در این مطالعه ۱۰ ساله) و با فرض یکنواختی اهمیت هر مسیر در کل واحد مدیریتی ارایه می‌کند. اما توزیع نامتعادل و ناهمگن هریک از کودها به ویژه کودهای حیوانی در واحدهای مدیریتی، خود منشأ ایجاد عدم قطعیت مکانی در نتایج مدل می‌شود. عدم قطعیت مکانی نتایج مدل برای هر مقیاس مورد بررسی را می‌توان با تجزیه و تحلیل نتایج مدل در مقیاس کوچک‌تر مورد بحث قرار داد. برای مثال توزیع نرخ انباشت روی در مقیاس منطقه دارای میانگین $1514\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ می‌باشد درحالی‌که توجه به تفاوت‌های مکانی نشان می‌دهد که این مقدار از کمینه $110\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ در شهرستان گلپایگان تا بیشینه $5816\ g\ ha^{-1}yr^{-1}$ در شهرستان قم متغیر است.

در این مطالعه فرآیندهایی مانند آبشویی، فرونشست جوی و فرسایش بادی و آبی در نظر گرفته نشده است. این فرآیندها به‌ویژه فرونشست جوی، تأثیر به‌سزایی بر روند انباشتگی عناصر و هم‌چنین عدم قطعیت آن به‌ویژه در نواحی صنعتی‌تر منطقه مورد مطالعه دارد. در مطالعهٔ انجام شده توسط کلر و همکاران (۸) حدود ۱۶ درصد از عدم قطعیت در مدل‌سازی نرخ انباشتگی روی ناشی از فرونشست جوی گزارش شده‌است. تبادل کودهای حیوانی در بین شهرستان‌ها نیز

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]



شکل ۱. مجموع ضرایب رگرسیون استاندارد شده برحسب درصد (SRCAP) برای مهم‌ترین مسیرهای ورود و خروج روی در واحدهای مدیریتی مورد مطالعه

می‌تواند بر نتایج مدل تأثیرگذار باشد. به‌طور معمول، عدم قطعیت نتایج مدل‌های مورد استفاده در مطالعات زیست‌محیطی، با مقایسه نتایج حاصل از مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده مورد بررسی قرار می‌گیرد. به‌کارگیری این روش نیاز به وجود اطلاعات بسیار زیاد و در مقیاس زمانی طولانی در مورد ویژگی‌های خاک و هم‌چنین اطلاعات زراعی و سایر اطلاعات دارد. با توجه به نداشتن دسترسی به چنین اطلاعاتی، ارزیابی مستقیم عدم قطعیت نتایج مدل، امکان‌پذیر نمی‌باشد. برای نیل به چنین هدفی، لازم است این مدل به یک سیستم پایش خاک متصل شود (۸).

نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر نرخ انباشت عنصر روی از مسیر فعالیت‌های کشاورزی در زمین‌های زراعی برخی شهرستان‌های منطقه خشک و نیمه خشک مورد بررسی قرار گرفت. کودهای حیوانی و شیمیایی مهم‌ترین مسیرهای ورود روی به زمین‌های کشاورزی در منطقهٔ مورد مطالعه بودند. در مقیاس‌های شهرستان و منطقه، کودهای حیوانی به‌ترتیب منبع ۳۵ تا ۸۳ و ۶۹ درصد و کودهای شیمیایی به‌ترتیب منبع ۱۷ تا ۶۵ و ۲۹ درصد از کل روی وارد شده به زمین‌های کشاورزی را تشکیل دادند. نتایج شبیه‌سازی روند انباشتگی روی نشان داد که شرایط مدیریتی کشاورزی این خاک‌ها در سطوح شهرستان و بزرگ‌تر منجر به انباشت مقادیری روی در خاک‌های منطقهٔ مورد مطالعه می‌شود. با در نظر گرفتن این واقعیت که علاوه بر فعالیت‌های کشاورزی، سالیانه مقادیری روی از راه فرونشست اتمسفری به این خاک‌ها افزوده می‌شود می‌توان نتیجه گرفت که در صورت ادامه مدیریت فعلی، این خاک‌ها سالیانه مقادیر قابل توجهی روی دریافت می‌کنند. این امر ممکن است با ایجاد دشواری‌هایی مانند آلودگی خاک رویین و بر هم خوردن تعادل عناصر تغذیه‌ای در خاک، در آینده‌ای نه چندان دور، کشاورزی پایدار در منطقه را با مخاطره روبرو کند. محاسبه نرخ انباشتگی روی در منطقه همراه با عدم قطعیت می‌باشد. براساس نتایج حاصل، مهم‌ترین مسیرهای مطالعه شده مؤثر بر عدم قطعیت نرخ انباشتگی روی در شهرستان‌های مورد مطالعه، کودهای حیوانی به‌ویژه از نوع گاوی و مرغی و پس از آن برداشت روی توسط گیاه می‌باشند. مقایسه نتایج به‌دست آمده در سطوح مختلف مدل‌سازی (برای مثال سطح شهرستان با منطقه) نشان داد که توزیع غیریکنواخت کودها، عدم قطعیت مکانی قابل توجهی را سبب می‌شود. برای نمونه درحالی‌که تفاوت‌های بین شهرستان‌های مختلف از نظر کاربرد و توزیع کودها برای محاسبه نرخ انباشت منطقه‌ای روی در نظر گرفته نمی‌شود، نرخ انباشت روی در بخشی از منطقه (شهرستان قم) می‌تواند تا ۵۰ برابر بیش از بخش دیگر (شهرستان گلپایگان) باشد.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]

منابع مورد استفاده

1. Bengtsson, H., I. Oborn, S. Jonsson, I. Nilsson and A. Andersson. 2003. Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming - a case study at Ojebyn Sweden. Eur. J. Agron. 20: 101 – 116.
2. Breuer1, L., J. A. Huisman1 and H. G. Frede. 2005. Effects of the new European Common Agricultural Policy on water fluxes in a low mountainous catchment of Germany. Proceeding of the 3rd International SWAT Conference, Zurich, Switzerland.
3. Dach, J. and D. Starmans. 2005. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: Actual state and previsions for the future. Agric Sys. Environ. 107: 309 – 316.
4. Iman, R. L. and J. C. Helton. 1992. An investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. Risk Anal. 8: 71-90.
5. Karami, M., M. Afyuni, A. H. Khoshgoftarmanesh, A. Papritz and R. Schulin. 2009. Grain zinc, iron, and copper concentrations of wheat grown in central Iran and their relationships with soil and climate variables. J. Agric. Food Chem. 57 (22): 10876–10882.
6. Keller, A., B. Von Steiger, S. E. A. T. M. van der Zee and R. Schulin. 2001. A stochastic empirical model for regional heavy metal balances in agroecosystems. J. Environ. Qual. 30: 1976- 1989.
7. Keller, A., K. C. Abbaspour and R. Schulin. 2002. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. J. Environ. Qual. 31: 175 – 187.
8. Keller, A. and R. Schulin. 2003a. Modelling heavy metal and phosphorus balances for farming systems. Nutr. Cycl. Agroecosys. 66: 271-284.
9. Keller, A. and R. Schulin. 2003b. Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms. Eur. J. Agron. 20: 181 – 198.
10. Maftoun, M. and N. Karimian. 1989. Relative efficiency of two zinc sources for maize (*Zea mays* L.) in two calcareous soils from an arid area of Iran. Agronomie 9: 771–775.
11. Matlab, The Language of Technical Computing. Version R 2009 a. The Mathworks Inc.
12. McBratney, A. B., M. L. Mendonc Santos and B. Minasny. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma.* 117: 3– 52.
13. Moolenaar, S. W., S. E. A. T. M. van der Zee and T. M. Lexmond. 1997. Indicators of the sustainability of heavy-metal management in agro-ecosystems. Sci Total Environ. 201: 155 – 169.
14. Prasad, A. S., J. A. Halsted and M. Nadimi. 1961. Syndrome of iron deficiency anemia, hepatosplenomegaly, hypogonadism, dwarfism and geophagia. Amer. J. Med. 31: 532–546.
15. Tiktak, A., A. Leijnse and H. Vissenberg. 1999. Uncertainty in a regional-scale assessment of cadmium accumulation in the Netherlands. J. Environ. Qual. 28: 461-470.
16. Von Steiger, B. and J. Obrist. 1993. Available databases for regional mass balances in agricultural land. *In*: R. Schulin, A. Desaules, R. Webster and B. Von، Steiger (Eds.), Soil Monitoring- Early Detection and Surveying of Soil Contamination and Degradation. Birkhauser Verlag Basel, Switzerland.
17. Welch, R. M. 1993. Zinc concentrations and forms in plants for humans and animals. PP. 183 – 195. *In*: A. D. Robson (Ed.), Zinc in Soil and Plants. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
18. Yasrebi, J., N. Karimian, M. Maftoun, A. Abtahi and A. M. Sameni. 1994. Distribution of zinc forms in highly calcareous soils as influenced by soil physical and chemical properties and application of zinc sulfate. Commun. Soil Sci. Plant 25: 2133–2145.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-14]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.61.18.5]