

ارزیابی مدل LEACHM در پیش‌بینی رطوبت خاک، تلفات نیترات و میزان جذب آن توسط گیاه نیشکر

امید بهمنی^۱

تاریخ دریافت: ۹۰/۰۶/۰۷

تاریخ پذیرش: ۹۱/۴/۲۵

چکیده

در این مطالعه ارزیابی رطوبت خاک در منطقه گسترش ریشه نیشکر با استفاده از داده‌های مشاهده‌ای مزرعه و مدل LEACHM مورد بررسی قرار گرفت و همچنین از مدل جهت تخمین میزان شستشو، تلفات گازی و جذب نیتروژن در منطقه خوزستان استفاده گردید. تیمارهای آبیاری شامل تیمار آبیاری کامل I1 و سایر تیمارها ۸۵ درصد (I2) و ۷۰ درصد (I3) از مقدار تیمار I1 بودند. تیمارها به صورت آبیاری سطحی و با هیدروفلوم آبیاری شدند. مقادیر نیتروژن شامل ۱۵۰ (N1)، ۲۵۰ (N2) و ۳۵۰ (N3) کیلوگرم اوره در هکتار در نظر گرفته شدند. جمع‌آوری نمونه‌های خاک جهت اندازه‌گیری رطوبت در بازه‌های مختلف زمانی و تا عمق ۱/۲ متری صورت گرفت. درجه دقت مدل در شبیه‌سازی میزان رطوبت از حداقل ۰/۷۸ تا حداکثر ۰/۹۵ متغیر بود. ضریب رگرسیون تیمار I2 بهترین همخوانی را نسبت به سایر تیمارها با مدل داشت. شبیه‌سازی میزان تلفات و جذب نیتروژن توسط مدل نشان داد که میانگین بیشترین و کمترین میزان شستشوی نیترات به ترتیب در تیمارهای I1 با ۱۷ درصد و I3 با ۸ درصد بوقوع پیوست که همبستگی نزدیک میزان شستشو و آب آبیاری را نشان داد. حداکثر تلفات گازی اوره در تیمار I1N3 با ۳۸ درصد و حداقل آن در تیمار I3N1 با ۱۹ درصد رخ داد. بیشترین مقدار جذب مربوط به تیمارهای I2N1 و I1N1 با ۶۳ و ۵۶ درصد و کمترین در تیمارهای I1N3 و I3N3 با ۳۵ و ۳۷ درصد بود که نشان می‌دهد تیمار آبیاری کامل در سطوح بالای کود نیتروژنه با شستشوی نیترات و تیمار کم آبیاری با ایجاد تنش مانع جذب نیتروژن توسط گیاه شدند.

واژه‌های کلیدی: رطوبت، مدل LEACHM، نیترات، نیشکر.

مقدمه

همکاران، ۱۹۹۷). آن‌ها دریافتند که بیشترین سطح نیترا ت در زمین‌های تحت کشت ذرت، سطح متوسط نیترا ت برای مصرف کننده‌های کمتر کود و گیاهان یکساله و گندم و همچنین سطح کمتر نیترا ت در گیاهان چند ساله مانند یونجه مشاهده شده است. مهدیان و گالپچاند (۱۹۹۶) در مقایسه‌ای که بین مقادیر رطوبت اندازه‌گیری شده در مزرعه و شبیه‌سازی شده توسط مدل SWACROP داشتند به این نتیجه رسیدند که توزیع آب در پروفیل خاک تحت تاثیر متغیرهای متعددی در رابطه با گیاه، خاک و مواد مغذی قرار دارد.

اندازه‌گیری نیترا ت شستشو یافته از منابع غیر نقطه‌ای امری پیچیده است و نیازمند زمین‌های وسیع و امکانات آزمایشگاهی است (زینگ و همکاران، ۲۰۰۲). بنابراین امروزه استفاده از مدل‌ها به علت سرعت در پیشبرد امور و کاهش هزینه‌های ناشی از اندازه‌گیری‌های مزرعه‌ای امری اجتناب ناپذیر است. مدل LEACHMN که توسط هاتسون و واگنت در سال (۱۹۸۹) تهیه شده است یک مدل معین و یک بعدی است که حرکت آب و املاح و همچنین مواد بیولوژیکی و شیمیایی را در محیط غیر اشباع شبیه‌سازی می‌کند. در این مدل از تکنیک حل عددی معادله ریچاردز استفاده شده است و معادله انتشارپذیری عمودی را به وسیله روش تفاضلات محدود حل نموده است. به نظر می‌رسد که مدل LEACHMN نسبت به مدل‌های مشابه قوی‌تر است، چون دارای بهترین الگوریتم شبیه‌سازی نیتروژن است و در بسیاری از مناطق جهان تست شده است

(آلن و همکاران ۱۹۹۹، دونالد و همکاران ۲۰۰۴، جمیسون و همکاران ۱۹۹۴، راموس و کاربونل ۱۹۹۱). مدل جریان آب در LEACHMN نیازمند فرمول‌های وابسته به پتانسیل فشاری و هدایت هیدرولیکی است، در حال حاضر ضرایب استفاده شده در مدل بر پایه ضرایب پیشنهادی کمپل (۱۹۷۴) است. شستشوی میزان نیترا ت، جذب توسط گیاه در زمان کوددهی و بدون کوددهی را در پنسیلوانیا مورد مطالعه قرار گرفت و نتایج قابل قبولی حاصل شد (لوتز و همکاران، ۱۹۹۲). جابرو و همکاران (۱۹۹۴) در شبیه‌سازی شستشوی برم، به این نتیجه رسیدند که دقت اجرای مدل تحت تاثیر وضعیت‌های مختلف جریان آب قرار دارد. دسموند و همکاران (۱۹۹۵) از مدل انتقال آفت‌کش‌ها و زهکشی در کشاورزی (ADAPT)

تخمین زده‌اند که استفاده جهانی از کودهای نیتروژن تا سال ۲۰۲۵ حدود ۶۰ تا ۹۰ درصد افزایش خواهد یافت و حدود ۶۵ درصد از این مقدار در کشورهای در حال توسعه به کار خواهد رفت (دونالد و همکاران، ۲۰۰۴). شناخت مسائل پیرامون شستشوی نیتروژن به چند دلیل حائز اهمیت است. اول اینکه بخش عظیمی از کودهای نیتروژنه شسته می‌شوند و از دسترس خارج می‌گردند، نیترا ت و نیتريت وارد شده به منابع آب می‌تواند روی سلامتی انسان و دام تاثیرگذار باشد (منصوری و همکاران، ۱۹۹۳ و NRC 1978). دوم اینکه افزایش کاربرد نیتروژن سبب تغییراتی در تعادل مواد مغذی و عملیات اکولوژیکی در رودخانه‌ها و دریاچه‌ها می‌شود که به‌طور بالقوه سبب اتروفیکاسیون می‌گردد (NRC 1978)، که نتیجه آن کاهش میزان اکسیژن در اعماق آب‌ها خواهد بود (جاستیک و همکاران ۱۹۹۵ و رابالیس و همکاران، ۱۹۹۶). سوم اینکه شستشوی نیتروژن می‌تواند بیانگر کاهش معنی‌داری در تولید و اقتصاد کشاورزی گردد. در نهایت بیان اثرات دیگر زیست محیطی نیتروژن در کشاورزی نیازمند شناخت فاکتورهای مختلفی است که هر کدام می‌توانند به نحوی در کنترل سطح نیتروژن خاک موثر باشند. شستشوی نیترا ت یکی از عوامل کاهش آن است که حجم شستشو یافته می‌تواند به پارامترهای مختلفی از قبیل نوع خاک، سیستم کشت، وضعیت آب و هوایی و رژیم کوددهی وابسته باشد (دی و کامرون ۲۰۰۲، هووگارد و همکاران ۲۰۰۳ و وولوپ و همکاران ۲۰۰۶).

در شالیزارهای چین کل میزان شستشوی عمقی نیتروژن در محدوده ۶/۷۸ تا ۲۷ کیلوگرم در هکتار متغیر بوده است و میزان هدررفت از طریق شستشوی سطحی بین ۲/۴۵ تا ۱۹ کیلوگرم در هکتار در سال بود. مطالعات جدید در آسیا نشان داده است که رابطه مستقیم بین میزان کود به کار رفته و میزان نیترا ت شستشو یافته وجود دارد (های، ۲۰۰۴ و کوموزاوا، ۲۰۰۲). مطالعات تاو (۱۹۹۷) نشان داد در دلتای رودخانه سرخ در ویتنام، غلظت نیترا ت در آب‌های زیرزمینی در مناطق تحت کشت برنج از ۵۷ میلی گرم در لیتر در فصل گرم و خشک تا ۸۴ میلیگرم در لیتر در فصول بارانی ثبت شده است. تعدادی از مطالعات میزان شستشوی نیترا ت را تحت تاثیر گیاهان مختلف مورد بررسی قرار داده اند (اوانز، ۱۹۹۰ و راندال و

تعیین میزان شستشوی نیترات، تلفات گازی نیتروژن و جذب آن توسط گیاه نیشکر بود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در مزرعه تحقیقاتی مرکز تحقیقات نیشکر واقع در اهواز صورت گرفت. نمونه‌های خاک گرفته شده از مزرعه آزمایشی مورد نظر در هوا خشک شد و از الک دو میلیمتری رد شدند و سپس با توجه به عمق خاک مورد تجزیه قرار گرفتند (جدول ۱)

برای مطالعه بر روی میزان خروجی نیترات استفاده کردند و گزارش دادند که تخلیه $\text{NO}_3\text{-N}$ سالانه مشاهده شده و شبیه‌سازی شده دارای ضریب تعیین ۰/۴۹ بودند. در خلال شبیه‌سازی تو سط LEACHM گزارش‌های حاصله حاکی از این بود که مدل از میزان شبیه‌سازی شده نیترات شستشو یافته نتایج رضایت بخشی ارائه کرد ($R^2 = 0/98$) و میزان جذب نیتروژن توسط ذرت نیز از دقت بالایی برخوردار بود (سوکجی و همکاران، ۲۰۰۶).

هدف از این مطالعه ارزیابی توانایی مدل LEACHM در شبیه‌سازی رطوبت در عمق ریشه و استفاده از مدل در

جدول (۱): مشخصات خاک منطقه مورد مطالعه برای اعماق مختلف

ضرایب کمپل		بافت خاک	شن (%)	سیلت (%)	رس (%)	pH	ورن مخصوص ظاهری (kg/m^3)	ماده آلی (%)	عمق خاک (cm)
a	b								
-۴/۸۹	۳/۶۷	S.C.L	۵۹/۶	۱۷/۸	۲۲/۶	۷/۷	۱/۴۱	۰/۴۴	۰-۳۰
-۴/۸۹	۳/۵۴	C.L	۴۰/۲	۲۶	۳۳/۸	۷/۹	۱/۵۶	۰/۱۸	۳۰-۶۰
-۴/۸۹	۵/۴۲	C.L	۳۳	۳۰/۲	۳۶/۸	۷/۹	۱/۶۳	۰/۱۹	۶۰-۹۰
-۴/۸۹	۷/۷۴	C	۲۶/۸	۳۳	۴۰/۲	۷/۸	۱/۶۲	۰/۲۰	۹۰-۱۲۰

هر کرت ۵۰ متر و عرض نیز ۹/۱۵ متر انتخاب گردید. فاصله پشته‌ها ۱/۸۳ متر و عمق آنها حدود سی سانتیمتر بود. به منظور حذف اثرات ناشی از نفوذ آب و نیتروژن از تیمارهای مختلف روی یکدیگر، دو جویچه مجاور بین دو کرت به عنوان اثرات حاشیه‌ای در نظر گرفته شد. جهت تعیین طرح آزمایشی به این صورت عمل شد که تیمارهای آبیاری به عنوان تیمار اصلی و سطوح کود نیتروژنه به عنوان تیمارهای فرعی در نظر گرفته شدند و برای هر تیمار ۳ تکرار لحاظ شد. نوع طرح آزمایشی کرت‌های خرد شده و در قالب بلوک‌های کامل تصادفی انجام گرفت.

اولین کوددهی در ۳۱ اردیبهشت ۱۳۸۶ با مقادیر ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار در تیمارهای N1، N2 و N3 و دومین کوددهی در دوم تیر ۱۳۸۶ با مقادیر ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار صورت گرفت. جهت تعیین رطوبت در اعماق مختلف پروفیل خاک از روش وزنی استفاده شد. نمونه‌گیری از خاک در ماه‌های خرداد، تیر، مرداد و شهریور

آبیاری مزارع به صورت سطحی انجام شد و آب مورد نیاز گیاه توسط هیدروفلوم به مزرعه آزمایشی انتقال یافت، این زمین‌ها دارای سیستم زهکشی زیرزمینی بوده و زهکش‌ها در عمق حدود دو متری قرار دارند. در این مطالعه از تغییرات در میزان حجم آب استفاده شده است. سه تیمار آبی در نظر گرفته شده است که تیمار اول، آبیاری کامل (II) و بر حسب تبخیر از تشت تبخیر کلاس A تعیین شد، به این ترتیب که دور آبیاری، دور معمول در منطقه بود و میزان آب آبیاری با توجه به میزان تبخیر جمعی در هر دور تعیین شد و تیمارهای بعدی (I2)۸۵ و (I3)۷۰ درصد این مقدار جهت آبیاری بودند. کود مورد نظر آورده بود و به صورت محلول و در دو مرحله به زمین داده شدند. تیمار اول مقدار ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار (N1)، تیمار دوم به میزان ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار (N2) و برای تیمار سوم ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار (N3) در نظر گرفته شدند. ۲۷ کرت جهت انجام تحقیق مورد نظر لحاظ شد. که طول

$$h = \left[a(1 - \theta/\theta_s)^{0.5} (\theta_c/\theta_s)^{-b} \right] / (1 - \theta_c/\theta_s)^{0.5} \quad (۳)$$

h پتانسیل فشاری (Kpa)، a و b مقادیر ثابت، θ محتوای حجمی آب و θ_s رطوبت حجمی در حالت اشباع خاک (L^3L^{-3}) و θ_c و h_c نقاط تقاطع تابع توانی و سهمی شکل هستند که عبارتند از:

$$h_c = a \left[\frac{2b}{1+2b} \right]^{-b} \quad (۴)$$

$$\theta_c = \frac{2b\theta_s}{1+2b} \quad (۵)$$

حرکت املاح در مدل LEACHM از فرم یک بعدی معادله جابه جایی پخشیدگی در محلول پیروی می کند (هاتسون و واگنت، ۱۹۹۲).

$$\frac{\partial(\rho s)}{\partial t} + \frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta, q) \frac{\partial c}{\partial z} - qc \right) \pm \phi \quad (۶)$$

که در آن:

ρ وزن مخصوص ظاهری ($g \text{ cm}^{-3}$)، S مقدار مواد جذب شده بر مقدار خاک ($g \text{ mg}^{-1}$)، C غلظت ($mg \text{ l}^{-1}$)، $D(\theta, q)$ ضریب پخشیدگی ظاهری ($cm^2 \text{ h}^{-1}$)، q فلاکس جریان آب ($cm \text{ h}^{-1}$)، ϕ نشان دهنده عامل ورودی یا خروجی ($mg \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$)، Z عمق خاک بر حسب سانتیمتر. داده‌های مورد نیاز مدل نیز از قبیل داده‌های خاک، وضعیت مرزی سطح خاک و داده‌های گیاهی اندازه‌گیری شدند و ضرایب ثابت نیز از منابع مختلف استخراج گردید. جهت تعیین این موضوع که یک مدل تا چه حد مناسب است از شاخصهایی استفاده می‌گردد که یکی از آن‌ها روش میانگین خطاست (اسمیت و همکاران، ۱۹۹۶).

$$AE = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (P_i - O_i)}{n} \quad (۷)$$

AE میانگین خطا، n تعداد مشاهدات، O_i مقادیر مشاهده شده در مزرعه، P_i مقادیر شبیه سازی شده

و از اعماق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ در سه تکرار انجام گرفت و میزان رطوبت و وزن مخصوص ظاهری نمونه‌ها تعیین گردید. برای رسم منحنی رطوبتی خاک از دستگاه صفحه فشاری استفاده شد و در مکش‌های مختلف میزان رطوبت موجود در خاک اندازه‌گیری شد و با توجه به این مقادیر ضرایب معادلات کمپل جهت استفاده در مدل تعیین گردید. جهت تعیین میزان تلفات و جذب نیترات از مدل کالیبره شده LEACHM استفاده گردید و چون مدل میزان نیترات را در خاک با دقت قابل قبولی پیش‌بینی کرده بود جهت تخمین تلفات و جذب نیترات نیز مورد استفاده قرار گرفت (بهمنی و همکاران، ۱۳۸۹). از آزمون t جهت بررسی معنی‌دار بودن روند تغییرات شستشو، جذب و تلفات گازی در زمان‌های مختلف نمونه‌گیری استفاده شد.

توابع هدایت هیدرولیکی و نگه‌داری آب

مدل LEACHM معادله یک بعدی جریان در حالت غیر اشباع یا معادله ریچاردز (فرمول ۱) را که از ترکیب معادله دارسی و معادله پیوستگی بوجود می‌آید به روش عددی حل می‌کند. (هاتسون و واگنت، ۱۹۹۲):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z} \right] - U(z, t) \quad (۱)$$

که در آن:

H بار هیدرولیکی (cm)، Z افزایش عمق از سطح زمین (cm)، θ رطوبت حجمی خاک ($cm^3 \text{ cm}^{-3}$)، $K(\theta)$ هدایت هیدرولیکی ($cm \text{ h}^{-1}$)، t زمان (h)، $U(z, t)$ میزان جذب آب توسط گیاه (h^{-1})

در این مدل جهت تعیین رابطه بین رطوبت حجمی و پتانسیل ماتریک از توابع کمپل ۱۹۷۴ استفاده شده است که این توابع توسط هاتسون و کاس (۱۹۸۷) اصلاح شده است.

برای پتانسیل فشاری بیش از h_c از رابطه زیر استفاده می‌شود:

$$h = a(\theta/\theta_s)^{-b} \quad (۲)$$

برای پتانسیلهای فشاری بین ۰ و h_c :

نتایج و بحث

مقادیر رطوبت اندازه‌گیری شده از مزرعه با داده‌های خروجی مدل در اعماق مختلف نمونه‌گیری مورد مقایسه قرار گرفتند. مقادیر شبیه‌سازی شده توسط مدل و میانگین داده‌های اندازه‌گیری شده رطوبت پروفیل خاک در زمان‌های مختلف در مقیاس ۱:۱ در شکل (۱) نشان داده شده است. اختلاف موجود در پراکندگی داده‌های هر یک از تیمارهای آبی با خط مفروض بیانگر اختلاف آن تیمار از حالت ایده‌آل است. در شکل (۱) با توجه به ضریب رگرسیون مربوط به هر تیمار آبی مشاهده می‌شود که تیمار I2 بهترین همخوانی بین داده‌های اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده را داشته است. چون در ماه‌های گرم سال دور آبیاری کوتاه است بنابراین با وجود زهکش‌ها رطوبت در اعماق خاک به خوبی تخلیه نمی‌شود و چون با افزایش عمق خاک بافت آن نیز سنگین‌تر می‌شود این امر تشدید می‌گردد و این موضوع یکی از دلایل مهم در کاهش ضریب رگرسیون در عمق ۹۰-۱۲۰ سانتیمتری می‌باشد.

جهت ارزیابی مدل آنالیز آماری در مورد شاخص‌های AE، RMSE و d انجام گرفت و با توجه به جدول (۲) مشاهده گردید که مقادیر مثبت AE بیانگر بیش برآوردی مدل LEACHM در شبیه‌سازی رطوبت خاک است. بیشترین خطای متوسط (AE) یا برآورد رطوبت در تیمار II در عمق ۰-۳۰ با مقدار ۴/۱ و کمترین میزان برآورد در تیمار I3 در عمق ۳۰-۶۰ و با مقدار ۳/۴۵- مشاهده شد. بیشترین RMSE در تیمار II در عمق ۰-۳۰ با مقدار ۲/۹۰ و کمترین میزان در تیمار I3 در عمق ۶۰-۹۰ و با مقدار ۰/۹۹ دیده شد.

ضریب ویلموت (d) که بیانگر درجه دقت مدل می‌باشد بیشترین و کمترین مقدار را در تیمار II با ۰/۹۵ و ۰/۷۸ دارا بود. در کل مشاهده شد بین کلیه تیمارها تفاوتی در دقت مدل در برآورد رطوبت وجود نداشت که بیانگر دقت قابل قبول مدل در شبیه‌سازی رطوبت خاک است.

اگر میانگین خطا صفر و نزدیک صفر باشد بیانگر پیش بینی خوب مدل است و اگر این مقدار بالای صفر باشد نشان دهنده بیش برآوردی و زیر صفر نشان دهنده کم برآوردی مدل می‌باشد.

شاخص دیگری که به کار می‌رود RMSE یا ریشه میانگین مربعات خطاست که نشان دهنده پراکندگی داده‌هاست و هر چه این عدد مقداری کمتری را نشان دهد و به صفر نزدیکتر باشد کارایی خوب مدل را بیان می‌کند (اسمیت و همکاران، ۱۹۹۶).

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - P_i)^2}{n} \right]^{0.5} \quad (۸)$$

از شاخص ویلموت هم جهت آنالیز آماری داده‌های مشاهده شده و شبیه‌سازی شده استفاده می‌شود. d بیانگر درجه دقت مدل در شبیه‌سازی می‌باشد و اگر مقدار آن یک شود نشان دهنده تطابق کامل بین شبیه‌سازی و اندازه‌گیری است.

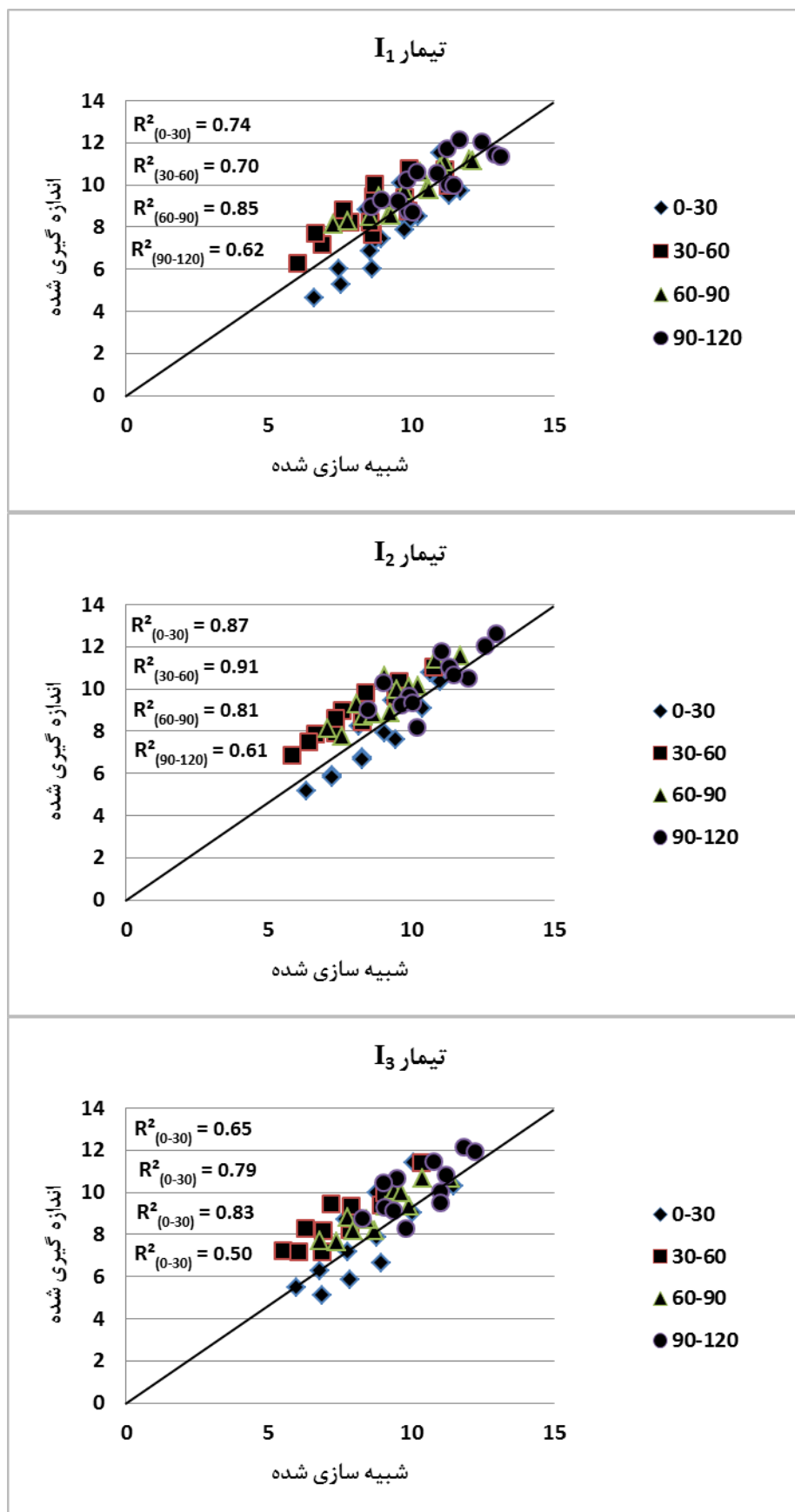
$$d = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|O_i'| + |S_i'|)^2} \right) \quad (۹)$$

که در آن:

$$O_i' = O_i - \bar{O}$$

$$S_i' = S_i - \bar{O}$$

O_i مقدار اندازه‌گیری شده، S_i مقدار شبیه‌سازی شده، \bar{O} میانگین داده‌های اندازه‌گیری شده، n تعداد داده‌های مشاهده شده



شکل(۱): مقایسه رطوبت اندازه گیری شده در مزرعه و شبیه سازی شده توسط مدل LEACHM در تیمارهای آبی در نیمرخ خاک

جدول (۲): ارزیابی آماری رطوبت اندازه‌گیری شده در مزرعه و شبیه‌سازی شده توسط مدل LEACHM در تیمارهای آبی.

تیمارهای آبی	عمق خاک	AE	RMSE	d
I1	۰-۳۰	۴/۱۰	۲/۹۰	۰/۷۸
	۳۰-۶۰	-۰/۴۷	۱/۴۷	۰/۹۰
	۶۰-۹۰	۰/۵۱	۱/۰۵	۰/۹۵
	۹۰-۱۲۰	۱/۴۰	۱/۸۵	۰/۸۵
I2	۰-۳۰	۲/۹۴	۲/۲۴	۰/۸۵
	۳۰-۶۰	-۲/۵۵	۱/۷۶	۰/۸۶
	۶۰-۹۰	-۱/۳۰	۱/۳۳	۰/۹۰
	۹۰-۱۲۰	۱/۰۳	۱/۷۷	۰/۸۳
I3	۰-۳۰	۱/۸۰	۲/۲۷	۰/۸۶
	۳۰-۶۰	-۳/۴۷	۲/۲۷	۰/۷۹
	۶۰-۹۰	-۰/۶۰	۰/۹۹	۰/۹۴
	۹۰-۱۲۰	۰/۱۴	۱/۵۸	۰/۸۴

در عمق نمونه‌گیری اختلاف کمتر از ۵ درصد بوده است. ممکن است یکی از دلایل تفاوت رطوبت در نیمرخ خاک ناشی از محدودیت‌های ذاتی مدل باشد برای مثال تأثیرات پدیده پسماند رطوبت در مدل منظور نشده است. این مکانسیم می‌تواند مقدار سرعت جریان آب به زیر اعماق را بعد از عمل نفوذ تغییر دهد. تغییرپذیری و بروز خطا در داده‌های اندازه‌گیری شده نیز می‌تواند تفاوت‌هایی در اندازه‌گیری‌ها و پیش‌بینی مدل ایجاد کرده باشد.

در جدول (۳) مقایسه‌ای بین مقادیر رطوبت اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده انجام گرفته و درصد اختلاف آن‌ها نشان داده شده است. اختلاف داده‌های شبیه‌سازی شده رطوبت در اعماق مختلف خاک توسط مدل LEACHM با نتایج اندازه‌گیری مزرعه‌ای از ۱۳- تا ۱۷ درصد متغیر است. چون این تحقیق در مزرعه صورت گرفته است، لذا چنین درصد اختلافی جهت شبیه‌سازی رطوبت توسط مدل می‌تواند قابل قبول باشد و مشاهده می‌گردد که در بیشتر

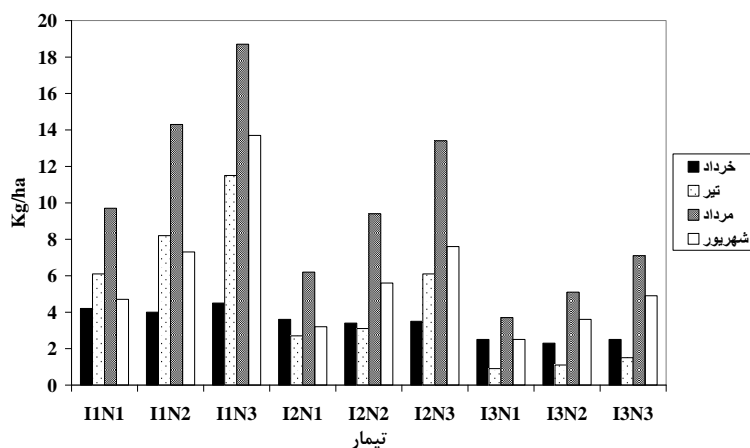
جدول (۳): نتایج محاسبه رطوبت توسط مدل LEACHM و مقایسه آن با اندازه‌گیری مزرعه

تیمارهای آبی	عمق خاک	میانگین اندازه‌گیری مزرعه (درصد رطوبت حجمی)	مدل LEACHM (درصد رطوبت حجمی)	درصد اختلاف
I1	۰-۳۰	۲۳/۴	۲۷/۵	۱۷
	۳۰-۶۰	۲۶/۱	۲۵/۷	-۱
	۶۰-۹۰	۲۸/۸	۲۸/۹	۰
	۹۰-۱۲۰	۳۰/۸	۳۲/۲	۵
I2	۰-۳۰	۲۳/۳	۲۶/۴	۱۳
	۳۰-۶۰	۲۶/۴	۲۳/۸	-۱۰
	۶۰-۹۰	۲۸/۷	۲۷/۴	-۴
	۹۰-۱۲۰	۳۰/۹	۳۱/۵	۲
I3	۰-۳۰	۲۳/۳	۲۵/۱	۸
	۳۰-۶۰	۲۶	۲۲/۶	-۱۳
	۶۰-۹۰	۲۷/۲	۲۶/۴	-۳
	۹۰-۱۲۰	۳۰/۴	۳۰/۲	-۱

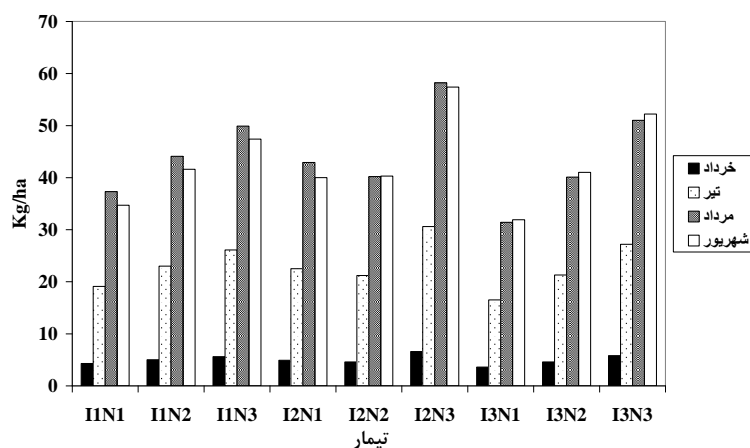
شبیه‌سازی کند این باور درست است که تخمین میزان غلظت نیترات خروجی از خاک نیز با موفقیت صورت خواهد گرفت. در این تحقیق با توجه به این نظریه و بر پایه مطالعات صورت گرفته، نیترات اندازه‌گیری شده در پروفیل خاک با نیترات شبیه‌سازی شده توسط مدل LEACHM همخوانی زیادی داشت (بهمنی و همکاران (II)، ۱۳۸۸) بنابراین می‌توان جهت نشان دادن میزان شستشوی نیترات، میزان نیتروژن جذب شده توسط گیاه و همچنین تلفات گازی ناشی از دنیتریفیکاسیون از این مدل استفاده نمود.

مدل LEACHM جهت استفاده در این تحقیق با توجه به داده‌های نیترات و آمونیوم موجود در خاک کالیبره گردید و نتایج این مطالعه حاصل خروجی مدل کالیبره شده است. به دلیل اینکه میزان شستشو و جذب آمونیوم ناچیز بود و با توجه به مثبت بودن بار آمونیوم، جذب ذرات خاک شد و در طول مطالعه آمونیوم به نیترات تبدیل گردید. بنابراین در آنالیز نتایج ارائه نگردیده است. (بهمنی و همکاران (I)، ۱۳۸۸)

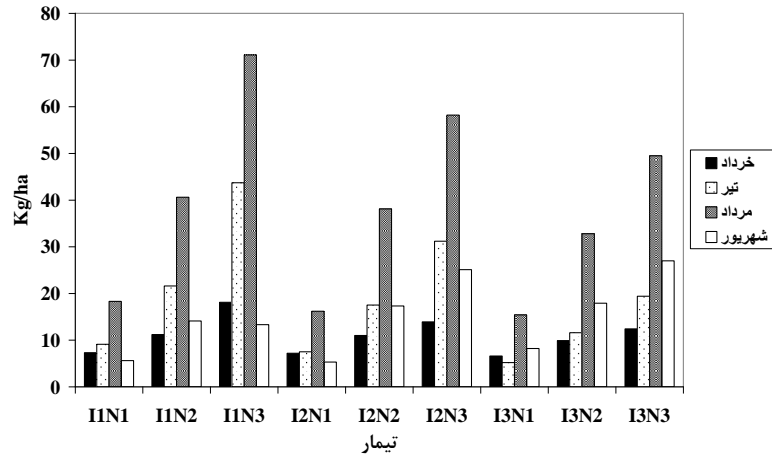
ادیسکات و همکاران (۱۹۹۱) با توجه به دقت مدل‌های شستشوی نیترات به بیان این مطلب پرداخت که اگر مدلی بتواند تغییرات در میزان نیترات موجود در خاک را با دقت



شکل(۲): میزان شستشوی نیترات شبیه سازی شده توسط مدل LEACHM در طی زمان نمونه‌گیری در تیمارهای مختلف



شکل(۳): میزان جذب شبیه سازی شده توسط مدل LEACHM در طی زمان نمونه‌گیری در تیمارهای مختلف



شکل (۴): میزان تلفات گازی شبیه سازی شده توسط مدل LEACHM در طی زمان نمونه‌گیری در تیمارهای مختلف

می‌شود که این پدیده می‌تواند سبب آبهویی گردد (جلیلی و راول، ۲۰۰۳).

بیشترین تلفات شستشوی نیتروژن مربوط به تیمار I1N1 با ۱۹ درصد و کمترین مربوط به تیمار I3N3 با ۷ درصد مقدار کود کاربردی بود. این نتیجه بیان داشت که همبستگی بالایی بین میزان آب آبیاری و نیتروژن به کار برده شده و میزان شستشو وجود دارد.

در این راستا مطالعات والتر و همکاران (۱۹۹۰) نشان داد وقتی از ۹۰ و ۱۸۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن در زمین‌های تحت کشت ذرت با بافت شنی متوسط استفاده کردند به ترتیب ۱۸ و ۳۰ درصد از کود نیتروژنه از طریق آبهویی تلف گردید.

در شکل (۳) میزان جذب نیترات توسط نیشکر نشان داده شده است، با ازای افزایش سطح کود نیتروژنه به کار رفته میزان جذب افزایش یافته است. در طول زمان مطالعه جذب نیترات توسط گیاه افزایش یافت چون گسترش ریشه در خاک در طول دوره رشد در حال کامل شدن بود و مشاهده می‌شود در ابتدا جذب نیتروژن کم و به تدریج تا مرحله تکامل ریشه به حداکثر مقدار خود رسید، همچنین به علت عمل نیتریفیکاسیون و تبدیل آمونیوم به نیترات، جذب یک روند صعودی را از خود نشان می‌دهد و در اواخر دوره رشد و در شهریور ماه این روند متوقف می‌شود. کمترین میزان جذب در تیمار I3 و بیشترین آن در تیمار I2 به وقوع پیوست. دلیل این امر که چرا در آبیاری کامل بیشترین میزان جذب اتفاق نیفتاده است می‌تواند ناشی از شستشوی زیاد نیترات و خروج آن از منطقه ریشه در تیمار

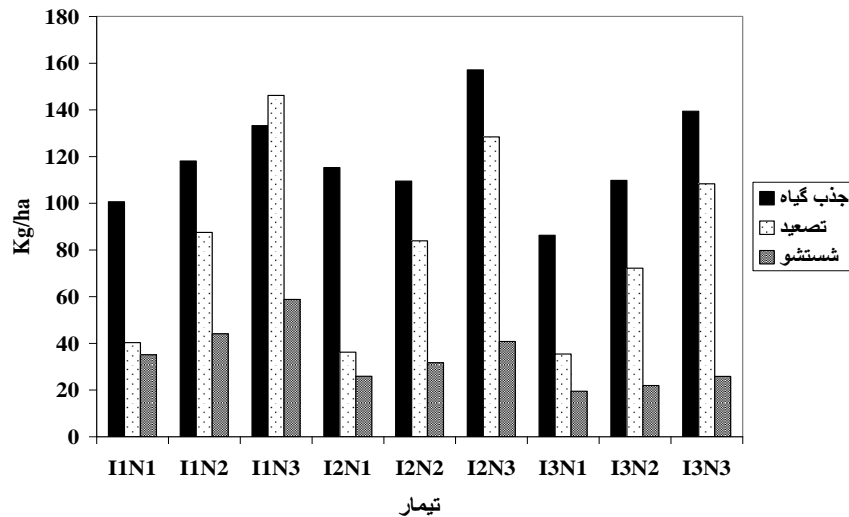
مدل LEACHM میزان شستشوی نیترات را در طول فصل رشد نیشکر برآورد نمود که در شکل (۲) نشان داده شده است و دیده می‌شود که مقدار شستشوی نیترات در طول دوره مطالعه تا مرداد ماه افزایش یافت و بیشترین شستشوی نیترات در این ماه اتفاق افتاد، سپس در شهریور این روند کاهش یافت. دلیل اینکه میزان شستشو در دوره کوددهی کمتر از بعد از کوددهی بوده را می‌توان به تاخیر زمانی در تبدیل اوره به آمونیوم و سپس عمل نیتریفیکاسیون و تبدیل آمونیوم به نیترات دانست. مشاهده می‌شود به ازای افزایش سطح کوددهی میزان شستشو نیز افزایش یافته به طوری که در تیمار N3 بیشترین میزان شستشو به چشم می‌خورد و به ازای کاهش میزان سطح آب کاربردی میزان خروج نیترات از زیر منطقه ریشه به طور قابل توجهی کاهش یافته است که این امر در تیمار I3 به وضوح دیده می‌شود. در توجیه این امر که با مطالعات میلر و همکاران (۲۰۰۱) و پیرژنسکی و همکاران (۲۰۰۵) مطابقت دارد، می‌توان گفت که یونهای NH_4-N جذب ذرات رس با بار منفی می‌شوند و ماندگاری یون‌های آمونیوم روی این ذرات مانع از آبهویی آن‌ها می‌گردد. بنابراین آمونیوم بر اثر پدیده نیتریفیکاسیون در لایه‌های فوقانی به نیترات تبدیل گشته و نیترات بوجود آمده در نهایت به سمت پایین حرکت کرده و در لایه‌های زیرین تجمع یافته است.

در مناطق خشک و نیمه خشک به دلیل آبهویی املاح و برای جلوگیری از تجمع آن‌ها در نیمرخ خاک، عمق آبیاری همیشه بیشتر از تبخیر و تعرق در نظر گرفته

بود که در شکل (۲) نیز به آن اشاره شده است. همچنین میزان تلفات گازی در ماههای تیر با مرداد و متعاقب آن در مرداد با شهریور ($p < 0.01$) با هم معنی‌دار شدند و این تغییرات در خرداد با تیر ($p < 0.05$) نیز معنی‌دار ظاهر شد. ارزیابی میزان جذب در طول دوره نشان داد که در ماههای خرداد با تیر و در تیر با مرداد تغییرات در میزان جذب توسط گیاه ($p < 0.01$) معنی‌دار است و در اواخر دوره رشد یعنی مرداد با شهریور این تغییرات معنی‌دار نشد که نشان از کاهش میزان جذب بوده است.

برای اینکه مقایسه‌ای از وضعیت کلی هر تیمار در طول دوره رشد با تیمارهای دیگر وجود داشته باشد مقادیر کل شستشو، تلفات گازی و جذب نیتروژن بوسیله گیاه در شکل (۵) مورد بررسی قرار گرفت که بیانگر این مطلب بود بیشترین مصرف نیتروژن را جذب بوسیله گیاه به خود اختصاص داده است و تلفات گازی و شستشو نیز به ترتیب حداکثر تلفات نیتروژن را به خود اختصاص داده‌اند. مشاهده می‌شود که ازای کاهش آب کاربردی و علی‌رغم افزایش سطح نیتروژن شیب تلفات گازی و شستشو کاهش می‌یابد و به کمترین مقدار خود می‌رسد. با توجه به مقدار نیتروژن اولیه در خاک و کود داده شده به مزرعه، میزان جذب نیتروژن توسط گیاه از ۳۵ تا ۶۳ درصد در تیمارهای مختلف به ثبت رسید که بیشترین مقدار مربوط به تیمارهای I2N1 و I1N1 با ۶۳ و ۵۶ درصد و کمترین در تیمارهای I1N3 و I3N3 با ۳۵ و ۳۷ درصد بود. در مطالعاتی که توسط آلسیون (۱۹۹۶) و هوگارد و همکاران (۲۰۰۳) در مورد جذب نیتروژن توسط گیاهان انجام گرفت این نتیجه حاصل شد که استفاده گیاهان به ندرت ۲۵ تا ۷۰ درصد از کل کود به کار رفته را شامل می‌شود.

I1 دانست، همچنین برای کاهش جذب در تیمار I3 می‌توان چنین استدلال کرد که مقدار جذب نیتروژن توسط گیاه تحت تاثیر رطوبت منطقه ریشه است و با کاهش میزان آب کاربردی در تیمار I3 حجم آب قابل دسترس گیاه در خاک کم شده و میزان برداشت نیتروژن توسط گیاه کاهش می‌یابد. یکی دیگر از تلفات نیتروژن خروج آن به صورت گاز است که در اثر عمل دینیتریفیکاسیون و تبدیل نیترات به گاز نیتروژن اتفاق می‌افتد، در شکل (۴) میزان تلفات گازی در تیمارهای مختلف در طول دوره رشد نشان داده شده است. میزان تلفات گازی با گذشت زمان افزایش یافت که ناشی از افزایش عمل دینیتریفیکاسیون در طول دوره بود که بیشترین مقدار آن در مرداد ماه رخ داد و در شهریور ماه به طور قابل توجهی کاهش یافت که ناشی از خروج نیترات با شستشو و جذب توسط گیاه بود. مقدار تلفات گازی با مقدار آب کاربردی و میزان سطح کود نیتروژنه به کار رفته رابطه مستقیمی داشت. کمترین مقدار تلفات گازی در تیمار I3N1 و بیشترین آن در تیمار I1N3 دیده شد. تیمار I1 حداکثر و تیمار I3 حداقل میزان تلفات گازی را نشان داد که می‌تواند ناشی از میل نیترات به عمل دینیتریفیکاسیون در اثر رطوبت موجود در خاک باشد که در سطوح بالای آب کاربردی این عمل افزایش می‌یابد و گاز نیتروژن بیشتری از محیط خارج می‌شود. با استفاده از آزمون t روند شستشو، تلفات گازی و جذب نیتروژن در طول دوره مطالعه و به صورت ماه‌های متوالی با هم مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که میزان شستشوی نیترات در خرداد و تیر با هم معنی‌دار نبود ولی این میزان در تیر با مرداد و همچنین مرداد با شهریور ($p < 0.01$) معنی‌دار بودند که بیانگر میزان زیاد شستشو در مرداد ماه



شکل (۵): مقایسه مقادیر کل شستشو، جذب و تلفات گازی نیتروژن در تیمارهای مختلف در طول کل دوره مطالعه بوسیله مدل

LEACHM

بنابراین دقت در اندازه‌گیری رطوبت توسط دستگاه صفحات فشاری و روش انتخابی جهت تعیین منحنی رطوبتی نیز ممکن است در این تغییرات موثر باشد. نتایج تحقیقات کوددهی نشان می‌دهد که کاهش پتانسیل نیتروژن به‌طور قوی وابسته و تاثیرپذیر از فاکتورهای خاک، آب و هوا، زمان، روش کاربرد و میزان کود می‌باشد. پدیده شستشوی نیترات نسبتاً پیچیده است اما راهکارهای مدیریتی می‌تواند به کاهش شستشو کمک کند. در این مطالعه میزان شستشو با میزان سطح کود و آب آبیاری رابطه تنگاتنگی داشت به طوری که میانگین بیشترین و کمترین شستشو به ترتیب در تیمارهای I1 با ۱۷ درصد و I3 با ۸ درصد بوقوع پیوست. بیشترین جذب در تیمار I2N1 و I1N1 و کمترین در I3N3 رخ داد و نشان می‌دهد کاهش آب تا میزان ۸۵ درصد سطح اولیه خللی در جذب نیتروژن ایجاد نکرده است که نشان می‌دهد میزان جذب نیتروژن توسط گیاه تابعی از گسترش ریشه‌ها، غلظت نیتروژن در محیط ریشه و رطوبت خاک بود که به طور وضوح در این مدل شبیه‌سازی شده است. میزان تلفات گازی نیز در تیمار I1N3 حداکثر و در تیمار I3N1 حداقل بود که نشان داد این پارامتر تابع شرایط دمایی منطقه و میزان آب موجود در خاک و سطح کود به کار رفته بوده است.

شکل (۵) نشان می‌دهد تلفات گازی اوره از ۱۹ تا ۳۸ درصد متغیر بوده است به نحوی که حداکثر تلفات در تیمار I1N3 و حداقل آن در تیمار I3N1 رخ داده است. علت تلفات زیاد گازی می‌تواند ناشی از افزایش میزان رس به ازای افزایش عمق و سنگین‌تر شدن بافت خاک باشد، همچنین در ماه‌های گرم به علت کاهش دور آبیاری علی‌رغم وجود زهکش در مزرعه سطح آب زیرزمینی بالا می‌آید که این عمل با ایجاد محیط بی‌هوازی در خاک همراه بوده و عمل دینیتریفیکاسیون را افزایش می‌دهد.

نتیجه‌گیری

با توجه به این که این مطالعه در مزرعه صورت گرفته است بنابراین نتایج مدل در پیش‌بینی رطوبت در اعماق مختلف خاک با نتایج مشاهده‌ای تطابق رضایت بخشی را از خود نشان داد که می‌تواند ناشی از الگوریتم قابل قبول مدل در شبیه‌سازی باشد. نتایج مدل در پیش‌بینی رطوبت در اعماق مختلف خاک با نتایج مشاهده‌ای در برخی تیمارها تفاوت‌هایی داشت که دلیل آن ناشی از این است که مدل نسبت به ضریب b معادله کمپل حساس است و تغییرات آن تاثیر زیادی در نتایج خروجی دارد. افزایش یا کاهش این ضریب می‌تواند در تغییرات مقدار رطوبت خاک موثر باشد. چون مدل به ضریب b کمپل حساس است،

منابع

۱. بهمنی، ا. (I)، س. برومندنسب، م. بهزاد و ع. ع. ناصری. ۱۳۸۸. بررسی پتانسیل شستشوی نیترات و آمونیوم در پروفیل خاک تحت تاثیر کم آبیاری. مجله آبیاری و زهکشی ایران. شماره سوم، جلد اول، صفحات ۳۷ تا ۴۴.
۲. بهمنی، ا. (II)، س. برومندنسب، م. بهزاد و ع. ع. ناصری. ۱۳۸۸. بررسی میزان تجمع نیترات و آمونیوم در نیمرخ خاک تحت رژیم‌های آبی و کودی مختلف با استفاده از مدل LEACHM. مجله علوم محیطی ایران. شماره دوم، صفحات ۹۵ تا ۱۰۸.
3. Addiscott T.M., A.P. Whitmore and D.S. Powlson. 1991. Farming Fertilizers and the Nitrate Problem. C A B Intl., Wallingford, UK.
4. Alan, D.J., L.C. Miguel, V.M. Daniel, and E.R. David. 1999. Soil and Water Conservation. LEACHN Simulation of Nitrogen Dynamics and Water Drainage in an Ultisol. *Agronomy Journal* 91:597-606.
5. Campbell, G. (1974) A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.* 117:311-314.
6. Desmond, E.D., A.D. Ward and N.R. Fausey. 1995. Nutrient component evaluation of the ADAPT water management model. *ASAE Publication* 1995 5(95): 21-30.
7. Di, H.J. and K.C. Cameron. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 237-256.
8. Donald, L.R. and R.A. Gillian. 2004. Modeling the Fate of Reclaimed Water Constituents after Application to Tree Crops, US Geological Survey (USGS), Water Resources Research Grant Proposal. July, 2004. School of Forest Resources and Conservation, University of Florida, Gainesville, Florida.
9. Hai, L.D. 2004. A twinge of conscience for Vietnam coastal zone. *Vietnam Environmental Protection* 65, 28-34.
10. Hauggaard-Nielsen, H., P. Ambus and E.S. Jensen. 2003. The comparison of nitrogen use and leaching in sole cropped versus intercropped pea and barley. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65, 289-300.
11. Hutson, J.L. and A. Cass. 1987. A retentivity functions for use in soil-water simulation models. *J. Soil Sci.* 38:105-113.
12. Hutson, J.L. and R.J. Wagenet. 1989. LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model, Department of Crop and Atmospheric Sciences, Cornell University, Ithaca, N.Y.
13. Hutson, J.L. and R.J. Wagenet. 1992. LEACHM, Leaching Estimation and Chemistry Model: Version 3. Dep. of Soil, Crop and Atmospheric Sci. Res. Ser. no. 92-3. Cornell Univ., Ithaca, NY.
14. Jabro J.D., J.D. Lotse, D.D. Fritton and D.E. Baker, 1994. Estimation of preferential movement of bromide tracer under field conditions. *J. Hydrol.* 156: 61-71.
15. Jalili, M. and D.L. Rowell. 2003. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. *Expl. Agri.* 39: 379-394.
16. Jemison, J.M., J.D. Jabro and R.H. Fox. 1994. Evaluation of LEACHM: II. Simulation of Nitrate Leaching From Nitrogen-Fertilized and Manured Corn. *Agronomy Journal* 86:852-859.
17. Justic, D., N.N. Rabalais, R.E. Turner and Q. Dortch. 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40: 339-356.
18. Kumazawa, K. 2002. Nitrogen fertilization and nitrate pollution in groundwater in Japan: Present status and measures for sustainable agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63, 129-137.
19. Lotse, E.G., J.D. Jabro, K.E. Simmons and D.E Baker. 1992. Simulation of nitrogen dynamics and leaching from soil with a dual pore system. *J. Contam. Hydrol.* 10:183-196.
20. Mahdian, M.H. and J. Gallichand. 1996. Modeling soil water content and pressure head with SWACROP in potato fields. *Canadian Agricultural Engineering.* 38(1):1-11.
21. Mansouri A. and A.A. Lurie. 1993. Concise review: methemoglobinemia. *Am. J. Hematol.* 42: 7-12.
22. Miller, R.W. and D.T. Gardiner. 2001. *Soils in our environment.* 9th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, USA.

23. NRC, 1978. Nitrates: An environmental assessment. Report 0-309-02785-3. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, DC.
24. Owens, L.B. 1990. Nitrate-nitrogen concentrations in percolate from lysimeters planted to a legume-grass mixture. *Journal of Environmental Quality* 19:131-135.
25. Pierzynski, G.M., J.T. Sims and G.F. Vance. 2005. *Soils and environmental quality*. 3rd edition. Taylor & Francis, Boca Raton, USA.
26. Rabalais, N.N., W.J. Wisman, R.E. Turner, and Q. Dortch. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19: 386–407.
27. Ramos, C. and E.A. Carbonell. 1991. Nitrate Leaching and Soil Moisture Prediction with the LEACHM Model. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 27:171-180.
28. Randall, G.W., D.R. Huggins., M.P. Russelle, and J.L. Anderson. 1997. Nitrate losses through subsurface tile drainage in conservation reserve program, alfalfa and row crop systems. *Journal of Environmental Quality* 26:1240-1247.
29. Smith, J., P. Smith, and T. Addiscott. 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. pp. 181– 200. In D.S. Powlson et al. (ed.) *Evaluation of soil organic matter models*. NATO ASI Ser. I, Vol. 38. Springer-Verlag, Heidelberg.
30. Sogbedji, J. M., M. van Es Harold, and L. Kofi. Agbeko, 2006. Modeling nitrogen dynamics under maize on ferralsols in Western Africa. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 74:99–113.
31. Tau, T.C. 1997. Some remarks on the relationship between fertilizers and environment throughout determination of groundwater quality under crops. In: Bo, N.V., Thi, N.T. and Loc, D.T. (Eds), *Fertilizer and environment*. Institute of Social Science Information, Hanoi, Vietnam, pp. 73-80.
32. Verloop, J., L.J.M. Boumans, H.Van Keulen, J. Oenema, and L.B.J. Sebek. 2006. Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 74, 59-74.
33. Walters, D.T., and G.L. Malger. 1990. Nitrogen management and nitrification inhibitor effects on nitrogen 0-15 urea. II - Nitrogen leaching and balance. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 54: 122-130.
34. Xing, G.X. and Z.L. Zhu. 2000. An assessment of N loss from agricultural fields to the environment in China. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 57, 67-73.

Evaluation the Potential of LEACHM Model to Predict Soil Moisture, Nitrate Losses and Uptake by Sugarcane

O. Bahmani¹

Abstract

This study fulfilled to assess the moisture in soil profile over the study period with LEACHM model and estimation of leaching, denitrification and nitrogen uptake with sugarcane. Irrigation treatments consisted of full irrigation (I1) and others were 85 (I2) and 70 (I3) percent of I1. Experimental fields irrigated with hydroflumes. Nitrogen application were concluded of 150 (N1), 250 (N2) and 350 (N3) kg/ha. Moisture measured from Soil samples collected from field plots in 0.3 m depth increments to 1.2m on a periodic basis. LEACHM model Efficiency (Willmott's index) to simulation soil moisture changed from 0.78 to 0.95 and best regression coefficient occurred in I2 treatment. Simulation of nitrogen losses and uptake indicated that Mean of highest and lowest of leaching was observed in I1 and I3 with 17 and 8 percent. These results showed with leaching and increase of irrigation had a close relationship. High and low rate of denitrification occurred in I1N3 and I1N1 treatment with 19 and 38 percent. Maximum rate of nitrate uptake with 63 and 56 percent in I2N1 and I1N1 and minimum rate with 35 and 37 percent was observed in I1N3 and I3N3 respectively, full irrigation showed the nitrate leached from root zone and couldn't uptake by plant and deficit irrigation with composing the stress decreased the root uptake.

Keywords: Moisture, Nitrate, LEACHM model, Sugarcane.

¹ Department of Irrigation, Faculty of Agricultural, University of Bu Ali Sina, Hamedan. (omid_bahmani@yahoo.com)