

مدل سازی مدیریت کوددهی نیتروژن در مزارع نیشکر تحت پوشش سیستم های زهکشی با استفاده از رویکرد پویایی سیستم

محمد مهدی متین زاده^۱، جهانگیر عابدی کوپایی^{۱*}، حامد نوزری^۲، عدنان صادقی لاری^۳ و محمد شایان نژاد^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۹/۲؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱/۱۶)

چکیده

در این پژوهش، از یک مدل جامع شبیه سازی چرخه آب و دینامیک نیتروژن شامل تمام فرآیندهای مهم تغییر و تبدیلات نیتروژن شامل انحلال کود، نیترات زایی، نیترات زدایی، تصعید آمونیوم، معدنی شدن، عدم تحرک و همه مهم ترین فرآیندهای انتقال نیتروژن شامل برداشت نیتروژن توسط گیاه، جذب آمونیوم توسط ذرات خاک، جریان روبه بالا، تلفات رواناب سطحی و تلفات ناشی از زهکشی، برای مدل سازی مدیریت کود در یکی از مزارع کشت و صنعت نیشکر امام خمینی به روش رویکرد پویایی سیستم استفاده شد. جهت ارزیابی مدل از داده های جمع آوری شده از سایت کشت و صنعت نیشکر امام خمینی با سیستم زهکشی و آب زیرزمینی کم عمق واقع در استان خوزستان استفاده گردید. تجزیه و تحلیل آماری بین مقادیر مشاهده ای و شبیه سازی شده نشان داد که میانگین ریشه مربعات خطا (RMSE) برای تعیین دقت شبیه سازی غلظت نیترات و آمونیوم در زه آب خروجی به ترتیب ۱/۷۳ و ۰/۴۸ میلی گرم بر لیتر است. نتایج نشان داد تطابق خوبی بین متغیرهای مشاهده شده و شبیه سازی وجود دارد. نه سناریوی کوددهی در سطوح مختلف کود آورده شامل یک سناریوی ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۲۵ کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار، یک سناریوی ۲۸۰ کیلوگرم در هکتار و یک سناریوی ۲۱۰ کیلوگرم در هکتار برای مزرعه مدل سازی گردید. نتایج مدل سازی نشان داد که سناریوی ۲۱۰ کیلوگرم در هکتار دارای بیشترین راندمان مصرف نیتروژن به مقدار ۵۲/۳ درصد و کمترین تلفات نیتروژن شامل نیترات زدائی، تصعید آمونیوم و تلفات زهکشی به ترتیب برابر ۱۷/۸۲، ۷/۱۶ و ۹۲/۵۹ کیلوگرم در هکتار می باشد. همچنین، نتایج نشان داد که با افزایش مصرف کود آورده از مقدار ۲۱۰ کیلوگرم در هکتار باعث افزایش مجموع تلفات نیتروژن و کاهش راندمان مصرف نیتروژن می شود. از این مدل می توان برای مدیریت کود و کنترل غلظت نیترات و آمونیوم زه آب برای جلوگیری از آسیب های زیست محیطی به منابع پذیرنده این زه آب ها استفاده نمود. همچنین، روش پویایی سیستم به عنوان روشی کارآمد، قابلیت شبیه سازی سیستم پیچیده آب- خاک- گیاه- زهکش را دارد.

واژه های کلیدی: مدل سازی مدیریت کوددهی، تقسیط کود، راندمان مصرف نیتروژن، سیستم زهکشی، نیشکر، پویایی سیستم

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

۲. گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

۳. گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان

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

مقدمه

در سیستم زهکشی زیرزمینی، پتانسیل برای آب‌شویی نیترات و در نتیجه آلودگی آب‌های سطحی بسیار زیاد است. دلیل این امر حلالیت زیاد نیترات بوده، که به آسانی از طریق زهکش‌های زیرزمینی خارج می‌شود. پژوهش‌های پیشین نشان داده است که کل جریان خروجی زهکشی عامل تلفات نیترات می‌باشد (۱۱، ۱۲، ۱۷، ۳۶ و ۳۷). در حال حاضر، حجم قابل توجهی از زه‌آب‌های کشاورزی به رودخانه‌ها و آب‌های سطحی تخلیه می‌شود که باعث کاهش کیفیت منابع آب‌های پایین دست می‌شود.

مؤثرترین و کارآمدترین مدیریت کود زمانی حاصل می‌شود که در طول دوره رشد گیاه و زمانی که گیاه به مواد غذایی بیشتری نیازمند است، بتوان مقدار کافی مواد غذایی محلول را در خاک مرطوب با تهویه مناسب در اختیار ریشه گیاه قرار داد. آب آبیاری سریع‌ترین، مؤثرترین و کم هزینه‌ترین وسیله برای نیل به اهداف فوق است. در مناطقی که کود آبیاری انجام نمی‌گیرد کشاورزان به ناچار مقدار زیادی کود را هنگام کاشت به کار می‌برند (۲۴). کود باید براساس یک برنامه مدیریت تغذیه‌ای مصرف شود که این برنامه برای هر مزرعه می‌بایست براساس تاریخچه کشت و آنالیز عناصر غذایی خاک آن انجام شود (۴). چنانچه چنین شرایطی میسر نباشد، باید از توصیه‌های کودی که توسط متخصصین مربوطه منتشر می‌شود، استفاده نمود (۲). پژوهش‌های پیشین بیانگر آن است که کمتر از ۵۰ درصد کود نیتروژنی مورد استفاده قرار می‌گیرد و بقیه از طریق آب‌شویی، رواناب و تصعید گازی از دسترس گیاه خارج و تلف می‌شود. صرف نظر از ارزش اقتصادی، تلفات این نهاده مهم سبب مشکلات زیست محیطی می‌شود (۹ و ۳۵). گرنبری و همکاران (۱۴) گزارش نمودند که با استفاده از کود آبیاری می‌توان با مصرف ۲۰ تا ۵۰ درصد کود کمتر نسبت به روش‌های رایج کوددهی، عملکرد بیشتر و کیفیت بهتری به دست آورد.

نیشکر در خوزستان در سطح وسیع کشت می‌شود و هم‌اکنون بیش از یکصد هزار هکتار از اراضی این منطقه زیر کشت نیشکر

است. بنابراین، ارزیابی نیاز کودی گیاه نیشکر می‌تواند برای تنظیم مصرف بهینه کود نیتروژنه لازم، به‌ویژه برای کشت و صنعت‌های اهواز، از اهمیت خاصی برخوردار باشد (۱).

باتوجه به پتانسیل زیاد نیتروژن در کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی و پیچیدگی فرآیند حرکت آب و آب‌شویی نیترات در خاک‌رخ، سرنوشت نیتروژن در سیستم خاک-آب-گیاه اهمیت زیادی دارد. با استفاده از مدل‌ها می‌توان به پیش‌بینی نیترات شسته‌شده، انتقال آن به آب‌های زیرزمینی و همچنین مدیریت نیترات تحت شرایط مختلف پرداخت. مدل‌های شبیه‌سازی ابزار مفیدی در تعیین سهم نیتروژن کشاورزی در آلودگی منابع آب و یافتن مؤثرترین راه‌ها برای کاهش آب‌شویی نیتروژن هستند. به‌همین دلیل انتخاب یک مدل مناسب برای تخمین اثرات کشاورزی بر آلودگی آب‌های زیرزمینی آسان نبوده و بررسی تئوری علمی و کاربردی بودن آنها قبل از استفاده اهمیت پیدا می‌کند (۷ و ۸). امروزه، چندین مدل به‌صورت ویژه برای مدل‌سازی روند تبدیل نیتروژن و آب‌شویی نیتروژن در ناحیه ریشه ارائه شده است که عمده‌ترین آنها عبارتند از ANIMO (۲۶)، LEACHN (۳۴) و HYDRUS (۲۹). مشکل این مدل‌ها برای شبیه‌سازی حرکت آب و نیترات در نیم‌رخ خاک این است که نیاز به پارامترهای ورودی زیادی می‌باشد و درضمن به‌علت آنکه هیدرولیک جریان آب به‌سمت زهکش‌ها در آنها در نظر گرفته نشده، لذا امکان استفاده از آنها در زمین‌های زهکش‌دار برای مدل‌سازی میزان زه‌آب و نیترات خروجی از لوله زهکش با دقت بالا وجود ندارد.

زه‌آب تولید شده ناشی از دو دسته جریان ورودی به زهکش می‌باشد: ۱- جریان‌های عمودی و افقی ناشی از تلفات نفوذ عمقی آب آبیاری به‌طرف زهکش‌ها و ۲- جریان‌های شعاعی زیرزمینی به‌طرف زهکش‌ها که باز ناشی از ورود تلفات آب آبیاری و آب‌های زیرزمینی می‌باشد. بنابراین، نیترات ورودی به زهکش نیز شامل دو بخش می‌باشد: ۱- نیترات موجود در آب آبیاری و خاک قسمت فوقانی زهکش که به‌وسیله جریان‌های عمودی و افقی ناشی از تلفات نفوذ از بالا

رویکرد پویایی سیستم، بررسی نمودند. نتایج آنها نشان داد که این سد باتوجه به خشکسالی‌ها توانایی تأمین نیازها و اهداف مورد نظر را ندارد و برای تأمین نیازها و افزایش تقاضا، می‌بایست استراتژی دیگری، مورد بررسی قرار گیرد. نیازی و همکاران (۲۲) از مدل پویایی سیستم برای حفظ منابع آب مناطق خشک از طریق ذخیره‌سازی آب آبخوان‌ها، در منطقه‌ای از استان هرمزگان استفاده نمودند. نتایج این پژوهش نشان داد که ذخیره آب در آبخوان یک استراتژی مؤثر برای کشاورزان منطقه و سیستم آب زیرزمینی بوده است و میزان تخلیه از منابع آب‌های زیرزمینی به مقدار قابل توجهی کاهش یافته است. حسن‌زاده و همکاران (۱۶) در پژوهشی با عنوان مدیریت آب در سیستم‌های پیچیده، مدل جامع منابع آب را برای ساسک‌چوان کانادا ارائه دادند. نتایج آنها نشان داد که سیستم منابع آب منطقه ساسک‌چوان به نوع روش محاسبه تبخیر و تعرق حساس بوده، همچنین با افزایش مقدار آب آبیاری از میزان تولید برق کاسته شده که این ممکن است به طور مستقیم باعث افزایش منابع اقتصادی و به طور غیرمستقیم باعث کاهش سطح آب در دریاچه‌ها و میزان جریان در رودخانه شود.

هدف از پژوهش حاضر، مدل‌سازی و ارزیابی سناریوهای مختلف مدیریت کود اوره در مزارع نیشکر بر مبنای روش تحلیل پویایی سیستم، برای کاهش تلفات نیتروژن توسط سیستم زهکشی و افزایش راندمان مصرف نیتروژن توسط گیاه در مقیاس مزرعه می‌باشد.

مواد و روش‌ها

مدل هیدرولوژیک

برای مدل‌سازی هیدرولوژیک در ناحیه اشباع و غیراشباع، از مدل نودری و لیاقت (۲۳) استفاده گردید. به صورت مختصر، خروجی‌های مدل هیدرولوژیک شامل شبیه‌سازی رطوبت در لایه‌های مختلف خاک، میزان جریان روبه بالا، نوسانات سطح ایستابی و شدت جریان خروجی از لوله زهکش است. مقیاس زمانی این متغیرهای هیدرولوژیک به صورت روزانه می‌باشد.

وارد زهکش می‌شود و ۲- نترات موجود در آب‌های زیرزمینی که به وسیله جریان‌های شعاعی از زیر زهکش وارد آن می‌شود. لذا، کمیت و کیفیت زه‌آب خروجی تابعی از عمق و فاصله زهکش‌ها (هیدرولیک جریان به طرف زهکش) و مقدار نترات در بالا و پایین لوله زهکش می‌باشد.

پویایی نیتروژن در سیستم آب- خاک- گیاه- زهکش، فرآیندی پیچیده می‌باشد که این پویایی در اثر تعداد زیادی از واکنش‌ها و فرآیندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک صورت می‌گیرد. بنابراین برای نشان دادن روابط پیچیده در چنین سیستمی نیاز به ابزارهای جدیدی وجود دارد. یکی از مؤثرترین روش‌ها برای ارزیابی سیستم‌های پیچیده پویایی سیستم (System dynamics, SD) می‌باشد. این روش ابتدا توسط فارستر (۱۳) برای درک بهتر مسائل استراتژیک در سیستم‌های دینامیک پیچیده ابداع گردید. مدل‌هایی که با این روش نوشته می‌شوند، با بینش فرآیندهای بازخورد، کاربران سیستم را به فهم بهتری از رفتار دینامیک سیستم‌ها در طول زمان نایل می‌سازند. هر سیستم پویا توسط وابستگی متقابل، تعامل متقابل، اطلاعات بازخورد و نمودار علیت مشخص می‌شود. در سال‌های اخیر، برای مدل کردن سیستم‌ها در تحقیقات مهندسی آب تمایل به استفاده از رویکرد پویایی سیستم بیشتر شده است. همچنین کارهای متعددی در زمینه استفاده از این روش برای شبیه‌سازی و مدل‌سازی جامع منابع آب صورت گرفته است که از جمله می‌توان به موارد زیر به صورت مختصر اشاره نمود. عبدولوندی و همکاران (۵) در پژوهشی، اثرات احداث سد نمرود را بر پایداری منابع آب زیرزمینی آن منطقه و همچنین رویکردهای مدیریتی، با استفاده از مدل پویایی سیستم مورد بررسی قرار دادند. نتایج شبیه‌سازی نشان داد که احداث سد به طور کلی منجر به کاهش آب‌های زیرزمینی در طول زمان شده و همچنین پتانسیل ذخیره سفره‌های آب زیرزمینی را نیز کاهش داده است. احمدی و همکاران (۶) وضعیت سد ذخیره‌ای کوثر را برای جمع‌آوری سیلاب و برآورد نیازهای موجود در طول دوره آماری ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۲ با استفاده از

مدل چرخه نیتروژن

C_{NH_4} غلظت آمونیوم تولید شده در اثر واکنش معدنی شدن خالص (میلی گرم بر لیتر)، C_{ON} غلظت نیتروژن آلی خاک (میلی گرم بر لیتر)، k_{Net} ثابت واکنش مرتبه اول معدنی شدن خالص (بر روز) و t زمان (روز) می باشد.

برداشت نیتروژن توسط گیاه

هر گیاهی در طول دوره رشد خود دارای نیاز پتانسیل روزانه نیتروژن می باشد که به آن منحنی تقاضای پتانسیل نیتروژن (Potential Nitrogen Demand Curve) گویند. بنابراین، براساس این منحنی، در هر روز میزان نیاز پتانسیل گیاه به نیتروژن مشخص است. در این مدل فرض می شود هر دو گونه NH_4 و NO_3 به مقدار یکسان در دسترس گیاه قرار دارند. بنابراین، مقدار برداشت هرگونه توسط گیاه متناسب است با مقدار نسبی هرگونه نسبت به کل نیتروژن موجود در خاک. اگر یکی از گونه ها قبل از نیاز پتانسیل مصرف شود، بقیه گونه ها تا جبران نیاز پتانسیل توسط گیاه برداشت می شود. چنانچه کل نیتروژن معدنی موجود در محلول خاک به اندازه نیاز پتانسیل گیاه نباشد، آنگاه گیاه دچار تنش نیتروژن شده و برداشت واقعی نیتروژن برابر است با کل نیتروژن معدنی موجود در خاک. بنابراین، مقدار برداشت نیتروژن توسط گیاه برابر است با (۳۸):

$$C_{Upt,NO_3} = \min \left\{ \begin{array}{l} N_{demand} \cdot \frac{C_{NO_3}}{C_{NH_4} + C_{NO_3}} \\ C_{NO_3} \end{array} \right. \quad [7]$$

$$C_{Upt,NH_4} = \min \left\{ \begin{array}{l} N_{demand} \cdot \frac{C_{NH_4}}{C_{NH_4} + C_{NO_3}} \\ C_{NH_4} \end{array} \right. \quad [8]$$

$$UP_{N,total} = C_{Upt,NO_3} + C_{Upt,NH_4} \quad [9]$$

که C_{Upt,NO_3} غلظت نترات برداشت شده توسط گیاه (میلی گرم بر لیتر)، C_{Upt,NH_4} غلظت آمونیوم برداشت شده توسط گیاه (میلی گرم بر لیتر)، N_{demand} نیاز روزانه پتانسیل نیتروژن براساس منحنی تقاضای پتانسیل نیتروژن گیاه (میلی گرم بر لیتر) و $UP_{N,total}$ کل برداشت واقعی نیتروژن توسط گیاه (میلی گرم بر لیتر) می باشد.

در مدل چرخه نیتروژن، دو منبع آلی و معدنی برای نیتروژن در نظر گرفته شده است که منبع آلی شامل ترکیبات آلی خاک و منبع معدنی شامل آمونیوم و نترات می باشد. در این مدل، فرآیندهای انحلال کود، نترات زائی، نترات زدائی، تصعید آمونیوم، برداشت نیتروژن توسط گیاه، جذب توسط ذرات خاک، معدنی شدن، عدم تحرک، جریان روبه بالا، تلفات رواناب سطحی و تلفات ناشی از زهکشی در نظر گرفته شده است. با فرض آنکه اولاً تمام تغییر و تبدیلات نیتروژن در ناحیه غیراشباع و در ناحیه توسعه ریشه که میکروارگانیزم های خاک فعالیت دارند انجام شود و ثانیاً سینتیک این واکنش ها مرتبه اول باشد (۱۹ و ۲۷)، معادله دیفرانسیلی شدت (نرخ) تغییر و تبدیلات گونه های نیتروژن به صورت زیر می باشد:

$$C_{NH_4} = C_{Urea} \cdot (1 - e^{-k_{hyd} \cdot t}) \quad [1]$$

$$C_{NH_4} = C_{NH_4} \cdot (1 - e^{-k_{vol} \cdot t}) \quad [2]$$

$$C_{NO_3} = C_{NH_4} \cdot (1 - e^{-k_{nit} \cdot t}) \quad [3]$$

$$C_{N_{gas}} = C_{NO_3} \cdot (1 - e^{-k_{den} \cdot t}) \quad [4]$$

$$\frac{d(ON)}{dt} = -\left(\frac{1}{C/N}\right) \cdot k_{Net} \cdot OC \quad [5]$$

$$C_{NH_4} = C_{ON} \cdot (1 - e^{-k_{Net} \cdot t}) \quad [6]$$

که C_{Urea} غلظت کود اوره (میلی گرم بر لیتر)، C_{NH_4} غلظت آمونیوم تولید شده در اثر واکنش هیدرولیز اوره (میلی گرم بر لیتر)، k_{hyd} ثابت واکنش مرتبه اول هیدرولیز اوره (بر روز)، C_{NH_4} غلظت آمونیاک تولید شده در اثر واکنش تصعید آمونیوم (میلی گرم بر لیتر)، k_{vol} ثابت واکنش مرتبه اول تصعید آمونیوم (بر روز)، C_{NO_3} غلظت یون نترات تولید شده در اثر واکنش نترات زائی (میلی گرم بر لیتر)، k_{nit} ثابت واکنش مرتبه اول نترات زائی (بر روز)، $C_{N_{gas}}$ غلظت گازهای حاوی نیتروژن تولید شده در اثر واکنش نترات زدائی (میلی گرم بر لیتر)، k_{den} ثابت واکنش مرتبه اول نترات زدائی (بر روز)، OC کربن آلی خاک (میلی گرم بر گرم)، ON نیتروژن آلی خاک (میلی گرم بر گرم)،

جذب آمونیوم توسط ذرات خاک

یون آمونیوم توسط رس‌ها و کلوئیدهای آلی خاک که دارای بار منفی هستند جذب می‌شود. در این مدل، جذب آمونیوم به ذرات خاک براساس مدل ایزوترم جذب خطی توصیف می‌شود (۳۳):

$$S_{NH_4} = K_D \times C_{NH_4} \quad [10]$$

که S_{NH_4} مقدار آمونیوم جذب شده به ذرات خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) و K_D ضریب توزیع بین فاز محلول و جامد خاک (لیتر بر کیلوگرم) است که از رابطه زیر به دست می‌آید (۱۵).

$$K_D = 6 \times 10^{-5} \times CEC \quad [11]$$

که CEC ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (میلی‌اکی‌والان بر ۱۰۰ گرم خاک خشک) و K_D (مترمکعب بر کیلوگرم) است.

آب‌شویی نترات و آمونیوم به لایه‌های پایینی

براساس انتقال توده‌ای جریان آب به سمت لایه‌های پائینی در اثر نیروی ثقل، یون‌های نترات و آمونیوم محلول در آب خاک در اثر نفوذ عمقی به لایه‌های پائین‌تر انتقال می‌یابند. در این مدل براساس معادله بیلان آب، مقدار روزانه نفوذ عمقی تعیین و در غلظت محلول هر یون ضرب می‌گردد. بنابراین، آب‌شویی نترات و آمونیوم به لایه‌های پائینی برابر است با (۱۹):

$$C_{Leach,NO_3} = DP \times C_{NO_3} \quad [12]$$

$$C_{Leach,NH_4} = DP \times C_{NH_4} \quad [13]$$

که C_{Leach,NO_3} غلظت نترات آب‌شویی شده به لایه پائینی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر)، C_{Leach,NH_4} غلظت آمونیوم آب‌شویی شده به لایه پائینی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر) و DP میزان نفوذ عمقی (میلی‌متر) است.

انتقال نترات و آمونیوم به لایه‌های بالایی

براساس جریان آب به سمت لایه‌های بالایی در اثر نیروی موئینگی، یون‌های نترات و آمونیوم محلول در آب خاک

به سمت لایه‌های بالایی انتقال می‌یابند. در این مدل، براساس معادله جریان روبه بالا، مقدار روزانه جریان روبه بالا تعیین و در غلظت محلول هر یون ضرب می‌گردد. بنابراین انتقال نترات و آمونیوم به لایه‌های بالایی برابر است با:

$$C_{Upflow,NO_3} = UF \times C_{NO_3} \quad [14]$$

$$C_{Upflow,NH_4} = UF \times C_{NH_4} \quad [15]$$

که C_{Upflow,NO_3} غلظت نترات انتقال یافته به لایه بالایی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر)، C_{Upflow,NH_4} غلظت آمونیوم انتقال یافته به لایه بالایی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر) و UF جریان روبه بالا (میلی‌متر) است.

تلفات نترات و آمونیوم

چنانچه انتهای مزرعه بسته نباشد و یا مقدار نفوذ آب به داخل خاک کمتر از شدت جریان ورودی به مزرعه باشد که باعث ایجاد رواناب در انتهای مزرعه شود، تلفات نترات و آمونیوم در اثر رواناب سطحی برابر است با:

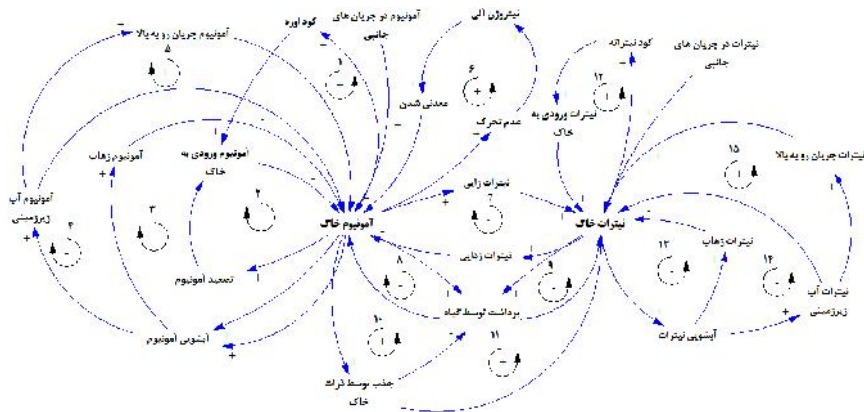
$$C_{Runoff,NO_3} = RF \times C_{est,NO_3} \quad [16]$$

$$C_{Runoff,NH_4} = RF \times C_{est,NH_4} \quad [17]$$

که C_{Runoff,NO_3} غلظت نترات اتلاف شده در اثر رواناب سطحی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر)، C_{Runoff,NH_4} غلظت آمونیوم اتلاف شده در اثر رواناب سطحی (میلی‌گرم بر لیتر در میلی‌متر)، C_{est,NO_3} غلظت نترات اندازه‌گیری شده یا برآورد شده در رواناب سطحی (میلی‌گرم بر لیتر)، C_{est,NH_4} غلظت آمونیوم اندازه‌گیری شده یا برآورد شده در رواناب سطحی (میلی‌گرم بر لیتر) و RF مقدار رواناب سطحی (میلی‌متر) است.

انتقال نترات و آمونیوم

دو نوع زه‌آب وجود دارد که به لحاظ مدل‌سازی انتقال املاح آن متفاوت است. نوع اول، زه‌آبی که از انتهای ستون خاک خارج می‌شود، که مکانسیم حرکت املاح آن براساس انتقال توده‌ای آب است. نوع دوم، زه‌آبی که به وسیله سیستم زهکشی خارج



شکل ۱. نمودار علت و معلول مدل پویایی نیتروژن با حضور سیستم زهکشی

مدل پویایی سیستم

نمودار علت و معلولی

نمودار علت و معلولی مجموعه‌ای از متغیرهایی هستند که توسط پیکان (فلش) به یکدیگر متصل می‌شوند و بیانگر تأثیرات علی بین متغیرها می‌باشد. یک حلقه بازخورد توالی علل و اثراتی است که با تغییر در یک متغیر، تأثیر این تغییر در امتداد حلقه حرکت می‌کند و تأثیر مشابهی بر سایر متغیرها می‌گذارد (۲۸). روش تحلیل دینامیک سیستم بر پایه فرضیه فرآیندهای بازخوردی است که از رفتار گذشته خود تأثیر می‌گیرند و از نتایج آنها در رفتار آینده استفاده می‌کنند. این فرآیند بازخوردی شامل حلقه‌های بازخوردی منفی و مثبت است که روابط علت و معلولی سیستم را نشان می‌دهد و در واقع ساختار اصلی سیستم است. حلقه منفی نشان می‌دهد که در اثر افزایش علت، معلول آن کاهش می‌یابد و اگر علت کاهش یابد، معلول آن روند افزایشی دارد. اما در حلقه مثبت، اگر علت افزایش یابد، معلول نیز افزایش می‌یابد و اگر علت کاهش یابد روند رفتار معلول آن نیز کاهش خواهد بود. در این پژوهش، ابزار تحلیل سیستم مورد استفاده برای مدل‌سازی Vensim می‌باشد. این ابزار مدل‌سازی که یک محیط شبیه‌سازی شی‌گرا است، امکان ایجاد مدل‌های پیچیده را با مشقت کمتری نسبت به زبان‌های برنامه‌نویسی مرسوم به وجود می‌آورد.

شکل (۱) نمودار علت و معلول مدل پویایی نیتروژن با

می‌شود، که مکانسیم حرکت املاح آن هم براساس انتقال توده‌ای آب و هم براساس هیدرولیک جریان آب به سمت زهکش می‌باشد. به این صورت که بخشی از املاح انتقال یافته براساس جریان توده‌ای از بالای زهکش وارد لوله زهکش می‌شود و بخش دیگر با آب زیرزمینی کم عمق مخلوط شده و از طریق جریان شعاعی از پایین وارد لوله زهکش می‌شود که در نتیجه کیفیت زه‌آب خروجی در اثر ترکیب شدن این دو جریان می‌باشد. در این مدل، که برای مزرعه‌ای است که دارای سیستم زهکشی می‌باشد کیفیت زه‌آب خروجی براساس مکانسیم توضیح داده شده و از طریق روابط زیر به دست می‌آید:

[۱۸]

$$C_{\text{drain}} = \frac{q_{\text{up drain}} \times C_{\text{up drain}} + q_{\text{down drain}} \times C_{\text{down drain}}}{q_{\text{up drain}} + q_{\text{down drain}}}$$

$$q_{\text{up drain}} = 2k_r h^2 / L^2 \quad [19]$$

$$q_{\text{down drain}} = 8k_r D_e h / L^2 \quad [20]$$

که C_{drain} غلظت نیترات و آمونیوم زه‌آب خروجی از لوله زهکش (میلی‌گرم بر لیتر)، $C_{\text{up drain}}$ غلظت نیترات و آمونیوم در لایه بالای لوله زهکش (میلی‌گرم بر لیتر)، $C_{\text{down drain}}$ غلظت نیترات و آمونیوم در آب زیرزمینی کم عمق در پایین لوله زهکش (میلی‌گرم بر لیتر)، $q_{\text{up drain}}$ جریان ورودی به زهکش از بالای زهکش (میلی‌متر بر روز) و $q_{\text{down drain}}$ جریان ورودی به زهکش از پایین زهکش (میلی‌متر بر روز) می‌باشد.

آمونیم توسط گیاه افزایش می‌یابد، که با افزایش آن، باعث کاهش آمونیم محلول در خاک می‌شود و حلقه منفی هشتم را تشکیل می‌دهد. در حلقه منفی نهم، با افزایش میزان نیترات محلول در خاک، میزان برداشت آمونیم توسط گیاه افزایش می‌یابد، که با افزایش آن، باعث کاهش نیترات محلول در خاک می‌شود. در حلقه دهم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، مقدار آمونیم جذب شده به ذرات خاک افزایش می‌یابد که با افزایش آمونیم جذب شده به ذرات خاک، میزان برداشت آمونیم توسط گیاه کاهش می‌یابد، که با کاهش میزان برداشت آن، باعث افزایش آمونیم محلول در خاک می‌شود و حلقه مثبت دهم را تشکیل می‌دهد. در حلقه مثبت یازدهم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، مقدار آمونیم جذب شده به ذرات خاک افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان نیترات محلول خاک کاهش می‌یابد، که با کاهش آن واکنش نیترات‌زدائی کاهش می‌یابد که باعث افزایش آمونیم محلول در خاک می‌شود. در حلقه دوازدهم، با افزایش کود نیتراته، نیترات ورودی به خاک افزایش می‌یابد و با افزایش آن، میزان نیترات محلول در خاک افزایش می‌یابد و حلقه مثبت دوازدهم را تشکیل می‌دهد. در حلقه منفی سیزدهم، با افزایش میزان آب‌شویی نیترات، غلظت نیترات زه‌آب خروجی از زهکش افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان نیترات محلول در خاک کاهش می‌یابد که این کاهش باعث کاهش در میزان آب‌شویی نیترات می‌شود. در حلقه چهاردهم، با افزایش میزان نیترات، غلظت نیترات آب زیرزمینی افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان نیترات محلول در خاک کاهش می‌یابد که این کاهش باعث کاهش در میزان آب‌شویی منفی چهاردهم را تشکیل می‌دهد. در حلقه مثبت پانزدهم، با افزایش میزان نیترات محلول در خاک، میزان آب‌شویی نیترات افزایش می‌یابد، که با افزایش آن، غلظت نیترات آب زیرزمینی افزایش می‌یابد که در اثر افزایش آن، غلظت نیترات محلول در خاک افزایش می‌یابد که این افزایش باعث کاهش آمونیم محلول در خاک می‌شود. در حلقه هشتم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، میزان برداشت

حضور سیستم زهکشی را نشان می‌دهد. در حلقه مثبت اول، با افزایش کود اوره، آمونیم ورودی به خاک افزایش می‌یابد و با افزایش آن، میزان آمونیم محلول در خاک افزایش می‌یابد. در حلقه دوم با افزایش تصعید آمونیم، میزان آمونیم ورودی به خاک کاهش می‌یابد و با کاهش آن میزان آمونیم محلول در خاک کاهش می‌یابد که این کاهش در نهایت باعث کاهش در تصعید آمونیم می‌شود و حلقه منفی دوم را تشکیل می‌دهد. در حلقه منفی سوم، با افزایش میزان آب‌شویی آمونیم، غلظت آمونیم زه‌آب خروجی از زهکش افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان آمونیم محلول در خاک کاهش می‌یابد که این کاهش باعث کاهش در میزان آب‌شویی آمونیم می‌شود.

در حلقه چهارم، با افزایش میزان آب‌شویی آمونیم، غلظت آمونیم آب زیرزمینی افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان آمونیم محلول در خاک کاهش می‌یابد که این کاهش باعث کاهش در میزان آب‌شویی آمونیم می‌شود و حلقه منفی چهارم را تشکیل می‌دهد. در حلقه مثبت پنجم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، میزان آب‌شویی آمونیم افزایش می‌یابد، که با افزایش آن، غلظت آمونیم آب زیرزمینی افزایش می‌یابد که در اثر افزایش آن، غلظت آمونیم موجود در جریان رو به بالا افزایش می‌یابد که این افزایش باعث افزایش آمونیم محلول در خاک می‌شود. در حلقه ششم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، واکنش عدم تحرک افزایش می‌یابد که با افزایش آن، میزان نیتروژن آلی موجود در خاک افزایش می‌یابد که با افزایش نیتروژن آلی، واکنش معدنی شدن افزایش می‌یابد که با افزایش آن، باعث افزایش در میزان آمونیم محلول در خاک می‌شود و حلقه مثبت ششم را تشکیل می‌دهد. در حلقه منفی هفتم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، واکنش نیترات‌زائی افزایش می‌یابد، که با افزایش آن، غلظت نیترات محلول در خاک افزایش می‌یابد که در اثر افزایش آن، واکنش نیترات‌زدائی افزایش می‌یابد که این افزایش در نهایت باعث کاهش آمونیم محلول در خاک می‌شود. در حلقه هشتم، با افزایش میزان آمونیم محلول در خاک، میزان برداشت

نمودار ذخیره (حالت) و جریان

برای اجرای یک مدل شبیه‌سازی با ابزار مدل‌سازی کامپیوتری مانند Vensim، باید حلقه‌های علت و معلولی را به نمودارهای ذخیره و جریان تبدیل کرد. در واقع ذخایر (حالت‌ها) انباشتگی‌های سیستم می‌باشند و نشان دهنده وضعیت سیستم بوده و تصمیمات و فعالیت‌های سیستم بر پایه آنها صورت می‌گیرد. جریان‌ها نیز نرخ‌های تغییر را نشان می‌دهند یعنی نشان دهنده فرآیندهایی هستند که متغیر حالت را پر یا خالی می‌کنند. می‌توان گفت که در یک سیستم، براساس متغیر حالت تصمیم‌ها اتخاذ شده و با تغییر متغیرهای جریان، آن تصمیم‌ها اعمال می‌شوند. نرخ تغییر متغیر حالت در هر زمان برابر است با کل جریان ورودی به آن منهای کل جریان خروجی از آن. بنابراین، نمودار ذخیره (حالت) و جریان، متناظر با انتگرال یک سیستم با معادلات دیفرانسیلی می‌باشد (۳۰). در این مدل، پروفیل خاک به‌صورت یک متغیر حالت تعریف و به دو لایه تقسیم شده است. هر لایه می‌تواند مشخصات متفاوتی داشته باشد. رطوبت خاک، تراز سطح آب، برداشت نیتروژن توسط گیاه، نیترات و آمونیوم محلول در لایه‌های خاک به‌صورت متغیرهای حالت و شدت زهکشی، نیترات‌زائی، نیترات‌زدائی، تصعید آمونیوم، معدنی شدن خالص و نیترات و آمونیوم خروجی از سیستم زهکشی به‌صورت متغیرهای جریان تعریف شده‌اند که هر یک متغیرهای جریان ورودی و خروجی مشخصی دارند. برای نمونه، متغیر جریان ورودی به تراز سطح آب، نفوذ عمقی است و متغیرهای جریان خروجی آن تخلیه به زهکش، نفوذ به آب زیرزمینی و جریان رو به بالاست.

ارزیابی مدل

منطقه مورد پژوهش

برای ارزیابی مدل، از داده‌های جمع‌آوری شده در سال ۱۳۹۰ از مزرعه B-۱۲۹ با مساحت ۲۱ هکتار، واقع در کشت و صنعت نیشکر امام خمینی (یکی از واحدهای هفت‌گانه کشت و صنعت نیشکر) در خوزستان استفاده گردید. منطقه مورد پژوهش،

بخشی از دشت شعیبیه خوزستان به مساحت ناخالص ۱۵۸۰۰ هکتار است که در ۴۰ کیلومتری جنوب شهرستان شوشتر و ۵۰ کیلومتری شمال اهواز قرار گرفته است. زمین‌های کشاورزی این واحد، به قطعات منظم ۲۰ و ۲۵ هکتاری (۲۵۰×۸۰۰ و ۴۸۰×۱۰۰۰ متر) تقسیم شده است و مجموعاً دارای ۴۸۰ مزرعه می‌باشد. در این منطقه، متوسط سالانه دما، بارندگی و تبخیر به ترتیب ۲۴/۵ درجه سلسیوس، ۲۶۶ میلی‌متر و ۲۸۰۰ میلی‌متر و ارتفاع متوسط از سطح دریا ۴۲ متر می‌باشد.

داده‌های ورودی به مدل

داده‌های ورودی مورد نیاز برای مدل شامل اطلاعات مربوط به سیستم زهکشی (فاصله زهکش‌ها ۷۵ متر، عمق زهکش ۲/۱ متر، شعاع زهکش ۱۶ میلی‌متر و هدایت هیدرولیکی اشباع خاک ۱/۶۱ متر بر روز)، خصوصیات خاک (رطوبت اشباع ۴۲/۲ درصد، رطوبت ظرفیت مزرعه ۲۶/۲۵ درصد، رطوبت پژمردگی ۱۵/۶۳ درصد، جرم مخصوص ظاهری ۱/۶۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب، پارامتر جریان روبه بالا (†) ۱/۹ بر میلی‌متر، رس ۳۸ درصد، سیلت ۵۱ درصد، کربن آلی ۱/۰۹ درصد، نیتروژن آلی ۰/۰۸۵ درصد، نسبت کربن به نیتروژن ۱۲/۷ و ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۷/۳ سانتی‌مول بر کیلوگرم)، پارامترهای هواشناسی برای محاسبه تبخیر و تعرق پتانسیل از روش پنمن-مانتیس-فائو، پارامترهای گیاهی ($k_{C,ini} = 0/41$ ، $k_{C,mid} = 1/15$ ، $k_{C,end} = 0/9$)، حداکثر عمق توسعه ریشه ۱ متر، درصد نیتروژن در اندام هوایی و ریشه ۱/۲۵، حداکثر برداشت نیتروژن توسط گیاه ۱۳۰ کیلوگرم بر هکتار، منحنی پتانسیل تقاضای نیتروژن شامل دوره نسبی رشد و درصد برداشت نسبی نیتروژن به ترتیب برابر با: ۰/۱ و ۴/۶۷، ۰/۲ و ۱۵/۷۹، ۰/۳ و ۳۰/۱۸، ۰/۴ و ۴۶/۲۲، ۰/۵ و ۶۲/۱۲، ۰/۶ و ۷۶/۷۲، ۰/۷ و ۸۹/۲۹، ۰/۸ و ۹۶/۱۹، ۰/۹ و ۹۹/۲۲، ۱ و ۱۰۰)، برنامه‌ریزی مدیریت آب-نیتروژن شامل مقدار روزانه آب آبیاری، عمق آب روزانه، مقدار و زمان مصرف کود و همچنین ضریب مرتبه اول واکنش‌های تغییر و تبدیلات نیتروژن می‌باشد که مقدار اولیه ضرایب مرتبه اول واکنش‌ها توسط گزارش‌ها و مقالات

جدول ۱. پارامترهای چرخه نیتروژن

پارامتر	مقدار	واحد
k_{Vol}	۰/۰۵۲	بر روز
k_{nit}	۱/۸۳	بر روز
k_{den}	۰/۰۲۵	بر روز
k_{Net}	۰/۰۰۰۰۰۶	بر روز
K_D	۲/۴	لیتر بر کیلوگرم

جدول ۲. زمان و مقدار کود مصرفی و غلظت آمونیم موجود در کود آبیاری

کود اوره	تعداد مول اوره ^۱	تعداد مول آمونیم ^۲	غلظت مولی آمونیم ^۳	غلظت آمونیم ^۴	زمان کوددهی (۱)
(kg/ha)	(mol/ha)	(mol/ha)	(mol/m ^۳)	(mg/L)	(۲)
	۱۰۰۰ × (۶۰) / ستون ۲	۲ × ستون ۳	حجم آب / ستون ۴	۱۸ × ستون ۵	
	(۳)	(۴)	(۵)	(۶)	
۲۰ اردیبهشت	۱۶۶۶/۶۷	۳۳۳۳/۳۴	۲/۱۵	۳۸/۷۰	
۱۵ خرداد	۱۶۶۶/۶۷	۳۳۳۳/۳۴	۳/۴۲	۶۱/۵۶	
۳۰ خرداد	۱۶۶۶/۶۷	۳۳۳۳/۳۴	۳/۲۸	۵۹/۰۴	
۲۲ تیر	۲۵۰۰	۵۰۰۰	۳/۷۸	۶۸/۰۴	

۱- هر مول اوره ۶۰ گرم می‌باشد.

۲- در هیدرولیز اوره به ازای هر مول اوره ۲ مول آمونیم تولید می‌شود.

۳- غلظت مولی برابر است با تعداد مول آمونیم به حجم آب آبیاری استفاده شده در کود آبیاری

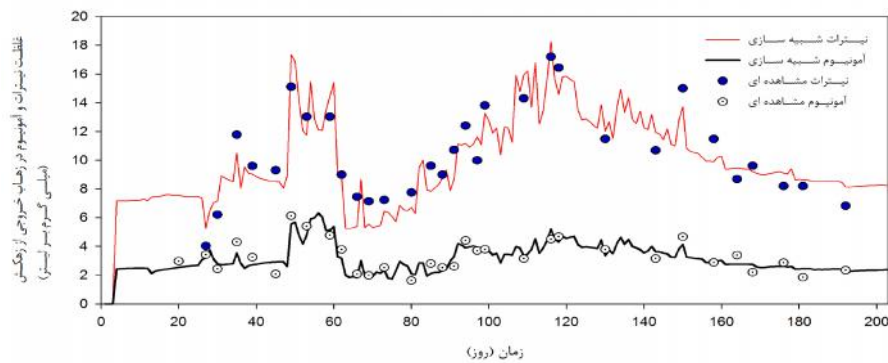
۴- هر مول آمونیم ۱۸ گرم است.

خرداد ۶۱۰ میلی‌متر، تیر ۶۲۰ میلی‌متر، مرداد ۶۳۰ میلی‌متر، شهریور ۵۳۰ میلی‌متر و مهر ۴۲۰ میلی‌متر می‌باشد. کود اوره (۴۶ N) به میزان ۴۵۰ کیلوگرم در هکتار طی چهار مرحله در طول فصل رشد نیشکر (هر چهار مرحله مصادف با طول دوره رشد گیاه در ماه‌های فروردین، اردیبهشت، خرداد و تیر) به صورت محلول در آب آبیاری به کار برده شد. میزان کودهای به کار برده شده مطابق با عرف معمول در کشت و صنعت امام خمینی بود. به علت آنکه روش کوددهی به صورت کود آبیاری می‌باشد، لذا غلظت آمونیم موجود در هر بار کود آبیاری، مطابق جدول (۲) محاسبه گردید. مقادیر اولیه رطوبت خاک ۲۵/۰ حجمی، غلظت اولیه نترات

منتشر شده در مجلات و متون معتبر، تخمین زده شد و مقدار نهایی ضرایب واکنش‌ها از طریق واسنجی مدل مطابق با جدول (۱) به دست آمد. داده‌های ورودی به مدل از اندازه‌گیری‌های مزرعه‌ای به دست آمد. مقدار کل نیتروژن برداشت شده توسط نیشکر از الگوی زیر پیروی می‌کند: دو ماه اول پس از کشت قلمه نیشکر ۳۰ kg/ha، دو ماه بعدی ۹۰ kg/ha، دو ماه بعدی ۱۱۰ kg/ha و دو ماه انتهایی ۱۲۵ kg/ha می‌باشد (۲۱ و ۲۵).

آبیاری و کود آبیاری

آبیاری اراضی نیشکر به مدت شش ماه از سال انجام گردید. زمان و مقدار آب آبیاری برابر با اردیبهشت ۵۱۰ میلی‌متر،



شکل ۲. مقایسه غلظت نیترات و آمونیوم زه آب خروجی از زهکش مشاهده شده و شبیه سازی نسبت به زمان

میزان برداشت نیتروژن توسط گیاه و میزان تلفات آن به صورت تصعید آمونیوم، نیترات زدائی و از طریق زهکشی در سناریوهای مختلف کودی اجرا گردید.

نتایج و بحث

غلظت نیترات و آمونیوم در زه آب خروجی از زهکش

شکل ۲ مقایسه داده های شبیه سازی شده و مشاهده ای غلظت نیترات و آمونیوم خروجی از زهکش نسبت به زمان را در دوره مورد پژوهش نشان می دهد. این شکل به خوبی نشان می دهد که بین داده های مشاهده ای و شبیه سازی شده غلظت نیترات و آمونیوم خروجی از زهکش تطابق خوبی وجود دارد. مقادیر RMSE شبیه سازی غلظت نیترات و آمونیوم زه آب خروجی به ترتیب $1/73$ و $0/48$ میلی گرم بر لیتر به دست آمد و بیانگر آن است که مدل با دقت قابل قبولی قادر به شبیه سازی روند غلظت نیترات و آمونیوم خروجی از زهکش در شرایط مزرعه می باشد.

بیان نیتروژن

جدول (۳) بیان نیتروژن برای شبیه سازی 203 روز توسط مدل توسعه یافته را نشان می دهد. در مدت 203 روز شبیه سازی، از کل نیتروژن ورودی به خاک توسط کود آبیاری اوره و واکنش معدنی شدن خالص، 31 درصد نیتروژن توسط ریشه نیشکر

در محلول خاک و آب زیرزمینی کم عمق به ترتیب 15 و 7 میلی گرم بر لیتر و غلظت اولیه آمونیوم در محلول خاک ناچیز و در آب زیرزمینی کم عمق 2 میلی گرم بر لیتر می باشد همچنین رقوم اولیه سطح ایستابی منطبق بر لوله زهکش در نظر گرفته شد.

مدیریت کود

راهکارهای گوناگونی به منظور تأمین نیتروژن مورد نیاز گیاه از طریق کود در طول فصل رشد گیاه پیشنهاد شده است، که شامل توزیع تمامی کود در ابتدای فصل رشد یا توزیع قسمت به قسمت کود (تقسیم کود) در طول فصل رشد می باشد (20). در واحدهای کشت و صنعت نیشکر خوزستان، میزان 300 تا 400 کیلوگرم در هکتار کود اوره به مزارع نیشکر توزیع می گردد و اخیراً میزان 350 کیلوگرم کود اوره به عنوان 100 درصد نیاز کودی و در چهار نوبت (ماه های فروردین، اردیبهشت، خرداد و تیر) تقسیم می شود. براساس عرف معمول چهار تقسیمی کود اوره در کشت و صنعت امام خمینی و هم زمان با عرف زمانی کوددهی در کشت و صنعت، 9 سناریوی کوددهی در سطوح مختلف کود اوره شامل یک سناریوی 400 کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیم 350 کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیم 325 کیلوگرم در هکتار، دو سناریوی تقسیم 300 کیلوگرم در هکتار، یک سناریوی 280 کیلوگرم در هکتار و یک سناریوی 210 کیلوگرم در هکتار برای مدل سازی و مقایسه

جدول ۳. بیلان نیتروژن برای شبیه‌سازی ۲۰۳ روز توسط مدل در مزرعه B-۱۲۹

فرآیند	نیتروژن تجمعی (kg/ha)
آمونیم ورودی توسط کود آبیاری اوره	۳۰۴/۶۶
معدنی شدن خالص	۹۱/۷۶
برداشت آمونیم توسط گیاه	۱۳/۴۶
برداشت نیترات توسط گیاه	۱۱۰/۳۱
تصعید آمونیم	۱۵/۲۳
نیترات زدائی	۳۵/۹۱
تلفات نیترات توسط زهکشی	۱۷۶/۱۲
تلفات آمونیم توسط زهکشی	۵۴/۵۹
تغییرات نیتروژن در خاک	-۹/۲۱

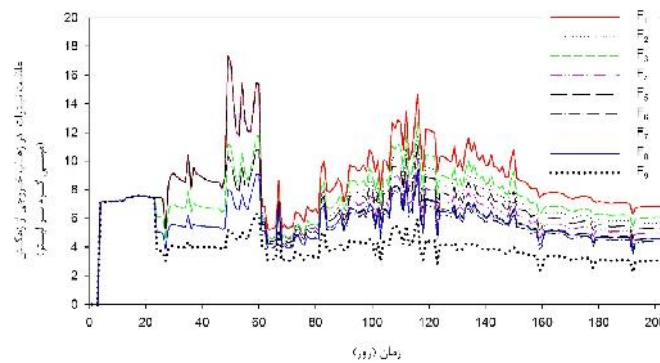
تغییرات نیتروژن در خاک در کل دوره ۲۰۳ روز ۹/۲۱- کیلوگرم بر هکتار به دست آمد زیرا مقدار نیتروژن در محلول خاک در ابتدای دوره ۳۴/۵۹ کیلوگرم بر هکتار بوده و در انتهای ۲۰۳ روز به ۲۵/۳۸ کیلوگرم بر هکتار تقلیل یافت. بنابراین نتایج فوق نشان می‌دهد که مدل با دقت قابل قبولی توانایی شبیه‌سازی انتقال و واکنش‌های تغییر و تبدیلات چرخه نیتروژن و به‌طور کلی پویایی نیتروژن را در سیستم یکپارچه در سیستم آب- خاک- گیاه- زهکش دارد.

سناریوهای کوددهی نیتروژن

نتایج حاصل از مدل‌سازی ۹ سناریوی کوددهی در سطوح مختلف کود اوره در جدول (۴) و نیترات خروجی از زهکش در شکل (۳) ارائه شده است.

همان‌طور که در جدول (۴) مشاهده می‌شود، با کاهش میزان کود اوره مصرفی از سناریوهای F_1 تا F_9 ، میزان تلفات نیتروژن به‌صورت نیترات زدائی، تبخیر و تلفات زهکشی کاهش می‌یابد. بیشترین مجموع تلفات نیتروژن در سناریو F_1 به‌میزان ۲۴۵/۸۳ کیلوگرم بر هکتار و کمترین مجموع تلفات در سناریو F_9 به‌میزان ۱۱۷/۵۷ کیلوگرم بر هکتار می‌باشد. در تمامی سناریوها، بیشترین سهم تلفات نیتروژن مربوط به تلفات زهکشی است که این موضوع با پژوهش‌های پیشین مطابقت دارد (۱۱، ۱۲، ۱۷،

برداشت شده (راندمان برداشت نیتروژن توسط گیاه)، ۴ درصد تبخیر شده، ۹ درصد نیترات زدائی (دینتریفیکه) شده، ۱۳ درصد تلفات آمونیم به‌وسیله زهکشی و ۴۳ درصد تلفات نیترات به‌وسیله زهکشی می‌باشد. نیترات زدائی یکی از عوامل مهم تلفات نیتروژن است. در این پژوهش، مقدار ۹ درصد برای نیترات زدائی پیش‌بینی گردید که این مقدار براساس گزارش‌ها و مقالات منتشر شده در محدوده ۰/۳ تا ۱۴ درصد نیتروژن کاربردی قرار دارد (۱۰، ۳۱ و ۳۲). بنابراین، مقدار پیش‌بینی شده توسط مدل برای وضعیت کنونی مناسب می‌باشد. همچنین، مقدار معدنی شدن خالص ۹۱/۷۶ کیلوگرم بر هکتار توسط مدل پیش‌بینی گردید که این مقدار در محدوده ۶۶ تا ۱۷۳ کیلوگرم بر هکتار براساس پژوهش‌های قبلی قرار دارد (۱۸). مجموع تلفات نیتروژن توسط سیستم زهکشی ۵۶ درصد (۱۳ درصد تلفات آمونیم و ۴۳ درصد تلفات نیترات) است که بیشترین تلفات نیتروژن را شامل می‌شود که علت آن کوددهی زیاد اوره و آبیاری بیش از نیاز گیاه می‌باشد که موجب شسته شدن نیترات و آمونیم شده و از دسترس گیاه خارج و توسط زه آب زهکش‌ها اتلاف می‌گردد. مقدار برداشت نیتروژن توسط نیشکر ۱۲۳/۷۷ کیلوگرم بر هکتار برآورد گردید که با مقدار اندازه‌گیری شده ۱۲۱/۱ کیلوگرم بر هکتار مطابقت دارد.



شکل ۳. مقایسه غلظت نیترات شبیه‌سازی در زه‌آب خروجی از زهکش در سناریوهای مختلف کوددهی نسبت به زمان

گردیده است. علاوه بر آن، مقدار معدنی شدن خالص ۹۱/۷۶ کیلوگرم بر هکتار توسط مدل پیش‌بینی گردید که این مقدار نیتروژن معدنی قابل توجه است. زیرا حدود ۳۰ تا ۶۴/۵ درصد از مقدار کل آمونیوم ورودی توسط کود آبیاری اوره در سناریوهای مختلف است و این مقدار می‌بایست در تعیین مقدار کود نیتروژن مورد نیاز به زمین لحاظ گردد تا هم باعث افزایش راندمان کود نیتروژن شود و به لحاظ اقتصادی در کود مصرفی صرفه‌جویی گردد و هم باعث کاهش موثر در آلودگی محیط زیست و منابع آبی پذیرنده باشد. بنابراین، با توجه به موارد توضیحی در بالا، مقدار ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار کود اوره برای مزارع نیشکر توصیه می‌گردد که این مقدار با پژوهش عباسی و همکاران (۳) که برابر با ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار کود اوره گزارش شده است، مطابقت دارد.

همان‌طور که در شکل (۳) مشاهده می‌شود، با کاهش میزان کود اوره مصرفی از سناریوهای F_1 تا F_9 ، میزان غلظت نیترات زه‌آب خروجی از زهکش کاهش می‌یابد. بیشترین غلظت نیترات زه‌آب در سناریوی F_1 و کمترین غلظت نیترات زه‌آب در سناریوی F_9 می‌باشد. بنابراین، مصرف ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار کود اوره (F_9) علاوه بر تأمین نیاز گیاه به نیتروژن و افزایش راندمان مصرف نیتروژن، باعث تغییرات غلظت نیترات زه‌آب خروجی از حدود ۳ تا ۷ میلی‌گرم بر لیتر می‌گردد که این مقدار کمتر از حد استاندارد تخلیه نیترات به منابع آب پذیرنده و

۳۶ و ۳۷) و بیانگر آن است که با توجه به این‌که در سیستم زهکش زیرزمینی پتانسیل برای آب‌شویی نیترات بسیار زیاد است. لذا، می‌بایست در مزارع تحت پوشش سیستم زهکشی مدیریت آب و کود به صورت دقیق و مداوم اجرا و پایش شود. زیرا آبیاری بیش از حد مزارع، باعث شسته شدن نیترات و آمونیوم شده و سرانجام از سیستم زهکشی خارج می‌شود که علاوه بر زیان اقتصادی باعث آلودگی محیط‌زیست می‌گردد. مقادیر تمامی تلفات نیتروژن در هر یک از ۹ سناریو با مقادیر تلفات مربوط به کاربرد کود اوره ۴۵۰ کیلوگرم بر هکتار، توسط آزمون T-student با هم مقایسه شدند. مقدار T محاسباتی برای سناریوهای F_1 تا F_9 به ترتیب برابر با ۱/۷۴، ۱/۷۶، ۱/۶۹، ۱/۷۵، ۱/۸۰، ۱/۷۷، ۱/۸۲، ۱/۸۳ و ۱/۸۲ و مقدار T بحرانی در سطح ۹۵ درصد برابر با ۱/۶۴ به دست آمد که نشان می‌دهد در سطح ۵ درصد اختلاف تلفات هر یک از ۹ سناریو با تلفات مربوط به کاربرد کود اوره ۴۵۰ کیلوگرم بر هکتار معنی‌دار است. راندمان مصرف نیتروژن از سناریوهای F_1 تا F_9 ، افزایش می‌یابد که بیشترین راندمان مصرف نیتروژن در سناریوی F_9 به میزان ۳۴/۱ درصد و کمترین مربوط به سناریوی F_1 به میزان ۲۴/۱ درصد می‌باشد که بیانگر آن است که با افزایش مصرف کود از مقدار ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار (F_9) تا ۴۵۰ کیلوگرم بر هکتار میزان برداشت نیتروژن توسط گیاه تغییری ننموده و فقط باعث افزایش تلفات نیتروژن و کاهش راندمان مصرف نیتروژن

جدول ۴. نتایج مدلسازی سناریوهای کوددهی در سطح مختلف کود اوره

سناریو	F _۱	F _۲	F _۳	F _۴	F _۵	F _۶	F _۷	F _۸	F _۹
کود مصرفی (kg/ha)	۴۰۰	۳۵۰	۳۵۰	۳۲۵	۳۲۵	۳۰۰	۳۰۰	۲۸۰	۲۱۰
میزان تقسیط کود (kg/ha)	۱۰۰۰-۱۰۰۰-۱۰۰۰-۱۰۰	۱۰۰۰-۱۰۰۰-۷۵-۷۵	۷۵-۱۰۰۰-۱۰۰۰-۷۵	۱۰۰۰-۱۰۰۰-۷۵-۷۵	۱۰۰-۷۵-۷۵-۷۵	۱۰۰۰-۱۰۰۰-۵۰-۵۰	۱۰۰-۷۵-۷۵-۵۰	۵۵-۸۵-۸۵-۵۵	۴۵-۶۰-۶۰-۴۵
آمونیم ورودی توسط کودآبیاری (kg/ha)	۲۷۰/۸۰	۲۳۶/۹۵	۲۳۶/۹۵	۲۳۰/۰۳	۲۳۰/۰۳	۲۰۳/۱۱	۲۰۳/۱۱	۱۸۹/۵۷	۱۴۲/۱۷
معدنی شدن خالص (kg/ha)	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶	۹۱/۷۶
برداشت آمونیم و نیترات توسط گیاه (kg/ha)	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷	۱۲۳/۷۷
تصعید آمونیم (kg/ha)	۱۳/۷۱	۱۱/۸۸	۱۱/۸۸	۱۱/۰۹	۱۱/۰۹	۱۰/۲۴	۱۰/۲۴	۹/۵۷	۷/۱۶
نیترات زدائی (kg/ha)	۳۲/۷۵	۲۸/۸۹	۳۰/۸۷	۲۸/۱۴	۲۶/۵۵	۲۵/۹۷	۲۴/۱۰	۲۲/۳۵	۱۷/۸۲
تلفات نیترات توسط زهکشی (kg/ha)	۱۵۱/۷۴	۱۲۹/۲۸	۱۲۸/۱۶	۱۱۷/۳۸	۱۱۸/۵۵	۱۰۶/۳۱	۱۰۷/۴۷	۹۸/۸۲	۶۸/۷۵
تلفات آمونیم توسط زهکشی (kg/ha)	۴۷/۶۳	۴۱/۹۵	۴۱/۰۵	۳۷/۷۰	۳۸/۶۲	۳۴/۷۲	۳۵/۴۶	۳۲/۸۷	۲۳/۸۴
تغییرات نیتروژن در خاک (kg/ha)	-۷/۰۴	-۷/۰۷	-۷/۰۲	-۶/۳۰	-۶/۸۰	-۶/۱۵	-۶/۱۷	-۶/۰۶	-۶/۰۴
راندمان مصرف نیتروژن %	۳۴/۱	۳۷/۷	۳۷/۷	۳۹/۷	۳۹/۷	۴۲/۰	۴۲/۰	۴۴/۰	۵۲/۳

هکتار کود اوره برای مزارع نیشکر کشت و صنعت امام خمینی توصیه می‌گردد که این مقدار نسبت به عرف معمول مصرف کود اوره به میزان ۳۵۰ کیلوگرم بر هکتار در این کشت و صنعت، به منزله صرفه‌جویی حدود ۱۴۰ کیلوگرم در هکتار کود اوره است. بنابراین، باتوجه به وسعت ۱۰۰ هزار هکتاری کشت و صنعت‌های نیشکر استان خوزستان، علاوه بر کاهش مؤثر آلودگی محیط زیست، باعث کاهش قابل توجه مصرف کود اوره به میزان حدود ۱۱ هزار تن در سال می‌گردد. این مدل قادر به شبیه‌سازی دینامیک نیتروژن در شرایط مختلف آبیاری، زهکشی، کود آبیاری، خاک، گیاه می‌باشد و مقدار نیترات و آمونیوم خروجی از لوله زهکش را براساس هیدرولیک جریان به سمت زهکش محاسبه نماید. همچنین، از این مدل می‌توان برای برآورد بار آلودگی نیترات و آمونیوم به آب‌های زیرزمینی و ابزاری برای تسهیل بهینه‌سازی آب و کود و مدیریت آن در شبکه‌های آبیاری و زهکشی و کشت و صنعت‌های نیشکر خوزستان استفاده نمود.

سپاسگزاری

بدین وسیله از مدیران، کارشناسان و کارکنان شرکت کشت و صنعت امام خمینی (ره) به خاطر فراهم کردن تسهیل داده‌برداری مزرعه‌ای و همکاری‌شان کمال تشکر و قدردانی می‌گردد.

محیط زیست می‌باشد. براساس استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران، بیشترین حد مجاز غلظت نیترات برای تخلیه زه‌آب به چاه جاذب و آب‌های سطحی به ترتیب برابر با ۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، مدلی جامع برای شبیه‌سازی چرخه آب و دینامیک نیتروژن که شامل تمام فرآیندهای مهم تغییر و تبدیلات نیتروژن (انحلال کود، نیترات زائی، نیترات‌زدائی، تصعید آمونیوم، معدنی شدن، عدم تحرک) و همه مهم‌ترین فرآیندهای انتقال نیتروژن (شامل برداشت نیتروژن توسط گیاه، جذب ذرات خاک، جریان روبه بالا، تلفات رواناب سطحی و تلفات ناشی از زهکشی) در زمین‌های کشاورزی تحت پوشش سیستم‌های زهکشی با استفاده از رویکرد پویایی سیستم ارائه شد. به‌منظور کاهش مصرف کود اوره در یکی از مزارع کشت و صنعت امام خمینی، ۹ سناریوی کوددهی در سطوح مختلف کود اوره شامل یک سناریوی ۴۰۰ کیلوگرم بر هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۵۰ کیلوگرم بر هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۲۵ کیلوگرم بر هکتار، دو سناریوی تقسیط ۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار، یک سناریوی ۲۸۰ کیلوگرم بر هکتار و یک سناریوی ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار برای مدل‌سازی گردید. نتایج نشان داد که سناریوی ۲۱۰ کیلوگرم بر هکتار دارای بیشترین راندمان مصرف نیتروژن و کمترین تلفات نیتروژن شامل نیترات‌زدائی، تصعید آمونیوم و زهکشی می‌باشد. لذا، مقدار ۲۱۰ کیلوگرم بر

منابع مورد استفاده

۱. بهمنی، ا. ۱۳۹۰. مدیریت تنش آبی جهت کاربرد بهینه آب و کود نیتروژنه در اراضی تحت کشت نیشکر. مجله‌ی پژوهش آب ایران ۱۶۰-۱۵۳: (۸).
۲. سلامتی، ن.، ف. عباسی، م. دلبری، ع. شینی دشتگل و پ. افراسیاب. ۱۳۹۴. ارزیابی یکنواختی توزیع آب و نیتروژن در کود آبیاری جویچه‌ای نیشکر. مجله‌ی تحقیقات مهندسی کشاورزی ۱۶(۲): ۶۰-۴۱.
۳. عباسی، ف.، ع. شینی دشتگل و ن. سلامتی. ۱۳۹۴. ارتقاء کارایی مصرف آب و کود در کود آبیاری جویچه‌ای نیشکر. نشریه آب و خاک ۲۹(۴): ۹۴۲-۹۳۳.

۴. علیزاده، ح.م، ف. عباسی و ع.ا. لیاقت. ۱۳۸۹. ارزیابی یکنواختی توزیع و تلفات نیترات در کود آبیاری جویچه‌ای. ۱۳۸۹. مجله‌ی علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک ۲۳(۴): ۱۴۷-۱۳۷.
5. Abdolvandi, A. F., A. Parsamehr, H. Babazadeh, S. Eslamian and Z. Hosseinipour. 2014. Conjunctive use of surface and groundwater resources using system dynamics approach (case study: Namroud dam). World Environmental and Water Resources Congress, 1-5 June, America.
 6. Ahmadi, M. H., R. Rajabpour, F. Raeiszadeh and S. Farzin. 2014. Investigation the effects of reservoir operation on providing different demands by system dynamics (case study: Kowsar dam in Iran). International J. Sci. Res. Manag. 2(14): 1807-1811.
 7. Akhavan, S., J. Abedi Koupai, S. F. Mousavi, M. Afyuni, S. S. Eslamian and K. Abbaspour. 2010a. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan-Bahar watershed. Agric. Ecosyst. Environ. 139: 675-688.
 8. Akhavan, S., S. F. Mousavi, J. Abedi Koupai and K. Abbaspour. 2010b. Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution (case study: Hamadan-Bahar plain). Environ. Earth. Sci. 63: 1155-1167.
 9. Bacon, P. E. 1995. Nitrogen fertilization in the environment. Marcel Dekker Inc., New York.
 10. David, M. B., S. J. Del Grosso, X. Hu, E. P. Marshall, G. F. McIsaac, W. J. Parton, C. Tonitto and M. A. Youssef. 2009. Modeling denitrification in a tile-drained, corn and soybean agroecosystem of Illinois, USA. Biogeochem. 93: 7-30.
 11. Drury, C. F., C. S. Tan, J. D. Gaynor, T.O. Oloya and T.W. Welacky. 1996. Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. J. Environ. Qual. 25: 317-324.
 12. Evans, R. O., R. W. Skaggs and J. W. Gilliam. 1995. Controlled versus conventional drainage effects on water quality. J. Irrig. Drain. Eng. ASCE. 121: 271-276.
 13. Forrester, J. W. 1961. Industrial dynamics, Productivity Press, Portland.
 14. Granberry, D. M., K. A. Harrison and W. T. Kelley. 2000. Drip irrigation. Cooperative extension service university of Georgia, USA.
 15. Groenendijk, P. and J. G. Kroes. 1997. Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water. ANIMO 3.5, Report No 144, DLO winand staring centre, Wageningen, Netherlands.
 16. Hasanzadeh, E., A. Elshorbagy, H. Wheeler and P. Gober. 2014. Managing water in complex systems: an integrated water resources model for Saskatchewan, Canada. Environ. Model. Softw. 58: 12-26.
 17. Jaynes, D. B. 2013. Nitrate loss in subsurface drainage and corn yield as affected by timing of sidedress nitrogen. Agric. Water. Manag. 130: 52- 60.
 18. Kladvikvo, E. J., J. R. Frankenberger, D. B. Jaynes, D. W. Meek, B. J. Jenkinson and N. R. Fausey. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. J. Environ. Qual. 33: 1803-1813.
 19. Liang, X. Q., Y. X. Chen, H. Li, G. M. Tian, W. Z. Ni, M. M. He and Z. J. Zhang, 2007. Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trench paddy field. Environ. Pollut. 150: 313-320.
 20. Millsa, A., D. J. Moot and P. D. Jamieson. 2009. Quantifying the effect of nitrogen on productivity of cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.) pastures. Eur. J. Agron. 30: 63-69.
 21. Netafim. 2011. Fertigation, website with detailed information on how to use fertigation for sugarcane, verified on April 16, 2011. <http://www.sugarcane crops.com/ agronomic practices/fertigation/>.
 22. Niazi, A., Sh. Prasher, J. Adamoweski and T. Gleeson. 2014. A system dynamics model to conserve arid region water resources through aquifer storage and recovery in conjunction with a dam. J. Water. 6: 2300-2321.
 23. Nozari, H. and A. M. Liaghat. 2014. Simulation of drainage water quantity and quality using system dynamics. J. Irrig. Drain. Eng. 140: 05014007.
 24. Playan, E. and J. M. Faci. 1997. Border irrigation: Field experiment and a simple model. Irrig. Sci. 17(4):163-171.
 25. Ravikumar, V., G. Vijayakumar, J. Simunek, S. Chellamuthu, R. Santhi and K. Appavu. 2011. Evaluation of fertigation scheduling for sugarcane using a vadose zone flow and transport model. Agric. Water. Manag. 98: 1431-1440.
 26. Rijtema, P. E. and G. J. Kroes. 1991. Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. J. Fert. Res. 27: 189-198.
 27. Shaffer, M. J., M. Liwang. and S. Hansen. 2001. Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
 28. Saysel, A. and Y. Barlas. 2001. A dynamic model of Stalinization on irrigated lands. Ecol. Model. 139: 177-199.
 29. Simunek, J., M. Sejna and M. Th. van Genuchten. 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variable saturated media. Version 2.0. IGWMCTPS-53, International GroundWater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.
 30. Sterman, J. D. 2000. Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world, McGraw-Hill, New

York.

31. Thorp, K. R., R. W. Malone and D. B. Jaynes. 2007. Simulating long-term effects of nitrogen fertilizer application rates on corn yield and nitrogen dynamics. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 50: 1287-1303.
32. Thorp, K. R., D. B. Jaynes and R. W. Malone. 2008. Simulating the long-term performance of drainage water management across the midwestern united states. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 51: 961-976.
33. Van Genuchten, M. T., J. M. Davidson and P. J. Wierenga. 1974. An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement in porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 39: 29-35.
34. Wagenet, R. J. and A. J. Hutson. 1989. LEACHM: Leaching estimation and chemistry model – a process based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Water resources Institute, Cornell University, Ithaca, New York.
35. Wiesler, F. 1998. Comparative assessment of the efficacy of various nitrogen fertilizers. In: Rengel, Z. (Ed.), *Nutrient Use in Crop Production*. Food Product Press, New York.
36. Williams, M. R., K. W. King and N. R. Fausey. 2015. Drainage water management effects on tile discharge and water quality. *Agric. Water. Manage.* 148: 43-51.
37. Yang, C. C., S. O. Prasher, S. Wang, S. H. Kim, C. H. Tan, C. Drury and R. M. Patel. 2007. Simulation of nitrate-N movement in southern Ontario, Canada with DRAINMOD-N. *Agric. Water. Manage.* 87: 299-306.
38. Youssef, M. A., R. W. Skaggs, G. M. Chescheir and J. W. Gilliam. 2005. The nitrogen simulation model, DRAINMOD-NII. *Am. Soc. Agric. Eng.* 48: 611-625.

Modeling of Nitrogen Fertilization Management in Sugarcane Farmlands with Drainage System using System Dynamics Approach

M. M. Matinzadeh¹, J. Abedi Koupai^{1*}, H. Nozari², A. Sadeghi Lari³
and M. Shayannejad¹

(Received: Nov. 23-2015 ; Accepted : April 04-2016)

Abstract

In this research, a comprehensive simulation model for water cycle and the nitrogen dynamics modeling including all the important processes involved in nitrogen transformations such as fertilizer dissolution, nitrification, denitrification, ammonium volatilization, mineralization, immobilization as well as all the important nitrogen transportation processes including nitrogen uptake by the plant, soil particles adsorption, upward flux, surface runoff losses and drain losses, was used for fertilizer management modeling in a sugarcane farmland in Imam Khomeini Agro-Industrial Company using a system dynamics approach. For evaluating the model the data collected from Imam Agro-Industrial Company equipped with a tile drainage system with shallow ground water and located in Khuzestan province, Iran, were used. The statistical analysis of the observed and simulated data showed that the RMSE for determining the accuracy of simulation of the nitrate and ammonium concentration in drainage water is 1.73 mg/L and 0.48 mg/L, respectively. The results indicated that there is good agreement between the observed and the simulated data. Nine scenarios of fertilization at different levels of urea fertilizer were modeled including one scenario of 400 kg/ha, two split scenarios of 350 kg/ha, two split scenarios of 325 kg/ha, two split scenarios of 300 kg/ha, one scenario of 280 kg/ha and one scenario of 210 kg/ha. Results of the modeling showed that the scenario of 210 kg/ha has the highest nitrogen use efficiency (52.3%) and the lowest nitrogen losses consisted of denitrification, ammonium volatilization and drainage losses (17.82, 7.16 and 92.59 kg/ha, respectively). The results revealed that increasing the consumption of urea fertilizer greater than 210 kg/ha increased the overall nitrogen losses and reduced the nitrogen use efficiency. Meanwhile, this model can be used for managing the fertilizer and controlling the nitrate and ammonium concentrations in the drainage water to prevent the environmental pollution. Also, the system dynamics approach was found as an effective technique for simulating the complex water-soil-plant-drainage system.

Keywords: Fertilization management modeling, Nitrogen use efficiency, Split-fertilizer application, Subsurface drainage system, Sugarcane, System dynamics approach.

1. Dept. of Water Eng., College of Agric., Isf. Univ. of Technol., Isfahan Iran.

2. Dept. of Water Eng., College of Agric., Bu-Ali Sina. Univ., Hamedan Iran.

3. Dept. of Water Eng., College of Agric and Nat Resour., Hormozgan. Univ., Bandar Abbas Iran.

*: Corresponding Author, Email: Koupai@cc.iut.ac.ir