

بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات (LCA)

سرور خرم‌دل^{۱*}، جواد شباهنگ^۱ و افسانه امین غفوری^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۶/۲؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۷/۶)

DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.18.1

چکیده

این مطالعه با هدف ارزیابی چرخه حیات برای بوم‌نظام‌های تولید برنج براساس میانگین مصرف کود نیتروژن (کمتر از ۱۹۰، ۲۰۰-۱۹۰، ۲۱۰-۲۰۰، ۲۲۰-۲۱۰ و بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) طی سال‌های ۹۱-۱۳۷۸ انجام شد. ارزیابی چرخه حیات در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه گردید. واحد کارکردی معادل یک تن شلتوک در نظر گرفته شد. گروه‌های تأثیر شامل اسیدی شدن، یوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی و خشکی و گرمایش جهانی بودند. نتایج نشان داد که بالاترین عملکرد شلتوک با ۵/۳۵ تن در هکتار برای سطح ۱۹۰-۲۰۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن به دست آمد. بیشترین پتانسیل یوتریفیکاسیون در محیط آبی برای سطح بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برابر با ۰/۷۹ واحد معادل کیلوگرم فسفات (PO₄) به ازای یک تن شلتوک مشاهده شد. دامنه شاخص زیست محیطی نظام‌های تولید برنج برابر با ۰/۱۴-۰/۲۲ EcoX به ازای یک تن شلتوک محاسبه شد و بالاترین اثرات زیست محیطی مربوط به گروه تأثیر یوتریفیکاسیون در محیط آبی (۰/۱۳ EcoX به ازای یک تن شلتوک) بود. بدین ترتیب، می‌توان از کود سبزی، گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن و خاکورزی کاهش یافته برای کاهش این اثرات زیست محیطی در نظام‌های تولید برنج بهره گرفت.

واژه‌های کلیدی: اسیدی شدن، اثرات زیست محیطی، یوتریفیکاسیون، گرمایش جهانی، ممیزی چرخه حیات

۱. گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۲. دانشگاه پیام نور، خراسان رضوی

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: khorramdel@um.ac.ir

مقدمه

ارزیابی کارایی مصرف منابع و انرژی به‌عنوان دو اصل مهم در مدیریت پایدار بوم‌نظام‌های زراعی مطرح می‌باشند (۳۶ و ۳۸). براساس تجزیه و تحلیل انرژی در بوم‌نظام‌های زراعی بیشترین انرژی غیرمستقیم در درجه اول مربوط به کود نیتروژن و درجه دوم مربوط به ماشین آلات می‌باشد (۲۹). نتایج تحقیقی روی مقایسه دو سیستم کشت ارگانیک و مرسوم تولید برنج در استان‌های مازندران و گیلان نشان داد که ورودی‌های انرژی کشت مرسوم بالاتر بوده که از این میان سوخت و الکتریسیته بیشترین سهم را به‌خود اختصاص دادند (۲۸). ارزیابی انرژی مصرفی برنج در گیلان نشان داد که کارایی انرژی در روش نیمه‌مکانیزه بیشتر از روش سنتی می‌باشد (۳۴). بونسو و همکاران (۱۰) تأکید کردند که میزان انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای براساس مقدار به ترتیب مربوط به متان (۳/۳ پتاگرم معادل دی اکسید کربن (CO₂) در سال)، اکسید نیتروس (۲/۸ پتاگرم معادل دی اکسید کربن (CO₂) در سال) و دی اکسید کربن (CO₂) (۰/۰۴ پتاگرم معادل دی اکسید کربن (CO₂) در سال) می‌باشد. با این وجود، تجزیه و تحلیل انرژی نمی‌تواند درک کاملی از بوم‌نظام کشاورزی ارائه نماید (۳۷). البته توسعه دیدگاه‌ها می‌تواند در بهبود کیفی برنامه‌ریزی‌ها مؤثر باشد (۳۶).

به‌منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی بوم‌نظام روش‌های مختلفی وجود دارد (۴۲) که با استفاده از این رهیافت‌ها می‌توان اثرات زیست محیطی فعالیت‌های مختلف را ارزیابی و تجزیه و تحلیل نتایج نمود و نظام‌های متناسب از نظر کاهش آلودگی و مصرف بهینه منابع را معرفی کرد. در این راستا، تعداد زیادی از محققان (۱۱، ۱۲، ۱۸، ۳۹ و ۴۱) بر این باورند که با توجه به دامنه کارکردهای روش ارزیابی چرخه حیات، این روش مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی پایداری وضعیت فعالیت‌های کشاورزی محسوب می‌شود.

روش ارزیابی چرخه حیات، براساس محاسبه دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین

می‌شود (۱۱، ۳۹ و ۴۶). این رهیافت به‌عنوان فرآیند هدف، برای ارزیابی ظرفیت محیط زیست در تولید با مشخص کردن انرژی، میزان نهاده‌های مصرفی و ضایعات رها شده در محیط زیست محاسبه می‌شود (۳۹). در این رویکرد، اثرات زیست محیطی مرتبط با نظام تولیدی مورد بررسی قرار می‌گیرند (۴۶). محمدی و همکاران (۳۱) در بررسی ارزیابی چرخه حیات تولید شلتوک برنج در ده روستای گرگان در دو نظام کشت بهاره و تابستانه و پنج گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدپته، تخلیه انرژی غیرتجدید شونده، یوتریفیکاسیون و تخلیه منابع آبی اظهار داشتند که تولید شلتوک در کشت بهاره دارای تأثیرات سوء زیست محیطی کمتری نسبت به کشت تابستانه می‌باشد. دستان و همکاران (۶) در پژوهشی با مقایسه انتشار دی‌اکسید کربن و پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از مصرف انرژی در شالیزارهای مازندران به این نتیجه رسیدند که بیشترین درصد انتشار گاز دی‌اکسید کربن و پتانسیل گرمایش جهانی مربوط به ورودی نیروی برق مورد استفاده برای پمپ کردن آب بود. کود نیتروژن و سوخت نیز در رتبه‌های دوم و سوم تشدید کنندگی قرار گرفتند. برخی محققان اثرات زیست محیطی تعدادی از محصولات مانند گندم (۱ و ۱۶)، جو (۴)، زعفران (۷)، بادام زمینی (۳۳) و سیب زمینی (۱) را در کشور بررسی نموده‌اند.

غلات از جمله مهمترین محصولات غذایی بشر در سراسر جهان می‌باشد. بررسی اثرات زیست محیطی مقادیر کود نیتروژن در گندم زمستانه با روش ارزیابی چرخه حیات نشان داد که مقدار این شاخص، در شرایط مصرف نیتروژن کمتر از ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار ۰/۲۲ تا ۰/۲۶ به‌ازای هر تن دانه گندم بود و با افزایش مقدار مصرف نیتروژن روش ارزیابی چرخه حیات نیز افزایش یافت (۱۲). در ایران نتایج منتشر شده زیادی درخصوص اجرای روش ارزیابی چرخه حیات در مورد محصولات کشاورزی وجود ندارد. تحقیقات انجام شده در کشور عمدتاً به بررسی بیلان انرژی در بوم‌نظام‌های زراعی معطوف بوده و پیامدهای زیست محیطی این نوع مدیریت‌ها

مواد و روش‌ها

داده‌های مربوط به میانگین عملکرد شلتوک برنج و هم‌چنین میزان مصرف نهاده‌ها طی سال‌های ۹۱-۱۳۷۸ با استفاده از اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی و مراجعه حضوری به سازمان‌های ذیربط در استان‌های تولید کننده این محصول شامل گیلان، مازندران، گلستان، کهگیلویه و بویراحمد، فارس، خوزستان، چهارمحال و بختیاری و اصفهان جمع‌آوری شد. برای تعیین تعداد کشاورزان از روش نمونه‌گیری تصادفی و فرمول کوکران (معادله ۱) استفاده شد (۴۳). بر این اساس، تعداد کشاورزان (تعداد مزرعه) در هر استان ۷۶ نفر تعیین گردید:

$$n = \frac{Nt^2s^2}{Nd^2 + t^2s^2} \quad [1]$$

که در این معادله، N : اندازه جامعه آماری یا تعداد زارعین (۲۰۰۰ نفر بهره‌بردار)، t : استیودنت ضریب اطمینان (براساس احتمال ۰/۹۵)، s^2 : واریانس، d : دقت احتمالی مطلوب و n : حجم نمونه می‌باشد.

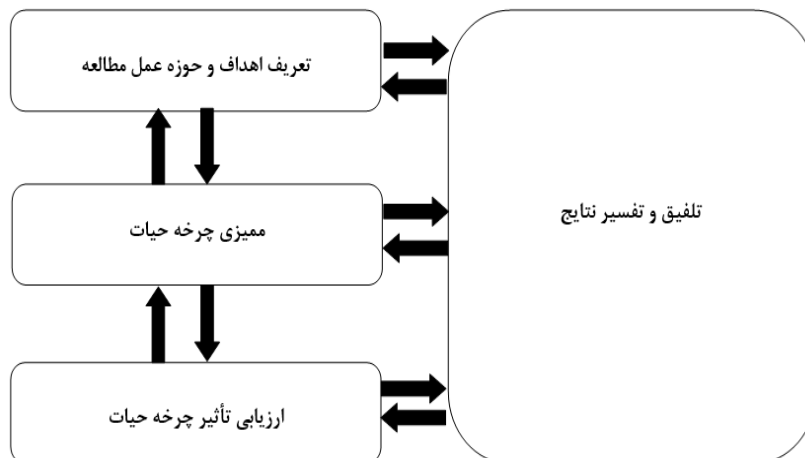
براساس روش ارائه شده در ایزو ۱۴۰۴۴ (۱۱ و ۲۴)، روش ارزیابی چرخه حیات در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه و تعیین شد (شکل ۱).

در مرحله تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه "واحد کارکردی" معادل یک تن شلتوک در نظر گرفته شد (۱۱). در مرحله دوم، اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج براساس استانداردهای بین‌المللی برآورد گردید (۱۷) و میزان مصرف نهاده‌ها برحسب واحد کارکردی محاسبه شد (۱۱ و ۱۲). هدف از اجرای مرحله سوم، تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی بود. به‌منظور ارزیابی تأثیر چرخه حیات، برای هر یک از گروه‌های تأثیر شامل اسیدی شدن، یوتریفیکاسیون و گرمایش جهانی، فاکتور مشخص‌سازی (CF) جداگانه تعریف شد. پتانسیل اسیدی شدن به‌صورت کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد (SO₂) به‌ازای واحد کارکردی بیان می‌شود (۱۱) و شاخص

به‌طور دقیق ارزیابی نشده است. ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید غلات در شرایط مدیریت فاریاب و آبی شمال شرق کشور با روش ارزیابی چرخه حیات نشان داد که در مقادیر کم مصرف کود نیتروژن، اثرات زیست محیطی پایین‌تر بود و با افزایش مصرف کود، این اثرات نیز افزایش یافت (۱۶). بیشترین اثرات زیست محیطی (تبعات زیست محیطی منفی) در نظام آبی و دیم گندم به‌ترتیب مربوط به گروه تأثیر گرمایش جهانی و یوتریفیکاسیون بود (۵).

برنج یکی از مهم‌ترین غلات محسوب می‌شود که دانه آن ۴۰ درصد غذای مورد نیاز نصف مردم دنیا را تشکیل می‌دهد. این محصول بعد از گندم جایگاه دوم را از نظر تولید سالانه در جهان به‌خود اختصاص داده است و غذای اصلی نیمی از مردم دنیا را تشکیل می‌دهد (۳). براساس آخرین آمار موجود، سطح زیرکشت انواع واریته‌های شلتوک در کشور در سال زراعی ۹۳-۱۳۹۲ حدود ۵۴۰ هزار هکتار برآورد شده است که معادل ۴/۸ درصد کل سطح برداشت محصولات زراعی و ۶/۹ درصد از کل سطح برداشت غلات می‌باشد. بررسی انرژی مصرفی تولید برنج در گیلان نشان داد که انرژی‌های ورودی و خروجی به‌ترتیب ۳۹۳۳۳ و ۶۰۳۴۱ کیلوژول بر هکتار بود، به طوری‌که بالاترین سهم مربوط به سوخت (۴۶ درصد) و کودهای شیمیایی (۳۶ درصد) بود (۳۵). برخی از مشکلات زیست محیطی تولید برنج شامل افزایش آلودگی مصرف کودهای شیمیایی، تولید گازهای گلخانه‌ای به‌ویژه متان، کاهش اکسیژن و تخمیر ماده آلی می‌باشند (۲، ۱۷ و ۴۵).

بر این اساس، اگرچه مطالعات نسبتاً جامعی درخصوص کارایی انرژی محصولات مختلف از جمله برنج در کشور انجام شده است، ولی از آنجا که ارزیابی اثرات زیست محیطی این محصول بیشتر منطقه‌ای بوده و اطلاعات جامعی از اثرات زیست محیطی آن در دسترس نیست، هدف از انجام پژوهش حاضر، ارزیابی وضعیت پایداری بوم‌نظام‌های تولید برنج کشور با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات براساس میزان مصرف کود نیتروژن بود.



شکل ۱. چهارچوب ارزیابی چرخه حیات (۲۳)

تأثیر i به‌ازای واحد کارکردی تعریف شده (یک تن شلتوک)، I_i : مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر i (به‌ازای یک تن شلتوک) و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر می‌باشد.

سپس شاخص‌های نرمال شده با استفاده از ضرایب موزون شدند تا شدت تأثیر آنها برحسب وزن (W) مربوط به هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (معادله ۳) (۱۱):

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \quad [3]$$

که در آن، W_{ijk} : وزن مربوط به شاخص i در منطقه j در سال k ، C_{ijk} : مقدار فعلی شاخص i در منطقه j در سال k و T_{ijk} : مقدار هدف برای شاخص i در منطقه j در سال k می‌باشد.

در مرحله تلفیق و تفسیر نتایج، شاخص زیست محیطی تحت عنوان شاخص بوم‌شناخت (Eco-X: Eco Index) که معیار نهایی روش ارزیابی چرخه حیات و نشان‌دهنده مجموع اثرات زیست محیطی (تبعات منفی زیست محیطی) انتشار انواع آلاینده‌ها و مصرف منابع غیرقابل تجدید می‌باشد، با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد (۱۱):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \quad [4]$$

که در این معادله، $EcoX$: شاخص محیطی بوم‌شناخت به‌ازای واحد کارکردی (یک تن شلتوک)، N_i : مقدار نرمال شده مربوط

مربوط به این گروه براساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد و براساس دی‌اکسید گوگرد (SO_2) یکسان‌سازی شد (۹). از آنجا که منبع تشدید بوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی ورود آمونیاک و اکسیدهای نیتروژن (NOx) و در بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات نیتروژنه و فسفره به آب‌های سطحی می‌باشد (۱۱)، لذا پتانسیل بوتریفیکاسیون به‌طور جداگانه در دو زیرگروه بوم‌نظام‌های خشکی و آبی برآورد شد (۹ و ۱۱). پتانسیل گرمایش جهانی برای بیان میزان مشارکت انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای در بروز آلودگی‌های زیست محیطی و تغییر اقلیم مورد استفاده قرار می‌گیرد (۴). این گروه تأثیر از طریق برآورد میزان تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل دی‌اکسید کربن، متان و اکسید نیتروس، براساس معادل دی‌اکسید کربن یکسان‌سازی شد (۲۴). به این ترتیب، ابتدا سه گروه فوق ممیزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید برنج براساس میزان مصرف کود نیتروژن (کمتر از ۱۹۰، ۲۰۰-۲۱۰، ۲۱۰-۲۲۰، ۲۲۰-۲۱۰ و بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) به‌صورت کمی تعیین شد. پس از آن، شاخص‌ها نرمال‌سازی شدند (معادله ۲) (۲۰ و ۲۱).

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \quad [2]$$

که در این معادله، N_i : مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه

جدول ۱. میانگین مقدار نهاده‌ها و ستانده‌های برنج در استان‌های مهم تولید کننده به‌ازای یک تن شلتوک در هکتار طی سال‌های ۹۱-۱۳۷۸

مقدار	الف) نهاده‌ها
۵۸۰/۸۳	سوخت (لیتر)
۲۲۷/۶۴	کود دامی (کیلوگرم)
	کود شیمیایی (کیلوگرم)
۲۰۶/۶۳	الف) نیتروژن
۳۰/۲۵	ب) پتاسیم
۱۱۹/۴۸	ج) فسفر
	سموم شیمیایی (کیلوگرم)
۴/۱۵	الف) حشره‌کش
۴/۰۶	ب) علف‌کش
۲/۴۵	ج) قارچ‌کش
۲/۴۵	د) آفت‌کش
	ب) ستانده
۴/۵۶	عملکرد شلتوک (تن)

جدول ۲. میانگین عملکرد شلتوک در واکنش به مصرف مقادیر کود نیتروژن در استان‌های مهم تولید کننده طی سال‌های ۹۱-۱۳۷۸

مقدار کود نیتروژن (تن در هکتار)	عملکرد شلتوک (کیلوگرم در هکتار)
>۱۹۰	۴/۷۶±۱/۰۸
۱۹۰-۲۰۰	۵/۳۵±۰/۸۳
۲۰۰-۲۱۰	۴/۳۰±۱/۰۴
۲۱۰-۲۲۰	۴/۲۱±۱/۳۱
>۲۲۰	۴/۱۶±۱/۱۱

نیتروژن بالاتر از ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار تعلق داشت. با افزایش مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های تولید برنج، انتشار آمونیاک و اکسیدهای نیتروژن نیز افزایش یافت که این امر در نتیجه افزایش انتشار آلاینده‌ها را به محیط زیست موجب گردید؛ به‌طوری‌که فشرده‌ترین نظام تولید از نظر مصرف کود نیتروژن در زیرگروه اسیدی شدن، موجب انتشار بیشترین میزان آمونیاک

به هر گروه تأثیر، W_i : وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i می‌باشد.

برای سنجش قابلیت پایایی (Reliability) پرسشنامه از ضریب آلفای کرونباخ (Cronbach's Alfa) استفاده گردید (۱۴). پس از جمع‌آوری پرسشنامه‌ها، دسته‌بندی اطلاعات و محاسبات مربوطه با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام و شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Sigma plot رسم شدند.

نتایج

نهاده‌های مصرفی و عملکرد شلتوک و میانگین نهاده‌های مورد استفاده برای تولید یک تن شلتوک در جدول ۱ نشان داده شده است.

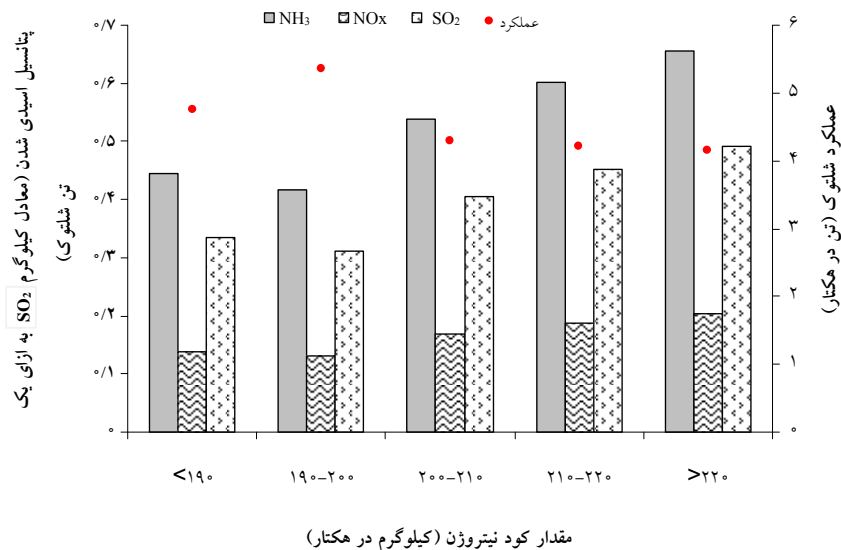
آلفای کرونباخ

ضریب آلفای کرونباخ برای مقیاس اصلی پرسشنامه $\alpha=0.85$ محاسبه شد که نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بوده است.

عملکرد شلتوک

بالاترین عملکرد شلتوک با ۵/۳۵ تن در هکتار برای سطح ۲۰۰-۱۹۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن به‌دست آمد. اگرچه افزایش نیتروژن از کمتر از ۱۹۰ به ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار موجب افزایش ۱۲ درصدی عملکرد شلتوک شد، ولی افزودن بیش از این میزان، تأثیر زیادی بر عملکرد نداشت، حتی کاهش عملکرد را نیز موجب گردید (جدول ۲). با در نظر گرفتن واکنش کاهشی عملکرد در پاسخ به مقادیر کود نیتروژن، در راستای کاهش هزینه‌های تولید و آلودگی‌های زیست محیطی و هم‌چنین بهبود بهره‌وری تولید باید میزان مناسب مصرف کود نیتروژن را با توجه به خصوصیات فیزیکی‌شیمیایی خاک و نیاز گیاه مدنظر قرار داد.

بالاترین پتانسیل اسیدی شدن با ۱/۳۵ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد (SO_2) به‌ازای یک تن شلتوک به سطح



شکل ۲. پتانسیل اسیدی شدن واحد کارکردی نظام تولید برنج در سطوح کود نیتروژن

انتشار متان (CH₄) در تمام سطوح مصرف نیتروژن نسبتاً پایین بود، ولی بالاترین میزان انتشار مربوط به بیشترین مقدار مصرف کود نیتروژن بود (شکل ۴).

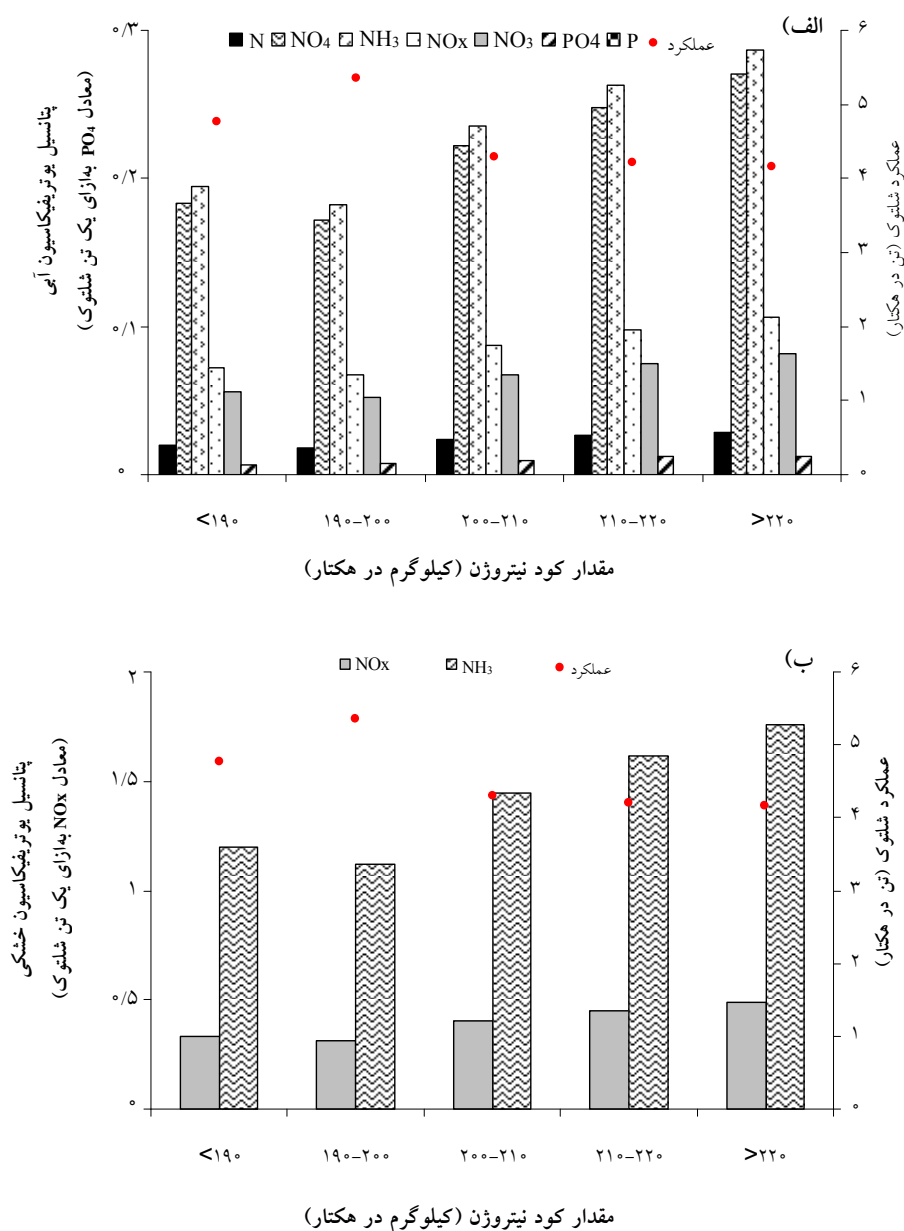
بیشترین شاخص نرمال شده گروه‌های تأثیر مورد مطالعه در بوم‌نظام تولید برنج برای گروه‌های تأثیر یوتریفیکاسیون در بوم‌نظام آبی و گرمایش جهانی به ترتیب با ۰/۲۰ (سطح کودی بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) و ۰/۱۳ (به‌ازای یک تن شلتوک (۱۹۰-۲۰۰) کیلوگرم نیتروژن در هکتار) محاسبه گردید. گروه‌های تأثیر یوتریفیکاسیون در بوم‌نظام خشکی و اسیدی شدن نیز در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند (شکل ۵).

دامنه شاخص زیست محیطی نظام تولید برنج با ۰/۲۲-۰/۱۴ EcoX به‌ازای یک تن شلتوک محاسبه شد. بالاترین اثرات زیست محیطی شالیزارهای برنج در کشور در گروه‌های تأثیر مورد مطالعه مربوط به سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب مربوط به یوتریفیکاسیون در محیط آبی (۰/۱۳ EcoX به‌ازای یک تن شلتوک)، گرمایش جهانی (۰/۰۵ EcoX به‌ازای یک تن شلتوک)، یوتریفیکاسیون محیط خشکی (۰/۴۷ EcoX به‌ازای یک تن شلتوک) و اسیدی شدن

(NH₃)، اکسیدهای نیتروژن (NO_x) و دی‌اکسید گوگرد (SO₂) به محیط شد (شکل ۲).

بیشترین پتانسیل یوتریفیکاسیون در محیط آبی برابر با ۰/۷۹ واحد معادل کیلوگرم فسفات (PO₄) به‌ازای یک تن شلتوک برای سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار مشاهده شد و کمترین میزان به سطح کودی ۱۹۰-۲۰۰ کیلوگرم در هکتار (۰/۵۰) واحد معادل کیلوگرم فسفات (PO₄) به‌ازای یک تن شلتوک) تعلق داشت (شکل ۳-الف). بالاترین و پایین‌ترین پتانسیل یوتریفیکاسیون در محیط خشکی به ترتیب با ۲/۲۵ و ۱/۴۳ واحد معادل کیلوگرم اکسیدهای نیتروژن (NO_x) به‌ازای یک تن شلتوک برای سطوح بیش از ۲۲۰ و ۱۹۰-۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌دست آمد (شکل ۳-ب).

بالاترین و پایین‌ترین پتانسیل گرمایش جهانی در بوم‌نظام تولید برنج به ترتیب به سطوح کودی بیش از ۲۲۰ و ۱۹۰-۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با ۴۵۲/۰۲ و ۲۸۸/۷۲ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید کربن (CO₂) به‌ازای یک تن شلتوک تعلق داشت. بالاترین و پایین‌ترین مقادیر انتشار گازهای گلخانه‌ای دی‌اکسید کربن (CO₂) و اکسید نیتروس (N₂O) نیز به ترتیب به همین سطوح کودی اختصاص داشت. علاوه بر این، اگرچه

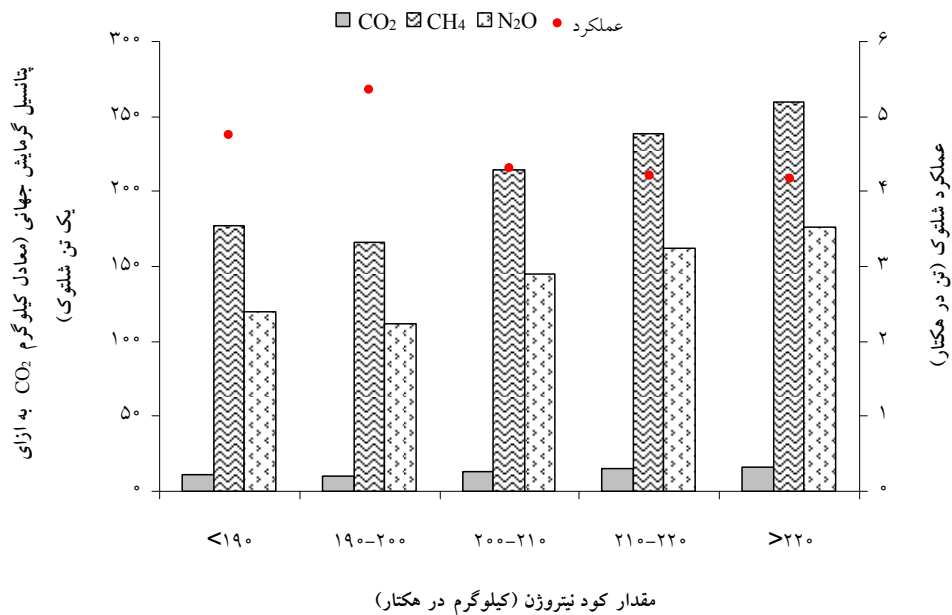


شکل ۳. پتانسیل یوتریفیکاسیون بوم‌نظام‌های الف) آبی و ب) خشکی واحد کارکردی نظام تولید برنج در سطوح کود نیتروژن

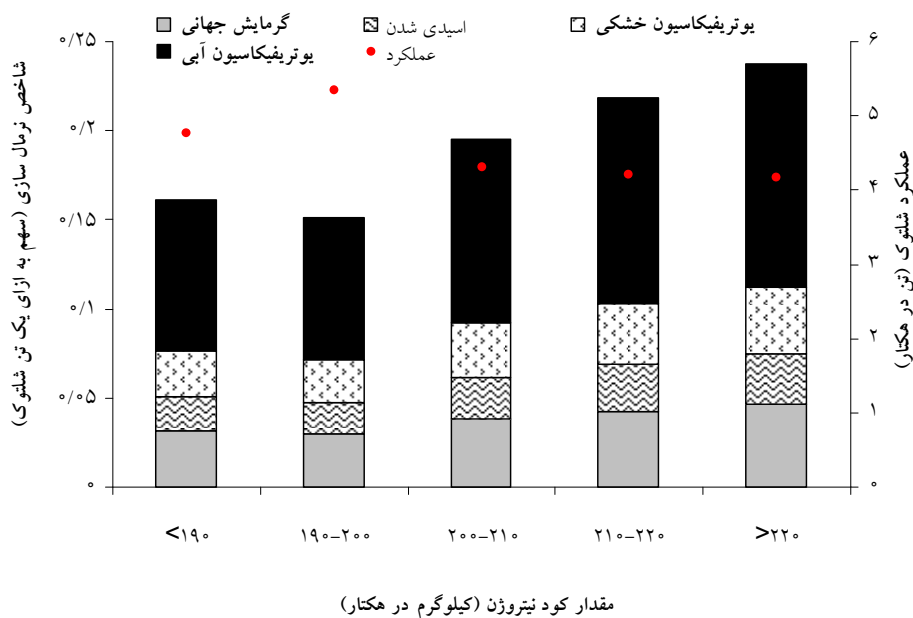
بحث

افزایش مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های برنج موجب افزایش انتشار آمونیاک و اکسیدهای نیتروژنه در گروه تأثیر اسیدی شدن گردید. وجود شرایط غرقابی در نظام‌های تولید برنج، موجب تصعید آمونیاک، دنیتریفیکاسیون و آبشویی یون نیترات شده

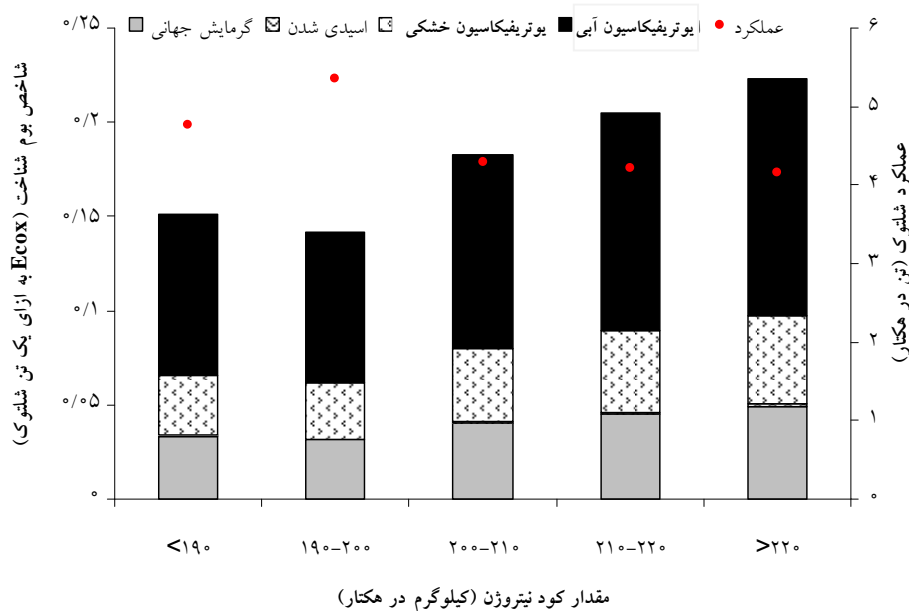
($EcoX$ ۰/۰۰۰۱ به ازای یک تن شلتوک) بود (شکل ۶). همان‌گونه که مشاهده می‌شود، با افزایش مقدار کود نیتروژن و سایر نهاده‌ها، اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج نیز افزایش یافته است؛ به طوری که بالاترین اثرات زیست محیطی برای بالاترین سطح نیتروژن حاصل شد.



شکل ۴. پتانسیل گرمایش جهانی واحد کارکردی نظام تولید برنج در سطوح کود نیتروژن



شکل ۵. شاخص نرمال شده واحد کارکردی نظام تولید برنج در سطوح کود نیتروژن



شکل ۶. شاخص بوم‌شناخت واحد کارکردی نظام تولید برنج در سطوح کود نیتروژن

شود. پتانسیل اسیدی شدن کود دامداری‌های گاو شیری تحت مدیریت گسترده و فشرده به ترتیب ۱۱۹ و ۱۳۶ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد (SO_2) به ازای یک هکتار گزارش شد (۲۲). بدین ترتیب، با در نظر گرفتن اثرات زیست محیطی ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه، می‌توان از کودهای آلی و وارد کردن گیاهان کود سبز و تثبیت کننده نیتروژن مانند شبدر برسیم به صورت کشت مخلوط و همچنین در تناوب زراعی با برنج برای کاهش این اثرات زیست محیطی در نظام‌های تولید برنج بهره‌گیری نمود.

بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی در نظام تولید برنج برای سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه شد و بالاترین میزان انتشار دی‌اکسید کربن (CO_2)، اکسید نیتروس (N_2O) و متان (CH_4) مربوط به سطح کودی بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. انتشار مستقیم آلاینده‌های زیست محیطی به اتمسفر ناشی از مصرف کودهای شیمیایی به‌ویژه نیتروژن شامل آمونیوم، اکسید نیتروس (N_2O) و

است. فلاح‌پور و همکاران (۱۶) با ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم در استان خراسان خاطرنشان ساختند که با افزایش مصرف کود نیتروژن به دلیل تبخیر آمونیاک، انتشار این آلاینده افزایش یافت. میزان انتشار اکسیدهای نیتروژن (NO_x) و آمونیاک (NH_3) از خاک به ازای افزایش مصرف نیتروژن ۳۲ درصد برآورد شده است (۱۹). بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم در کشور مؤید این مطلب بود که بالاترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن در نظام آبی (۱/۵۳) واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد (SO_2) به ازای یک تن شلتوک) برای سطح ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و در نظام دیم (۳/۰۳) واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد (SO_2) به ازای یک تن شلتوک) برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن حاصل گردید (۵). بنا بر عقیده ماهلر و همکاران (۲۷) با توجه به فشارهای رو به افزایش اقتصادی و محیطی بر بوم‌نظام‌های زراعی رایج، به‌منظور توسعه پایدار باید تحقیقات گسترده‌تری جهت افزایش کارایی و بهره‌وری نیتروژن به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک انجام

نیتروفیکاسیون و دنیتروفیکاسیون کودهای آلی در شرایط غرقابی می‌باشد (۴۶). بدین ترتیب، اگرچه مصرف نیتروژن عامل کلیدی در بهبود رشد و عملکرد برنج محسوب می‌شود، ولی با در نظر گرفتن اثرات زیست محیطی آن تحت تأثیر انتشار گازهای گلخانه‌ای بایستی از سایر راهکارهای اکولوژیکی مانند بهره‌گیری از کشت مخلوط با بقولات، کاشت گونه‌های همراه به‌عنوان کود سبز، به‌کارگیری تناوب زراعی برای بهبود حاصلخیزی خاک استفاده گردد. علاوه بر این، توصیه نظام‌های مبتنی بر تناوب زراعی مناسب، علاوه بر ایجاد ثبات تولید، مشکلات ناشی از الگوهای کشت نادرست، افزایش مصرف آب و مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژن را نیز در مناطق تولید این محصول مهم به حداقل می‌رساند.

۹۵ درصد پتانسیل گرمایش جهانی تولید برنج مربوط به مصرف کودهای شیمیایی، ۲ درصد وابسته به فرآیند برداشت و بقیه مرتبط با فرآیند پس از برداشت می‌باشد (۲۵). ۵۹ درصد انتشار مستقیم دی‌اکسید کربن مربوط به کارخانه‌های تولید کودهای شیمیایی است (۱۲). ۱۴ درصد انتشار خالص دی‌اکسید کربن در بوم‌نظام‌های زراعی مربوط به عملیات خاکورزی است (۱۳). البته میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در نظام‌های غلات بسته به نوع مدیریت، شرایط اقلیمی و خاکی متفاوت می‌باشد (۸). با توجه به اینکه دلیل عمده تولید و انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای تحت تأثیر مصرف کودهای شیمیایی، اعمال خاکورزی فشرده است (۴۹)، توصیه می‌شود از سایر راهکارهای مدیریتی جایگزین مصرف کودهای نیتروژنه نظیر کودهای آلی دارای سرعت آزادسازی آهسته و کارایی مصرف بالای نیتروژن و هم‌چنین تولید و مصرف کود نیتروژن و عملیات خاکورزی کاهش یافته برای جبران کمبود عناصر غذایی بهره‌گیری گردد (۴۶).

تولید متان در شالیزارها بیش از ۲۰ درصد انتشار گازهای گلخانه‌ای را به‌خود اختصاص داده است (۴۴). از آنجا که انتشار این گاز مهم از شالیزارها ناشی از کودهای شیمیایی، مدیریت زراعی و محیط خاک می‌باشد (۳۰)، باید از

اکسیدهای نیتروژن (NO_x)، انتشار آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی از طریق آبشویی نترات و انتشار فسفر به آب‌های سطحی می‌باشد که باعث بروز یوتروفیکاسیون می‌شود (۲۶)، به طوری که بیشترین اثرات زیست محیطی به بالاترین مقدار مصرف کود نیتروژن تعلق داشت. هم‌چنین از آنجا که تصعید آمونیاک (NH_3) وابسته به شرایط محیطی می‌باشد و وجود غرقاب باعث افزایش انتشار آن می‌شود (۱۱ و ۱۲)، لذا با افزایش مصرف نیتروژن، انتشار این گاز نیز افزایش یافت. از طرف دیگر، با در نظر گرفتن این مطلب که انتشار اکسیدهای نیتروژنه هم‌چنین وابسته به عملیات خاکورزی می‌باشد (۱۱ و ۱۲)، لذا افزایش شدت خاکورزی، افزایش انتشار این آلاینده‌های زیست محیطی را در گروه تأثیر یوتروفیکاسیون در بوم‌نظام خشکی به‌دنبال داشته است. ارزیابی چرخه حیات مصرف نیتروژن برای نظام تولید برنج نشان داد که دلیل عمده یوتروفیکاسیون این محصول مربوط به تصعید آمونیاک (NH_3) و آبشویی نترات (NO_3) بود (۴۸). بررسی‌ها نشان داده است که تولید (اثر غیرمستقیم) و مصرف (اثر مستقیم) کودهای شیمیایی عامل اصلی سمیت بوم‌نظام، تخلیه منابع غیرزیستی و به‌ویژه یوتروفیکاسیون محسوب می‌شود (۴۰). بنابراین، با توجه به بالا بودن اثرات زیست محیطی بوم‌نظام‌های تولید برنج به‌ویژه در شرایط مصرف کودهای نیتروژن و عملیات خاکورزی، پیشنهاد می‌شود از طریق مدیریت اکولوژیک و ارگانیک حاصلخیزکننده‌های خاک نظیر عملیات خاکورزی کاهش یافته و حداقل برای کاهش این اثرات زیست محیطی بهره‌گیری گردد.

انتشار اکسید نیتروس به‌طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (۱۱). میزان انتشار نیتروژن به اتمسفر ۱/۲۵ کیلوگرم اکسید نیتروس به‌ازای کاربرد ۱۰۰ کیلوگرم در خاک برآورد شده است (۲۲). ارزیابی انتشار گازهای گلخانه‌ای در برنج نشان داد که بیشترین میزان انتشار این گازها مربوط به دی‌اکسید کربن و پس از آن اکسید نیتروس بود (۱۵). علاوه بر این، انتشار اکسید نیتروس به‌دلیل

نظام تولید برنج برابر با $EcoX = 0/14 - 0/22$ به‌ازای یک تن شلتوک تعیین گردید. بالاترین اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید برنج در مقایسه گروه‌های تأثیر به‌ترتیب مربوط به یوتریفیکاسیون در محیط آبی، گرمایش جهانی، یوتریفیکاسیون محیط خشکی و اسیدی شدن بود؛ به طوری که با افزایش مقدار کود نیتروژن، اثرات زیست محیطی تولید برنج نیز افزایش یافت و بالاترین اثرات زیست محیطی برای بالاترین سطح نیتروژن حاصل شد. همچنین با افزایش مصرف نیتروژن، پتانسیل زیست محیطی در گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل یوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی، گرمایش جهانی و اسیدی شدن تشدید شد. اتلاف نیتروژن و انتشار آن به فرم‌های مختلف به محیط زیست باعث تشدید پتانسیل آلودگی در گروه‌های مختلف تأثیر شد. علاوه بر این، انتشار سایر عناصر به محیط نظیر فسفر و همچنین خاکورزی فشرده پتانسیل بروز آلودگی را تشدید نمود. با توجه به بالا بودن اثرات و تبعات منفی زیست محیطی بوم‌نظام‌های تولید برنج، پیشنهاد می‌شود علاوه بر مدیریت اکولوژیک و ارگانیک حاصلخیزکننده‌های خاک (نظیر مصرف کودهای آلی، کودهای سبز و کمپوست)، کاربرد نیترات با پوشش گوگردی و عملیات خاکورزی کاهش یافته را برای کاهش این اثرات مدنظر قرار داد. البته به‌کارگیری این راهکارها با ارتقاء تنوع کارکردی، پایداری نظام‌های تولید این محصول را نیز به‌دنبال خواهد داشت و مشکلات ناشی از مصرف بی‌رویه آب و کودهای شیمیایی را به حداقل کاهش می‌دهد.

راهکارهای جایگزین نظیر کاشت گیاهان سبز، کمپوست و نیترات با پوشش گوگردی (۴۷) برای کاهش انتشار آن بهره‌گیری شود. علاوه بر این، از آنجا که مدیریت آبیاری نیز اثرات زیادی بر میزان انتشار این گاز ایفا می‌کند (۳۹)، مدیریت مناسب آبیاری نظیر کاهش شرایط غرقابی و هوادهی متناوب را برای کاهش انتشار این گاز گلخانه‌ای مدنظر قرار داد. بالاترین شاخص نرمال شده برای گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط آبی محاسبه شد. بیشترین شاخص زیست محیطی نظام تولید برنج مربوط به سطح کودی بیشتر از 220 کیلوگرم نیتروژن در هکتار و بالاترین اثرات زیست محیطی اثرات زیست محیطی مربوط به یوتریفیکاسیون در محیط آبی بود. بالاترین اثرات زیست محیطی نظام تولید جو آبی و دیم خراسان برای گروه تأثیر یوتریفیکاسیون در محیط آبی محاسبه شد (۱۶).

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه روی بررسی وضعیت زیست محیطی در نظام‌های تولید برنج در کشور با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات نشان داد که با افزایش مصرف نهاده‌های شیمیایی، کود دامی و به‌کارگیری ماشین‌آلات، عملکرد شلتوک ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت که پیشنهاد می‌شود از راهکارهای زراعی، ژنتیکی و به‌نژادی جهت بهبود واکنش‌پذیری تولید آن نسبت به مصرف نهاده‌ها بهره‌گیری گردد. دامنه شاخص زیست محیطی

منابع مورد استفاده

۱. اسماعیل‌پور، ب.، س. خرم دل و ا. امین غفوری. ۱۳۹۴. بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید سیب‌زمینی در ایران برمبنای کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. *مجله تولید الکترونیک گیاهان زراعی* ۸(۳): ۱۹۹-۲۲۴.
۲. پیمان، م.، ر. روحی و م. ر. علیزاده. ۱۳۸۴. تعیین انرژی مصرفی در دو روش سنتی و نیمه‌مکانیزه برای تولید برنج (بررسی موردی در استان گیلان). *مجله تحقیقات مهندسی کشاورزی* ۶(۲۲): ۶۷-۸۰.
۳. چابرا، د.، م. کاشانی‌نژاد و ش. رفیعی. ۱۳۸۵. بررسی و مقایسه محتویات مواد زائد در خشک‌کن‌های متفاوت برنج. *مجموعه مقالات اولین همایش ملی برنج*، ۵-۴ دی ماه، آمل.

۴. خرم دل، س.، ر. قربانی و ا. امین غفوری. ۱۳۹۴. مقایسه اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید دیم و آبی جو در کشور با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. *نشریه پژوهش‌های تولید گیاهی* ۲۲(۱): ۲۶۴-۲۴۳.
۵. خرم دل، س.، پ. رضوانی مقدم و ا. امین غفوری. ۱۳۹۳. بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم در کشور با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. *تحقیقات غلات* ۴(۱): ۴۴-۲۷.
۶. دستان، س.، ا. سلطانی، ق. نورمحمدی و ح. مدنی. ۱۳۹۱. انتشار دی‌اکسیدکربن و پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از مصرف انرژی در نظام‌های کاشت شالیزار. *نشریه بوم‌شناسی کشاورزی* ۶(۴): ۸۳۵-۸۲۳.
۷. ملافیلابی، ع.، س. خرم دل، ا. امین غفوری و م. حسینی. ۱۳۹۳. بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید زعفران در استان خراسان بر مبنای کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. *نشریه پژوهش‌های زعفران* ۲(۲): ۱۷۹-۱۶۵.
8. Barton, L., R. Kiese, D. Gatter, K. Butterbach-Bahl, R. Buck, C. Hinz and D. Murphy. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Global Change Biology* 14: 177-192.
9. Biswas, W. K., L. Barton and D. Carter. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. *Water and Environment Journal* 22: 206-216.
10. Bonesmo, H., A. O. Skjelvåg, H. H. Janzen, O. Klakegg and O. E. Einar Tveito. 2012. Greenhouse gas emission intensities and economic efficiency in crop production: a systems analysis of 95 farms. *Agricultural Systems* 110: 142-151.
11. Brentrup, F., J. Küsters, H. Kuhlmann and J. Lammel. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy* 20(3): 247-264.
12. Brentrup, F., J. Küsters, J. Lammel, P. Barraclough and H. Kuhlmann. 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology: II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy* 20(3): 265-279.
13. Cooper, J. M., G. Butler and C. Leifert. 2011. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences* 58: 185-192.
14. Cronbach, L. J. 1951. Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika* 16(3): 297-334.
15. Eshun, J. F., S. O. Apori and E. Wereko. 2013. Greenhouse gaseous emission and energy analysis in rice production systems in Ghana. *African Crop Science Journal* 21(2): 119-125.
16. Fallahpour, F., A. Aminghafari, A. Ghalegolab Behbahani and M. Bannayan. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environment, Development and Sustainability* 14: 979-992.
17. Ferry, J. G. 1992. Biochemistry of methanogenesis. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology* 27(6): 473-503.
18. Finkbeiner, M., A. Inaba, R. B. H. Tan, K. Christiansen and H. J. Klüppel. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(2): 80-85.
19. Galloway, J. N., W. H. Schlesinger, H. I. Levy, A. Michaels and J. L. Schnoor. 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement environmental response. *Global Biogeochemistry Cycles* 9: 235-252.
20. Guinée, J. 1996. Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products. CML Paper No. 14 (Revised version). CML (Centre of Environmental Science), Leiden.
21. Guinée, J. B. 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.
22. Haas, G., F. Wetterich and U. Kpke. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83(1-2): 43-53.
23. ISO (International Organization for Standardization). 1997. Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework. International Standard ISO 14040, ISO, Geneva.
24. ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework.
25. Kasmaprapuet, S., W. Paengjuntuek, P. Saikhwan and H. Phunggrassami. 2009. Life cycle assessment of milled rice production: case study in Thailand. *European Journal of Scientific Research* 30(2): 195-203.
26. Khoshnevisan, B., S. Rafiee, M. Omid, H. Mousazadeh and S. Clark. 2013. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *Journal of Cleaner Production* 73(15): 1-10.

27. Mahler, R. L., F. E. Koehler and L. K. Lutcher. 1994. Nitrogen source, timing of application and placement: Effects on winter wheat production. *Agronomy Journal* 86: 637-642.
28. Mansoori, H., P. Rezvani Moghaddam and R. Moradi. 2012. Energy budget and economic analysis in conventional and organic rice production systems and organic scenarios in the transition period in Iran. *Frontiers in Energy* 6(4): 341-350.
29. Marini, M., F. Senhaji and D. Pimentel. 2002. Energy analysis of sugar beet production under traditional and intensive farming systems and impact on sustainable agriculture in Morocco. *Journal of Sustainable Agriculture* 20: 5-27.
30. Mitra, S., M. C. Jain, S. Kumar, S. K. Bandyopadhyay and N. Kalra. 1999. Effect of rice cultivars on methane emission. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 177-183.
31. Mohammadi, A., S. Rafiee, A. Jafari, A. R. Keyhani, T. Dalgaard, M. T. Knudsen, T. L. T. Nguyen, R. Borek and J. E. Hermanse. 2015. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis for the benchmarking of environmental impacts in rice paddy production. *Journal of Cleaner Production* 106: 521-532.
32. Nemecek, T., D. Dubois, O. Huguenin-Elie and G. Gaillard. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems* 104: 217-232.
33. Nikkhah, A., A. R. Taheri-Rad, M. Khojastehpour, B. Emadi and S. Khorramdel. 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. *Journal of Cleaner Production* 92: 84-90.
34. Pishgar-Komleh, S. H., P. Sefeedpari and S. Rafiee. 2011. Energy and economic analysis of rice production under different farm levels in Guilan province of Iran. *Energy* 36: 5824-5831.
35. Rafiee, S., A. Jafari, A. R. Keyhani, T. Dalgaard, M. T. Knudsen, T. L. T. Nguyen, R. Borek and J. E. Hermanse. 2015. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis for the benchmarking of environmental impacts in rice paddy production. *Journal of Cleaner Production* 106: 521-532.
36. Rahimizadeh, M., H. Madani, S. Rezadoust, A. Mehraban and A. Marjani. 2007. Analysis of energy in agroecosystems and methods of increasing energy efficiency. In: The 6th National Energy Congress. 12-13 June, Tehran, Available at: http://Iranenergy.org.ir/sixth/new3/final_schedule.pdf
37. Rathke, G. W. and W. Diepenbrock. 2006. Energy balance of winter oil seed rape cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 24: 35-44.
38. Risoud, B. 2000. Energy efficiency of various French farming systems: questions and sustainability. In: International Conference on Sustainable Energy: New Challenges for Agriculture and Implications for Land Use, Organized by Wageningen University, Netherlands, May 18-20.
39. Roy, P., D. Nei, T. Orikasa, Q. Xu and H. Okadome. 2009. A review of cycle life assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90: 1-10.
40. Saenjan, P. and C. Saisompan. 2004. Economic return of rice production from methane mitigated rice yields. *Agriculture* 20(3): 259-271.
41. Sahle, A. and J. Potting. 2013. Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Science of the Total Environment* 443: 163-172.
42. Schröder, J. J., H. F. M. Aarts, H. F. M. ten Berge, H. van Keulen and J. J. Neeteson. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* 20: 33-44.
43. Snedecor, G. W. and W. G. Cochran. 1980. Statistical Methods. Iowa State University Press, 292 p.
44. Tang, S., S. Yang, J. Chen, P. Xu, F. Zhang, S. Ai and X. Huang. 2007. Studies on the mechanism of single basal application of controlled-release fertilisers for increasing yield of rice (*Oryza sativa* L.). *Agriculture Science, China* 6: 586-596.
45. Thitakamol, T. 2008. Influence of distillery slop on methane emission in rice paddies. *Environment Asia* 1(1): 46-50.
46. Van Zeijts, H., H. Leneman and A. W. Sleswijk. 1999. Fitting fertilization in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Cleaner Production* 7: 69-74.
47. Velthof, G. L., P. J. Kuikman and O. Oenema. 2002. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 249-261.
48. Wenzel, H., M. Hauschild and L. Alting. 1997. Environmental Assessment of Products: Volume I Methodology, tools and case studies in product development, Chapman & Hall, UK, 453 p.
49. Xia, Y. and X. Yan. 2011. Life-cycle evaluation of nitrogen-use in rice-farming systems: implications for economically-optimal nitrogen rates. *Biogeosciences* 8: 3159-3168.