فصلنامه علوم محیطی، دوره شانزدهم، شماره ۱، بهار ۱۳۹۷

۲۰۶-۱۹۱

بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان

محمدرضا شیری*، رضا عطایی و فرید گل‌زردی

مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

تاریخ دریافت: ۹۶/۸/۸ تاریخ پذیرش: ۹۷/۲/۲

شیری، م.ر.، ر. عطایی و ف. گل‌زردی. ۱۳۹۷. بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مغان. فصلنامه علوم محیطی. ۱۶ (۱): ۱۹۱- ۲۰۶.

سابقه و هدف: چرخه حیات (LCA) رویکردی برای ارزیابی اثرات محیط زیستی تولید محصول یا انجام یک فعالیت است که بر اساس دو شاخص میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست محاسبه می‌شود. بدین منظور، این پژوهش با هدف تعیین اثرات زیست‌محیطی نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان با استفاده از LCA انجام شد.

مواد و روش‌ها: برای تجزیه‌وتحلیل اثرات زیست‌محیطی، از روش ISO14014 به ازای یک واحد کارکردی معادل با یک تن دانه استفاده شد. بدین ترتیب، میزان نهاده‌های ورودی (از جمله سوخت‌های فسیلی و کودهای معدنی)، تولید و انتقال نهاده‌های کشاورزی (نظیر تولید کودهای شیمیایی) و عملیات به‌کارگرفته‌شده در مزرعه (شامل شخم و برداشت) به ازای یک واحد کارکردی تعیین شد. در گام اول، ممیزی چرخه حیات (LCI)، میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به ازای یک واحد کارکردی تعیین شد. در مرحله بعد، تأثیر چرخه حیات ارزیابی شد و بر اساس شاخص‌های اطلاعات مرحله قبل، در ۹ گروه تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون، اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی دسته‌بندی شدند. در نهایت، بعد از نرمال‌سازی و وزن‌دهی داده‌ها، شاخص نهایی برای این گروه‌های تأثیر برآورد شد.

نتایج و بحث: برآورد شاخص‌های زیست‌محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه‌های تاثیر نشان داد که ارزش‌های EcoX و RDI برای گروه‌های تاثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب برابر با ۰/۰۴، ۰/۲۹، ۰/۵۰، ۰/۱۱، ۰/۰۳، ۲/۲۷، ۰/۷۵، ۰/۰۳ و ۰/۵۶ به دست آمد. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت در میان شاخص‌های زیست‌محیطی بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت به ترتیب برای گروه‌های مؤثر اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و اسیدیته و در میان گروه‌های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسیلی بیشترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان داشتند.

نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج و به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی نظام تولید ذرت چنین به نظر می‌رسد که می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی همچون کاربرد نهاده‌های آلی، تناوب، گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و خاک‌ورزی حداقل بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی بهره جست.

واژه‌های کلیدی: اثرات زیست محیطی، ارزیابی تأثیر چرخه حیات، انتشار، مصرف منابع.

*Corresponding Author. *E-mail Address*: mshiri@spii.ir

Archive of SID

www.SID.ir

مقدمه

ذرت (*Zea mays* L.) در دنیا از نظر تولید در رتبه اول و از نظر سطح زیر کشت بعد از گندم رتبه دوم را به خود اختصاص داده است (Anonymous, 2014). ذرت دانه‌ای در بیش از ۱۸۵هزار هکتار از اراضی کشور کشت و تولید سالانه آن حدود ۱/۸۵ میلیون تن است (Anonymous, 2014)، در حالی که نیاز سالانه کشور به ذرت دانه‌ای حدود ۵ میلیون تن برآورد می‌شود. ضریب خودکفایی ۳۷ درصدی این محصول، ایران را به‌عنوان یکی از کشورهای عمده واردکننده ذرت تبدیل کرده است. به‌طوری که ایران با وارد کردن سه و نیم میلیون تن دانه ذرت (۳/۷ درصد از کل واردات جهانی ذرت) در سال ۲۰۱۴، در بین کشورهای واردکننده ذرت، جایگاه هشتم را به خود اختصاص داده است (Anonymous, 2015). بنابراین افزایش تولید ذرت در جهت افزایش ضریب خوداتکایی ذرت در اولویت سیاست‌گذاری کشور قرار گرفته است. هرچند با مصرف بی‌رویه‌ی کودهای شیمیایی و افزایش سطح مکانیزاسیون تا حدودی افزایش تولید اتفاق افتاده، افزایش مصرف سوخت‌های فسیلی و کودهای شیمیایی سبب ورود ترکیبات آلاینده به هوا، آب و خاک و موجب آسیب به محیط زیست نیز شده است. از جمله این تأثیرات زیست‌محیطی می‌توان به انتشار گازهای گلخانه‌ای اشاره کرد (Snyder *et al*., 2009). برآورد شده که ۲۰ درصد از انتشار گازهای گلخانه‌ای مربوط به فعالیت‌های کشاورزی است (Brentrup *et al*., 2000). اگرچه هدف اساسی هر نظام کشاورزی، افزایش عملکرد است، ولی اکوسیستم‌های زراعی باید بتوانند علاوه بر پایداری و ثبات تولید در درازمدت، حفاظت از منابع پایه و کاهش آلودگی‌های محیط زیستی را نیز تضمین کنند (Singh *et al*., 2009). بنابراین ضرورت دارد اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های مختلف کشاورزی در دامنه‌ای از مقیاس‌های مکانی مختلف از سطح مزرعه تا سطح ملی تجزیه‌وتحلیل شوند (Anonymous, 2001).

مهم‌ترین مساله‌ای که امروزه توجه بسیاری از دانشمندان را در سراسر نقاط دنیا به خود جلب کرده، پدیده تغییر اقلیم و گرمایش جهانی تحت‌تأثیر انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای به محیط زیست و به‌ویژه هواسپهر است (Anonymous, 2007). افزایش جهانی غلظت دی‌اکسید کربن و دیگر گازهای گلخانه‌ای عمدتاً ناشی از مصرف سوخت‌های فسیلی، کارخانه‌های سیمان‌سازی و تغییر کاربری اراضی است. از دیگر دلایل این افزایش می‌توان سوزاندن زیست‌توده گیاهی، عملیات خاک‌ورزی و به‌ویژه شخم برگردان‌دار، مصرف انواع کودها و دیگر مواد شیمیایی را برشمرد (Khorramdel, 2011).

برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder *et al*., 2003). در این میان، ارزیابی چرخه حیات (LCA) به‌عنوان روشی پذیرفته‌شده برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات در بخش‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد (Brentrup *et al*., 2001; Brentrup *et al*., 2004 a; Brentrup *et al*., 2004 b; Finkbeiner *et al*., 2006; Roy *et al*., 2009). این راهکار بر مبنای ارزیابی دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست تعیین می‌شود (Brentrup *et al*., 2004 a; Roy *et al*., 2009).

در این روش اثرات زیست‌محیطی در قالب گروه‌های تأثیر مختلفی ارزیابی می‌شود و پس از مرحله نرمال‌سازی و وزن‌دهی، شاخص نهایی این اثرات برای نظام مورد بررسی محاسبه می‌شود. این شاخص قابلیت مقایسه بین گروه‌های مختلف تأثیر را فراهم می‌آورد.

Khorramdel (2011) با ارزیابی چرخهٔ حیات نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مشهد اظهار داشت که بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت دانه‌ای (به ازای یک واحد عملکردی معادل با یک تن دانه) در شرایط آب‌وهوایی مشهد برای گروه تأثیر اسیدی‌شدن

Archive of SID
www.SID.ir

(۲/۵۹) و تغییر اقلیم (۰/۶۱) حاصل شد. Meisterling *et al.* (2009) با محاسبه LCA برای نظام‌های تولید گندم و نان تحت مدیریت ارگانیک و رایج آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی، نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک نسبت به نظام رایج، ۳۰ کیلوگرم دی‌اکسید کربن کمتر تولید می‌کند. Buratti *et al.* (2009) با بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام تولید سورگوم در دو شرایط کشت دیم و آبی اظهار داشتند که کاهش منابع، اوتریفیکاسیون، اسیدیته و فرسایش خاک از تأثیرگذارترین اثرات بودند و بین کاشت دیم و آبی تفاوت چندانی مشاهده نشد. Brentrup *et al.* (2004b) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر مختلف کود نیتروژن در نظام‌های تولید گندم زمستانه در آلمان با استفاده از LCA گزارش کردند که در سطوح پایین مصرف کود نیتروژن، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالا اوتریفیکاسیون عوامل کنترل‌کننده LCA بودند. Monti *et al.* (2009) با ارزیابی LCA اعلام داشتند که با جایگزین کردن گیاهان چندساله در نظام‌های زراعی رایج می‌توان اثرات زیست‌محیطی ناشی از تولید دی‌اکسید کربن و آب‌شویی نیترات را بیش از ۵۰ درصد کاهش داد. Nie *et al.* (2010) با بررسی اثرات نظام‌های مختلف کشت مخلوط و تک‌کشتی بیان داشتند که کشت مخلوط باعث کاهش اثرات سوء تولید بر محیط زیست شد. بررسی‌های دیگری نیز با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات روی بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی در ایران از جمله تولید محصولات گندم (Soltani *et al.*, 2010; Mirhaji *et al.*, 2013)، ذرت (Khorramdel, 2011)، زعفران (Mola-Filabi *et al.*, 2015)، سیب زمینی (Esmaielpour *et al.*, 2015)، چغندرقند (Mirhaji *et al.*, 2012)، سویا (Mohammadi *et al.*, 2013)، پنبه (Khojastehpour *et al.*, 2015) و هلو (Nikkhah *et al.*, 2017) صورت گرفته است. Brentrup et al. (2001) معتقدند که محاسبه LCA حتی قادر است مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص و آنها را مرتفع کند.

الگوی مصرف نهاده‌های تولیدی از مسائل مهمی است که عدم توجه کافی به آن می‌تواند باعث ایجاد مشکلات زیست‌محیطی شود. در روش‌های مرسوم کشاورزی اتلاف نهاده‌هایی همچون کودهای شیمیایی در اثر مصرف بی‌رویه، نابهنگام، و نامتعادل باعث ورود ترکیباتی به آب و خاک می‌شود که سلامت و بهداشت جامعه را تهدید می‌کند. هدف از این تحقیق بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در استان اردبیل، برآورد میزان انتشار آلاینده‌ها در فرایند تولید ذرت به محیط زیست، تأثیرات زیست‌محیطی تخلیهٔ منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی به ازای تولید یک تن ذرت و ارائه راهبردهایی در زمینهٔ کاهش تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در این منطقه است.

مواد و روش‌ها

این پژوهش به صورت پرسش‌نامه‌ای در شهرستان مغان از طریق مراجعه حضوری به کشاورزان ذرت‌کار در سال ۱۳۹۴ انجام شد. بر این اساس، تعداد ۵۲ کشاورز به‌طور تصادفی از بین کشاورزان روستاهای شهرستان پارس‌آباد انتخاب شدند. اطلاعات مربوط به عملیات رایج در تولید ذرت به تفکیک نوع عملیات مورد استفاده شامل آماده‌سازی زمین و کاشت، عملیات داشت همچون آبیاری، کوددهی، سمپاشی و عملیات برداشت، تعیین و پس از آن مقدار مصرف هر گروه از نهاده‌ها (سوخت، ماشین آلات، کودها و سموم شیمیایی و میزان عملکرد ذرت) مشخص شد.

برای محاسبه LCA برای نظام تولید ذرت، با انجام تغییراتی از روش ISO14040 استفاده شد (Anonymous, 2006). بدین ترتیب، مراحل چهارگانه محاسبه LCA به شرح زیر انجام شد:

Archive of SID
www.SID.ir

روش ارزیابی چرخهٔ حیات

این روش بر پایهٔ استاندارد ISO14040 اجرا می‌شود و به‌طور کلی به چهار بخش بیان هدف و واحد مرجع، تعیین ورودی‌ها و خروجی‌های سامانه، ارزیابی تأثیرات زیست‌محیطی و تفسیر آنها تقسیم‌بندی می‌شود (Iriarte *et al.*, 2010). در ادامه این چهار بخش به تفکیک آورده می‌شود:

مرحله اول: بیان هدف و واحد کارکردی

در ابتدا باید هدف از پژوهش مشخص باشد. در این تحقیق هدف از پژوهش بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید ذرت در منطقه مغان به روش ارزیابی چرخهٔ حیات در قالب گروه‌های تأثیر تخلیهٔ منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، تغییرکاربری اراضی، گرمایش جهانی، اسیدیته، و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی بود. پس از بیان هدف باید واحد کارکردی تعیین شود. در تحقیقات مشابه برای بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی، واحد کارکردی تولید یک تن محصول یا تولید در واحد سطحی مشخص یا تولید مقداری مشخص انرژی در نظر گرفته شده است (Buratti *et al.*, 2009; Nikkhah *et al.*, 2015). در این تحقیق واحد کارکردی بررسی، واحد کارکردی تولید یک تن محصول در نظر گرفته شد.

مرحله دوم: تعیین ورودی‌ها و خروجی‌های چرخه حیات

در این بخش تمام نهاده‌هایی که برای تولید محصول لازم است و تمامی مقادیر آلاینده‌های انتشاریافته به محیط زیست در اثر استفاده از این نهاده‌ها، تعیین و بر مبنای واحدهای کارکردی محاسبه می‌شوند. در این پژوهش مصرف پنج نهادهٔ سوخت دیزل، آب، کود نیتروژن، کود فسفات، کود پتاس به‌عنوان نهاده‌های ورودی مستعد آسیب به محیط زیست در نظر گرفته شدند.

اندازه‌گیری میزان دقیق آلاینده‌های انتشاریافته به خاک، آب‌وهوا با چالش‌هایی روبه‌رو است (Brentrup *et al.*, 2000) و همچنین میزان انتشار آلاینده‌ها به خاک و آب‌وهوا متفاوت است. بنابراین اغلب برای تخمین میانگین انتشار به جای اندازه‌گیری، از ضرایب انتشار آلاینده‌ها، استفاده می‌شود. میزان انتشار مهم‌ترین گازهای گلخانه‌ای شامل دی‌اکسید کربن CO2، اکسید نیتروژن N2O و متان CH4 ناشی از سوختن هر لیتر گازوئیل به ترتیب برابر ۲/۷۳، $۱۰^{-۶}\times$ ۱۸/۱و $۱۰^{-۶}\times$ ۱۷۳ کیلوگرم (Tzilivakis *et al.*, 2005) و میزان انتشار آلاینده‌های SO_2 و NO_x به ازای سوختن هر لیتر گازوئیل به ترتیب برابر با $۱۰^{-۳}\times$ ۲۲/۲ و $۱۰^{-۳}\times$ ۴ کیلوگرم است (Dehghani, 2007).

یکی از آلاینده‌های اصلی انتشاریافته از مصرف کود نیتروژن، آمونیاک است، نزدیک به ۹۰ درصد میزان جهانی تصعید آمونیاک مربوط به بخش کشاورزی است (Brentrup *et al.*, 2000). میزان انتشار آمونیاک و N_2O طبق روش Brentrup *et al.* (2000) برآورد شد. در این مورد چون اطلاعات خاص برای کشور در دست نبود، از اطلاعات مربوط به اروپا استفاده شد و فرض شد که فرآیند تولید این مواد در کشور مشابه اروپا است. همچنین میزان انتشار NO_x به هواسپهر برابر ۱۰ درصد میزان انتشار N_2O در نظر گرفته شد (Gasol *et al.*, 2007).

مرحله سوم: ارزیابی تأثیرات

هدف از اجرای این مرحله، تجزیه‌وتحلیل کمی نتایج بخش ممیزی چرخه حیات است که به سه زیر بخش طبقه‌بندی، نرمال‌سازی و وزن‌دهی تقسیم‌بندی می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004a).

در مرحله طبقه‌بندی، ضریب و یا وزن هر آلاینده روی گروه‌های تأثیر مختلف اعمال می‌شود. به این منظور، برای هر یک از گروه‌های تأثیر ناشی از کارکرد اکوسیستم

Archive of SID
www.SID.ir

یک ضریب فاکتور تعریف شد (جدول ۱). به عبارت دیگر، با ضرب ضریب فاکتور آلاینده‌ها در قالب گروه‌های تأثیر مختلف در میزان مصرف آلاینده‌ها، شاخص طبقه‌بندی هر گروه تأثیر محاسبه شد. بر اساس ISO گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم هستند (Brentrup *et al*., 2004a, b; Finkbeiner *et al*., 2006). شاخص هر گروه تأثیر i از معادلهٔ ۱ به دست می‌آید (Nikkhah *et al*., 2015).

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \qquad (۱)$$

در این رابطه، I_i: میزان تأثیر گروه iام، R_j E_j: مصرف منبع j و یا انتشار ترکیب j در واحد کارکردی و CF_{ij}: فاکتور طبقه‌بندی برای ترکیب j سهیم در گروه تاثیر مربوطه است

پس از تعیین شاخص‌های طبقه‌بندی در مرحله نرمال‌سازی، به منظور مقایسه شاخص طبقه‌بندی هر گروه با شاخص‌های مرجع، شاخص‌های طبقه‌بندی بر فاکتور نرمال‌سازی تقسیم شدند. در واقع هدف این مرحله بی‌مقیاس کردن داده‌ها است (Brentrup *et al*., 2004a). نرمال‌سازی گروه‌های تاثیر با استفاده از معادله (۲) انجام شد (Guinée, 2001):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \qquad (۲)$$

که در این معادله، N_i: مقدار نرمال‌سازی‌شده شاخص گروه مؤثر i به ازای واحد کارکردی، I_i: مقدار محاسبه‌شده (غیرنرمال) شاخص گروه مؤثر i به ازای واحد کارکردی و $I_{i,ref}$ مقدار شاخص مرجع مربوط به هر گروه است. فاکتورهای مرجع وزن‌دهی گروه‌های تأثیر در جدول ۲ ارائه شده است. بزرگ‌تر بودن این فاکتور نشان می‌دهد که این گروه، پتانسیل بیشتری برای آسیب به محیط زیست دارد.

مرحله چهارم: تلفیق و تفسیر نتایج

شاخص‌های نهایی در قالب دو گروه شاخص زیست‌محیطی و شاخص تخلیه منابع دسته بندی شدند. شاخص زیست‌محیطی در این تحقیق برابر با مجموع شاخص‌های نهایی هشت گروه تأثیر تخلیهٔ منابع آبی، منابع فسیلی، منابع فسفات، منابع پتاس، تغییر کاربری اراضی، گرمایش جهانی، اسیدیته، و اوتریفیکاسیون خشکی و آبی در نظر گرفته شد. در آخرین مرحله، شاخص زیست‌محیطی تحت عنوان شاخص بوم، که معیار نهایی LCA است، با استفاده از معادله (۳) محاسبه شد (Brentrup *et al*., 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \qquad (۳)$$

EcoX: شاخص زیست‌محیطی به ازای واحد کارکردی برای تأثیرات زیست‌محیطی، Ni : مقدار نرمال‌شده برای گروه تأثیر و WFi: فاکتور وزن‌دهی برای هریک از مقدار Ni است.

به‌طور کلی، مشکلات مربوط به تخلیه منابع با مشکلات سایر گروه‌های تأثیر متفاوت است، گروه‌های تأثیر به‌صورت مستقیم بر سلامتی طبیعت و انسان اثر می‌گذارند، درحالی که تخلیه منابع برای تولید آینده خطرساز است. شاخص تخلیه منابع با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد:

$$RDI = \sum Ni \times WF_i \qquad (۴)$$

RDI : شاخص تخلیهٔ منابع برای هر واحد کارکردی است.

Archive of SID
www.SID.ir

جدول ۱- طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر مورد بررسی بر اساس نوع آلاینده و ضرایب یکسان‌سازی

Table 1. The classification of the studied impact category based on the type of pollutant and the coefficients of characterization factor (Brentrup et al., 2004a; Snyder et al., 2009; Nikkhah et al., 2015)

گروه تاثیر (واحد) Impact category Unit	آلاینده Pollutant	ضرایب یکسان‌سازی Characterization factor
گرمایش جهانی(kgCO2eq) Global warming potential	CO2, N2O , CH4	CO2=1,CH4=21, N2O=310
اسیدیته (kgSO2eq) Acidfication potential	SO2, NOX , NH3	SO2=1.2, NOX=0.5, NH3=1.6
اوتریفیکاسیون خشکی (kg NOxeq) Terrestrial eutrophication potential	NH3 , NOX	NH3=4.4, NOX=1.2
اوتریفیکاسیون آبی (kg PO_4xeq) Aquatic eutrophication potential	P2O5, NO3, NOX, NH4, NH3, N, NO3	P2O5=1.34, NO3=0.1, NOX=0.13, NH4=0. 33, NH3=0. 35, N=0.42, NO3=0.42
تغییر کاربری اراضی land occupation	Land use per functional unit	0.8
تخلیه منابع فسیلی(MJ) Depletion of fossil resources	مصرف گازوئیل Gasoline consumption	4.86
تخلیه منابع فسفات (kg P2O) Depletion of phosphate resources	مصرف فسفات P consumption	0.25
تخلیه منابع پتاسیم(kg K2O) Depletion of potassium resources	مصرف پتاسیم K consumption	0.105

جدول ۲- فاکتورهای وزن‌دهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد بررسی

Table 2. Normalization values and weighting factors for the different impact categories (Brentrup et al., 2004a; Mirhaji et al., 2013; Nikkhah et al., 2015)

گروه تاثیر Impact category	فاکتور نرمال‌سازی (واحد) Normalization value	فاکتور وزن‌دهی Weighting factor
گرمایش جهانی Global warming potential	8143 (kgCO2eq)	1.05
اسیدیته Acidfication potential	52 (kgSO2eq)	1.8
اوتریفیکاسیون خشکی Terrestrial eutrophication potential	63(kg NOxeq)	1.4
اوتریفیکاسیون آبی Aquatic eutrophication potential	8.56(kg PO4xeq)	1.44
تغییر کاربری اراضی land occupation	1.86 1×104	1
تخلیه منابع فسیلی Depletion of fossil resources	39167(MJ)	1.14
تخلیه منابع فسفات Depletion of phosphate resources	77.6(kg P2O)	1.20
تخلیه منابع پتاسیم Depletion of potassium resources	8.14(kg K2O)	0.30

نتایج و بحث

در مرحله اول آنالیز چرخهٔ حیات که تعریف اهداف و حوزهٔ عمل تحقیق بود، یک واحد کارکردی نظام تولید ذرت (معادل با یک تن دانه) مشخص شد. سپس میزان نهاده‌های مصرفی و نوع عملیات به‌کار گرفته‌شده به ازای هر واحد کارکردی این نظام تولیدی تعیین شد. میزان مصرف نهاده‌های مختلف نظام تولید ذرت شامل سوخت گازوئیل، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب ۳۲/۲۹، ۲۵/۵۶، ۱۹/۱۷ و ۸/۳۳ به ازای هر واحد عملکردی برآورد شد (جدول ۳). میزان مصرف نهاده‌های سوخت، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم برای تولید یک تن بادام زمینی به ترتیب ۵۷ لیتر، ۱۶، ۷ و ۷ کیلوگرم گزارش شد (Nikkhah *et al*., 2015). با مقایسه نتایج این دو تحقیق مشخص است که برای تولید یک تن

Archive of SID

www.SID.ir

ذرت نسبت به تولید یک تن بادام‌زمینی میزان کمتری سوخت و مقدار بیشتری کودهای شیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. بدین ترتیب، مصرف این کودها، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و کاهش منابع تجدیدناپذیر انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها در قالب گروه‌های مختلف تأثیر اثرات سوء زیست‌محیطی مختلفی بر جای می‌گذارند.

میزان انتشار اکسیدهای نیتروژن برای نظام تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان ۰/۸۰ کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه برآورد شد (جدول ۴). Brentrup *et al.* (2004a) میزان انتشار این گاز را برای گندم زمستانه ۲۱ درصد به ازای یک تن دانه در شرایط آب‌وهوایی آلمان گزارش کردند. دلیل این تفاوت عمدتاً ناشی از مصرف بالاتر کودهای نیتروژن‌دار برای ذرت در مقایسه با گندم است. نتایج برخی تحقیقات (Anonymous, 1997; Brentrup *et al.*, 2000; Brentrup *et al.*, 2004 a, b) نشان داده است از آنجا که بالاترین میزان انتشار آمونیاک در اکوسیستم‌های مختلف زراعی بعد از مصرف کودهای نیتروژن‌دار رخ می‌دهد، بنابراین افزایش مصرف کودهای نیتروژن‌دار، می‌تواند افزایش انتشار این گاز را به دنبال داشته باشد.

جدول ۳- میزان ورودی‌ها و خروجی نظام تولید ذرت در منطقه مغان

Table 3. The rate of inputs and outputs in maize production systems in Moghan region

ورودی و خروجی Inputs and outputs	واحد Unit	میانگین Mean
سوخت گازوئیل Fuel	لیتر در یک تن Liter per ton	32.29
نیتروژن N	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	25.56
فسفر P	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	19.17
پتاسیم K	کیلوگرم در یک تن Kg per ton	8.33
عملکرد دانه ذرت grain yield Maize	کیلوگرم در یک هکتار Kg in hectare	7200

مقدار دی‌اکسید کربن منتشرشده به هوا ۸۸/۱۶ کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (جدول ۴). در همین راستا نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup *et al.*, 2002 a, b) نشان داده است که بخش زیادی از انتشار دی‌اکسید کربن تحت‌تأثیر فعالیت‌های کشاورزی عمدتا مربوط به تولید و انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه (۷۴ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشرشده) بوده و بقیه مربوط به استفاده از ماشین‌آلات (۲۶ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشرشده) هستند. بدین ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که در صورت اعمال مدیریت کم‌نهاده اکوسیستم زراعی بتوان از هر دو طریق به‌ویژه از طریق انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه کاهش انتشار این آلاینده مهم گلخانه‌ای به هواسپهر و پیامدهای ناشی از آن را موجب شد.

مقدار دی‌اکسید گوگرد انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۰/۱۳ کیلوگرم، مقدار آمونیاک انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۵/۱۱ کیلوگرم و مقدار متان انتشاریافته به هواسپهر به ازای یک واحد کارکردی ذرت ۰/۰۱ کیلوگرم به ازای یک تن دانه برآورد شد (جدول ۴). همچنین مقدار انتشار نیترات و نیتروژن کل به آب‌های زیرزمینی به ترتیب ۵/۵۶ و ۱۲/۷۱ کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (جدول ۴). نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup *et al.*, 2000; Brentrup *et al.*, 2002b; Brentrup *et al.*, 2004 a, b) نشان داده است که پتانسیل آب‌شویی نیتروژن به میزان زیادی متأثر از نوع مدیریت نظام تولیدی و استفاده از نهاده‌های مختلف برای بهبود حاصل‌خیزی خاک است، به‌طوری که مدیریت فشرده به‌دلیل افزایش تلفات نیتروژن و به‌ویژه نیترات، افزایش ورود آن به آب‌های زیرزمینی را موجب می‌شود. همچنین با توجه به این مطلب که استفاده از خاک‌ورزی حفاظتی و به‌دلیل غیرمتحرک شدن نیتروژن، کاهش تلفات آن را به دنبال دارد

Archive of SID
www.SID.ir

(Almaraz *et al*., 2009)، که این امر کاهش آب‌شویی نیتروژن را موجب می‌شود، به‌نظر می‌رسد که با افزایش مصرف نهاده‌های آلی و کاهش عملیات خاک‌ورزی بتوان از یک طرف باعث کاهش آب‌شویی نیترات و جلوگیری از تلفات آن شد و از طرف دیگر، کاهش انتشار سایر گازهای گلخانه‌ای از جمله دی‌اکسید کربن به هواسپهر را موجب شد. میزان انتشار فسفر به خاک برای نظام تولید ذرت ۰/۱۹ کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد. میزان انتشار کادمیم در خاک (به‌عنوان درصد ناخالصی در کودهای فسفردار) ۶۵۱/۵۵ میلی‌گرم به ازای هر تن دانه تخمین زده شد (جدول ۴).

جدول ۴- میزان انتشار انواع آلاینده‌ها به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید ذرت در منطقه مغان

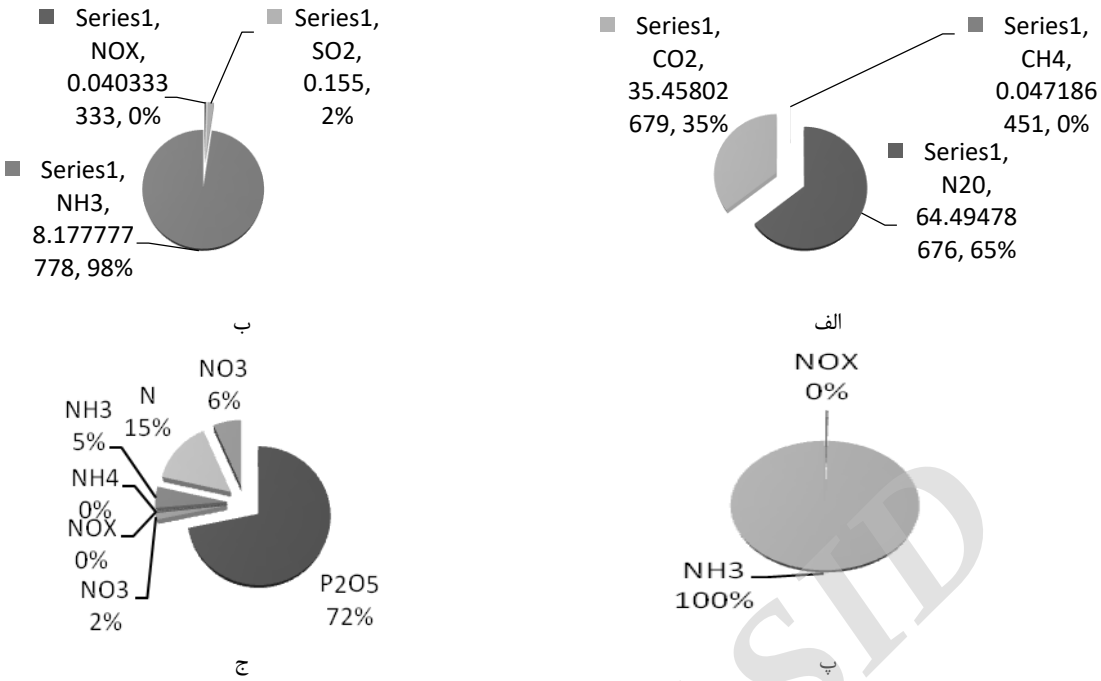
Table 4. Emissions to different sections of environment in a functional unit of a maize production system (Brentrup *et al*., 2004a)

نام ماده **Material name**	مقدار (کیلوگرم به ازای یک تن دانه) **Value kg per one ton maize grian**
انتشار در هوا Emission to atmosphere	
N_2O	0.26
NO_x	0.80
NH_3	5.11
CO_2	88.16
SO_2	0.13
CH_4	0.01
انتشار در آب Emission to water	
NO_3	5.56
Ntot	12.71
Ptot	0.19
انتشار در خاک Emission to soil	
Cd	651.55

در مرحله سوم ارزیابی چرخهٔ حیات (مرحله ارزیابی تأثیر چرخهٔ حیات) به ازای تأثیر یک واحد کارکردی تولید ذرت در شرایط آب‌وهوایی مغان برای هر یک از گروه‌های مؤثر برآورد شد و نتایج میزان تأثیر هر یک از آلاینده‌های انتشاریافته در قالب گروه‌های تأثیر مختلف در شکل ۱ نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل ملاحظه می‌شود، آلاینده N_2O بیشترین سهم را گروه تأثیر گرمایش جهانی، NH_3 بیشترین سهم را در گروه‌های تأثیر اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی و فسفر بیشترین سهم را در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون آبی در نظام تولید ذرت به خود اختصاص دادند (شکل ۱). Nie *et al*. (2010) دریافتند که بیشترین میزان آلاینده به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین مربوط به متان و اکسید نیتروژن به ترتیب ۱۱/۳و ۷۵/۴ معادل دی‌اکسید کربن بود.

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برابر با ۳۳۸/۵۲ kg CO_2 eq برای تولید ذرت به ازای یک واحد عملکردی محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی تولید محصولات بادام زمینی در استان گیلان، گندم در منطقه مرودشت، چین و سوئیس به ترتیب برابر با kg CO_2 eq ۳۱۱/۱۰، ۲۶۲/۱، ۱۱۹/۵ و ۳۸۱ برآورد شد (Mirhaji *et al*., 2013; Nikkhah *et al*., 2015; Charles *et al*., 2006; Wang *et al*., 2007). با مقایسه این اعداد مشخص است که شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برای تولید ذرت در منطقه مغان بالاتر از این محصولات زراعی است که می‌توان آن را به مصرف نسبتا زیاد کود نیتروژن برای تولید ذرت در این منطقه نسبت داد که متعاقب آن افزایش انتشار گاز گلخانه‌ای NO_2 از منبع کود اوره را به دنبال دارد. همچنین، با توجه به این که کارایی این آلاینده در قالب گروه تأثیر گرمایش جهانی ۳۴۱ برابر گاز CO_2 است (Snyder *et al*., 2009). علاوه بر این، از آنجا که ۳۶/۵ درصد انتشار گاز NO_2 مربوط به بخش کشاورزی است (Anonymous, 2013). باید از راهکارهای مدیریتی برای کاهش مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده که نقش مهمی در گرمایش جهانی دارد، استفاده شود.

Archive of SID
www.SID.ir



شکل ۱- سهم انتشار آلاینده‌ها برای گروه‌های تأثیر الف)گرمایش جهانی؛ ب) اسیدیته؛ پ) اوتریفیکاسیون خشکی؛ ج) اوتریفیکاسیون آبی، به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید ذرت در منطقه مغان

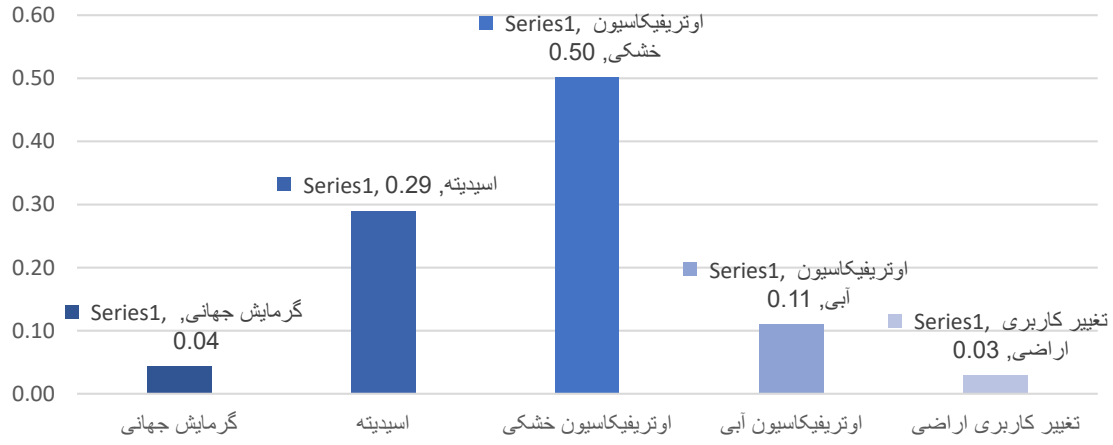
Fig. 1- Contribution of pollutants to impact category A) Global warming, b) Acidification, and c) Terrestrial eutrophication c) aquatic eutrophication per functional unit for maize production in Moghan region

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته به ازای یک واحد عملکردی نظام تولید چای در منطقه مغان برابر با kg SO_2 eq ۸/۳۷ محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی از محصولات مختلف شامل بادام‌زمینی در استان گیلان، گندم در مناطق مرودشت، گرگان و چین به ترتیب برابر با kg SO_2 eq ۶/۲۵، ۵/۶، ۶/۷ و ۴ گزارش شد (Mirhaji *et al*., 2013; Nikkhah *et al*., 2015; Charles *et al*., 2006; Wang *et al*., 2007). میزان شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی ذرت از میزان این شاخص‌ها برای تولید این محصولات زراعی به مراتب بالاتر بود.

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی و آبی به ترتیب برابر با kg NO_x eq ۲۲/۵۸ و kg NO_x eq ۳۵/۸۰ برای یک واحد عملکردی نظام تولید ذرت محاسبه شد. این شاخص برای تولید یک تن از محصولات بادام‌زمینی در گیلان معادل kg NO_x eq ۱۶/۲۲ (Nikkhah *et al*., 2015) و شاخص طبقه‌بندی اوتریفیکاسیون برای تولید محصولات کلزا و آفتابگردان در شیلی به ترتیب برابر با kg PO_4 eq ۷/۲ و ۹ گزارش شد (Iriarte *et al*., 2010).

شاخص نهایی اثرات زیست‌محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن ذرت در منطقه مغان در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب ۰/۰۴، ۰/۲۹، ۰/۵۰، ۰/۱۱، ۰/۰۳، ۲/۲۷، ۰/۷۵، ۰/۰۳ و ۰/۵۶ محاسبه شد (شکل‌های ۲ و ۳). بدین ترتیب، مشخص است که تخلیه منابع فسیلی بیشترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان به همراه داشته است. پس از این گروه تأثیر، بالاترین پتانسیل آسیب به محیط زیست در تولید ذرت در منطقه مغان مربوط به گروه تأثیر تخلیه منابع فسفات بود. نتایج این پژوهش با بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید بادام زمینـــــتی در استان گیلان مطابقت داشت (Nikkhah *et al*., 2015).

Archive of SID
www.SID.ir

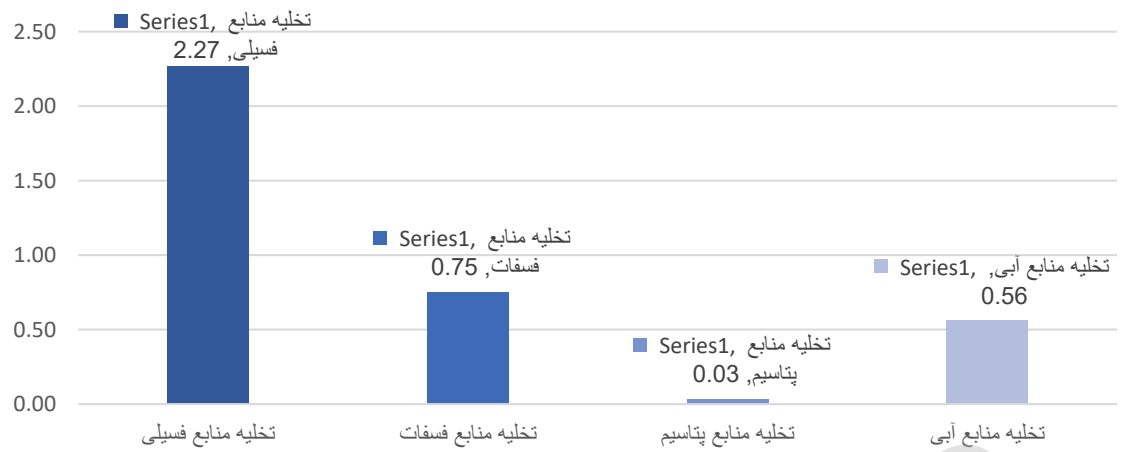


شکل ۲- شاخص نهایی اثرات زیست‌محیطی در تولید یک تن دانه ذرت در منطقه مغان

Fig. 2- The environmental indicator values (EcoX) per one tonne of maize grain in Moghan region

شاخص زیست‌محیطی برای تولید ذرت در منطقه مغان شامل چهار گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی و تغییر کاربری اراضی، معادل ۰/۹۸ به دست آمد (شکل ۲). برای تولید گندم با مصرف ۱۴۴ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و با در نظر گرفتن این چهار گروه تأثیر، شاخص زیست‌محیطی حدود ۰/۲ محاسبه شد (Brentrup *et al.*, 2004b). شاخص زیست‌محیطی تولید بادام زمینی در استان گیلان نیز معادل ۰/۶۳ گزارش شد (Nikkhah *et al.*, 2015). از دلایل شاخص زیست‌محیطی نسبتاً زیاد تولید ذرت در منطقه مغان، مصرف نسبتا زیاد کودهای شیمیایی است. با توجه به پتانسیل آلودگی زیاد تأمین کود نیتروژن از منبع اوره پیشنهاد می‌شود از کودهای آلی با پتانسیل آلودگی زیست‌محیطی کمتر استفاده شود. شاخص تخلیه منابع برای تولید یک تن ذرت در منطقه مغان ۳/۶۱ به دست آمد (شکل ۳). این شاخص برای تولید بادام زمینی در استان گیلان معادل ۴/۳ اعلام شد (Nikkhah *et al.*, 2015). با توجه به مصرف کمتر سوخت‌های فسیلی در تولید ذرت به ازای واحد کارکردی نسبت به تولید بادام زمینی، این شاخص برای تولید ذرت کمتر بود. Wang *et al.* (2010) با ارزیابی چرخهٔ حیات برای برنج در چین، بیشترین اثر زیست‌محیطی تولید این گیاه را تخلیه منابع آبی گزارش کردند. Gasol *et al.* (2007) با ارزیابی چرخهٔ حیات کلزا برای تولید انرژی زیستی در اسپانیا بیشترین اثر زیست‌محیطی را به دلیل استفاده زیاد از انواع کودهای شیمیایی به ویژه کودهای نیتروژنه به تخلیه منابع غیرقابل تجدید نسبت دادند. Wang *et al.* (2007) با ارزیابی چرخهٔ حیات برای تولید ذرت دانه‌ای در شرایط آب‌وهوایی چین بیان داشتند که مهمترین اثر زیست‌محیطی در کاربرد کودهای نیتروژن‌دار مشاهده شد. Brentrup *et al.* (2004b) نیز با ارزیابی چرخهٔ حیات برای اکوسیستم‌های تولید گندم در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود شیمیایی نیتروژن‌دار پی بردند که در سطوح پایین و بالای مصرف این کود، بیشترین تأثیرات زیست‌محیطی تولید یک واحد عملکردی گندم به ترتیب برای گروه‌های مؤثر تغییر کاربری زمین و اوتریفیکاسیون مشاهده شد. Nie *et al.* (2010) با ارزیابی چرخهٔ حیات به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین، بیشترین تأثیر زیست‌محیطی این نظام را برای گروه تأثیر اسیدی شدن محاسبه و بیان کردند که استفاده از کشت مخلوط ذرت با گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن می‌تواند به‌عنوان راهکاری پایدار برای جلوگیری از مصرف نیتروژن در اکوسیستم‌های زراعی مد نظر قرار گیرد.

Archive of SID
www.SID.ir



شکل۳- شاخص نهایی اثرات تخلیه منابع در تولید یک تن دانه ذرت در منطقه مغان

Fig. 3- The environmental index (Eco X) for resources deplation per one tonne of maize grain in Moghan region

نتیجه‌گیری

با توجه به اینکه با استفاده از LCA سهم هر نظام تولیدی بر گروه‌های تأثیر کمی می‌شود، لذا می‌توان با استفاده از این شاخص میزان اثرات زیست‌محیطی ناشی از یک واحد عملکردی را تعیین کرد و از روش‌های مختلف مدیریتی برای کاهش میزان تأثیرات زیست‌محیطی آن بر گروه‌های تأثیری که دارای بیشترین اثرات زیست‌محیطی هستند، بهره جست. برآورد شاخص‌های زیست‌محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه‌های تاثیر نشان داد که ارزش‌های EcoX و RDI برای گروه‌های تاثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و تخلیه منابع آبی به ترتیب با برابر ۰/۰۴، ۰/۲۹، ۰/۵۰، ۰/۱۱، ۰/۰۳، ۲/۲۷، ۰/۷۵، ۰/۰۳ و ۰/۵۶ به دست آمد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت در میان شاخص زیست‌محیطی بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت برای گروه مؤثر اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی (۰/۵۶) و در میان گروه‌های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسیلی (۲/۴۶) بیشترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید ذرت در منطقه مغان داشتند. بدین ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن به صورت کشت مخلوط، خاک‌ورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست‌محیطی این نظام تولیدی بر گروه های مؤثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست‌محیطی را موجب شد. همچنین پیشنهاد می‌شود بررسی‌هایی در زمینه ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با مدل‌های بهینه‌سازی با نگرش کاهش اثرات زیست‌محیطی تولید ذرت صورت گیرد.

منابع

Almaraz, J.J., Zhou, X., Mabood, F., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B.L. and Smith, D.L., 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. Soil and Tillage Research 104, 134-139.

Anonymous, 1997. Annual Energy Outlook. U. S. Department of Energy, Energy Information Administration: Washington, D. C., December,

Archive of SID
www.SID.ir

1996; DOE/EIA-0383 (97).

Anonymous, 1998. Europe's Environment: The Second Assessment. EEA (European Environment Agency), Copenhagen.

Anonymous, 2001. Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results, vol. 3. OECD Publications, Paris, France., p. 409.

Anonymous, 2006. ISO (International Organization for Standardization), ISO14040: 2006 (E) Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

Anonymous, 2007. IPCC, Summary for Policy Makers. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge.

Anonymous, 2013. U. S. Energy Information Administration estimate. Available online at: http://www. eia. gov.

Anonymous, 2014a. FAOSTAT data. Food and Agriculture Organization Statistics Available online at: http://www. FAO. org.

Anonymous, 2014b. Statistics Report of 2012-2013 Years. Statistics and Information Office of Ministry of Jihad-e-Agriculture. p. 167 (In Persian).

Anonymous, 2015. World of corn 2014. National Corn Growers Association. Available online at: www. ncga. com.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. and Lammel, J., 2001. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. European Journal of Agronomy. 14, 221-233.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. and Lammel, J., 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, 247-264.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P. and Kuhlmann, H., 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, 265-279.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002b. Life cycle impact assessment of land use based on the Hemeroby concept. International Journal of Life Cycle Assessment. 7, 339–348.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. The International Journal of Life Cycle Assessment. 5, 349-357.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002a. Impact assessment of abiotic resource consumption conceptual considerations. The International Journal of Life Cycle Assessment. 7, 301-307.

Buratti, C., Barbanera, M. and Fantozzi, F., 2009. Enviromental impact assessment of fiber sorghum (Sudan-Grass) production systems for biomass energy production in a central region of italy. Available online at: https://www. researchgate. net/publication/254398987_environmental_impact_assessme.

Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G. and Pellet, D.,

Archive of SID
www.SID.ir

2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. Agriculture, ecosystems and environment. 113, 216-225.

Dehghani, H., 2007. Guide to air quality, principles of meteorology and air pollution. Publications of Ghashie, Tehran, Iran. p. 402. (In Persian with English abstract).

Esmaielpour, B., Khorramdel, S. and Amin-Ghafori, A., 2015. Study of Environmental impacts for potato Agroecosystems of Iran based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Electronic Journal of Crop Production. 8(3), 193-224. (In Persian with English abstract).

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K. and Klüppel, H.J., 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. The international journal of life cycle assessment. 11, 80-85.

Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., Solano, M. and Rieradevall, J., 2007. Life cycle assessment of a Brassica carinata bioenergy cropping system in southern Europe. Biomass and Bioenergy. 31, 543-555.

Guinée, J.B., 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden. p. 19.

Iriarte, A., Rieradevall, J. and Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production. 18, 336-345.

Khojastehpour, M., Taherirad, A. and Nikkhah, A., 2015. Life cycle assessment of cotton production in Golestan province based on the production of biomass, energy producing and net income. Iranian Journal of Biosystems Engineering. 46, 95-104. (In Persian with English abstract).

Khorramdel, S., 2011. Evaluation of the potential of carbon sequestration and life cycle assessment (LCA) approach in different management systems for corn. PhD dissertation, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. (In Persian with English abstract).

Meisterling, K., Samaras, C. and Schweizer, V., 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. Journal of Cleaner Production. 17, 222-230.

Mirhaji, H., Khojastehpour, M., Abaspour-Fard, M.H. and Mahdavi-Shahri, S.M., 2012. Enviromental impact study of sugar beet production using life cycle assessment in Khorasan province. Agroecology. 4, 112-120. (In Persian with English abstract).

Mirhaji, H., Khojastehpour, M. and Abaspour-Fard, M.H., 2013. Environmental Effects of wheat production in the Marvdasht region. Journal of Natural Environment. Journal of Natural Environment. 66, 223-232. (In Persian with English abstract).

Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H. and Hermansen, J.E., 2013. Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: a combined use of life cycle assessment and data envelopment analysis. Journal of Cleaner Production. 54, 89-100.

Mola-Filabi, A., Khoramdel, S., Aminghafori, A. and Hosseini, M., 2015. Evaluation of environmental impacts for saffron agroecosystems of Khorasan based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA). Journal of Saffron Research. 2, 152-166. (In Persian with English abstract).

Archive of SID
www.SID.ir

Monti, A., Fazio, S. and Venturi, G., 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. European Journal of Agronomy. 31, 77-84.

Nie, S.W., Gao, W.S., Chen, Y.Q., Sui, P. and Eneji, A.E., 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-dose. Journal of Cleaner Production. 18, 1530-1534.

Nikkhah, A., Khojastehpour, M., Emadi, B., Taheri-Rad., A. and Khorramdel., S., 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. Journal of Cleaner Production. 92, 84-90.

Nikkhah, A., Royan, M., Khojastehpour, M. and Bacenetti, J., 2017. Environmental impacts modeling of Iranian peach production. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 75, 677-682.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q. and Okadome, H., 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. Journal of Food Engineering. 90, 1-10.

Schröder, J., Aarts, H., Ten Berge, H., Van Keulen, H. and Neeteson, J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy. 20, 33-44.

Singh, K., Ghoshal, N. and Singh, S., 2009. Soil carbon dioxide flux, carbon sequestration and crop productivity in a tropical dryland agroecosystem: influence of organic inputs of varying resource quality. Applied Soil Ecology. 42, 243-253.

Snyder, C., Bruulsema, T., Jensen, T. and Fixen, P., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture, Ecosystems & Environment. 133, 247-266.

Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E. and Soltani, E., 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. Electronic Journal of Crop Production. 3, 201-218.

Archive of SID

www.SID.ir

Environmental Sciences Vol.16 / No.1 / Spring 2018

191-206

Life cycle assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions

Mohammadreza Shiri*, Reza Ataei and Farid Golzardi

Seed and Plant Improvement Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran

Received: 2017.10.30 **Accepted:** 2018.04.22

Shiri, M., Ataei, R. and Golzardi, F., 2018. Life cycle assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions. Environmental Sciences. 16 (1), 191-206.

Introduction: Life cycle assessment (LCA) is a methodology for measuring the environmental impacts associated with a product, process or activity, by identifying, quantifying and evaluating the resources consumed, along with all emissions and wastes released into the environment. This study examined the environmental impacts for Maize production under Moghan climatic conditions by using LCA methodology.

Materials and methods: This analysis considered the entire system which was required to produce one ton of maize grain. For this purpose, a functional unit was assumed based on ISO14040 methods which included the extraction of raw materials (e. g. fossil fuels and minerals), the production and transportation of farming inputs (e. g. fertilizers) and all agricultural operations in the field (e. g. tillage and harvest). As a first step, all emissions and the consumption of resources connected to the different processes were listed in a Life Cycle Inventory (LCI) and related to a common unit, namely one ton of grain. Next a Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was carried out, in which the inventory data were aggregated into indicators for environmental effects, which included climate change (global warming), acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic ecosystems), land use, phosphate resource depletion, potassium resource depletion and water resource depletion. After normalization and weighting of the indicator values it was possible to calculate summarizing indicators for resource depletion and environmental impacts.

Results and discussion: The values for climate change (global warming), acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic ecosystems), land use, phosphate resource depletion, potassium resource depletion and water resource depletion were estimated at 0.04, 0.29, 0.50, 0.11, 0.03, 2.27, 0.75, 0.03 and 0.56, respectively. As a result, among environmental effect categories (EcoX) the highest environmental impacts were observed in the eutrophication (terrestrial) and acidification categories; among the resource depletion categories (RDI),

*Corresponding Author. *E-mail Address*: mshiri@spii.ir

Archive of SID

www.SID.ir

the depletion of fossil resources had the greatest negative environmental impact for maize production in the Moghan region.

Conclusion: It seems that management systems based on a low input system, including organic fertilizers and minimum tillage, could be regarded as an alternative management strategy for reducing problematic environmental impacts.

Keywords: Environmental impacts, Life cycle impact assessment (LCA), Emission, Resource use.

Archive of SID

www.SID.ir