نشریه علمی اکوفیزیولوژی گیاهان زراعی، جلد پانزدهم، شماره ۴(۶۰)، زمستان ۱۴۰۰، صفحه ۵۵۴-۵۳۵

مقاله پژوهشی DOI: 10.30495/jcep.2022.689805

مطالعه اثرات زیست محیطی اگرواکوسیستم ذرت (*Zea mays* L.) با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات: مطالعه موردی نظام تولید دانه و علوفه ذرت

نفیسه هاشم‌پور[۱]، محمدرضا اردکانی[۲*]، عبدالمجید مهدوی‌دامغانی[۳]، فرزاد پاک‌نژاد[۲] و محمدنبی ایلکایی[۴]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۴/۲۸ تاریخ بازنگری: ۱۳۹۹/۱۱/۲۴ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱/۸

چکیده

ارزیابی چرخه حیات (LCA) نوعی ابزار تصمیم‌گیری است که وضعیت زیست محیطی یک محصول، فعالیت‌های تولیدی و فرآیندها را در طول عمر مفید یک محصول، برآورد می‌نماید. پژوهش حاضر ارزیابی چرخه حیات (LCA) نظام تولید دانه و علوفه ذرت در شهرستان کرج می‌باشد. در این تحقیق، دو سیستم محصول مورد استفاده قرار گرفته‌اند: ذرتی که برای دانه تولید گردید بدون اینکه علوفه آن جمع آوری شود (CRN) (نظام تولید دانه) و ذرتی که با هدف برداشت محصول علوفه (CSR) (نظام تولید علوفه) کشت شده است. محصولات در سیستم (CSR) علوفه و دانه ذرت می‌باشند درحالی که محصول در سیستم CRN تنها دانه ذرت است که در بازه زمانی سال ۱۳۹۵-۱۳۹۰ بررسی گردیده است. محاسبه شاخص زیست محیطی برای نظام تولید دانه و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج بر اساس شش گروه مؤثر (تخلیه منابع، اسیدی شدن، سمیت، تغییر اقلیم، یوتریفیکاسیون (مردابی شدن) و تغییر کاربری اراضی) نشان داد که بالاترین شاخص آلایندگی، بعد از گروه تخلیه منابع، در گروه مؤثر اسیدی شدن (در نظام‌های تولید دانه وعلوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۹۰و ۰/۳۴) حاصل شد و بعد از آن بیشترین اثرات زیست محیطی برای گروه مؤثر گرمایش جهانی یا تغییر اقلیم (در نظام‌های تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۱۸) به‌دست آمد. بدین ترتیب، چنین به‌نظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و چندساله، استفاده از تناوب زراعی، بهره‌گیری از الگوهای متفاوت کاشت نظیر کشت مخلوط، اعمال خاکورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست محیطی این نظام تولیدی مخصوصاً در نظام تولید دانه ذرت بر گروه‌های مؤثر تخلیه سوخت‌های فسیلی، اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست محیطی را موجب شد.

واژگان کلیدی: ارزیابی چرخه حیات، اسیدی شدن، سمیت، گرمایش جهانی، یوتریفیکاسیون.

۱- دانشجوی دکتری زراعت، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران.

۲- استاد گروه زراعت، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران.

۳- دانشیار اگرواکولوژی، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران.

۴- دانشیار گروه زراعت، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران.

* نگارنده‌ی مسئول mreza.ardakani@gmail.com

مقدمه

LCA (Life Cycle Assessment)، روشی است که برای ارزیابی اثرات زیست محیطی مرتبط با تولید محصول یا فرآیند خاص به‌وسیله محاسبه دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین می‌شود (Roy *et al*., 2009؛ Brentrup *et al*., 2004a). میسترلینگ و همکاران (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 دی‌اکسیدکربن کمتر تولید می‌کند. به‌منظور بررسی گروه‌های مختلف LCA در فعّالیّت‌های کشاورزی می‌بایست اثرات زیست محیطی ناشی از مصرف مستقیم و غیرمستقیم فعّالیّت‌های مختلف در نظر گرفته شود (Brentrup *et al*., 2004a؛ Brentrup *et al*., 2002 b). ارزیابی چرخه زندگی (LCA) ابزاری برای ارزیابی ظرفیت‌های زیست محیطی ناشی از یک فرآیند یا فعالیت یا محصول تولیدی با شناسایی و تعیین مقدار مصرف انرژی و نهاده‌ها و همچنین تأثیرات آن بر محیط زیست است (Prasad *et al*., 2020).

با توجه به این مطالب، تعدادی از مهم‌ترین گروه های مؤثر مورد استفاده برای ارزیابی چرخهٔ حیات در فعّالیّت‌های کشاورزی در ذیل ارایه شده است:

الف) تخلیه منابع[۱]: این گروه مؤثر شامل مصرف سوخت‌های فسیلی و انواع کودهای معدنی می‌باشد که با شاخص تخلیه منابع[۲] سنجیده می‌شود (Brentrup *et al*., 2002a).

ب) تغییر کاربری اراضی: از آنجا که فعّالیّت‌های کشاورزی باعث تغییر کاربری اراضی طبیعی و تبدیل آنها به زمین‌های زراعی می‌شوند، لذا میزان این تأثیرات، با استفاده از شاخصی موسوم به ضریب تخریب منابع طبیعی[۳] (NDI) برآورد می‌گردد. بدین ترتیب، به‌منظور محاسبه این شاخص، مساحت زمین مورد نیاز به ازای هر واحد کارکردی در ضریب تأثیر مربوطه ضرب می‌شود (Brentrup *et al*., 2002b).

ج) تغییر اقلیم (گرمایش جهانی): انتشار گازهای گلخانه‌ای منجر به گرمایش غیرطبیعی سطح کرهٔ زمین می‌شود که در نتیجه تغییر اقلیم در سطح ناحیه‌ای و جهانی را به دنبال دارد. از این تأثیرات زیست محیطی تحت عنوان «گرمایش جهانی» یاد می‌شود. در همین راستا، گزارش شده است که فعّالیّت‌های انسانی، باعث انتشار ۶۵ درصد دی‌اکسیدکربن، ۲۰ درصد متان، ۱۰ درصد گازهای هالوژنه و ۵ درصد اکسیدهای نیتروژن به اتمسفر می‌شود (Khorramdel *et al*., 2019). برای برآورد این گروه مؤثر، ضرایب تأثیر گازهای مختلف بر اساس دی‌اکسیدکربن بیان می‌شود (Khorramdel *et al*., 2019).

د) ایجاد سمیّت (سمّی شدن)[۴]: این گروه مؤثر شامل کلیه مواد سمّی تولید شده تحت مدیریت نظام تولیدی است که برای سلامت انسان و بوم‌نظام‌ها مضر می‌باشند. از جمله این مواد، انواع آلاینده‌های معدنی (شامل آمونیاک، دی‌اکسید گوگرد و اکسیدهای نیتروژن)، سموم

۱- Resource Depletion (RD)

۲- Resource Depletion Index (RDI)

۳- Naturalness Degradation Index (NDI)

۴- Toxicity

مورد استفاده برای حفاظت و انواع کودهای شیمیایی بهبود دهنده رشد گیاهان می‌باشند (Brentrup *et al*., 2004a; Davaran Hagh *et al*., 2016; Hoseinzade *et al*., 2016; Mardukhi *et al*., 2015) که توسط دو شاخص مسمومیّت انسانی[۱] و اکوسیستمی[۲] ارزیابی می‌شود (Margni *et al*., 2002).

ه) اسیدی شدن/ شور شدن اراضی: شاخص مربوط به این گروه مؤثر در مطالعات کشاورزی، بر اساس میزان ورود املاح یا ترکیبات معدنی به خاک برآورد می‌شود (Khorramdel *et al*., 2019).

و) اوتریفیکاسیون: از آنجا که منبع تشدیدکننده اوتریفیکاسیون در اکوسیستم‌های خشکی، ورود آمونیاک و انواع اکسیدهای نیتروژن و برای بوم‌نظام‌های آبی ورود انواع ترکیبات نیتروژن و فسفر به آب‌های سطحی می‌باشد، لذا میزان تأثیر این گروه مؤثر در فعّالیّت‌های کشاورزی، به‌طور جداگانه بر اساس ضرایب مشخصی برای بوم‌نظام‌های خشکی و آبی برآورد می‌شود (Finnveden *et al*., 2009).

اگرچه دامنه کاربرد LCA در زمینه فعّالیّت‌های کشاورزی در مقایسه با فعّالیّت‌های صنعتی بسیار زیاد می‌باشد، ولی گزارش‌های اندکی در مورد تجزیه و تحلیل نظام‌ها و فرآیندهای مختلف کشاورزی با استفاده از این رویکرد وجود دارد. بنابراین، با توجه به اهمیت ارزیابی LCA و از آنجا که تاکنون نتایج منتشر شده‌ای در کشور وجود ندارد، چرخه حیات (LCA) نظام تولید دانه ذرت و علوفه ذرت در منطقه کرج مورد ارزیابی قرار گرفت.

۱ -Human Toxicity Index (HTI)

۲- Ecosystem Toxicity Index (ETI)

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر ارزیابی چرخه حیات (LCA[3]) نظام تولید دانه ذرت و علوفه ذرت در شهرستان کرج انجام شده است. در این تحقیق، دو سیستم محصول مورد استفاده قرار گرفته است: ذرتی که برای دانه تولید گردید بدون اینکه علوفه آن جمع آوری شود (CRN[4]) (نظام تولید دانه) و ذرتی که با هدف برداشت علوفه ذرت (CSR[5]) نظام تولید علوفه) تولید شده است. محصولات در سیستم (CSR) علوفه ذرت و دانه ذرت می‌باشند در حالی که محصول در سیستم CRN تنها دانه ذرت است، که در بازه زمانی سال ۱۳۹۰-۱۳۹۵ بررسی گردیده است. این تحقیق تنها بر فرایند کشاورزی تمرکز می‌نماید بنابراین واحد کارکرد به‌عنوان توده زیستی خشک تعریف شده و نتایج ارزیابی چرخه حیات (LCA) برای یک تن دانه خشک و یک تن علوفه خشک گزارش شد. این ارزیابی چرخه حیات شامل همه فرایندهای داده‌ای برای سیستم کشت دانه و علوفه ذرت و مواد خامی که از زمین در زمان خروج از مزرعه استخراج شده است، می‌باشد. سیستم‌های تولید تجهیزات مزرعه در محدوده سیستم گنجانده نشده و علت آن نقش جزیی آنها در تاثیر کلی می‌باشد. حمل و نقل توده زیستی به تصفیه خانه در این سیستم لحاظ نشده است. اما باید در ارزیابی چرخه حیات پالایش زیستی لحاظ گردد. داده‌ها و میانگین میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها طی عملیات مختلف کاشت (شامل تهیه بستر بذر، خاک‌ورزی و کاشت)، داشت (شامل کوددهی و سم‌پاشی) و برداشت، طی سال‌های ۱۳۹۵-۱۳۹۰

۳ -Life Cycle Assessment

۴ -Corn Produced For Grain Only Without Collecting Corn Stover

۵ -Corn Produced For Grain And Stover Harvest

به ازای یک تن نظام تولید دانه ذرت و علوفه ذرت در منطقه کرج با توجه به آمار سازمان و وزارت جهاد کشاورزی به دست آمده است. برای تعیین تعداد کشاورزان دانه کار و علوفه کار از جمعیت آماری موجود، از روش نمونه‌گیری تصادفی ساده و جدول کرجسی و مورگان (Krejcie and Morgan, 1970) استفاده شده است. البته از آنجایی که جدولی که به نام جدول مورگان معروف است یکی از پرکاربردترین روش‌ها برای محاسبه حجم نمونه آماری است و در واقع حاصل زحماتی است که کرجسی و مورگان کشیده‌اند و به ازای مقادیر مختلف از اندازه‌های جامعه با استفاده از فرمول کوکران نمونه را برآورد کرده‌اند. یعنی اگر هر یک از اعداد این جدول در فرمول کوکران گذاشته شود همین حجم نمونه مشاهده خواهد شد. در واقع هیچ تفاوتی بین جدول مورگان و فرمول کوکران وجود ندارد زیرا این دو محقق، اعداد مختلف را در فرمول کوکران در سطح خطای ۵ درصد قرار داده و حجم نمونه حاصل را در یک جدول ارایه کرده‌اند و بر این اساس تعداد نمونه مورد بررسی در هر سال از ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۵ برای تولید دانه ذرت ۳۰ نفر و برای تولید علوفه ۲۵ نفر، برآورد گردید. کشت مستمر ذرت برای مدت ۵ سال ارزیابی گردیده است. به‌طورکلی، روش نرمال‌سازی و موزون‌سازی، برای ارزیابی میزان انتشار N_2O و NO_x از خاک و آبشویی NO^-_3 و گروه‌های تاثیر سمیت و گرمایش جهانی در سطح اکوسیستم ارزیابی شد. این تحقیق در چهارچوب مراحل استاندارد ایزو ۱۴۰۴۰ (این استاندارد شامل اصول و چهارچوب ارزیابی چرخه حیات می‌باشد) (Brentrup *et al.*, 2004a; Anonymus, 2006) انجام شد که شامل سه مرحله اصلی LCI[1] , LCA و LCIA[2] می‌باشد.

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل: واحد کارکردی در بوم نظام‌های مورد بررسی معادل یک تن دانه یا علوفه در نظر گرفته شد.

ب- ممیزی چرخه حیات: در این مرحله میزان مصرف نهاده‌ها تعیین و بر حسب واحد کارکردی گردید (Brentrup *et al.*, 2004a). اثرات زیست محیطی بر اساس استانداردهای بین المللی برآورد شدند (Finkbeiner *et al.*, 2006).

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات: منظور تجزیه و تحلیل کمی نتایج، برای هر گروه تأثیر، عامل مشخص‌سازی (CF[3]) تعریف می‌شود. به‌منظور محاسبه LCA برای نظام تولید ذرت، با انجام تغییراتی از روش ایزو ۱۴۰۴۰ استفاده شد (Anonymus, 2006). بدین‌ترتیب، مراحل چهارگانه محاسبه LCA به شرح زیر انجام شد:

مرحله اول- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه[4]: در این مرحله اثرات زیست محیطی نظام تولید ذرت دانه‌ای بر اساس میزان مصرف نهاده‌ها به ازای یک واحد کارکردی در شرایط آب و هوایی کرج تعیین شد. «واحد کارکردی» مطابق با برخی مطالعات مشابه (Brentrup *et al.*, 2004a; Brentrup *et al.*, 2004b)، معادل با یک تن دانه ذرت در نظر گرفته شد.

مرحله دوم- آنالیز ممیزی چرخه حیات (LCI): در این مرحله، اثرات زیست محیطی متأثر از کارکرد بوم‌نظام تولید ذرت (شامل انتشار مواد مختلف از جمله گازهای گلخانه‌ای، مواد معدنی (نظیر کودها) و فلزات سنگین (کادمیم) به

۱- Life Cycle Inventory
۲- Life Cycle Impact Assessment
۳- Characterization factor
۴- Goal and Scope Definition

اتمسفر، خاک و آب (Finkbeiner *et al*., 2006) بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شد.

مرحله سوم- ارزیابی تأثیر چرخه حیات (LCIA): در این مرحله برای هر یک از گروه‌های مؤثر زیست محیطی از ضریب مشخصه (CF) استفاده شد.

در جدول ۱ تمام ضرایب یکسان‌سازی به تفکیک بیان شده است. به این ترتیب، در پایان این مرحله، اثرات زیست محیطی بوم‌نظام تولید دانه ذرت و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج بر این شش گروه به‌صورت کمّی تعیین شد. بدین ترتیب، میزان تأثیر هر یک از این گروه‌ها به ازای یک واحد کارکردی بر اساس معادله (۱) در ضریب تأثیر مربوطه ضرب شد:

$$I_i = \sum (R_j , E_j) \times CF_{ij}$$ معادله (۱)

در این رابطه، R_j و E_j: به‌ترتیب مقدار مصرف منبع j و میزان انتشار ماده j در واحد کارکردی، CF_{ij}: ضریب تأثیر مربوطه برای انتشار یا مصرف منبع j و I_i: میزان تأثیر گروه iام می‌باشند.

با توجه به اینکه مقادیر محاسبه شده برای هر گروه مؤثر ممکن است معیار دقیقی از شدت تأثیر آن گروه نباشد، لذا شاخص‌های مربوط به هر گروه بر اساس دستورالعمل ایزو و با استفاده از معادله (۲) نرمال‌سازی شدند (Guinée, 2001):

$$N_i = I_i / I_{i, ref}$$ معادله (۲)

که در این معادله، N_i: مقدار نرمال‌سازی شده شاخص گروه مؤثر i به ازای واحد کارکردی، I_i: مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص گروه مؤثر i به ازای واحد کارکردی و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه در شرایط مرجع می‌باشد. مقادیر نرمال‌سازی[۱] برای گروه‌های مؤثر مورد بررسی در جدول ۲ ارایه شده است.

به منظور لحاظ کردن شدت تأثیر هر گروه مؤثر، شاخص‌های نرمال شده موزون‌سازی شدند. از موزون‌سازی برای بیان اهمیت نسبی انواع گروه‌های تاثیر زیست محیطی استفاده می‌شود. موزون‌سازی نیز مانند نرمال‌سازی، جهت تسهیل تفسیر و مقایسه بین شاخص‌های زیست محیطی انجام می‌شود (Liang *et al*., 2018). جهت تعیین وزن هر گروه مؤثر از روش برانتراپ و همکاران (Brentrup *et al*., 2004a) استفاده شد (معادله ۳):

$$W_{ijk} = C_{ijk} / T_{ijk}$$ معادله (۳):

که در این معادله، W_{ijk}: وزن 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 بود.

مرحله چهارم- تلفیق و تفسیر نتایج[۲]: در آخرین مرحله، نوعی شاخص زیست محیطی تحت عنوان شاخص بوم‌شناختی (EcoX)[۳] با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد (Brentrup *et al*., 2004a):

$$EcoX = \sum N_i \times W_i$$ معادله (۴)

در این معادله، EcoX: شاخص زیست محیطی بوم شناختی به ازای واحد کارکردی، N_i: مقدار نرمال شده برای هر گروه مؤثر و W_i: وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i می‌باشد.

۱- Normalization Value (NV)

۲- Integration and Interpretation

۳- Eco-index

بایستی اشاره نمود تفسیر چرخه حیات مرحله‌ای است که در آن نتایج تجزیه و تحلیل ارزشیابی شده و نتیجه‌گیری کلی انجام می‌شود و مراحل ارزیابی چرخه حیات شامل: مرحله اول آنالیز چرخه حیات که تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه بود، یک واحد کارکردی نظام تولید ذرت (معادل با یک تن دانه) مشخص شد. سپس میزان نهاده‌های مصرفی و نوع عملیات به‌کار گرفته شده به ازای هر واحد کارکردی این نظام تولیدی تعیین شد. بر این اساس در یک واحد کارکردی ابتدا بذر، کود و مواد حفاظت کننده گیاهی از قبیل سموم و علف‌کش‌ها به نظام تولیدی وارد و بعد از آن عملیات زراعی شامل آماده‌سازی زمین و به دنبال آن کاشت انجام می‌شود. در مرحله داشت، به منظور حفاظت و بهبود رشد گیاه از کود، سموم و علف‌کش‌ها استفاده می‌شود. بعد از پایان دوره رشد، دانه برداشت می‌شود.

در این بررسی شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار اکسل رسم گردیدند.

نتایج و بحث

مرحله LCIA (ارزیابی تأثیر چرخه حیات) داده‌هایی را که قبلاً در مرحله LCI پردازش شده‌اند را (مواد و فرآیندهای مرتبط با آنها) به آسیب‌های محیطی بالقوه تبدیل می‌کند (Filippa *et al.*, 2020).

در ابتدای این مرحله که تعریف اهداف و حوزهٔ عمل مطالعه بود، یک واحد کارکردی نظام تولید ذرت (معادل با یک تن دانه و علوفه ذرت) مشخص شده است. سپس میزان و نوع نهاده‌های مصرفی استفاده شده به ازای هر واحد کارکردی این نظام‌های تولیدی تعیین گردید. بر این اساس در یک واحد کارکردی (تن) ابتدا میزان مصرف نهاده‌های ورودی شامل بذر، کودهای دامی و شیمیایی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم)، سوخت گازوئیل و مواد حفاظت کننده گیاهی از قبیل علف‌کش‌ها و آفت‌کش، نیروی انسانی و آب آبیاری به نظام تولید دانه به‌ترتیب ۳۶/۵۷، ۱۳۱۴، ۳۲/۳، ۱۰/۷۸، ۵/۹، ۱/۲۸، ۰/۱۱، ۰/۱۲، ۸/۴۷ و۱۱۹۳ محاسبه شدند. این نهاده‌ها برای تولید علوفه به ترتیب ۲۰/۵۴، ۴۴۶/۵۰، ۱۲/۴۹، ۴/۱۴، ۳/۱۷، ۰/۴۵، ۰/۰۴، ۰/۰۵، ۲/۶۸ و ۴۲۸/۲۲ کیلوگرم در ۱ تن تخمین زده شدند. میزان عملکرد در دو نظام تولید دانه و علوفه به‌ترتیب، ۵/۳۰ و ۱۷/۹۰ تن در هکتار برآورد گردیدند. این داده‌ها با استفاده از اطلاعات سازمان جهاد کشاورزی در منطقه کرج تعیین شد (جدول ۳). در تحقیق حاضر، نهاده‌های بذر، کودهای دامی و شیمیایی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم)، سوخت گازوئیل و مواد حفاظت کننده گیاهی از قبیل علف‌کش‌ها و آفت کش، نیروی انسانی و آب آبیاری در تولید دانه بر حسب کیلوگرم در هکتار به‌ترتیب ۲۴۷/۴۴، ۸۸۸۶، ۲۱۸/۶۶، ۷۳/۰۳، ۳۹/۹۴، ۸/۶۹، علف کش و آفت‌کش ۰/۷۷، ۰/۸۳، ۵۷/۲۳ و ۸۰۷۰ می باشند. که بر این اساس قاسم‌پور و احمدی (Ghasempour and Ahmadi, 2018) میزان این نهاده‌ها را در ارزیابی ذرت، ۲۵، ۵۰۰۰، ۱۳۹/۰۸، ۷۶/۳۶، ۱۲/۹۹، ۱۹۶/۸، علف‌کش و آفت‌کش و آب آبیاری ۲/۴۳، ۲۴۸/۹۱، ۳۲۷۱/۵۵ بیان کرده‌اند. در ایالت هاردین آمریکا نیز در ارزیابی تولید ذرت، میزان کود نیتروژن ۱۴۳، کود فسفر ۶۷، کود پتاسیم ۸۴، علف‌کش ۲/۱ و سوخت گازوئیل ۴/۰۲۷ کیلوگرم در هکتار گزارش شده است (Kim *et al.*, 2009). مقایسه این تحقیقات در مورد سه نهاده اصلی و مهم مصرفی یعنی کودهای نیتروژن، کود دامی و سوخت گازوئیل، نشان می‌دهد که میزان کود نیتروژن در تحقیق

حاضر از سایر گیاهان مورد بررسی بیشتر است و در خصوص کود دامی نیز به‌همین منوال می‌باشد. درحالی‌که میزان سوخت مصرفی در تولید دانه ذرت، بیشترین قرابت را با میزان سوخت در تولید ذرت در ایالت هاردین آمریکا دارد. بدین ترتیب، مصرف این کودها خصوصاً کود نیتروژن، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و منابع تجدیدناپذیر، انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها می‌توانند در قالب گروه‌های تأثیر، اثرات سوءزیست محیطی متعددی را در پی داشته باشند.

در مرحله سوم ارزیابی چرخه حیات که ارزیابی تأثیر چرخه حیات می‌باشد، شش گروه مؤثر مدّ نظر قرار گرفت و تأثیر یک واحد کارکردی تولید ذرت در شرایط آب و هوایی کرج بر هر یک از گروه های مؤثر مورد بررسی به‌صورت جداگانه بررسی و کمّی شد که نتایج آن به تفکیک در ذیل ارایه شده است:

سمیت

مسمومیت انسانی و مسمومیت خاک شاخص‌هایی هستند برای بررسی تأثیر مواد سمی منتشر شده از مصرف نهاده‌ها که به‌ترتیب بر روی انسان‌ها و موجودات خاکی تأثیرگذار هستند (Khanali *et al*., 2018). نتایج میزان سمیت بوم نظام خشکی، بوم نظام آبی و انسانی برای تولید ۱ تن دانه و علوفه ذرت در جدول ۴ به‌صورت کلی نشان داده شده است. نتایج نشان داد که میزان سمیت انتشار در خشکی برای تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب به‌میزان ۱/۱۸ و ۰/۴۱ کیلوگرم به ازای ۱ تن دانه به‌دست آمد که تفاوت معنی‌داری با یکدیگر داشتند. میزان سمیت انتشار در آب (آمونیاک) ۵/۴۹ و ۲/۱۲ کیلوگرم ماده مرجع ۱ و ۴- دی کلرو بنزن به ازای ۱ تن دانه و علوفه ذرت محاسبه گردید که این تفاوت نیز کاملاً معنی‌دار گزارش شده است. طبق نتایج به‌دست آمده، میزان سمیت انسانی (عنصر کادمیوم) برای تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۰۰۱۰ و ۰/۰۰۰۴ کیلوگرم ماده مرجع ۱ و ۴- دی کلرو بنزن به ازای ۱ تن محصول به‌دست آمد؛ با در نظر گرفتن این امر که این اختلاف نیز بین دانه و علوفه ذرت معنی‌دار نبوده است (جدول ۴). همان‌طورکه در جدول ۴ نشان داده شده است، مقادیر سمیت در سه بخش خشکی، آبی و انسانی در نظام تولید دانه بیشتر از تولید علوفه می‌باشد که هم در میزان سمیت در محیط آبی و هم سمیت در محیط خشکی، این افزایش‌ها معنی‌دار می‌باشند. به‌طورکلی، این امر را می‌توان به دلیل کاربرد نهاده‌های بیشتر و از جمله کودهای نیتروژنه بیشتر در نظام تولید دانه نسبت داد و البته عملکرد کمتر تولید دانه نسبت به تولید علوفه در این امر، بی‌تاثیر نخواهد بود. در تحقیقات انجام شده در ذرت، میزان سمیت در نظام آبی بیشتر از خشکی گزارش شده است (Nie *et al*., 2010).

تغییر اقلیم (گرمایش جهانی)

گرمایش جهانی به‌منظور بیان سهم گازهای منتشر شده از سامانه‌های زراعی که سبب ایجاد مشکلات زیست محیطی می‌شود، استفاده می‌گردد (Khanali *et al*., 2018). تاثیر فعالیت‌های کشاورزی در ایجاد گرمایش جهانی عمدتاً به علت ورود CO_2، CH_4 و N_2O به اتمسفر است. تولید CO_2 مربوط به استفاده از سوخت مصرفی و تولید کودهای شیمیایی است. تولید متان به علت تولید و مصرف کود دامی و ورود N_2O به هوا به‌دلیل تولید و مصرف کودها است. سهم N_2O درگرمایش جهانی حدود ۶ درصد است که حدود ۸۰ درصد انتشار آن مربوط به کشاورزی بوده و ۵۰ درصد

این میزان به علت تولید و استعمال کودها است (Tilman *et al*., 2001; Robertson and). نتایج در خصوص گروه مؤثر تغییر اقلیم (گرمایش جهانی) نشان داد که کل انتشار دی‌اکسیدکربن به‌ترتیب به‌مقدار ۲۰۰/۷۴ و ۷۴/۲۵ کیلوگرم به ازای ۱ تن دانه و علوفه تولید ذرت بود. کل انتشار دی‌نیتروژن‌منوکسید نیز به‌ترتیب به‌مقدار ۳۵۹۶/۰۲ و ۱۲۲۱/۰۷ کیلوگرم به ازای ۱ تن دانه و علوفه تولید ذرت بود که تفاوت‌های معنی‌داری در این دو گاز مشاهده گردید. کل انتشار متان به ترتیب به‌مقدار ۳/۷۴ و ۱/۴۳ کیلوگرم به ازای ۱ تن دانه و علوفه تولید ذرت بود که البته این اختلاف معنی‌دار نبوده است (جدول ۴). همانطور که مشهود است N_2O بیشترین میزان آلایندگی را به خود اختصاص داده است و این افزایش نسبت به سایر گازها، کاملاً معنی‌دار بوده است. بایستی به این مهم توجه کرد اگرچه غلظت CH_4 اتمسفر کمتر از CO_2 می‌باشد، ولی پتانسیل گرمایش جهانی آن ۲۱ برابر بیشتر از CO_2 است (Anonymus, 2003). پتانسیل گرمایش جهانی به‌ترتیب مقدار ۳۸۰۰/۵۰ و ۱۲۹۶/۷۵ کیلوگرم CO_2 به ازای ۱ تن دانه و علوفه تولید ذرت بود که این تفاوت در بالاتر بودن میزان گرمایش جهانی در تولید دانه نسبت به نظام تولید علوفه معنی‌دار گزارش شده است (شکل ۲). میزان پتانسیل گرمایش جهانی کل به ازای ۱ تن دانه ذرت در ایالت هاردین آمریکا (۲۵۴ کیلوگرم) بیشتر از ۱ تن علوفه ذرت (۹۰ کیلوگرم) اعلام شد (Kim *et al*., 2009). در مطالعه حاضر، کودهای شیمیایی بیشترین تاثیر را در گروه تاثیر گرمایش جهانی نشان دادند که در این میان، کود نیتروژن، اثر بیشتری نسبت به کودهای فسفر و پتاس بر روی ایجاد گازهای گلخانه‌ای داشته است. که این نتایج در هر دو نظام تولید علوفه و دانه ذرت مشاهده شده است. بیشترین سهم در گروه تأثیر گرمایش جهانی، به مصرف کود شیمیایی در فرآیند کشاورزی در هر دو منطقه مورد ارزیابی، اختصاص داشته است (Supasri *et al*., 2020). از آن‌جایی که میزان مصرف کود نیتروژن در نظام تولیدی علوفه کمتر از تولید دانه است پس این امر قابل توجیه می‌باشد. بنابراین با توجه به آلایندگی کمتر نظام تولید علوفه ذرت در گرمایش جهانی، این نظام روند بهتری و قابل قبول‌تری نسبت به نظام دانه ذرت دارد. همچنین، باید اشاره کرد که اگرچه ممکن است با افزایش مصرف کود نیتروژن، عملکرد تولید در هر دو نظام تولید علوفه و دانه بهبود بیابد، ولی بایستی به این مهم توجه کرد که افزایش مصرف کود نیتروژن، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و افزایش مصرف انرژی، موجب تشدید انتشار N_2O و CO_2 و سایر گازهای گلخانه‌ای طی فرآیند تولید این کود و همچنین انتشار آلاینده‌های مختلف نیتروژنه طی فرآیند مصرف آن به محیط می‌گردد. البته برخی نتایج نشان داده‌اند که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در بین نظام‌های تولید غلات بسته به نوع مدیریت، شرایط اقلیمی، خاکی و نظام تولید متفاوت می‌باشد (Khan *et al*., 2009; Khan *et al*., 2010). قاسمی مبتکر و همکاران (Ghasemi-Mobtaker *et al*., 2020) گزارش دادند که بر اساس شاخص GWP، به‌طور متوسط، تولید گندم در استان همدان باعث انتشار حدود ۶۲۴ کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن شده است که برابر با ۳۲۹۹ کیلوگرم CO_2 در هکتار است. آوادی و همکاران (Avadí *et al*., 2020) اظهار داشتند که بر اساس نتایج گروه تأثیر تغییر اقلیم، کاهش میزان انتشار CO_2 در هکتار، در کشت پنبه معمولی به‌دلیل استفاده

گسترده از سموم دفع آفات شیمیایی و شدت بالاتر نهاده‌های ورودی، بیشتر از پنبه آلی است. از آنجا که مصرف کودهای نیتروژن‌دار در بوم نظام‌های زراعی تولید ذرت نسبتاً بالا می‌باشد، لذا علاوه بر انتشار مستقیم دی‌اکسیدکربن تحت تأثیر بکارگیری ماشین‌آلات، مقدار زیادی اکسیدنیترو به ازای یک واحد کارکردی ذرت تولید می‌شود که به‌دلیل بالا بودن ضریب مشخصه این گاز گلخانه‌ای در مجموع پتانسیل گرمایش جهانی نظام تولیدی ذرت عدد بالایی است (Nie *et al.*, 2010). بنابراین، با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای و به‌ویژه N_2O از مزارع، می‌توان از راهکارهای مدیریتی پایدار و اکولوژیک نظیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای آلی و وارد کردن گیاهان تثبیت کننده نیتروژن در تناوب زراعی جهت جبران کمبود عناصر غذایی خاک به‌عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی بهره جست (Braschkat *et al.*, 2003).

اسیدی شدن

اسیدی شدن تأثیر بسیار گسترده‌ای بر روی خاک، آب‌های زیرزمینی، آبهای سطحی، ارگانیسم‌ها و اکوسیستم دارد و واحد آن کیلوگرم معادل گوگرد دی‌اکسید می‌باشد (Khanali *et al.*, 2018). نتایج در خصوص گروه موثر اسیدی شدن نشان داد که سهم SO_2 (ناشی از سوختن مواد نفتی) و NO_x (ناشی از سوختن وسایل نقلیه) به ترتیب ۱/۵۴ و ۰/۶۴ کیلوگرم واحد معادل SO_2 به ازای یک واحد کارکردی (تن) تولید دانه ذرت برآورد شد. سهم SO_2 و NO_x به‌ترتیب ۰/۵۴ و ۰/۲۲ کیلوگرم واحد معادل SO_2 به ازای یک واحد کارکردی (تن) تولید علوفه ذرت برآورد شد که در هر دو نظام تولیدی و در هر دو ماده، اختلاف معنی‌دار دیده شده است. از طرف دیگر، بالا بودن مصرف کودهای نیتروژن‌دار در بوم‌نظام تولیدی ذرت باعث افزایش تبخیر گازهای حاصله و به تبع آن افزایش سهم آمونیاک (۲۳/۷۸ و ۹/۱۹ کیلوگرم واحد معادل SO_2 به‌ترتیب برای یک تن دانه و علوفه) شد و آمونیاک بیشترین میزان را در هر دو نظام به خود اختصاص داده است که این اختلاف به‌طور قابل ملاحظه‌ای معنی‌دار می‌باشد (جدول۴). این مطلب می‌تواند افزایش پتانسیل اسیدی شدن را برای این نظام تولیدی به همراه داشته باشد. میزان کل اسیدی شدن به ازای ۱ تن دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۲۵/۹۵ و ۹/۹۵ می‌باشد و این افزایش در نظام تولید دانه ذرت نسبت به علوفه، معنی‌دار گزارش شده است (جدول ۴). در همین راستا مجموع اسیدی شدن نظام تولید دانه ذرت در ایالت هاردین آمریکا، بیشتر از علوفه ذرت گزارش شده است (Kim *et al.*, 2009). همان‌طور که مشهود است میزان این گازها و به تبع آن میزان پتانسیل اسیدی شدن در نظام تولید دانه ذرت به‌طور چشمگیری بیشتر از تولید علوفه می‌باشد.

یوتریفیکاسیون

یوتریفیکاسیون پوشش دهنده‌ی تأثیرات ناشی از مصرف ریزمغذی‌های استفاده شده است که مهم‌ترین آنها نیتروژن و فسفر می‌باشد (Khanali *et al.*, 2018). به‌عبارت دیگر، یوتریفیکاسیون، افزایش ناخواسته در تولید بیوماس اکوسیستم‌های زمینی و آبی به علت ورود عناصر غذایی از جمله فسفات و نیترات است که می‌تواند باعث تغییر در ترکیب گونه‌ای رستنی‌ها شود. نتایج این بررسی در خصوص گروه مؤثر یوتریفیکاسیون نشان داد آلاینده NH_3 بیشترین سهم را در گروه تأثیر یوتریفیکاسیون خشکی و در گروه تأثیر یوتریفیکاسیون آبی بیشترین سهم را

فسفر (P) و پس از آن، NO_3 -N در نظام تولید دانه و علوفه ذرت به خود اختصاص دادند که در هر دو گروه، این اختلاف‌ها کاملاً معنی‌دار بودند (جدول ۴). نای و همکاران (Nie *et al*., 2010) شاخص طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر خشکی در تولید دانه و علوفه به‌ترتیب برابر ۰/۷۰ و ۰/۲۴ کیلوگرم واحد NO_x به ازای یک تن ذرت است. یوتریفیکاسیون آبی در نظام تولیدی دانه و علوفه ۰/۰۶ و ۰/۰۲ کیلوگرم واحد PO_4 به ازای یک تن ذرت گزارش شده است و این تفاوت‌ها در هر دو نظام تولیدی کاملاً معنی‌دار می‌باشد (جدول ۴). بدین ترتیب میزان یوتریفیکاسیون کل در نظام تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۷۶ و ۰/۲۶ می‌باشد که بالاتر بودن میزان این گروه در نظام تولید دانه در مقایسه با علوفه معنی‌دار بوده است (جدول ۴). خرم‌دل و همکاران (Khorramdel *et al*., 2019) با بررسی چرخه حیات نظام تولید ذرت در مشهد، سطح NH_3 را بالاتر از NO_x گزارش کردند. کیم و همکاران (Kim *et al*., 2009) میزان یوتریفیکاسیون کل در ایالت هاردین آمریکا در نظام تولید دانه ذرت (۰/۹) را بیشتر از تولید علوفه ذرت (۰/۳) بیان نمودند که این اعداد با اعداد به‌دست آمده در مطالعه حاضر، نزدیک است.

کاربری اراضی

در خصوص گروه مؤثر کاربری اراضی مشاهده شد که کاربری اراضی برای تولید ۱ تن دانه و علوفه به‌ترتیب معادل ۱/۱۸ و ۰/۴۴ بوده و این تفاوت کاملاً معنی‌دار می‌باشد؛ یعنی برای تولید ۱ تن دانه و علوفه به‌ترتیب پتانسیل تخریب طبیعت ۱/۱۸ و ۰/۴۴ است (جدول ۴). با توجه به پتانسیل تخریب طبیعت (۰/۸) در مطالعه محققان (Brentrup *et al*., 2004b) در نهایت قریب به ۰/۵ هکتار زمین به ازای یک تن علوفه ذرت نیاز می‌باشد در حالی‌که در نظام نولید دانه ذرت این مقدار به‌طور قابل ملاحظه‌ای بیشتر است که این مقدار زمین برای سایر مصارف از جمله حیات وحش قابل استفاده نخواهد بود. البته باید توجه داشت که اگرچه با افزایش عملکرد، برای تولید هر تن محصول زمین کمتری اشغال شده و در نتیجه تأثیر کاربری زمین کاهش خواهد یافت، ولی چنانچه این افزایش عملکرد از طریق فشرده‌سازی انجام گیرد، ممکن است باعث افزایش سایر اثرات محیطی برای مثال، گرمایش جهانی یا اسیدی شدن شود (Charles *et al*., 2006; Nemecek *et al*., 2011; Nasiri Mahallati and Koocheki, 2018).

منابع غیر قابل تجدید

تخلیه منابع غیرزنده مربوط به استفاده از منابع غیرزنده مانند سوخت‌های فسیلی یا مواد معدنی است که دسترسی نسل‌های آینده به این منابع را کاهش می‌دهد (Marashi *et al*., 2018). نتایج به‌دست آمده نشان دادند که در گروه مؤثر منابع غیرقابل تجدید، تخلیه سوخت‌های فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم در نظام تولید دانه به‌ترتیب ۱/۶۴ (واحد مگاژول)، ۰/۴۲ (واحد کیلوگرم P_2O) و ۰/۰۲ (واحد کیلوگرم K_2O) به ازای ۱ تن دانه و در تولید علوفه برابر با ۰/۵۶ (واحد مگاژول)، ۰/۱۶(واحد کیلوگرم P_2O) و ۰/۰۱ (واحد کیلوگرم K_2O) به ازای ۱ تن علوفه ذرت می‌باشند و در هر دو نظام تولید دانه و علوفه، تفاوت در میزان در تخلیه منابع پتاسیم، معنی‌دار نبوده است. همان‌طور که مشهود است تخلیه سوخت‌های فسیلی در هر دو نظام تولیدی بیشترین تاثیر را بر شرایط زیست محیطی دارند و بعد از آن بیشترین میزان به تخلیه منابع فسفات

اختصاص دارد و این افزایش در هر دو سیستم تولید دانه و علوفه معنی‌دار گزارش شده است (جدول ۴). نتایج این پژوهش با بررسی اثرات زیست محیطی تولید بادام‌زمینی در استان گیلان مطابقت داشت (Nikkhah *et al*., 2015). تخلیه منابع غیرزنده مانند سوخت‌های فسیلی یا مواد معدنی به کاهش مداوم و عدم در دسترس بودن آنها برای نسل‌های آینده می‌پردازد. برای مطالعات LCA در تولید محصول زراعی مصرف سوخت‌های فسیلی و مواد معدنی از قبیل فسفات، پتاس و زیرمجموعه آن از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد (Guinée, 2001).

شاخص‌های نرمال شده و شاخص‌های زیست محیطی

نتایج مطالعه حاضر بیان می‌دارند که بیشترین شاخص نرمال شده در دو نظام تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب به تخلیه منابع (سوخت فسیلی) (۱/۴۴ و ۰/۴۹)، اسیدی شدن (۰/۵۰ و ۰/۱۹) و پتانسیل گرمایش جهانی (۰/۴۷ و ۰/۱۶) اختصاص دارد که این سه شاخص به‌طور معنی‌داری در نظام تولید دانه بیشتر از تولید علوفه بوده است. اما تفاوت معنی‌داری بین شاخص نرمال شده‌ی اسیدی شدن و گرمایش جهانی در هیچ‌یک از نظام تولید دانه و علوفه وجود ندارد (شکل ۱). شاخص نهایی اثرات زیست محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن دانه و علوفه ذرت در منطقه کرج در قالب شش گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی (تغییر اقلیم)، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و آبی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و سمیت در تولید دانه به ترتیب ۰/۴۹، ۰/۹۰، ۰/۰۳، ۰، ۱/۶۴، ۰/۴۲، ۰/۰۲ و ۰ و در نظام تولید علوفه ۰/۱۷، ۰/۳۴، ۰/۰۱، ۰، ۰/۵۶، ۰/۱۶، ۰/۰۱ و صفر محاسبه شدند. بدین ترتیب، مشخص است که تخلیه منابع فسیلی بیشترین تأثیر سوءزیست محیطی را در تولید دانه و علوفه ذرت در منطقه کرج به همراه داشته است (شکل ۲). با ارزیابی چرخه حیات برای برنج در چین، بیشترین اثر زیست محیطی تولید این گیاه را تخلیه منابع آبی گزارش کردند (Gasol *et al*., 2007). پس از این گروه تأثیر، بالاترین پتانسیل آسیب به محیط زیست در تولید دانه و علوفه ذرت در منطقه کرج مربوط به گروه تأثیر اسیدیته و پس از آن گروه تغییر اقلیم (گرمایش جهانی) بود. در کل شاخص زیست محیطی تولید ذرت در قالب گروه‌های تاثیر اسیدیته، تغییر اقلیم (گرمایش جهانی)، یوترفیکاسیون و سمیت در نظام تولید دانه و علوفه به‌ترتیب ۱/۴۲ و ۰/۵۲ می‌باشند که این سه گروه تاثیر، در نظام تولید دانه، به‌طور معنی‌داری از نظام تولید علوفه بیشتر هستند (شکل ۲). از دلایل شاخص زیست محیطی نسبتاً زیاد تولید دانه ذرت در منطقه کرج، مصرف نسبتاً زیاد کودهای شیمیایی است. با توجه به پتانسیل آلودگی زیاد تأمین کود نیتروژن از منبع اوره پیشنهاد می‌شود از کودهای آلی با پتانسیل آلودگی زیست محیطی کمتر استفاده شود.

با ارزیابی چرخه حیات برای تولید ذرت دانه‌ای در شرایط آب وهوایی چین بیان داشتند که مهم‌ترین اثر زیست محیطی در کاربرد کودهای نیتروژن‌دار است. مقایسه اثرات زیست محیطی دو نظام تولید دانه و علوفه ذرت در منطقه کرج نشان داد که مصرف فشرده‌تر و بیشتر نهاده‌های شیمیایی به‌ویژه نیتروژن در نظام تولید دانه باعث بروز اثرات زیست محیطی بیشتر در مقایسه با نظام تولید علوفه شد. مقدار بالاتر مصرف نیتروژن

در نظام تولید دانه در مقایسه با علوفه، همراه با جذب بیشتر این عنصر، موجب افزایش انتشار فرم‌های مختلف نیتروژن به محیط شد که این امر علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید باعث افزایش بروز آلودگی‌های زیست محیطی گردید (Khoramdel *et al*., 2014; Fallahpour *et al*., 2012). همچنین ،ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های دانه و علوفه ذرت نشان داد که مقدار نیتروژن مصرف شده در این نظام‌ها به‌مراتب بالاتر از مصرف گیاه بوده که این امر از طریق بالاتر بودن میزان آن در خاک موجب آزادسازی و انتشار آلاینده‌های محیطی به فرم‌های مختلف شده و افزایش سهم گروه‌های مختلف تأثیر در بوم نظام‌های دانه و علوفه تولید ذرت در کرج را به دنبال داشته است؛ به‌طوری‌که در نهایت، بالاترین اثرات زیست محیطی در نظام‌های دانه و علوفه ذرت در کرج بعد از گروه تخلیه منابع، برای گروه‌های تأثیر، اسیدی شدن و گرمایش جهانی محاسبه گردید.

نتیجه‌گیری کلی

به‌طورکلی، با توجه به این‌که در ارزیابی چرخه حیات سهم هر نظام تولیدی بر گروه‌های مؤثر کمّی می‌شود، لذا می‌توان با استفاده از این شاخص میزان اثرات زیست محیطی ناشی از یک واحد کارکردی را تعیین کرد و از روش‌های مختلف مدیریتی برای کاهش میزان تأثیرات زیست محیطی آن بر گروه‌های مؤثری که دارای بیشترین اثرات زیست محیطی هستند، بهره جست. محاسبه شاخص زیست محیطی برای نظام تولید دانه و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج بر اساس شش گروه مؤثر نشان داد که بالاترین شاخص آلایندگی، بعد از گروه تخلیه منابع، در گروه مؤثر اسیدی شدن (در نظام‌های تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۹۰ و ۰/۳۴) بوده و بعد از آن بیشترین اثرات زیست محیطی برای گروه مؤثر گرمایش جهانی یا تغییر اقلیم (در نظام‌های تولید دانه و علوفه ذرت به‌ترتیب ۰/۵۱ و ۰/۱۸) به‌دست آمد. بدین ترتیب، چنین بنظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و چندساله، استفاده از تناوب زراعی، بهره‌گیری از الگوهای متفاوت کاشت همچون کشت مخلوط، اعمال خاکورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست محیطی این نظام تولیدی مخصوصاً در نظام تولید دانه ذرت بر گروه‌های مؤثر تخلیه سوخت‌های فسیلی، اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست محیطی را موجب شد.

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

Table 1- Classification of the surveyed impact categories by pollutant type and characterization factors
(Brentrup *et al*., 2004a; Snyder *et al*., 2009; Nikkhah *et al*., 2015)

Impact category (Unit) **گروه‌های تاثیر (واحد)**	Pollutants **آلاینده ها**	Characterization factor **ضرایب تاثیر**
Global warming potential($kgCO_2eq$) **پتانسیل گرمایش جهانی**	CH_4 , CO_2, N_2O	CO_2=1,CH_4=21, N_2O=310
Acidification potential ($kgSO_2eq$) **پتانسیل اسیدی شدن**	NH_3, SO_2, NOX	SO_2=1.2, NOX=0.5, NH_3=1.6
Terrestrial eutrophication potential (kg NOxeq) **پتانسیل یوتریفیکاسیون خشکی**	NH_3 , NOX	NH_3=4.4, NOX=1.2
Aquatic eutrophication potential($kg\ PO_4xeq$) **پتانسیل یوتریفیکاسیون آبی**	P, NO_3, NOX, NH_4, NH_3, N, NO_3	P=1, NO_3=0.1, NOX=0.13, NH_4=0. 33, NH_3=0. 35, N=0.42, NO_3=0.42
Land occupation **کاربری اراضی**	Land use per functional unit	0.8
Depletion of fossil resources (MJ) **تخلیه منابع فسیلی**	Gasoline consumption	4.86
Depletion of phosphate resources ($kg\ P_2O$) **تخلیه منابع فسفات**	P consumption	0.25
Depletion of potassium resources ($kg\ K_2O$) **تخلیه منابع پتاسیم**	K consumption	0.105

جدول ۲- مقادیر نرمال‌سازی و موزون‌سازی برای انواع گروه‌های مؤثر مورد مطالعه

Table 2- Normalization and standardization values for the various studied impact categories
(Brentrup *et al*., 2004a; Nie *et al*., 2010; Wang *et al*., 2007)

Impact category **گروه های تاثیر**	Unit **واحد**	Normalization **نرمال سازی**	Standardization **یکسان سازی**
1. Fossil fuel depletion **تخلیه سوخت های فسیلی**	MJ	39167	1.14
2. Phosphate source depletion **تخلیه منابع فسفات**	$kg\ P_2O$	77.6	1.20
3. Potassium source depletion **تخلیه منابع پتاسیم**	$kg\ K_2O$	8.14	0.30
4. Land occupation change **تغییر کاربری اراضی**	ha yr	1.86×10^4	1
5. Climate change **تغییر اقلیم**	kg CO_2- equiv.	8143	1.05
6. Human resource toxicity **سمیت منابع انسانی**	kg 1,4 DCB- equiv.	7.50×10^{-3}	0.14
7. Terrestrial toxicity **سمیت خشکی**	kg 1,4 DCB- equiv.	1.15×10^5	0.09
8. Aquatic toxicity **سمیت آبی**	kg 1,4 DCB- equiv.	2.88×10^5	0.11
9. Acidification **اسیدی شدن**	kg SO_2- equiv.	52	1.8
10. Terrestrial eutrophication **یوتریفیکاسیون خشکی**	kg NO_x- equiv.	63	1.4
11. Aquatic eutrophication **یوتریفیکاسیون آبی**	kg PO_4- equiv.	8.56	1.44

DCB: 1,4- Dichloro benzen– ۱،۴ دی کلروبنزن

جدول ۳- میزان نهاده های مصرفی در نظام‌های تولید دانه ذرت و علوفه ذرت به ازای ۱ تن دانه و علوفه تولیدی

Table 3- The amount of inputs consumed per 1 ton grain and stover produced in corn grain and stover production systems.

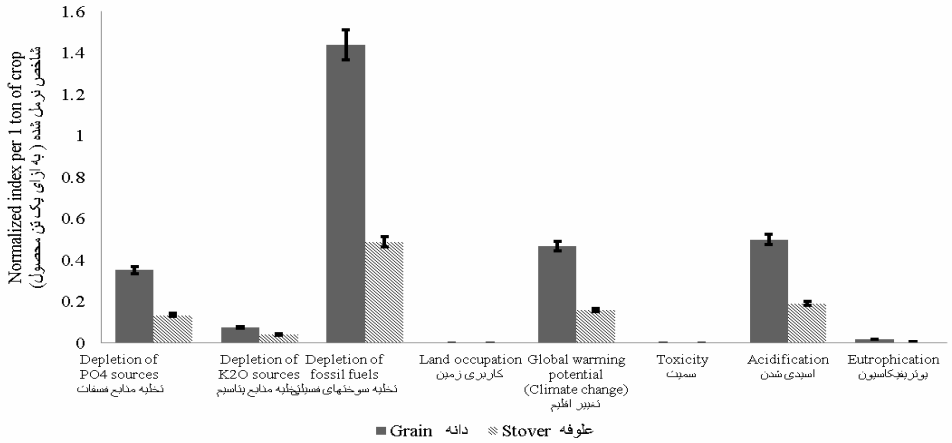
Input ورودی		Consumption rate in production systems میزان مصرف در نظام های تولیدی	
		دانه Grain	علوفه Stover
سوخت Fuel ($l.ton^{-1}.y^{-1}$)	Gasoline گازوئیل	0.45	1.28
کودهای شیمیایی Chemical fertilizer ($kg.ton^{-1}$)	N	12.49	32.31
	P	4.14	10.78
	K	3.17	5.92
سموم شیمیایی Biocides ($l.ton^{-1}$)	Herbicide علف کش	0.04	0.11
	Pesticide آفت کش	0.05	0.12
کود دامی Manure ($kg.ton^{-1}$)		446.50	1314.96
آب آبیاری Irrigation water ($m^3.ton^{-1}$)		428.22	1193.69
نیروی انسانی Labor ($h.ton^{-1}.y^{-1}$)		2.68	8.47
بذر Seed ($kg.ton^{-1}$)		20.54	36.57
عملکرد Yield ($ton.ha^{-1}$)		17.90	5.38

جدول ۴- گروه های تاثیر مورد ارزیابی از طریق LCA در دو نظام تولید دانه و علوفه ذرت

Table 4- Environmental impact categories considered in this LCA study

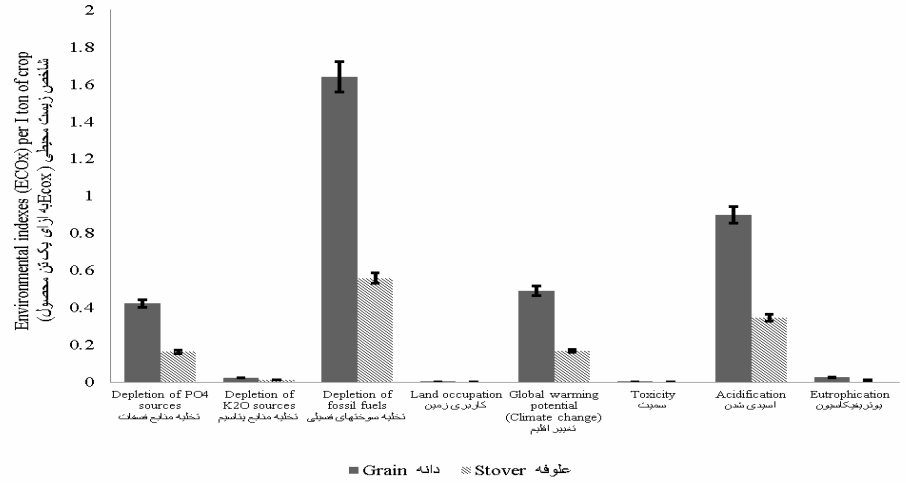
		Unit واحد	Grain دانه	*sd	Stover علوفه	sd
Toxicity سمیت	سمیت خشکی Terrestrial toxicity	1,4-Dichloro benzene	1.18	±0.32	0.41	±0.24
	سمیت آبی Aquatic toxicity	1,4-Dichloro benzene	5.49	±0.25	2.12	±0.16
	سمیت انسانی Human toxicity	1,4-Dichloro benzene	0.00	±0.00	0.00	±0.00
Global warming potential پتانسیل گرمایش جهانی	Total emission of CO_2	kg per 1 ton of crop	200.74	±28.31	74.25	±9.20
	Total N_2O emission	kg per 1 ton of crop	3596.0	±4.19	1221.07	±1.12
	Total emission of CH_4	kg per 1 ton of crop	3.73	±0.01	1.43	±0.00
Total GWP گرمایش جهانی کل		kg CO_2 per 1 ton of crop	3800.5	±1327.85	1296.75	±356.47
Acidification اسیدی شدن	NH_3	kg per 1 ton of crop	23.78	±1.08	9.19	±0.68
	NO_x	kg per 1 ton of crop	0.64	±0.03	0.22	±0.02
	SO_2	kg per 1 ton of crop	1.54	±0.07	0.54	±0.05
Total acidification اسیدی شدن کل		kg SO_2 per 1 ton of crop	25.96	10.70	9.96	4.16
Aquatic eutrophication یوتریفیکاسیون آبی	P	kg per 1 ton of crop	0.0216	±0.0010	0.0083	±0.0006
	NO_3	kg per 1 ton of crop	0.0022	±0.0001	0.0008	±0.0001
	NO_x	kg per 1 ton of crop	0.0028	±0.0001	0.0011	±0.0001
	NH_3	kg per 1 ton of crop	0.0075	±0.0004	0.0029	±0.0002
	NH_4	kg per 1 ton of crop	0.0071	±0.0003	0.0027	±0.0002
	N	kg per 1 ton of crop	0.0091	±0.0004	0.0035	±0.0002
	NO_3-N	kg per 1 ton of crop	0.0091	±0.0004	0.0035	±0.0002
Terrestrial eutrophication یوتریفیکاسیون خشکی	NO_x	kg per 1 ton of crop	0.1160	±0.0419	0.0394	±0.0112
	NH_3	kg per 1 ton of crop	0.5800	±0.2096	0.1969	±0.0560
Total Aquatic eutrophication یوتریفیکاسیون آبی کل		kg PO_4 per 1 ton of crop	0.0593	±0.0059	0.0228	±0.0023
Total Terrestrial eutrophication یوتریفیکاسیون خشکی کل		kg NO_x per 1 ton of crop	0.6960	±0.2320	0.2363	±0.0788
Land occupation کاربری زمین		per 1 ton of crop	1.18	±0.04	0.45	±0.01
Non-renewable resources منابع تجدید ناپذیر	Depletion of fossil fuels تخلیه منابع فسیلی	MJ	55.06	±2.48	19.22	±1.91
	Depletion of P sources تخلیه منابع فسفات	kg P_2O per 1 ton of crop	2.69	±0.13	1.04	±0.07
	Depletion of K sources تخلیه منابع پتاسیم	kg K_2O per 1 ton of crop	0.62	±0.12	0.33	±0.07

*sd: standard deviation-انحراف معیار



شکل ۱- شاخص نرمال شده گروه‌های مختلف مؤثر به ازای تولید یک تن دانه و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج

Figure 1- Normalized indexes of different impact categories per one ton of corn grain and stover production in Karaj climatic conditions



شکل۲- شاخص زیست محیطی گروه‌های مختلف مؤثر به ازای تولید یک تن دانه و علوفه ذرت در شرایط آب و هوایی کرج

Figure 2- Environmental indexes of different impact categories per one ton of corn grain and stover production in Karaj climatic conditions

References منابع مورد استفاده

- Anonymus. 2003. FAO. World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective. http://www.fao.org.
- Anonymus. 2006. ISO (International Organization for Standardization). ISO 14040: (E) Environmental Management– Life Cycle Assessment– Principles and Framework. https://www.iso.org/standard/37456.html
- Avadí, A., M. Marcin, and Y. Biard. 2020. Life cycle assessment of organic and conventional non-bt cotton products from Mali. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 25: 678–697.
- Braschkat, J., A. Patyk, M. Quirin, and G.A. Reinhardt. 2003. Life cycle assessment of bread production–a comparison of eight different scenarios. In: Proceedings of the Fourth International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. October 6 -8, Bygholm, Denmark. , P: 9-16. URL: http://gefionau.dk/ lcafood/ lca_conf/DJFrapport_pap...
- Brentrup, F., J. Kusters, H. Kuhlmann, and J. Lammel. 2004a. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology, I. Theorical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy.* 20: 247-264.
- Brentrup, F., J. Küsters, J. Lammel, and H. Kuhlmann. 2002 a. Impact assessment of abiotic resources consumption-conceptual considerations. *International Journal of Life Cycle Assessment.* 7: 301–307.
- Brentrup, F., J. Küsters, J. Lammel, and H. Kuhlmann. 2002 b. Life cycle impact assessment of land use based on the Hemeroby concept. *International Journal of Life Cycle Assessment.* 7: 339–348.
- Brentrup, F., J. Kusters, J. Lammel, P. Barraclough, and H. Kuhlmann. 2004b. Environmental impacts 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.
- Charles, R., O. Jolliet, G. Aillard, and D. Pellet. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 113: 216-225.
- Davaran Hagh, E., B. Mirshekari, M.R. Ardakani, F. Farahvash, and F. Rejali. 2016. Optimizing phosphorus use in sustainable maize cropping via mycorrhizal inoculation. *Journal of Plant Nutrition.* 39: 1348-1356.
- Fallahpour, F., A. Aminghafouri, 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.
- Filippa, F., F. Panara, D. Leonardi, L. Arcioni, and O. Calderini. 2020. Life Cycle Assessment Analysis of Alfalfa and Corn for Biogas Production in a Farm Case Study. *Processes.* 8: 1285. https://doi.org/10.3390/pr8101285
- 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: 80–85.

- Finnveden, G., M.Z. Hauschild, T. Ekvall, and S. Suh. 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management.* 91: 1-21.
- Gasol, C.M., X. Gabarrell, A. Anton, M. Rigola, J. Carrasco, M.J. Ciria, and J. Rieradevall. 2007. Life cycle assessment of a *Brassica carinata* bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy.* 31: 543-555.
- Ghasemi-Mobtaker, H., A. Kaab, and Sh. Rafiee. 2020. Application of life cycle analysis to assess environmental sustainability of wheat cultivation in the west of Iran. *Energy*. 193: 116768.
- Ghasempour, A., and E. Ahmadi. 2018. Evaluation of environmental effects in producing three main crops (corn, wheat and soybean) using life cycle assessment. *Agricultural Engineering International.* 20: 126-137.
- Guinée, J.B. 2001. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Leiden: Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, Holland.
- Hoseinzade, H., M.R. Ardakani, A. Shahdi, H. Asadi Rahmani, G. Noormohammadi, and M. Miransari. 2016. Rice (*Oryza sativa* L.) nutrient management using mycorrhizal fungi and endophytic *Herbaspirillum seropedicae*. *Journal of Integrative Agriculture.* 15: 1385-1394.
- Khan, S., and M.A. Khan. 2010. Latif. Energy requirement and economic analysis of wheat, rice and barley production in Australia. *Soil & Environment.* 29: 61-68.
- Khan, S., M.A. Khan, M.A. Hanjra, and J. Mu. 2009. Pathways to reduce the environmental footprints of water and input energy in food production. *Food Policy*. 34: 141–149.
- Khanali, M., B. Elhami, H. Islami, and S. Hosseinpour. 2018. Evaluation and comparison of environmental indices of hybrid maize (*Zea mays* L.) hybrids with three different harvesting methods in Alborz province using life cycle assessment method. *Journal of Agriculture and Ecology.* 9(4): 892-909. (In Persian).
- Khoramdel, S., R. Ghorbani, and A. Amin Ghafori. 2014. Comparison of environmental impacts for dryland and irrigated barley agroecosystems of Iran by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Journal of Plant Production Research*. 22(1): 243-264. (In Persian).
- Khorramdel, S., A. Koocheki, M. Nassiri Mahallati, and A. Mollafilabi. 2019. Study of life cycle assessment (LCA) for corn production system under Mashhad climatic conditions. *Journal of Agroecology*. 11(3): 925-939. (In Persian).
- Kim, S., B.E. Dale, and R. Jenkins. 2009. Life cycle assessment of corn grain and corn stover in the United States. *International Journal of Life Cycle Assessment.* 14: 160–174.
- Krejcie, R.V., and D.W. Morgan. 1970. Determining sample size for research activities. *Educational and Psychological Measurement,* 30: 607–610.
- Liang, L., R.B.G. Lal, Zh. Ridoutt Du, D. Wang, L. Wang, W. Wu, and G. Zhao. 2018. Life cycle assessment of China's agroecosystems. *Ecological Indicators.* 88: 341–350.
- Marashi, F., N. Jafarzadeh Haghighi Fard, N. Khorasani, and S.M. Monavari. 2018. Life cycle assessment of the sugar industry: A case study of Amir Kabir Sugar Cane Industry. *Iranian Biosystems Engineering.* 49: 608-597. (In Persian).

- Mardukhi, B., F. Rejali, G. Daei, M.R. Ardakani, M.J. Malakouti, and M. Miransari. 2015. Mineral uptake of mycorrhizal wheat (*Triticum aestivum* L.) under salinity stress. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*. 46: 343-357.
- Margni, M., D. Rossier, P. Crettaz, and O. Jolliet. 2002. Life cycle assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 93: 379–392.
- Meisterling, K., C. Samaras, and V. Schweizer. 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.
- Nasiri Mahallati, M., and A.S. Koocheki. 2018. Life cycle assessment in the ecosystem of wheat production systems (*Triticum aestivum* L.) Iran: 1- Comparison of levels of input consumption. *Agricultural Ecology*. 9: 992-972. (In Persian).
- Nemecek, T., O. Huguenin, D. Dubois, and G. Gaillard. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems.* 104: 217-232.
- Nie, S.W., W.S. Gao, Y.Q. Chen, P. Sui, and A.E. Eneji. 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., M. Khojastehpour, B. Emadi, A. Taheri-Rad, and S. Khorramdel. 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. *Journal of Cleaner Production*. 92: 84-90.
- Prasad, S., A. Singh, N.E. Korres, D. Rathore, S. Sevda, and D. Pant. 2020. Sustainable utilization of crop residues for energy generation: A life cycle assessment (LCA) perspective. *Bioresource Technology*. 303, 122964.
- Robertson, G.P., and P.M. Vitousek. 2009. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources.* 34: 97-125.
- Roy, P., D. Nei, T. Orikasa, Q. Xu, and H. Okadome. 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering.* 90: 1-10.
- Supasri, T., N. Itsubo, S.H. Gheewala, H.G. Shabbir, and S. Sate. 2020. Life cycle assessment of maize cultivation and biomass utilization in northern Thailand. *Scientific Reports.* 10, 3516. https://doi.org/10.1038/s41598-020-60532-2
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'antonio, A. Dobson, R. Howarth, and D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*. 292(5515): 281-284.

Research Article DOI: 10.30495/jcep.2022.689805

Evaluating Environmental Impacts of Corn (*Zea mays* L.) Agro-ecosystem Using Life Cycle Assessment Method: A Case Study of Grain and Stover Production

Nafiseh Hashempour[1], Mohammadreza Ardakani[2*], Abdolmajid Mahdavi Damghani[3], Farzad Panknejad[2] and Mohammadnabi Ilkaei[4]

Received: July 2020 , Revised: 13 February 2021, Accepted: 28 March 2021

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a decision-making tool that assesses the environmental status, production activities, and processes during the useful life of a crop. It should be borne in mind that the LCA uses a variety of techniques for economic, social, and environmental estimates of crops, as well as their activities, processes, and the consumed energy efficiency.The present study evaluates the LCA in corn seed and corn stover production systems in Karaj by the use of two cropping systems: corn produced for seed only, without collecting corn stover (CRN) (seed corn production system) and corn produced to harvest stover (CSR) (corn stover production system). Which were investigated during the years of 2011-2016. Environmental indices were calculated for the CRN and CSR based on six impact categories under Karaj climatic conditions. The highest pollutant index, after resource depletion, was found in acidification impact category (0.90 and 0.34 for the CRN and CSR, respectively), followed by the highest environmental impacts for global warming or climate change impact categories (0.51 and 0.18 for the CRN and CSR, respectively). Therefore, it seems that different methods of farming system management can be utilized based on the use of low-input principles, such as using various organic inputs, planting nitrogen-fixing and perennial plants, the use of crop rotation, utilizing different planting patterns such as intercropping, minimum tillage, and decreased use of chemical inputs, to reduce the environmental impact of this production system, particularly the CRN, on fossil fuel depletion, acidification, and climate change impact categories, thereby reducing the shares of these environmental impacts.

Key words: Acidification, Eutrophication, Life Cycle Assessment, Resource depletion, Toxicity.

1- Ph.D. Candidate of Agronomy, Faculty of Agriculture, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran.
2- Professor, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran.
3- Associate Professor of Agro-ecology, Research Institute of Environmental Sciences, Shahid Beheshti University, Iran.
4- Associate Professor, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran.
**Corresponding Author: mreza.ardakani@gmail.com*