اثرات زیست محیطی تولید چای در استان گیلان با ارزیابی چرخه حیات (LCA)

امین نیکخواه[1*]، سرور خرم دل[2]، سعید فیروزی[3] و هانی حمزه کلکناری[4]

۱- دانشجوی دکتری، گروه مهندسی بیوسیستم، دانشگاه فردوسی مشهد

۲- عضو هئیت علمی، گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳- عضو هیئت علمی، گروه زراعت، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران

۴- کارشناس ارشد، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

* ایمیل نویسنده مسئول: Amin.nikkhah@stu.um.ac.ir, Farnood.nickhah@gmail.com

چکیده

ارزیابی چرخه حیات (LCA) رویکردی برای مطالعه اثرات زیست محیطی تولید محصول یا انجام یک فعالیت است که براساس دو شاخص میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها محاسبه می‌گردد. بدین منظور، این مطالعه با هدف ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام تولید چای در شرایط آب و هوایی استان گیلان با استفاده از LCA انجام شد. بمنظور تجزیه و تحلیل اثرات زیست محیطی، از روش ISO ۱۴۰۴۰ به ازای یک واحد عملکردی معادل با یک تن برگ چای استفاده شد. در گام اول، ممیزی چرخه حیات، میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به ازای یک واحد عملکردی تعیین شد. در مرحله بعد، ارزیابی تأثیر چرخه حیات انجام گرفت و بر اساس شاخص‌هایی اطلاعات مرحله قبل، در هفت گروه تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم دسته‌بندی شدند. در نهایت، بعد از نرمال‌سازی و وزنی‌دهی داده‌ها، شاخص نهایی در این گروه‌های تأثیر به ترتیب معادل با ۰/۰۵، ۰/۳۲، ۰/۵۶، ۰/۰۴، ۲/۳۱، ۰/۴۲ و ۰/۰۷ محاسبه شد و بیش‌ترین پتانسیل برای آسیب به محیط زیست در تولید چای در استان گیلان برای تخلیه منابع فسیلی محاسبه گردید. شاخص زیست محیطی (EcoX) و تخلیه منابع (RDI) نیز به ترتیب برابر ۰/۹۷ و ۲/۶۲ به دست آمد. بدین ترتیب، بمنظور کاهش اثرات زیست محیطی نظام تولید چای می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی همچون کاربرد نهاده‌های آلی، تناوب زراعی و خاک‌ورزی حداقل بهره جست.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی چرخه حیات، اسیدیته، اوتریفیکاسیون، شاخص تخلیه منابع، گرمایش جهانی

مقدمه

اثرات زیست محیطی فعالیت‌های بشر یکی از چالش‌های عمده قرن حاضر بوده و این موضوع منجر به توافق‌های بین‌المللی بین کشورها و همچنین اتخاذ سیاست‌های کلان کاهش این اثرات شده است. بخش کشاورزی نیز سهم قابل توجهی از میزان انتشار این آلاینده‌های زیست محیطی دارد. تاکنون چندین مطالعه در رابطه با انتشار گازهای گلخانه‌ای تولید محصولات مختلف کشاورزی در ایران (طاهری راد و همکاران، ۱۳۹۴; Pishgar *et al.*,; Soltani *et al.*, 2013; Khoshnevisan et ; al., 2012; Nguyen *et al.*, 2007; Tzilivakis *et al.*, 2005) و سایر نقاط دنیا (2013; Khojastehpour *et al.*, 2015; صورت گرفته است. در رابطه با این آلاینده‌های زیست محیطی و به ویژه گاز مهم گلخانه‌ای دی اکسید کربن، این موضوع عنوان می‌شود که در تولید این محصولات مقدار قابل توجهی گاز دی اکسید کربن طی فرآیند فتوسنتز توسط گیاهان جذب می‌شود و در برخی موارد، مقدار جذب این گاز بیش‌تر از مقدار انتشار آن است. بنابراین، برای ارزیابی اولیه اثرات محیطی فعّالیّت‌های کشاورزی بایستی به پایداری آن فعّالیّت در درازمدت توجه شود. حال این مسئله نباید نادیده انگاشته شود که نهاده‌های مصرفی برای تولید محصولات کشاورزی اثرات زیست محیطی دیگری نیز به جا می‌گذارند. لذا لزوم استفاده از روشی مناسب برای بررسی اثرات زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی در قالب گروه‌های تأثیر مختلف از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. اثرات زیست‌محیطی فعّالیّت‌های کشاورزی می‌تواند در دامنه‌ای از مقیاس‌ها تجزیه و تحلیل شود (اُای سی دی، ۲۰۰۱ الف و ب). به منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder *et al.*, 2003)، که این روش‌ها در آغاز تأثیر مصرف نهاده‌های بکارگرفته شده در بوم‌نظام را به صورت اختصاصی در رابطه با یکی از پیامدهای آن مورد توجه قرار می‌دادند، ولی به تدریج با کامل شدن اطلاعات، کلیهٔ کارکردهای زیست محیطی و سایر ویژگی‌ها از جمله اقتصادی، اجتماعی و سیاسی نیز مورد مطالعه قرار گرفت.

ارزیابی چرخه حیات (LCA)[1] به عنوان یک روش پذیرفته شده برای ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید محصولات در بخش‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد. این راهکار بر مبنای ارزیابی دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004a; Roy *et al.*, 2009). در این روش اثرات زیست محیطی در قالب گروه‌های تأثیر مختلفی ارزیابی می‌شود و پس از مرحله نرمال‌سازی و وزن‌دهی، شاخص نهایی این اثرات برای نظام مورد مطالعه محاسبه می‌شود که این شاخص قابلیت مقایسه بین گروه‌های مختلف تأثیر را فراهم می‌سازد. بوراتی و همکاران (۲۰۰۹) با مطالعه اثرات زیست محیطی 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. کنسلی و همکاران (۱۹۹۳) معتقدند که ارزیابی چرخهٔ حیات، اثرات زیست محیطی اجزای نظام را بررسی و به دنبال آن بهترین نظام تولیدی را معرفی می‌کند. برنتراپ و همکاران (۲۰۰۱) معتقدند که محاسبه LCA قادر است مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص و آن‌ها را مرتفع نماید.

[1]- Life cycle assessment

در ایران نتایج منتشر شده زیادی در خصوص اجرای LCA در مورد محصولات کشاورزی وجود ندارد. خرم دل (۲۰۱۱) با ارزیابی چرخهٔ حیات نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد اظهار داشت که بیش‌ترین سهم نظام تولیدی ذرت دانه‌ای (به ازای یک واحد عملکردی معادل با یک تن دانه) در شرایط آب و هوایی مشهد برای گروه تأثیر اسیدی شدن (۲/۵۹) و تغییر اقلیم (۰/۶۱) حاصل شد. در مطالعه‌ای اثرات زیست‌محیطی تولید بادام‌زمینی در استان گیلان با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات در قالب شش گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم بررسی شد. نتایج این مطالعه نشان داد که شاخص تخلیه منابع (RDI)[1] فسیلی در تولید یک تن بادام‌زمینی در استان گیلان دارای پتانسیل بیش‌تری برای آسیب به محیط‌زیست بود و بعد از آن اوتریفیکاسیون خشکی دارای تأثیرات سوء زیست‌محیطی بیش‌تری بود (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵). در بررسی اثرات زیست محیطی تولید توت‌فرنگی گلخانه‌ای و فضای باز در استان گیلان، اثرات سوء زیست محیطی تولید توت فرنگی گلخانه ای در همه موارد به جز اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی بیش‌تر از میزان این اثرات در تولید توت فرنگی در فضای باز بود (خوشنویسان و همکاران، ۲۰۱۳ب). مطالعات دیگری نیز با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات بر روی بررسی اثرات زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی در ایران از جمله تولید محصولات گندم (سلطانی و همکاران، ۱۳۸۹؛ میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲؛ خرم‌دل و همکاران، ۱۳۹۳)، جو (خرم‌دل و همکاران، ۱۳۹۴)، زعفران (ملافیلابی و همکاران، ۱۳۹۴)، سیب زمینی (اسماعیل پور و همکاران، ۱۳۹۴)، چغندرقند در خراسان جنوبی (میرحاجی و همکاران،۱۳۹۱) و سویا در گلستان (Mohammadi *et al.*, 2013) صورت گرفته است.

از مجموع باغات استان گیلان ۳۲ هزار هکتار به کشت چای اختصاص دارد و این استان با داشتن ۱۴۰ کارخانه چای‌سازی، ۹۰ درصد چای کشور را تولید می‌کند و در این راستا، مقام اول کشور را به خود اختصاص داده است. همچنین هم اکنون بیش از ۵۰۰ هزار خانوار در کشت و کار این محصول اشتغال دارند (سازمان چای کشور، ۱۳۹۱). بدین ترتیب، با توجه به اهمیت چای در کشور و از آن‌جا که تاکنون مطالعات جامعی در خصوص ارزیابی نظام تولید چای در کشور انجام نشده است، لذا هدف از این مطالعه استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات برای بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید چای در استان گیلان در قالب هفت گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و روش نمونه‌برداری

این مطالعه با هدف بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید چای در شهرستان چابکسر استان گیلان بر مبنای میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست در سال ۱۳۹۲ انجام شد. برای تعیین افراد نمونه از فرمول کوکران (Snedecor GW

1- Resource depletion index (RDI)

and Cochran, 1989) استفاده شد که بر این اساس حجم نمونه تعداد ۷۵ نفر تعیین شد (فرمول‌های ۱ و ۲). اطلاعات از طریق پرسشنامه و به صورت مصاحبه حضوری با باغداران جمع‌آوری و اطلاعات از مطالعه قبلی اخذ شد (نیکخواه و همکاران، ۱۳۹۳).

$$n = \frac{N(s \times t)^2}{(N-1)d^2 + (s \times t)^2} \quad (۱)$$

$$d = \frac{t \times s}{\sqrt{n}} \quad (۲)$$

در این معادلات، t: ۱/۹۶ (در سطح اطمینان ۹۵٪)، s: پیش‌برآورد انحراف‌معیار جامعه، d: دقت احتمالی مطلوب، N: حجم جامعه و n: حجم نمونه است.

روش ارزیابی چرخه حیات

بر اساس روش ارائه شده در ISO14044 (ایزو، ۲۰۰۶؛ برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴ الف)، LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه شد (اریارت و همکاران، ۲۰۱۰؛ خرم دل و همکاران، ۱۳۹۴).

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه[1]: در ابتدا هدف و واحد عملکردی نظام تولیدی چای، معادل با یک تن محصول برگ در نظر گرفته شد (Wang *et al.*, 2007; Khoshnevisan *et al.*, 2013b).

ب- ممیزی چرخه حیات[2]: در این مرحله، میزان مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام تولید چای در منطقه چابکسر استان گیلان تعیین و بر حسب واحد عملکردی محاسبه شد. اثرات زیست محیطی نیز بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شد (Finkbeiner *et al.*, 2006). در این مطالعه، مصرف چهار نهاده سوخت بنزین، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفات و پتاسیم به عنوان نهاده‌های دارای اثرات منفی روی محیط زیست، در نظر گرفته شدند و میزان مصرف آن‌ها و همچنین مقادیر آلاینده‌های انتشار یافته به محیط‌زیست بر مبنای واحد عملکردی محاسبه شد.

از آنجا که میزان انتشار آلاینده‌ها به خاک، آب و هوا، متفاوت است، لذا به جای اندازه‌گیری، از ضرایب انتشار آلاینده‌ها، برای تخمین میانگین انتشار استفاده شد (Brentrup *et al.*, 2001). مهم‌ترین آلاینده‌های انتشار یافته از سوختن بنزین شامل CO_2، N_2O و CH_4 هستند. میزان انتشار این آلاینده‌ها به ازای هر لیتر بنزین به ترتیب برابر ۲/۳۵، ۵۸×۱۰^{-۴} و ۱۷×۱۰^{-۳} کیلوگرم به ازای یک لیتر بنزین در نظر گرفته شد (EAI, 2013).

مهم‌ترین آلاینده‌های انتشار یافته از نیتروژن با منبع کود اوره شامل NH_3، N_2O و NOx هستند. طبق تحقیقات صورت گرفته ۱۷ درصد از کل نیتروژن مصرفی در قالب کود اوره به صورت NH_3-N تصعید می‌شود (Brentrup *et al.*, 2000; Goebes *et al.*,

1- Objectives and definition of Scope
2- Life cycle inventory (LCI)

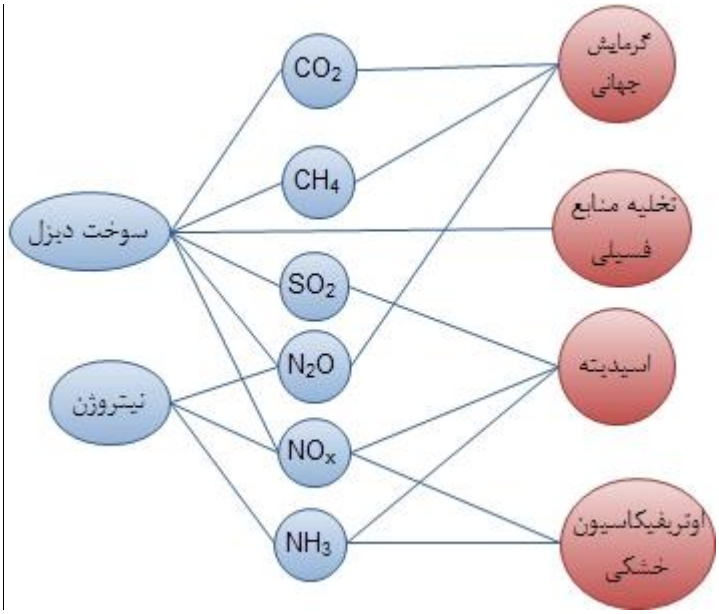
2003). مطابق گزارش مجمع بین‌المللی تغییرات آب و هوایی[1] در سال ۲۰۰۶ میلادی، یک درصد از کل نیتروژن مصرف شده به صورت کود در هکتار به فرم N_2O-N انتشار یافت (Snyder *et al.*, 2009). میزان انتشار NO_x به اتمسفر برابر ۱۰ درصد میزان N_2O در نظر گرفته شد (Gasol *et al.*, 2007). میزان انتشار آلاینده‌های خروجی تولید چای در استان گیلان در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- میزان انتشار انواع آلاینده‌ها به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید چای در گیلان

منبع انتشار	نوع آلاینده	میزان انتشار (کیلوگرم)
کود اوره	NH_3	۵/۷۱
کود اوره	N_2O	۰/۸۶
بنزین	N_2O	۰/۱۸
کود اوره	NO_x	۰/۰۸۶
بنزین	CO_2	۷۱/۲۹
بنزین	CH_4	۰/۵۲

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات[2]: هدف از اجرای این بخش تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی چرخه حیات بود. به این منظور، برای هر یک از گروه‌های تأثیر ناشی از کارکرد بوم‌نظام یک ضریب فاکتور تعریف شد (جدول ۲). براساس ISO گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم بودند (شکل ۱) (Brentrup *et al.*, 2004a,b; Finkbeiner *et al.*, 2006).

1- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
2- Life cycle impact assessment (LCIA)



شکل ۱- تاثیر آلاینده‌های انتشار یافته به محیط در نظام تولید چای بر اساس گروه‌های تأثیر زیست محیطی (سلطانعلی و همکاران، ۲۰۱۵)

به این ترتیب، ابتدا گروه‌های تأثیر فوق ممیزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید چای به صورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع[1] (R) یا عوامل انتشار یافته[2] (E) از بوم‌نظام باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب و تأثیر آن‌ها به ازای واحد عملکردی با استفاده از معادله (۳) مشخص شد.

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \qquad (۳)$$

Ii شاخص طبقه‌بندی گروه تاثیر i، Ej یا Rj: انتشار ترکیب j یا مصرف منبع j بر هر واحد عملکردی، CFi,j فاکتور طبقه‌بندی برای ترکیب j سهیم در گروه تأثیر i است.

جدول ۲- طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه در نظام تولید چای در گیلان بر اساس نوع آلاینده و ضرایب یکسان‌سازی

گروه تأثیر (واحد)	آلاینده	کارایی هر ترکیب	منبع
گرمایش جهانی (kg CO_2 eq)	CO_2, N_2O و CH_4	CO_2=1, CH_4=21, N_2O=310	(اشنایدر و همکاران، ۲۰۰۹)
اسیدیته (kg SO_2 eq)	SO_2, NO_X و NH_3	SO_2=1.2, NO_X=0.5, NH_3=1.6	(سلطانعلی و همکاران، ۲۰۱۵)
اوتریفیکاسیون (kg NOx eq)	NO_X و NH_3	NH_3=4.4, NO_X=1.2	(برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴الف)
تغییر کاربری اراضی	زمین اشغال شده به ازای یک واحد عملکردی	۰/۸	همان منبع
تخلیه منابع فسیلی (MJ)	مصرف بنزین	۴۲/۸۶	همان منبع
تخلیه منابع فسفات (kg P_2O_5)	مصرف فسفات	۰/۲۵	(نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۰)
تخلیه منابع پتاسیم (kg K_2O)	مصرف پتاسیم	۰/۱۰۵	(برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴الف)

1- Resource
2- Emission

پس از آن، شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO با استفاده از معادله (۴) و بر اساس ضرایب موجود نرمال‌سازی شدند و به‌منظور حذف مقیاس اندازه‌گیری و امکان مقایسه، میزان اثرات نرمال سازی شدند (جدول ۳) (گینی، ۱۹۹۶؛ گینی، ۲۰۰۱):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \quad (۴)$$

که در این معادله، N_i: مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر i به ازای واحد عملکردی، I_i: شاخص طبقه‌بندی (غیرنرمال) مربوط به گروه تأثیر i و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد. برای درک بهتر مقادیر به دست آمده شاخص‌های طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر، در مرحله نرمال‌سازی بی‌بُعد (بدون مقیاس) شدند. روش انتخاب مقادیر مرجع مربوط به هر گروه تأثیر توسط لیندیر (۱۹۹۶) ارائه شده است.

جدول ۳- فاکتورهای وزن‌دهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه

گروه تأثیر Impact category	فاکتور نرمال‌سازی (واحد) Normalization factor (unit)	فاکتور وزن‌دهی Weighting factor	منبع Reference
گرمایش جهانی	۸۱۴۳ (kg CO_2 eq)	۱/۰۵	(میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲)
اسیدیته	۵۲ (kg SO_2 eq)	۱/۸	(سلطانعلی و همکاران، ۲۰۱۵)
اوتریفیکاسیون	۶۳ (kg NOx eq)	۱/۴	(میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲)
تغییر کاربری اراضی	۱/۸۶*۱۰^{۴}	۱	(برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴الف)
تخلیه منابع فسیلی	۳۹۱۶۷ (MJ)	۱/۱۴	(میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲)
تخلیه منابع فسفات	۷/۶۶ (kg P_2O_5 eq)	۱/۲۰	(برنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴الف)
تخلیه منابع پتاسیم	۸/۱۴ (kg K_2O eq)	۰/۳۰	(نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵)

برای درک بهتر میزان آسیب هر گروه تأثیر به محیط زیست شاخص‌ها، وزن‌دهی شدند؛ به طوری‌که بزرگ‌تر بودن این فاکتور نشان‌دهنده این است که این گروه تأثیر، پتانسیل بیشتری برای لطمه به محیط‌زیست دارد. بر این اساس، شاخص‌های نرمال شده با استفاده از معادله (۵) و بر اساس ضرایب وزن‌دهی شدند (جدول ۳) تا شدت تأثیر آن‌ها بر حسب وزن (W) هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (Brentrup *et al.*, 2004a).

$$W_{ijk} = N_i \times T_{ijk} \quad (۵)$$

که در این معادله، 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.

د- تلفیق و تفسیر نتایج[1]: شاخص‌های نهایی در قالب دو گروه شاخص زیست محیطی و شاخص تخلیه منابع دسته‌بندی شدند. شاخص زیست‌محیطی در این مطالعه برابر با مجموع شاخص‌های نهایی چهار گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسون خشکی و تغییر کاربری اراضی در نظر گرفته شد. در آخرین مرحله، شاخص زیست‌محیطی تحت عنوان شاخص بوم-شناخت (Eco-Index) که معیار نهایی LCA می‌باشد با استفاده از معادله (۶) محاسبه شد (Brentrup *et al.*, 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \qquad (۶)$$

که در این معادله، $EcoX$: شاخص زیست‌محیطی بوم‌شناخت به ازای واحد عملکردی، N_i: مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و W_i: وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i می‌باشد.

به طور کلی، مشکلات مربوط به تخلیه منابع با مشکلات سایر گروه‌های تأثیر متفاوت است، گروه‌های تأثیر به صورت مستقیم روی سلامتی طبیعت و انسان اثر می‌گذارند؛ در حالی‌که تخلیه منابع برای تولید آینده خطرساز است. شاخص تخلیه منابع با استفاده از معادله (۷) محاسبه شد:

$$RDI = \sum_i (N_i \times WF_i) \qquad (۷)$$

که در این معادله، RDI: شاخص تخلیه منابع است.

نتایج و بحث

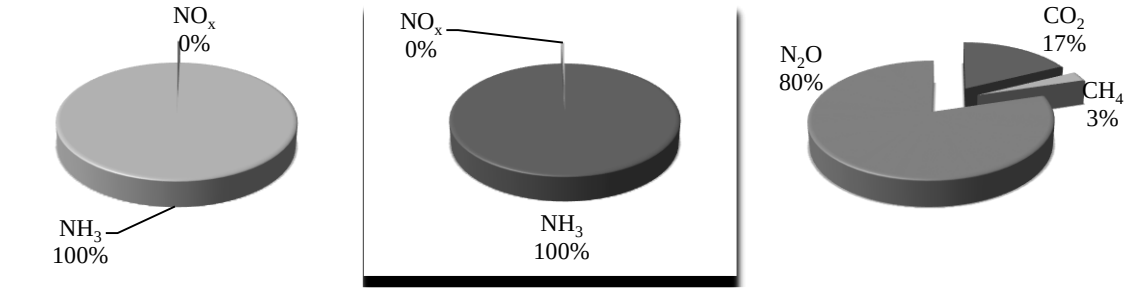
میزان مصرف نهاده‌های مختلف نظام تولید چای در باغات چای منطقه چابکسر استان گیلان شامل سوخت بنزین، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب ۳۰/۳ لیتر و ۲۷/۸، ۱۰/۷ و ۱۸/۳۴ کیلوگرم به ازای یک واحد عملکردی برآورد شد (جدول ۴). میزان مصرف نهاده‌های سوخت دیزل، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم برای تولید یک تن بادام‌زمینی به ترتیب ۵۷ لیتر، ۱۶، ۷ و ۷ کیلوگرم گزارش شد (Nikkhah *et al.*, 2015). با مقایسه نتایج این دو مطالعه مشخص است که برای تولید یک تن چای در استان گیلان نسبت به تولید یک تن بادام‌زمینی در استان گیلان 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 (خرم‌دل، ۱۳۹۰)، انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها در قالب گروه‌های مختلف تأثیر اثرات سوء زیست محیطی مختلفی بر جای می‌گذارند.

1- Integration and Interpretation

جدول ٤- میزان ورودی‌ها و خروجی نظام تولید چای در گیلان

ورودی‌ها و خروجی	واحد	میانگین	انحراف معیار
سوخت بنزین	$L\ t^{-1}$	۳۰/۲۹	۱۲۲/۰۳
نیتروژن	$kg\ t^{-1}$	۲۷/۸۷	۲۷/۵۵
فسفر	$kg\ t^{-1}$	۱۰/۶۶	۳۲/۴۵
پتاسیم	$kg\ t^{-1}$	۱۸/۳۴	۵۹/۷۶
برگ چای	$kg\ ha^{-1}$	۱۰۷۹۸/۵۲	۲۱۴۴۸/۳۹

در شکل ۲ میزان تأثیر هر یک از آلاینده‌های انتشار یافته برای نظام تولید چای در گیلان در قالب گروه‌های تأثیر مختلف نشان داده شده است. همان‌گونه که در این شکل ملاحظه می‌شود، آلاینده NH_3 بیش‌ترین سهم را در قالب گروه تأثیر اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی در نظام تولید چای به خود اختصاص داد (شکل ۲-ب). نای و همکاران (۲۰۱۰) دریافتند که بیش‌ترین میزان آلاینده به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین مربوط به متان و اکسید نیترو به ترتیب ۱۱/۳ و ۷۵/۴ معادل دی اکسید کربن بود.



شکل ۲- سهم انتشار آلاینده‌ها برای گروه‌های تأثیر الف) گرمایش جهانی، ب) اسیدیته و پ) اوتریفیکاسیون خشکی به ازای یک واحد عملکردی در نظام تولید چای در گیلان

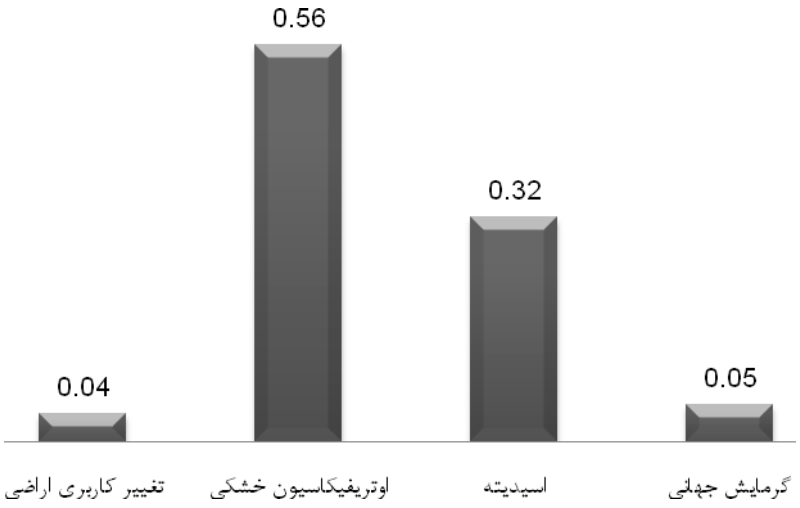
شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برابر با $۴۰۴/۱۳ kgCO_2eq$ برای تولید چای به ازای یک واحد عملکردی محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی تولید محصولات بادام‌زمینی در استان گیلان، گندم در منطقه مرودشت، چین و سوئیس به ترتیب برابر با $kgCO_2eq$ ۳۱۱/۱۹، ۲۶۲/۱، ۱۱۹/۵ و ۳۸۱ برآورد شد (میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵؛ چارلز و همکاران، ۲۰۰۶؛ وانگ و همکاران، ۲۰۰۷). با مقایسه این اعداد مشخص است که شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برای تولید چای در استان گیلان به مراتب بالاتر از این محصولات زراعی می‌باشد که دلیل این امر را می‌توان به مصرف نسبتاً زیاد کود نیتروژن برای تولید چای در این منطقه نسبت داد که متعاقب آن افزایش انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O از منبع کود اوره را به دنبال دارد. همچنین، با توجه به این که کارایی این آلاینده در قالب گروه تأثیر گرمایش جهانی ۳۱۰ برابر گاز CO_2 است (اشنایدر و همکاران، ۲۰۰۹)، پتانسیل گرمایش جهانی نظام تولید چای در منطقه گیلان نسبت به تولید سایر محصولات زراعی بیش‌تر به

دست آمد. علاوه بر این، از آنجا که ۴۰ درصد انتشار گاز N_2O مربوط به بخش کشاورزی می‌باشد (ترازنامه انرژی، ۲۰۰۸)، بایستی از راهکارهای مدیریتی برای کاهش مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده که نقش مهمی در گرمایش جهانی دارد، استفاده شود.

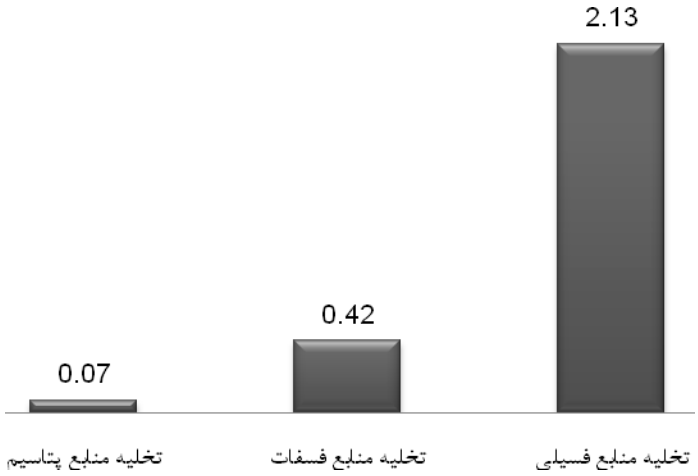
شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته به ازای یک واحد عملکردی نظام تولید چای در منطقه گیلان برابر با ۹/۱۷ $kgSO_2eq$ محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی از محصولات مختلف شامل بادام‌زمینی در استان گیلان، گندم در مناطق مرودشت، گرگان و چین به ترتیب برابر با $kgSO_2eq$ ۶/۲۵، ۵/۶، ۶/۷ و ۴ گزارش شد (چارلز و همکاران، ۲۰۰۶؛ وانگ و همکاران، ۲۰۰۷؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰؛ میرحاجی و همکاران، ۱۳۹۲؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵) میزان شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی چای از میزان این شاخص‌ها برای تولید این محصولات زراعی به مراتب بالاتر بود و میزان شاخص طبقه‌بندی این گروه تأثیر از تولید کلزا و آفتابگردان در شیلی کم‌تر بود (Iriarte *et al.*, 2010). نای و همکاران (۲۰۱۰) میزان انتشار SO_2، NH_3 و NO_x را برای تولید یک تن دانه ذرت در شرایط آب و هوایی چین به ترتیب ۰/۸۵، ۶/۰ و ۱۲/۲ کیلوگرم برآورد کردند.

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی برابر با $kgNOxeq$ ۲۵/۲۱ برای یک واحد عملکردی نظام تولید چای محاسبه شد. این شاخص برای تولید یک تن از محصولات بادام زمینی در گیلان معادل $kgNOxeq$ ۱۶/۲۲ و شاخص طبقه‌بندی اوتریفیکاسیون برای تولید محصولات کلزا و آفتابگردان در شیلی به ترتیب برابر با $kgPO_4eq$ ۷/۲ و ۹ گزارش شد (Iriarte *et al.*, 2010; Nikkhah *et al.*, 2015).

شاخص نهایی اثرات زیست محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن چای در استان گیلان در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاسیم به ترتیب ۰/۰۵، ۰/۳۲، ۰/۵۶، ۰/۰۴۰، ۲/۳۱، ۰/۴۲ و ۰/۰۷ محاسبه شد (شکل‌های ۳ و ۴). بدین ترتیب، مشخص است که تخلیه منابع فسیلی بیش‌ترین تأثیر سوء زیست محیطی را در تولید چای در استان گیلان به همراه داشته است. پس از این گروه تأثیر، بالاترین پتانسیل آسیب به محیط زیست در تولید چای در استان گیلان مربوط به گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی بود. نتایج این مطالعه با مطالعه اثرات زیست محیطی تولید بادام‌زمینی در استان گیلان مطابقت داشت. نتایج هر دو مطالعه مؤید این مطلب است که این دو گروه تأثیر در تولید این محصول در استان گیلان بیش‌ترین پتانسیل آسیب به محیط زیست را داشتند (Nikkhah *et al.*, 2015).



شکل ۳- شاخص نهایی اثرات زیست محیطی در تولید یک تن چای در استان گیلان



شکل ٤- شاخص نهایی اثرات تخلیه منابع در تولید یک تن چای در استان گیلان

شاخص زیست محیطی برای تولید چای در منطقه گیلان شامل چهار گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی و تغییر کاربری اراضی، معادل ۰/۹۷ به دست آمد (شکل ۳). 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 زیست محیطی تولید بادام زمینی در استان گیلان نیز معادل ۰/۶۳ گزارش گردید (Nikkah *et al.*, 2015). از دلایل شاخص زیست محیطی نسبتاً زیاد تولید چای در استان گیلان، مصرف نسبتاً زیاد کودهای شیمیایی است. با توجه به پتانسیل آلودگی زیاد تأمین کود نیتروژن از منبع اوره پیشنهاد می‌گردد برای تولید چای در منطقه از کودهای آلی با پتانسیل آلودگی زیست محیطی کم‌تر استفاده شود.

شاخص تخلیه منابع برای تولید یک تن چای در استان گیلان ۲/۶۲ به دست آمد (شکل ۴). این شاخص برای تولید بادام‌زمینی در استان گیلان معادل ۴/۳ اعلام شد (Nikkah *et al.*, 2015). با توجه به مصرف کم‌تر سوخت‌های فسیلی در تولید چای نسبت به تولید بادام زمینی در استان گیلان، این شاخص برای تولید چای در منطقه کم‌تر بود. وانگ و همکاران (۲۰۱۰) با ارزیابی چرخهٔ

حیات برای برنج در چین، بیشترین اثر زیست محیطی تولید این گیاه را برای تخلیه منابع آبی گزارش نمودند. گسول و همکاران (۲۰۰۷) با ارزیابی چرخهٔ حیات کلزا به منظور تولید انرژی زیستی در اسپانیا بیشترین اثر زیست محیطی را به دلیل استفاده زیاد از انواع کودهای شیمیایی به ویژه کودهای نیتروژنه به تخلیه منابع غیرقابل تجدید نسبت دادند. وانگ و همکاران (۲۰۰۷) با ارزیابی چرخهٔ حیات برای تولید ذرت دانه‌ای در شرایط آب و هوایی چین بیان داشتند که مهم‌ترین اثر زیست محیطی برای کاربرد کودهای نیتروژن‌دار مشاهده شد. برنتراپ و همکاران (۲۰۰۴ ب) نیز با ارزیابی چرخهٔ حیات برای بوم‌نظام‌های تولید گندم در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود شیمیایی نیتروژن‌دار پی بردند که در سطوح پایین و بالای مصرف این کود، بیشترین تأثیرات زیست محیطی تولید یک واحد عملکردی گندم به ترتیب برای گروه‌های مؤثر تغییر کاربری زمین و اوتریفیکاسیون مشاهده شد. نای و همکاران (۲۰۱۰) با ارزیابی چرخهٔ حیات به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین، بیشترین تأثیر زیست محیطی این نظام را برای گروه تأثیر اسیدی شدن محاسبه و بیان نمودند که استفاده از کشت مخلوط ذرت با گیاهان تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن می‌تواند به عنوان راهکاری پایدار برای جلوگیری از مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های زراعی مدنظر قرار گیرد.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

با توجه به اینکه با استفاده از LCA سهم هر نظام تولیدی بر گروه‌های تأثیر کمّی می‌شود، لذا می‌توان با استفاده از این شاخص میزان اثرات زیست محیطی ناشی از یک واحد عملکردی را تعیین کرد و از روش‌های مختلف مدیریتی برای کاهش میزان تأثیرات زیست محیطی آن بر گروه‌های تأثیری که دارای بیش‌ترین اثرات زیست محیطی هستند، بهره جست. نتایج این مطالعه نشان داد که بیشترین سهم اثرات زیست محیطی برای گروه تأثیر تخلیه منابع فسیلی (۲/۳۲) و سپس اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی (۰/۵۶) حاصل شد. 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 مخلوط، خاک‌ورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست محیطی این نظام تولیدی بر گروه‌های مؤثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست محیطی را موجب شد. همچنین پیشنهاد می گردد مطالعاتی در زمینه ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با مدل‌های بهینه‌سازی با نگرش کاهش اثرات زیست محیطی تولید چای صورت گیرد.

منابع

اسماعیل پور، ب، خرم دل، س، و امین غفوری، ا. ۱۳۹۴. بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید سیب‌زمینی در ایران بر مبنای کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. مجله تولید الکترونیک گیاهان زراعی، جلد ۸، شماره ۳. صفحات: ۲۲۴-۱۹۹.

ترازنامه انرژی. وزارت نیرو، سازمان بهره‌وری انرژی ایران (سابا)، ۱۳۸۹. قابل دسترس در http://www.saba.org.ir/fa/energyinfo/tashilat/taraz

خرم‌دل س، قربانی ر، و امین غفوری، ا. ۱۳۹۴. مقایسه اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید دیم و آبی جو در کشور با استفاده از ارزیابی چرخه حیات، نشریه پژوهشهای تولید گیاهی، دوره ۲۲، شماره ۱، صفحات: ۲۴۶-۲۴۳.

سازمان چای کشور، ۱۳۹۱. قابل دسترس در http://irantea.org

سلطانی ا و رجبی م، ۱۳۸۹. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید گیاهان زراعی با روش LCA: گندم در گرگان. مجله الکترونیک تولید گیاهان زراعی جلد سوم، شماره سوم ص. ۲۱۸-۲۰۱.

طاهری‌راد ع، نیکخواه، ا، خجسته‌پور، م و نوروزیه ش، ۱۳۹۴. بررسی انتشار گازهای گلخانه‌ای، تحلیل انرژی و هزینه‌های تولید پنبه در استان گلستان، نشریه ماشین های کشاورزی، ۱۳۹۴، جلد ۵، شماره ۲. صفحه: ۴۴۵-۴۲۸.

ملافیلابی، ع، خرم‌دل، س، امین غفوری ا، حسینی، م. ۱۳۹۳. بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید زعفران در استان خراسان بر مبنای کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. نشریه پژوهش‌های زعفران،جلد۲،شماره ۲. ۱۷۹-۱۶۵.

میرحاجی ح، خجسته پور م و عباسپور فرد م ح، ۱۳۹۲. بررسی تأثیرات زیست‌محیطی تولید گندم منطقهٔ مرودشت در ایران. نشریه محیط زیست طبیعی. دوره ۶۶. شماره ۲. ص. ۲۲۳-۲۳۲.

میرحاجی ح، خجسته پور م، عباسپور فرد م ح و مهدوی شیری س م، ۱۳۹۱. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید چغندر قند با روش ارزیابی چرخه حیات. نشریه بوم‌شناسی کشاورزی جلد ۴، شماره ۲، ص.۱۲۰-۱۱۲.

نیکخواه ا، عمادی ب، شعبانیان ف، و حمزه کلکناری ه، ۱۳۹۳. ارزیابی حساسیت انرژی و انتشار گازهای گلخانه‌ای تولید چای در استان گیلان، نشریه بوم شناسی کشاورزی، جلد ۶، شماره ۳. صفحه: ۶۳۳-۶۲۲.

Brentrup F, Kusters 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, Kusters J, Kuhlmann H and Lammel J, 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. Europ. J. Agron. 20: 247-264.

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(6): 349-357.

Brentrup F, Kusters J, Lammel J, Barraclough P and Kuhlmann H, 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.

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 at: https://www.researchgate.net/publication/254398987_ENVIRONMENTAL_IMPACT_ASSESSMENT_OF_FIBER_SORGHUM_SUDANGRASS_PRODUCTION_SYSTEMS_FOR_BIOMASS_ENERGY_PRODUCTIN_IN_A_CENTRAL_REGION_OF_ITALY

Charles R, Jolliet O, Gaillard G and Pellet D, 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems & Environment 113, 216-225.

Consoli F, Allen D, Boustead I, Fava J, Franklin W, Jensen A A, de Oude N, Parrish R, Perriman R, Postlethwaite D, Quay B, Séguin J and Vignon B, 1993. Guidelines for Life-Cycle Assessment: A 'Code of Practice'. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Brussels. pp: 73.

EAI. 2013. U.S. Energy Information Administration estimate. Available from: http://www.eia.gov

Fallahpour A, Aminghafouri A, Behbahani G, Bannayan M. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology, Environ Dev Sustain, 14:979–992.

Finkbeiner M, Inaba A, Tan RBH, Christiansen K and Klüppel HJ, 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. International Journal of Life Cycle Assessment, 11: 80–85.

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

Goebes MD, Strader R and Davidson C, 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States. Atmospheric Environment 37(18): 2539-2550.

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 University, Leiden.

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

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(4): 336-345.

ISO. 2006. International Organization for Standardization. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management– Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

Khojastehpour M, Nikkhah A, and Hashemabadi D, 2015. A comparative study of energy use and greenhouse gas emissions of canola production, International Journal of Agricultural Management and Development, 2015, 5 (1): 51-58.

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.

Khoshnevisan B, Rafiee S and Mousazadeh H, 2013b. Environmental impact assessment of open field and greenhouse strawberry production. European Journal of Agronomy 50, 29-37.

Khoshnevisan B, Rafiee S, Omid M, Yousefi M, Movahedi M, 2013a. Modeling of energy consumption and GHG (greenhouse gas) emissions in wheat production in Esfahan province of Iran using artificial neural networks. Energy 52, 333-338.

Lindeijer E.W, van Kampen M, Fraanje PJ, van Dobben HF, Nabuurs GJ, Schouwenberg EPAG, Prins AH, Dankers N and Leopold MF, 1998. Biodiversity and life support indicators land use impacts in LCA. Ministry of Transport, Public Works and Water management, Delft.

Mohammadi A, Rafiee S, Jafari A, Dalgaard T, Knudsen MT, Keyhani A, Mousavi-Avval SH, Hermansen JE, 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.

Nguyen TLT, Gheewala SH and Garivait S, 2007, Energy balance and GHG-abatement cost of cassava utilization for fuel ethanol in Thailand. Energy Policy 35, 4585-4596.

Nie SW, Gao WS, Chen Y Q, Sui P and Eneji AE, 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, Khorramdel S, 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology, Journal of Cleaner Production, 92, 84-90.

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

OECD. 2001b. Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. OECD Publications, Paris, France, 160 pp.

Pishgar-Komleh SH, Sefeedpari P, Ghahderijani M, 2012. Exploring energy consumption and CO_2 emission of cotton production in Iran. Journal of Renewable and Sustainable Energy. 4, 033115-033114.

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 JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, van Keulen H and Neeteson JJ, 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy 20, 33-44.

Snedecor GW and Cochran WG, 1989, Statistical methods. Iowa State University Press.

Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, and Fixen PE, 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture, Ecosystems and Environment 133(3–4), 247-266.

Soltanali H, Emadi B, Rohani A, Khojastehpour M, and Nikkhah A, 2015. Life cycle assessment modeling of milk production in Iran, Information Processing in Agriculture, 2015, 2: 101-108.

Soltani A, Rajabi MH, Zeinali E, Soltani E, 2013. Energy inputs and greenhouse gases emissions in wheat production in Gorgan, Iran. Energy 50, 54-61.

Tzilivakis J, Warner DJ, May M, Lewis KA and Jaggard K, 2005. An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. Agricultural Systems 85(2), 101-119.

Wang M, Wu W, Liu W and Bao Y, 2007. Life cycle assessment of the winter wheat-summer maize production system on the North China Plain. International Journal of Sustainable Development & World Ecology 14, 400-407.

Wang M, Xia X, Zhang Q and Liu J, 2010. Life cycle assessment of a rice production system in Taihu region, China. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 17, 157-161.