

بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید چای در منطقه چابکسر استان گیلان با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

امین نیکخواه^{۱*}، سرور خرم دل^۲، محمد عابدی^۳، سعید فیروزی^۴، هانی حمزه کلکناری^۵

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۲/۱۴ تاریخ پذیرش: ۹۵/۹/۱۷

۱- باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران

۲- استادیار گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳- استادیار گروه مدیریت کشاورزی، واحد اسلامشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، اسلامشهر، ایران

۴- دانشیار گروه زراعت، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران

۵- کارشناس ارشد اقتصاد کشاورزی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

مسئول مکاتبه: E-mail: 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. به منظور 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 شدند. در مرحله بعد، ارزیابی 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، به منظور کاهش اثرات زیست محیطی نظام تولید چای می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی همچون کاربرد نهاده‌های آلی و خاک‌ورزی حداقل بهره جست.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی چرخه حیات، اسیدیته، اوتریفیکاسیون، زیست محیطی، شاخص تخلیه منابع

Study of Environmental Impacts for Tea Production System in Chaboksar Region of Guilan Province Through Life Cycle Assessment

Amin Nikkhah^{1*}, Surur Khorramdel², Mohammad Abedi³, Saeed Firouzi⁴, Hani Hamzeh-Kalkenari⁵

Received: March 5, 2014 Accepted: December 7, 2016

1-Young Researchers and Elite Club, Rasht Branch, Islamic Azad University, Rasht, Iran.

2-Assist. Prof., Dept. of Agronomy, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

3- Dept. of Agricultural Management, Islamshahr Branch, Islamic Azad University, Islamshahr, Iran.

4-Assoc. Prof., Dept. of Agronomy and Crop Breeding, Rasht Branch, Islamic Azad University, Rasht, Iran.

5- MSc Graduated, Faculty of Agriculture, Dept. of Agricultural Economic, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

*Corresponding Author: E-mail: Farnood.nikkhah@gmail.com

Abstract

Life cycle assessment (LCA) is a methodology for assessing the environmental impacts associated with a product, process or activity, by identifying, quantifying and evaluating the resources consumed and all emissions and wastes released into the environment. This study examined the environmental impacts for tea production under Guilan climatic conditions by using LCA methodology. For this purpose, a functional unit equal to one ton tea leaf was assumed based on ISO 14040 methods. In the first step, all emissions and the consumption of resources connected to the different processes were listed in a life cycle inventory and related to a functional unit. Then, a life cycle impact assessment was done, in which the inventory data were aggregated into indicators for environmental effects, which included global warming, acidification, eutrophication for terrestrial ecosystems, land use, depletion of fossil sources, depletion of phosphate sources and depletion of potassium sources. Finally, the values were normalized and weighted and indicator values for these impact categories were calculated 0.05, 0.32, 0.56, 0.04, 2.31, 0.42 and 0.08. The highest potential for environmental impact of tea production was calculated for depletion of fossil resources category. Environmental index (Ecox) and resource depletion index were recorded as 0.97 and 2.62, respectively. It seems that management systems based on low input system including organic fertilizers, crop rotation and minimum tillage could be regarded as alternative management strategies to reduce problematic environmental impacts of tea production system.

Keywords: Acidification, Environmental index, Eutrophication, Life cycle assessment, Resource depletion Index

مقدمه

اثرات زیست محیطی فعالیت‌های بشر یکی از چالش‌های عمده قرن حاضر بوده و این موضوع منجر به توافقات 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 (پیشگر کومله و همکاران ۲۰۱۲؛ خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۳ الف؛ سلطانی و همکاران ۲۰۱۳؛ طاهری‌راد و همکاران ۲۰۱۵؛ خجسته‌پور و همکاران ۲۰۱۵ الف؛ فیروزی و همکاران، ۲۰۱۶) و سایر نقاط دنیا (تزیلیواکیس و همکاران ۲۰۰۵؛ نوین و همکاران ۲۰۰۷) 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 فعالیت‌های کشاورزی بایستی به پایداری آن فعالیت 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 زیست محیطی فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند در دامنه‌ای از مقیاس‌ها تجزیه و تحلیل شود (آی سی دی ۲۰۰۱ الف و ب). به منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (شرودر و همکاران ۲۰۰۳) که این روش‌ها در آغاز تأثیر مصرف نهاده‌های به‌کارگرفته 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، کلیه کارکردهای زیست محیطی و سایر ویژگی‌ها از جمله اقتصادی، اجتماعی و سیاسی نیز مورد مطالعه قرار گرفت.

ارزیابی چرخه حیات (LCA)^۱ 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 (برنترپ و همکاران ۲۰۰۴ الف؛ ری و همکاران ۲۰۰۹). 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 چرخه حیات، اثرات زیست محیطی اجزای نظام را بررسی و به دنبال آن بهترین نظام تولیدی را معرفی می‌کند. برنترپ 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.

در ایران نتایج منتشر شده زیادی در خصوص اجرای LCA در مورد محصولات کشاورزی وجود ندارد. خرم دل (۲۰۱۱) با ارزیابی چرخه حیات نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد اظهار داشت که بیش‌ترین سهم نظام تولیدی ذرت دانه‌ای (به ازای یک واحد

است. همچنین هم اکنون بیش از ۵۰۰ هزار خانوار در کشت و کار این محصول اشتغال دارند (سازمان چای کشور ۲۰۱۵). چابکسر به عنوان یکی از توابع شهرستان رودسر یکی از مناطق اصلی کشت چای در استان گیلان به شمار می‌رود. به نحوی که ۶۲۸۵ هکتار از اراضی شهرستان رودسر به کشت چای اختصاص دارد (سازمان چای کشور ۲۰۱۵). 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 نمونه برداری

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 (اسندکور و کوکران ۱۹۸۹) 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 ۲۰۱۵).

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

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

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 زیست محیطی 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) 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 زیست محیطی بیشتری بود (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵ الف). در بررسی اثرات زیست محیطی تولید توت‌فرنگی گلخانه‌ای و فضای باز در استان گیلان، اثرات سوء زیست محیطی تولید توت‌فرنگی گلخانه‌ای در همه موارد به جز اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی بیش‌تر از میزان این اثرات در تولید توت‌فرنگی در فضای باز بود (خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۳). 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 ۲۰۱۰؛ میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳)، جو (خرم‌دل و همکاران ۲۰۱۵)، زعفران (ملافیلابی و همکاران ۲۰۱۵)، سیب زمینی (اسماعیل پور و همکاران ۲۰۱۵)، چغندر قند در خراسان جنوبی (میرحاجی و همکاران ۲۰۱۲)، سویا در گلستان (محمدی و همکاران ۲۰۱۳)، پنبه در استان گلستان (خجسته‌پور و همکاران ۲۰۱۵ ب) و هلو در استان گلستان (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۷) 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

آلاینده‌ها، برای تخمین میانگین انتشار استفاده شد (برنتراپ و همکاران ۲۰۰۱). 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 (ای ای آی ۲۰۱۳). مهم‌ترین آلاینده‌های انتشار یافته از نیتروژن با منبع کود اوره شامل NH_3 ، N_2O و NO_x هستند. طبق تحقیقات صورت گرفته ۱۷ درصد از مجموع نیتروژن مصرفی در قالب کود اوره به صورت NH_3-N تصعید می‌شود (برنتراپ و همکاران ۲۰۰۰؛ گوپس و همکاران ۲۰۰۳). مطابق گزارش مجمع بین‌المللی تغییرات آب و هوایی^۳ در سال ۲۰۰۶ میلادی، یک درصد از کل نیتروژن مصرف شده به صورت کود در هکتار به فرم N_2O-N انتشار یافت (اشنایدر و همکاران ۲۰۰۹). میزان انتشار NO_x به اتمسفر برابر ۱۰ درصد میزان N_2O در نظر گرفته شد (گاسول و همکاران ۲۰۰۷). میزان انتشار آلاینده‌های خروجی تولید چای در استان گیلان در جدول ۱ ارائه شده است.

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات^۴: 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) (فینکیبیر و همکاران ۲۰۰۶؛ برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف و ب).

در این معادلات، t: ۱/۹۶ (در سطح اطمینان ۹۵٪)، s: پیش‌برآورد انحراف معیار جامعه، d: دقت احتمالی مطلوب N: (۰/۰۵)، 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 ۲۰۱۵).

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه^۱

در ابتدا هدف و واحد عملکردی نظام تولیدی چای، معادل با یک تن محصول برگ در نظر گرفته شد (وانگ و همکاران ۲۰۰۷؛ خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۳ ب).

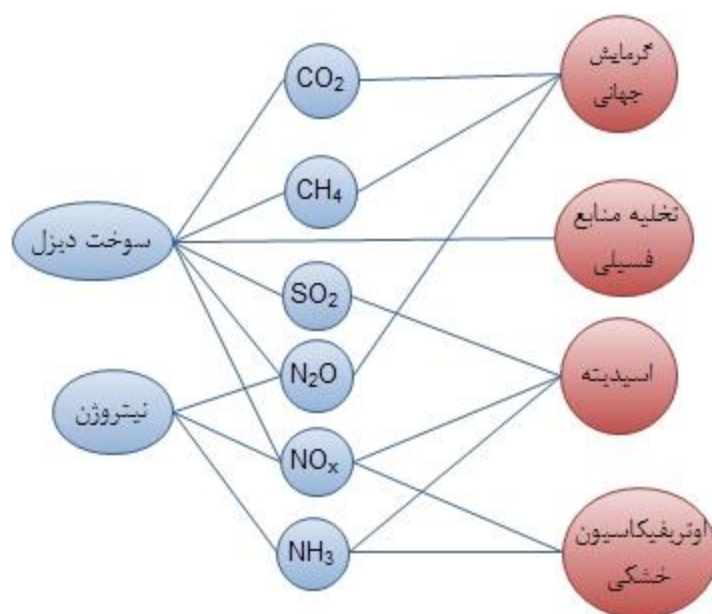
ب- ممیزی چرخه حیات^۲: در این مرحله، میزان مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام تولید چای در منطقه چابکسر استان گیلان تعیین و بر حسب واحد عملکردی محاسبه شد. اثرات زیست محیطی نیز بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شدند (فینکیبیر و همکاران ۲۰۰۶). در این مطالعه، مصرف چهار نهاده سوخت بنزین، کودهای شیمیایی نیتروژن، 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 محیط زیست 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

جدول ۱- میزان انتشار انواع آلاینده‌ها به ازای یک واحد عملکردی در

نظام تولید چای در گیلان

میزان انتشار (کیلوگرم)	نوع آلاینده	منبع انتشار
۰/۷۱	NH ₃	کود اوره
۰/۸۶	N ₂ O	کود اوره
۰/۱۸	N ₂ O	بنزین
۰/۰۸۶	NO _x	کود اوره
۷۱/۲۹	CO ₂	بنزین
۰/۵۲	CH ₄	بنزین



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

$$I_i = \sum (R_j, E_j) \times CF_{ij} \quad \text{معادله [۲]}$$

I_i شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر i ، E_j یا R_j : انتشار ترکیب j یا مصرف منبع j بر هر واحد عملکردی، CF_{ij} فاکتور طبقه‌بندی برای ترکیب j سهم در گروه تأثیر i است.

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 (۱) مشخص شد.

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

منبع	کارایی هر ترکیب	آلاینده	گروه تأثیر (واحد)
(اشنایدر و همکاران ۲۰۰۹)	CO ₂ =1, CH ₄ =21, N ₂ O=310	CH ₄ و CO ₂ , N ₂ O	گرمایش جهانی (kg CO ₂ eq)
(سلطانعلی و همکاران ۲۰۱۵)	SO ₂ =1.2, NO _x =0.5, NH ₃ =1.6	NH ₃ و SO ₂ , NO _x	اسیدیته (kg SO ₂ eq)
(برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف)	NH ₃ =4.4, NO _x =1.2	NH ₃ و NO _x	اوتریفیکاسیون (kg NO _x eq)
همان منبع	۰/۸	زمین اشغال شده به ازای یک واحد عملکردی	تغییر کاربری اراضی
همان منبع	۴۲/۸۶	مصرف بنزین	تخلیه منابع فسیلی (MJ)
(نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵ الف)	۰/۲۵	مصرف فسفات	تخلیه منابع فسفات (kg P ₂ O ₅)
(برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف)	۰/۱۰۵	مصرف پتاسیم	تخلیه منابع پتاسیم (kg K ₂ O)

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 نرمال-سازی بدون مقیاس شدند. روش انتخاب مقادیر مرجع مربوط به هر گروه تأثیر توسط لیندیر (۲۰۰۰) ارائه شده است.

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

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i.ref}} \quad \text{معادله [۴]}$$

که در این معادله، N_i : مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر i به ازای واحد عملکردی، I_i : شاخص

جدول ۳- فاکتورهای وزندهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه

منبع	فاکتور وزندهی	فاکتور نرمال‌سازی (واحد)	گروه تأثیر
(میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳)	۱/۰۵	۸۱۴۳ (kg CO ₂ eq)	گرمایش جهانی
(سلطانعلی و همکاران ۲۰۱۵)	۱/۸	۵۲ (kg SO ₂ eq)	اسیدیته
(میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳)	۱/۴	۶۳ (kg NO _x eq)	اوتریفیکاسیون
(برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف)	۱	۱/۸۶ × ۱۰ ^۴	تغییر کاربری اراضی
(میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳)	۱/۱۴	۳۹۱۶۷ (MJ)	تخلیه منابع فسیلی
(برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف)	۱/۲۰	۷/۶۶ (kg P ₂ O ₅ eq)	تخلیه منابع فسفات
(نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵)	۰/۳۰	۸/۱۴ (kg K ₂ O eq)	تخلیه منابع پتاسیم

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 (برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف).

برای درک بهتر میزان آسیب هر گروه تأثیر به محیط زیست شاخص‌ها، وزندهی شدند؛ به طوری که بزرگ‌تر بودن این فاکتور نشان‌دهنده این است که این گروه تأثیر، پتانسیل بیشتری برای لطمه به محیط‌زیست دارد. بر این

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 بنزین، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم برای تولید یک تن بادام زمینی به ترتیب ۵۷ لیتر، ۱۶، ۷ و ۷ کیلوگرم گزارش شد (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵ الف). با مقایسه نتایج این دو مطالعه مشخص است که برای تولید یک تن چای در استان گیلان نسبت به تولید یک تن بادام زمینی 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 ۲۰۱۱)، انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها در قالب گروه‌های مختلف تأثیر اثرات سوء زیست محیطی مختلفی بر جای می‌گذارند.

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

معادله [۵] $W_{ijk} = N_i \times T_{ijk}$
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^۱: 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، اوتریفیکاسیون 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 (برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ الف):

$$EcoX = \sum Ni \times Wi \quad \text{معادله [۶]}$$

که در این معادله، $EcoX$: شاخص زیست‌محیطی بوم-شناخت 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.

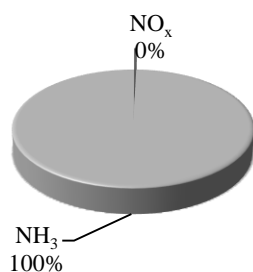
به طور کلی، مشکلات مربوط به تخلیه منابع با مشکلات سایر گروه‌های تأثیر متفاوت است، گروه‌های تأثیر به صورت مستقیم روی سلامتی طبیعت و انسان اثر می‌گذارند؛ در حالی که تخلیه منابع برای تولید آینده خرساز است. شاخص تخلیه منابع با استفاده از معادله (۷) محاسبه شد:

$$RDI = \sum_i (N_i \times WF_i) \quad \text{معادله [۷]}$$

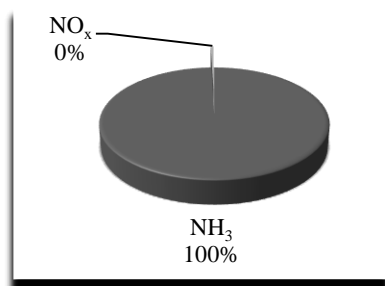
که در این معادله، RDI: شاخص تخلیه منابع است.

جدول ۴- میزان ورودی‌ها و خروجی نظام تولید چای در گیلان

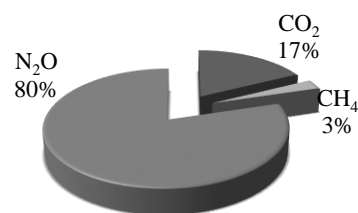
انحراف معیار	میانگین	واحد	ورودی‌ها و خروجی
۱۲۲/۰۳	۳۰/۲۹	L t ⁻¹	سوخت بنزین
۲۷/۵۵	۲۷/۸۷	kg t ⁻¹	نیترژن
۳۲/۴۵	۱۰/۶۶	kg t ⁻¹	فسفر
۵۹/۷۶	۱۸/۳۴	kg t ⁻¹	پتاسیم
۲۱۴۴۸/۳۹	۱۰۷۹۸/۵۲	kg ha ⁻¹	برگ چای



(پ)



(ب)



(الف)

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

این آلاینده در قالب گروه تأثیر گرمایش جهانی ۳۱۰ برابر گاز CO₂ 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 ۳۶/۵ درصد انتشار گاز N₂O مربوط به بخش کشاورزی می‌باشد (ترازنامه انرژی ۲۰۱۳)، بایستی از راهکارهای مدیریتی برای کاهش مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده که نقش مهمی در گرمایش جهانی دارد، استفاده شود.

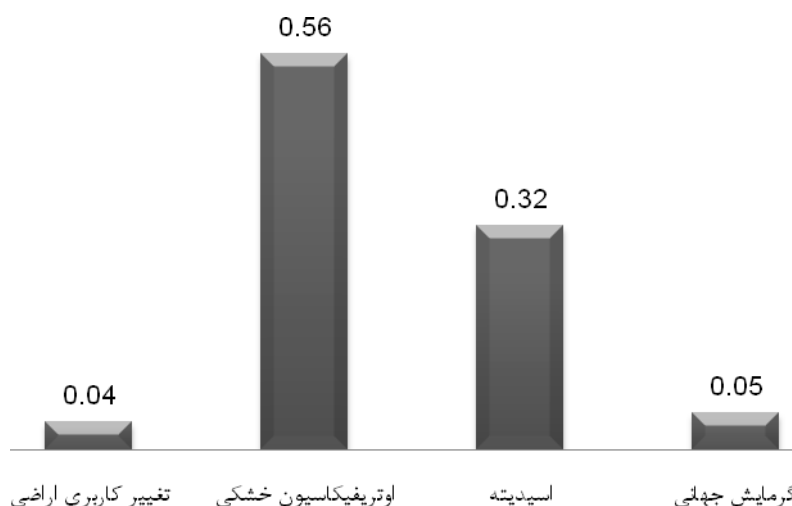
شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته به ازای یک واحد عملکردی نظام تولید چای در منطقه گیلان برابر با ۹/۱۷ kgSO₂eq محاسبه شد. شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی از محصولات مختلف شامل بادام‌زمینی در استان گیلان، گندم در مناطق مرودشت، گرگان و چین به ترتیب برابر

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر گرمایش جهانی برابر با ۴۰۴/۱۳ kgCO₂eq 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 ۳۱۱/۱۹، ۲۶۲/۱، ۱۱۹/۵ و ۳۸۱ برآورد شد (میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳؛ 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 نیترژن برای تولید چای در این منطقه نسبت داد که متعاقب آن افزایش انتشار گاز گلخانه‌ای N₂O از منبع کود اوره را به دنبال دارد. همچنین، با توجه به این که کارایی

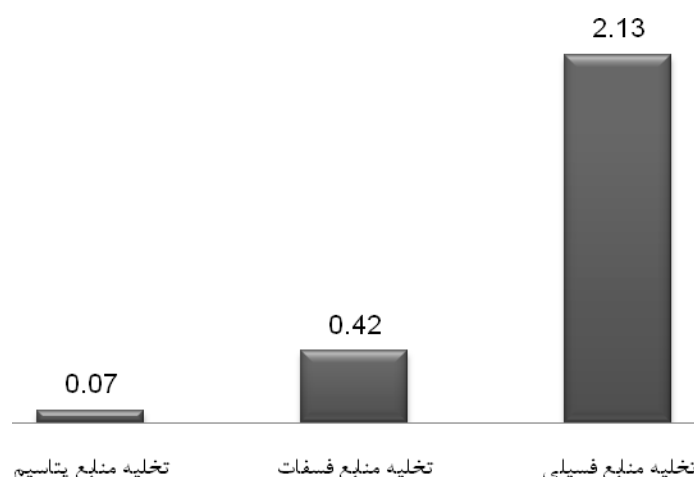
شاخص نهایی اثرات زیست محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن چای در استان گیلان در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، فسفات و تخلیه منابع پتاسیم به ترتیب ۰/۳۲، ۰/۵۶، ۰/۴۰، ۲/۳۱، ۰/۴۲ و ۰/۰۷ محاسبه شد (شکل-های ۳ و ۴). بدین ترتیب، مشخص است که 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 (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵الف).

با $6/7$ و $5/6$ ، $6/25$ و 4 گزارش شد (چارلز و همکاران ۲۰۰۶، وانگ و همکاران ۲۰۰۷، سلطانی و همکاران ۲۰۱۰؛ میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳؛ نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵الف). 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 (اریارت و همکاران ۲۰۱۰). نای و همکاران (۲۰۱۰) میزان انتشار NO_x و NH_3 ، SO_2 را برای تولید یک تن دانه ذرت در شرایط آب و هوایی چین به ترتیب $0/85$ ، $6/0$ و $12/2$ کیلوگرم برآورد کردند.

شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی برابر با $25/21$ $kgNO_xeq$ برای یک واحد عملکردی نظام تولید چای محاسبه شد. این شاخص برای تولید یک تن از محصولات بادام زمینی در گیلان معادل $16/22$ $kgNO_xeq$ و شاخص طبقه‌بندی اوتریفیکاسیون برای تولید محصولات کلزا و آفتابگردان در شیلی به ترتیب برابر با $7/2$ و 9 $kgPO_4eq$ گزارش شد (نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۵الف؛ اریارت و همکاران، ۲۰۱۰).



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



شکل ۴- شاخص نهایی اثرات تخلیه منابع در تولید یک تن چای در استان گیلان

چرخه 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 چرخه 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 چرخه 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) نیز با ارزیابی چرخه حیات برای بوم‌نظام‌های تولید گندم در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود شیمیایی نیتروژن-دار 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 چرخه 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 تثبیت-کننده نیتروژن می‌تواند به عنوان راهکاری پایدار برای

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 زیست محیطی حدود ۰/۲ محاسبه شد (برنتراپ و همکاران ۲۰۰۴). شاخص زیست محیطی تولید بادام زمینی در استان گیلان نیز معادل ۰/۶۳ گزارش گردید (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵الف). 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 بادام زمینی در استان گیلان معادل ۴/۳ اعلام شد (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۵الف). 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

ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاد نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت کننده 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 می‌گردد مطالعاتی در زمینه ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با مدل‌های بهینه‌سازی با نگرش کاهش اثرات زیست محیطی تولید چای صورت گیرد.

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 کمی 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 تأثیرتخلیه منابع فسیلی (۲/۳۲) و سپس اوتریفیکاسیون بوم‌نظام خشکی (۰/۵۶) حاصل شد. بدین

منابع مورد استفاده

- 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. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20: 247-264.
- Brentrup F, Kusters 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. Environmental 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 Gand 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; from the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March-3 April 1993. Ed. Frank Consoli. Setac, pp: 73.

- EAI. 2013. U.S. Energy Information Administration estimate. Available from: <http://www.eia.gov>
- Esmailpour B, Khorramdel S, and Amin Ghafari, 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).
- 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, *Environment, Development and Sustainability*, 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.
- Firouzi S, Nikkhah A, Khojastehpour M, and Holden N. 2016. Energy use efficiency, GHG emissions and carbon efficiency of paddy rice production in Iran, *Energy Equipment and Systems*, 4 (2):169-176.
- Gasol CM, Gabarrell X, Anton A, Rigola M, Carrasco J, Ciria MJ and Rieradevall J, 2007. Life cycle assessment of a *Brassicacarinata* 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, 2015a. A comparative study of energy use and greenhouse gas emissions of canola production, *International Journal of Agricultural Management and Development*, 5 (1): 51-58.
- Khojastehpour M, Taheri-rad A, and Nikkhah A. 2015b. 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 (2): 95-104. (In Persian).
- Khorramdel S, Ghorbani R, and Amin-Ghafari A. 2015. Comparison of environmental impacts for dryland and irrigated barley agroecosystems by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology, 22(1): 243-264. (In Persian).
- 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. 2000. Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 8(4): 313-319.
- Ministry of Energy of Iran. 2013. Energy balance in Iran. Available on <http://www.moe.gov.ir> (In Persian).

- Mirhaji H, Khojastehpour M, Abaspour-Fard MH. 2013. Environmental Effects of wheat production in the Marvdasht region. *Journal of Natural Environment*, 66(2): 223-232 (In Persian).
- Mirhaji H., Khojastehpour M, Abaspour-Fard MH, Mahdavi-Shahri SM. 2012. Environmental impact study of sugar beet production using life cycle assessment in Khorasan province. *Agroecology*, 4(2): 112-120 (In Persian).
- 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.
- 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 (2): 152-166. (In Persian).
- 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, Emadi B, Shabaniyan F, and Hamzeh-Kalkenari H. 2015b. Energy Sensitivity Analysis and Greenhouse Gas Emissions for Tea Production in Guilan Province, Iran, *Agroecology*, 6(3): 622-633. (In Persian).
- Nikkhah A, Royan M, Khojastehpour M, and Bacenetti J. 2017. Environmental impacts modeling of Iranian peach production, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.041>
- Nikkhah A. Khojastehpour M, Emadi B, Taheri-Rad, A, Khorramdel S, 2015a. 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 CO₂ 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*, 2: 101-108.
- Soltani A, Rajabi MH, Zeinali E, and Soltani E. 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. *Electronic Journal of Crop Production*, 3(3): 201-218 (In Persian).

- 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.
- Taheri-Rad A, Nikkhah A, Khojastehpour M, Nourozieh S. 2015. Assessing GHG emissions, and energy and economic analysis of cotton production in the Golestan province, *Journal of Agricultural Machinery*, 5(2): 428-445. (In Persian).
- Tea organization of Iran. 2015. The cultivation area of tea production in Iran. Available on <http://irantea.org> (In Persian).
- 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.