



انجمن علوم زراعت و اصلاح نباتات ایران

نشریه تولید گیاهان زراعی
جلد هشتم، شماره سوم، پاییز ۹۴
۱۹۹-۲۲۴
<http://ejcp.gau.ac.ir>



دانشگاه گوارز، منابع طبیعی

بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید سیب‌زمینی در ایران بر مبنای کود نیترژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

*بهروز اسماعیل‌پور^۱، سرور خرم‌دل^۲ و افسانه امین‌غفوری^۳

^۱دانشیار گروه باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی، آستادیار گروه زراعت و

اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، ^۳مدعو دانشگاه پیام‌نور

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱/۳۰؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۴/۱۵

چکیده

سابقه و هدف: ارزیابی چرخه حیات (LCA) ابزاری مناسب برای تجزیه و تحلیل فرآیند تولید در بوم‌نظام‌های کشاورزی است که بر اساس دو مؤلفه مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست تعیین می‌شود. LCA روشی برای کمی‌سازی عملکرد زیست‌محیطی محصولات می‌باشد. رتبه‌بندی عددی این روش این امکان را فراهم می‌سازد که عملکرد زیست‌محیطی محصولات از جنبه‌های تغییر اقلیم، تخلیه ازن، اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون، تخلیه منابع انرژی و سایر گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی می‌باشد. این مطالعه با هدف محاسبه LCA برای بوم‌نظام‌های تولید سیب‌زمینی بر اساس میزان مصرف کود نیترژن اجرا شد.

مواد و روش‌ها: میانگین عملکرد غده و میزان مصرف نهاده‌ها طی سال‌های ۹۲-۱۳۷۸ به ازای یک هکتار تعیین شد. اطلاعات مورد استفاده در این مطالعه شامل میزان مصرف کودهای شیمیایی، ماشین‌آلات و مصرف سوخت‌های فسیلی برای تولید سیب‌زمینی جمع‌آوری شدند. LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات (LCI)، ارزیابی تأثیر چرخه حیات (LCIA) و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه گردید. مرز سیستم شامل فرآیندهای تولید اعم از کودهای شیمیایی، کود دامی، علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، آبیاری، سوخت، ماشین‌آلات و دیگر نهاده‌ها می‌باشد. بنابراین، این مطالعه با مصرف نهاده‌ها و انتشار به ازای یک تن غده در ارتباط است. سپس تمام منابع و آلاینده‌ها به ازای یک تن غده کمی‌سازی شدند. واحد کارکردی معادل یک تن غده مدنظر قرار گرفت. در مرحله ارزیابی تأثیر چرخه حیات، کلیه نهاده‌ها و خروجی‌ها بر اساس اثرات

*مسئول مکاتبه: bsmaelpoor2008@gmail.com

زیست‌محیطی ممیزی شدند. گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون و گرمایش جهانی بودند. واحد کارکردی معادل یک تن غده در نظر گرفته شد. ممیزی اطلاعات توسط فاکتور مشخص‌سازی (CF) در شاخص‌هایی با نام گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی ضرب شد. سپس برای مقایسه این شاخص‌ها نرمال‌سازی شده و پس از آن، شاخص نرمال شده در فاکتور وزن‌دهی، ضرب شدند. در نهایت، شاخصی به نام شاخص زیست‌محیطی (EcoX) محاسبه شد که EcoX بالاتر نشان‌دهنده اثرات زیست‌محیطی بیشتر تحت تأثیر هدف تولید است.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی مربوط به سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب برابر با ۰/۷۲ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن غده و ۱/۸۰ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن غده بود. بالاترین انتشار CO_2 در گروه تأثیر گرمایش جهانی با ۵۰۹/۸۷ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده برای سطح کودی ۴۰۰-۳۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل گردید. بالاترین شاخص زیست‌محیطی مربوط به سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با ۰/۳۷ EcoX به ازای یک تن غده بود. بالاترین مقادیر گروه‌های تأثیر شامل اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی و اسیدی شدن برای سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب با ۰/۲۹، ۰/۱۵ و ۰/۱۲ EcoX به ازای یک تن غده محاسبه شد.

نتیجه‌گیری: بدین ترتیب، می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی نظیر کاشت گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی در نظام‌های تولید سیب‌زمینی بهره‌گیری کرد.

واژه‌های کلیدی: انتشار آلاینده‌ها، اوتریفیکاسیون، شاخص زیست‌محیطی، محیط‌زیست

مقدمه

از دیدگاه زیست‌محیطی، فعالیت کشاورزی زمانی پایدار است که میزان انتشار آلودگی و استفاده از منابع طبیعی در آن نظام، در درازمدت به‌وسیله محیط تحمل شود. اثرات زیست‌محیطی به‌وسیله دامنه‌ای از مقیاس‌های مکانی از سطح مزرعه تا ملی تجزیه و تحلیل می‌شود و در هر مقیاس روش‌های مطلوبی از ارزیابی وجود دارند (۴۹ و ۵۰).

تجزیه و تحلیل انرژی در بوم‌نظام‌های کشاورزی رهیافتی سودمند جهت ارزیابی کارایی مصرف انرژی، مشکلات زیست‌محیطی و ارتباط آن‌ها با پایداری محسوب می‌شود (۲۴). بیشترین انرژی غیرمستقیم در مزارع مربوط به کود نیتروژنه (۳۰-۲۰ درصد) و ماشین‌آلات (۱۲-۶ درصد) می‌باشد (۳۸). حسین پناهی و کافی (۲۰۱۲) با ارزیابی سهم کل انرژی‌های ورودی در مزارع تولید تجاری و سنتی سیب‌زمینی استان کردستان بیشترین سهم را در مزارع تجاری وابسته به مصرف انواع مواد شیمیایی، سوخت‌های فسیلی و ماشین‌آلات، بذر، آب آبیاری، کود دامی و نیروی انسانی و در مزارع سنتی وابسته به کود دامی و نیروی انسانی محاسبه کردند (۲۹). با این وجود، تجزیه و تحلیل انرژی نمی‌تواند درک کاملی از بوم‌نظام‌های کشاورزی ارائه نماید (۵۲).

به‌منظور ارزیابی اثرات زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های کشاورزی روش‌های مختلفی وجود دارد (۶۰) که شامل نقشه‌برداری خطرات زیست‌محیطی، ارزیابی چرخه حیات (LCA)^۱، سیستم چندعاملی، رهیافت برنامه‌نویسی خطی چندگانه و شاخص‌های زیست‌محیطی - کشاورزی می‌باشند (۵۱). هدف اصلی و مشترک این روش‌ها، بررسی اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های مختلف می‌باشد (۵۱). همچنین از آن‌جا که این رهیافت‌ها عملکرد زیست‌محیطی نظام‌های مختلف را مقایسه می‌کند، در نهایت، نظام‌های متناسب از نظر کاهش آلودگی و مصرف بهینه منابع معرفی می‌شوند. تعداد زیادی از محققان (۱۰، ۱۱، ۱۲، ۲۲ و ۵۶) بر این باورند که LCA، مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی پایداری فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. در این رویکرد، اثرات زیست‌محیطی مرتبط با نظام تولیدی در نظر گرفته شده و نظام‌های زراعی ارزیابی می‌شوند (۴۶).

نتایج بررسی موتی و همکاران (۲۰۰۹) نشان داد که با جایگزین کردن گیاهان چندساله در نظام‌های رایج می‌توان اثرات زیست‌محیطی تولید CO₂ و آبشویی نیترات را تا بیش از ۵۰ درصد کاهش داد (۴۳). برنترپ و همکاران (۲۰۰۴ب) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر کود نیتروژن در

1- Life cycle assessment

نظام تولید گندم زمستانه در آلمان گزارش نمودند که مقدار این LCA، در مقادیر کمتر از ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار ۰/۲۲ تا ۰/۲۶ به ازای یک تن دانه بود و با افزایش مقدار نیتروژن، شاخص زیست‌محیطی گروه‌های تأثیر افزایش یافت. آن‌ها همچنین بیان داشتند که در سطوح پایین مصرف کود، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالای مصرف، اوتریفیکاسیون عوامل کنترل‌کننده LCA بودند (۱۲). میسترلینگ و همکاران (۲۰۰۹) با مقایسه نظام‌های تولید نان از نظر پتانسیل گرمایش جهانی با LCA اظهار داشتند که تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک نسبت به رایج، ۳۰ کیلوگرم معادل CO₂ کمتر تولید کرد (۳۹). نای و همکاران (۲۰۱۰) بیان داشتند که شاخص زیست‌محیطی برای الگوهای مختلف کاشت متفاوت بود، به طوری که بهره‌گیری از کشت مخلوط در نظام‌های زراعی در مقایسه با تک‌کشتی باعث کاهش اثرات سوء تولید بر محیط‌زیست شد (۴۷).

در میان گیاهان زراعی سیب‌زمینی به‌عنوان چهارمین محصول مهم دنیا پس از ذرت، گندم و برنج است که در گستره وسیعی از عرض‌های جغرافیایی و شرایط اقلیمی کشت و کار می‌گردد و اهمیت بسیار زیادی از نظر تولید انرژی دارد. سیزکا و تورنتون (۱۹۹۳) بر این باورند کمتر گیاهی می‌توان یافت که از نظر تولید انرژی و غذا با سیب‌زمینی برابری کند (۶۳). طبق اعلام سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد سیب‌زمینی یک محصول کشاورزی اشتغال‌زا و تأمین‌کننده امنیت غذایی است. اهمیت سیب‌زمینی در کشورهای در حال توسعه از لحاظ معیشت خانوارها و درآمدزایی بسیار بالا می‌باشد. سالانه ۱۹ میلیون هکتار از اراضی دنیا به کشت سیب‌زمینی اختصاص می‌یابد که منجر تولید ۳۲۷ میلیون تن غده می‌شود (۶۷). بر اساس آمار فائو، میزان نیاز سالیانه مردم دنیا به این محصول مهم زراعی در حدود ۳۵۰ میلیون تن می‌باشد. در سال گذشته تولید سیب‌زمینی در کشور در حدود پنج میلیون تن گزارش گردید (رتبه چهاردهم تولید این محصول در جهان) که این میزان مربوط به ۱۷۷ هزار هکتار سطح زیر کشت بود. ایران با تولید سالانه پنج میلیون تن سیب‌زمینی در قرار دارد. در ایران حدود ۱۸۰ هزار هکتار از اراضی زراعی تحت کشت سیب‌زمینی قرار دارد که حدود ۹۸ درصد این سطح، به‌صورت آبی و بقیه دیم می‌باشد (۴۱).

از آنجا که نتایج منتشر شده زیادی در خصوص ارزیابی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید سیب‌زمینی در کشور وجود ندارد، هدف از این تحقیق، محاسبه LCA برای بوم‌نظام‌های تولید سیب‌زمینی بر اساس میزان مصرف کود نیتروژن بود.

مواد و روش‌ها

میانگین عملکرد و نهاده‌های مورد استفاده برای تولید یک تن سیب‌زمینی طی سال‌های ۹۲-۱۳۷۸ با استفاده از اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی و پرسش‌نامه از کشاورزان مختلف استان‌های تولید کننده سیب‌زمینی در کشور تعیین شد (جدول ۱).

جدول ۱- میانگین میزان مصرف نهاده‌ها در نظام‌های تولید سیب‌زمینی به ازای یک هکتار طی سال‌های ۹۲-۱۳۷۸.

Table 1. The average of input Consumption in potato production systemes per ha in 1999-2013

مقدار	نهاده / ستانده	مقدار	نهاده / ستانده
Amount	Input/output	Amount	Input/output
1.41	علف‌کش Herbicide	497.42	سوخت (L.ha ⁻¹) Fuel (L.ha ⁻¹)
1.36	سموم شیمیایی (L.ha ⁻¹) Fungicide	432.07	نیتروژن Nitrogen
1.57	حشره‌کش Insecticide	276.47	فسفات Phosphate
90	الکتریسیته (کیلووات ساعت) Electricity (KWh)	64.12	پتاس Potash
3.25	آب (مترمکعب) Water (m ³)	432	ماشین‌آلات Mechanization
3086.12	غده مورد استفاده (kg.ha ⁻¹) Used tuber (kg.ha ⁻¹)	5.41	کود حیوانی (t.ha ⁻¹) Cow manure (t.ha ⁻¹)
25.51			عملکرد غده (t.ha ⁻¹) Tuber yield (t.ha ⁻¹)

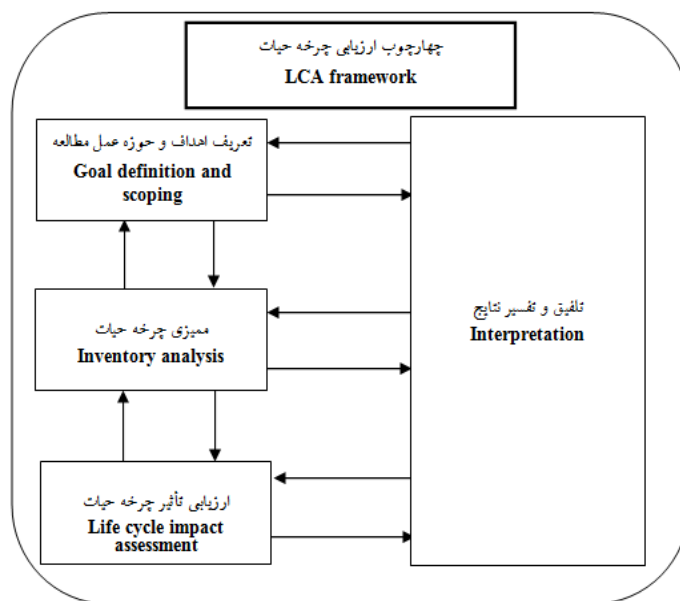
برای تعیین تعداد پرسش‌نامه از رابطه کوکران استفاده شد (۳).

$$n = \frac{Nt^2S^2}{Nd^2 + t^2S^2} \quad \text{معادله (۱)}$$

در این معادله، n: اندازه نمونه‌ها، N: تعداد منابع در جامعه هدف، t: ضریب قابلیت اعتماد (۱/۹۶ که بیانگر قابلیت ۹۵ درصد است)، S²: واریانس صفت در جمعیت، d: دقت خطای قابل قبول در اندازه نمونه که معادل پنج درصد می‌باشد. بر این اساس ۵۰۰۰ پرسش‌نامه (به‌طور میانگین ۱۹۰ پرسش‌نامه در هر استان) از بوم‌نظام‌های مختلف تولید سیب‌زمینی در استان‌های کشور (شامل استان‌های آذربایجان غربی، آذربایجان شرقی، اردبیل، اصفهان، بوشهر، تهران، خراسان جنوبی،

خراسان رضوی، خراسان شمالی، خوزستان، زنجان، فارس، قزوین، قم، کردستان، کرمان، کرمانشاه، گلستان، گیلان، لرستان، مازندران، مرکزی، هرمزگان، همدان و یزد) تهیه شد. البته قابل ذکر است در خصوص استان‌هایی که سهم بیشتری در تولید سیب‌زمینی دارند، تعداد پرسشنامه بیشتری مدنظر قرار گرفت.

لازم به ذکر است کارایی مصرف نیتروژن ۶۰ درصد در نظر گرفته شد. در خصوص نیتروژن تنها ۶۰ درصد نیتروژن جذب گیاه می‌شود که از این میزان ۱۵ درصد تصعید و ۴۸ درصد باعث ایجاد حالت اسیدی شده و ۴۸ درصد به فرم‌های مختلف نیتروژن به محیط انتشار می‌یابد. از کل فسفات مصرف شده نیز تنها ۲۴ درصد جذب گیاه می‌شود (۲۱ و ۳۲). براساس روش ارائه شده در ISO14044 (۱۱ و ۳۱)، LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه و تعیین شد (شکل ۱).



شکل ۱- مراحل چهارگانه ارزیابی چرخه حیات (۳۱).
Figure 1. Life cycle assessment framework (31).

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه^۱: «واحد کارکردی» معادل یک تن غده سیب‌زمینی در نظر گرفته شد (۱۱).

ب- ممیزی چرخه حیات^۲: در این مرحله، میزان مصرف نهاده‌ها تعیین و بر حسب واحد کارکردی محاسبه شد (۱۰). اثرات زیست محیطی نیز بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شد (۲۲).

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات^۳: گروه‌های تأثیر مورد بررسی شامل اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی، گرمایش جهانی و اسیدی شدن بودند. به‌منظور تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی، برای هر یک از گروه‌های تأثیر، فاکتور مشخص‌سازی^۴ تعریف شد (۱۱ و ۲۲).

جدول ۲- ضرایب وزندهی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه (۱۱ و ۱۲).

Table 2. Weightening coefficients for each studied impact category (11 and 12).

پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی (معادل NO _x به ازای کیلوگرم انتشار)	
Terrestrial eutrophication potential (in kg NO _x equivalent per kg emission)	
1.2	NO _x
4.3	NH ₃
پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی (معادل PO ₄ به ازای کیلوگرم انتشار)	
Aquatic eutrophication potential (in kg PO ₄ equivalent per kg emission)	
0.95	P
0.1	NO ₃
0.13	NO _x
0.33	NH ₄
0.35	NH ₃
0.42	N
0.42	NO ₃ -N
پتانسیل گرمایش جهانی (واحد معادل CO ₂ به ازای کیلوگرم انتشار)	
Global warming potential (in kg CO ₂ equivalent per kg emission)	
فاکتور نرمال‌سازی (کیلوگرم)	
1	CO ₂
21	CH ₄
310	N ₂ O
پتانسیل اسیدی شدن (واحد معادل SO ₂ به ازای کیلوگرم انتشار)	
Acidification potential (in kg SO ₂ equivalent per kg emission)	
1.2	SO ₂
0.5	NO _x
1.06	NH ₃

- 1- Objectives and definition of scope
- 2- Life cycle inventory (LCI)
- 3- Life cycle impact assessment (LCIA)
- 4- Characteristic factor (CF)

- اوتریفیکاسیون: با در نظر گرفتن این مطلب که منبع تشدیدکننده اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی ورود NO_x و NH_3 و در بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات نیتروژنه و فسفره به آب‌های سطحی می‌باشد (۱۱)، این گروه تأثیر در دو زیرگروه محیط‌های خشکی و آبی برآورد و به ترتیب بر اساس NO_x و PO_4 یکسان‌سازی شدند (جدول ۲) (۶ و ۱۱).

گرمایش جهانی: پتانسیل گرمایش جهانی^۱ برای بیان میزان مشارکت انواع گازهای گلخانه‌ای انتشار یافته از بوم‌نظام‌های زراعی در بروز مشکلات زیست‌محیطی و تغییر آب و هوا مورد استفاده قرار می‌گیرد (۶۲). این گروه تأثیر پس از تعیین از طریق برآورد میزان تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل CO_2 ، CH_4 ، N_2O ، بر اساس معادل CO_2 یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (۳۱).

- اسیدی شدن: شاخص مربوط به این گروه تأثیر بر اساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد و بر اساس SO_2 یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (۶ و ۱۱). پتانسیل اسیدی شدن^۲، به صورت کیلوگرم SO_2 واحد معادل به ازای واحد کارکردی بیان شد (۱۱).

به این ترتیب، ابتدا سه گروه فوق‌میزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید سیب‌زمینی به صورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع یا عوامل انتشار یافته باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب و تأثیر آن‌ها به ازای واحد کارکردی مشخص شد. پس از آن، نرمال کردن شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO به صورت زیر انجام شد (۲۵ و ۲۶):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \quad \text{معادله (۱)}$$

که در این معادله، N_i : مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر i به ازای واحد کارکردی تعریف شده (یک تن غده)، I_i : مقدار محاسبه شده (غیر نرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر i (به ازای یک تن غده) و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد (۱۱). سپس شاخص‌های نرمال شده با استفاده از ضرایب ارائه شده در جدول (۳) موزون شدند تا شدت تأثیر آن‌ها بر حسب وزن (W) مربوط به هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (معادله ۲) (۱۱):

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \quad \text{معادله (۲)}$$

1- Global warming potential

2- Acidification potential

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

جدول ۳- ضرایب نرمال سازی گروه های تأثیر مورد مطالعه (۱۱ و ۱۲).

Table 3. Normalization coefficients for each studied impact category (11 and 12).

فکتور Factor	گروه تأثیر Impact Category
60.7	اوتریفیکاسیون در بوم نظام های خشکی Terrestrial eutrophication
8.56	اوتریفیکاسیون در بوم نظام های آبی Aquatic eutrophication
9730	گرمایش جهانی Global warming
47.4	اسیدی شدن Acidification

د- تلفیق و تفسیر نتایج^۱: در آخرین مرحله شاخص زیست محیطی تحت عنوان شاخص بوم شناخت ($Eco-X$)^۲ که معیار نهایی LCA می باشد، با استفاده از معادله (۳) محاسبه شد (۱۱).

$$EcoX = \sum Ni \times Wi \quad \text{معادله (۳)}$$

که در این معادله، $EcoX$: شاخص محیطی بوم شناخت به ازای واحد کارکردی (یک تن غده سیب زمینی)، Ni : مقدار نرمال شده مربوط به هر گروه تأثیر، Wi : وزن مربوط به هر یک از مقادیر Ni می باشد.

بدین ترتیب، اثرات زیست محیطی نظام های تولید سیب زمینی با استفاده از LCA در چهار سطح ۲۵۰-۳۰۰، ۳۰۰-۳۵۰، ۴۰۰-۴۵۰ و < 400 کیلوگرم نیتروژن در هکتار بررسی شد. شکل ها با استفاده از نرم افزار Sigma plot رسم شدند.

1- Integration and interpretation

2- Eco-Index

نتایج و بحث

بالاترین عملکرد غده سیب‌زمینی برای سطح کودی ۳۵۰-۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با ۳۰/۷ تن غده در هکتار به دست آمد که این میزان، دو درصد بالاتر از سطح کودی ۳۰۰-۲۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. با افزایش میزان مصرف نیتروژن از ۳۵۰-۳۰۰ کیلوگرم در هکتار به ۴۰۰-۳۵۰ و < 400 کیلوگرم در هکتار، عملکرد غده به ترتیب ۱۳ و ۳۲ درصد کاهش یافت (جدول ۴). بدین ترتیب، اگرچه با افزایش میزان مصرف کود نیتروژن تا بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار، به دلیل بهبود رشد و فتوسنتز (۶۴)، عملکرد غده سیب‌زمینی افزایش یافت، ولی افزایش بی‌رویه مصرف نیتروژن به دلیل افزایش بیش از حد رشد رویشی (۶۴)، موجب کاهش عملکرد غده یافت. از طرف دیگر، از آنجا که افزایش مصرف کود نیتروژن، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید، بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی، انتشار CO_2 و سایر گازهای گلخانه‌ای به محیط را نیز به دنبال دارد، لذا به منظور حفظ محیط‌زیست و کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی بایستی مصرف مقادیر مناسب این کود را مدنظر قرار داد. کارلز و همکاران (۲۰۰۶) با انجام مطالعات بهینه‌سازی محصولات زراعی با بهره‌گیری از ارزیابی چرخه حیات خاطر نشان ساختند که به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از مصرف کودهای شیمیایی، بایستی میزان عملکرد محصول افزایش یابد تا شدت انتشار آلاینده‌ها به سبب استفاده بیشتر از کودهای شیمیایی توجیه‌پذیر گردد (۱۵).

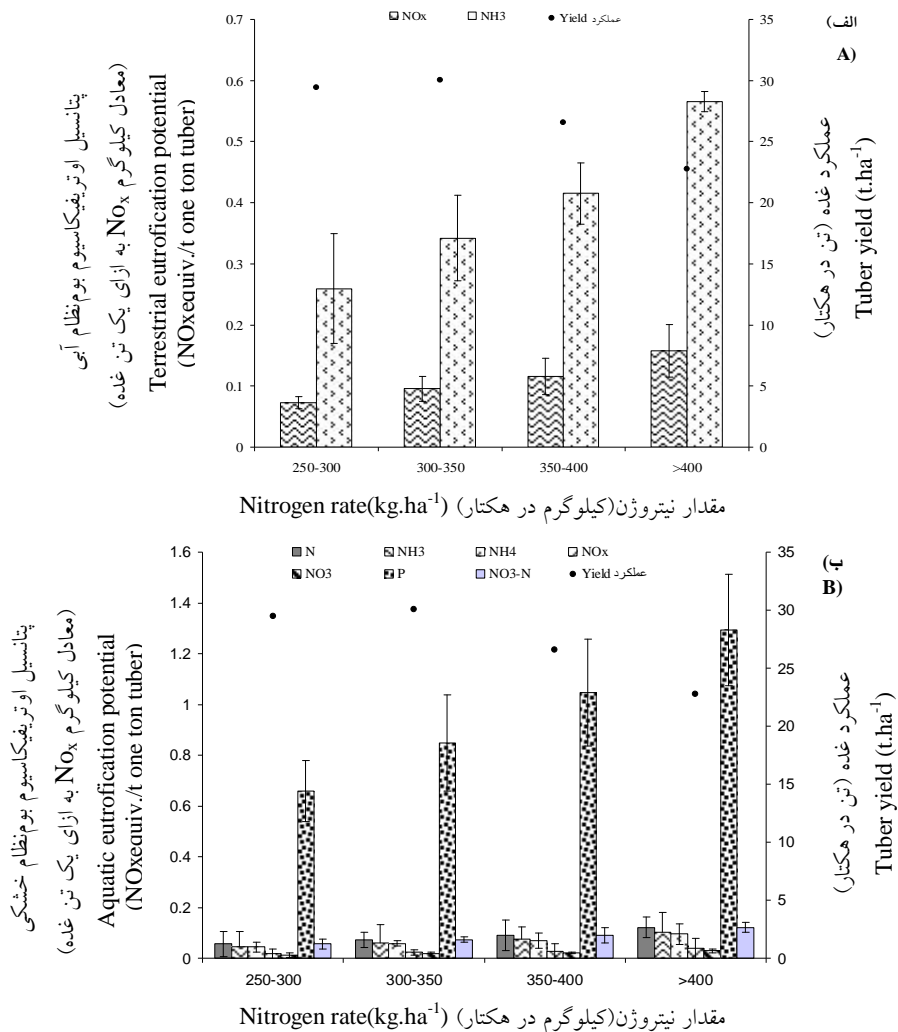
جدول ۴- میانگین عملکرد سیب‌زمینی در مقادیر کود نیتروژن طی سال‌های ۱۳۷۸-۹۲.

Table 4. Mean of potato yield in nitrogen fertilizer rates during 1999-2013.

عملکرد غده (تن در هکتار)	مقدار نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)
Tuber yield ($t \cdot ha^{-1}$)	Nitrogen rate ($kg \cdot ha^{-1}$)
29.45±1.4	250-300
30.07±3.4	300-350
26.57±2.8	350-400
22.76±2.2	400<

افزایش مصرف کود نیتروژن از ۲۵۰ به بیش از ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار در نظام‌های تولید سیب‌زمینی، افزایش ۶۵ و ۵۶ درصدی پتانسیل اوتریفیکاسیون را به ترتیب برای محیط‌های خشکی و آبی به دنبال داشت. بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی مربوط به سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب با ۰/۷۲ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن غده و

۱/۸۰ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن غده بود. بیشترین انتشار NH_3 در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی برای سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب با ۰/۵۷ واحد معادل کیلوگرم NO_x و ۰/۲۱ واحد معادل کیلوگرم PO_4 به ازای یک تن غده حاصل گردید (شکل ۲- الف و ب).



شکل ۲- پتانسیل اوتریفیکاسیون (الف) بوم‌نظام‌های خشکی و (ب) آبی یک واحد کارکردی نظام تولید سیب‌زمینی در سطوح مختلف کود نیتروژن.

Figure 2. Eutrophication potential of (a) terrestrial and (b) aquatic for one functional unit of potato at different nitrogen rates.

در مقادیر متفاوت مصرف کود نیتروژن، انتشار آلاینده‌های مختلف به‌ویژه NH_3 و NO_x و آزادسازی مستقیم P به محیط باعث افزایش پتانسیل این گروه تأثیر شد. از آنجا که انتشار NO_x عمدتاً وابسته به نقل و انتقال و استفاده از ماشین‌آلات است (۱۱)، لذا میزان انتشار و در نتیجه پتانسیل اوتریفیکاسیون این گاز برای محیط خشکی به مراتب بالاتر از محیط آبی بود. مطابق استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست کشور، مقادیر مجاز انواع فرم‌های نیتروژن در پساب تصفیه شده جهت «تخلیه به منابع آب سطحی» شامل NH_4 ، NO_2 و NO_3 نیابستی به‌ترتیب از ۲/۵، ۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تجاوز نماید (۲۷).

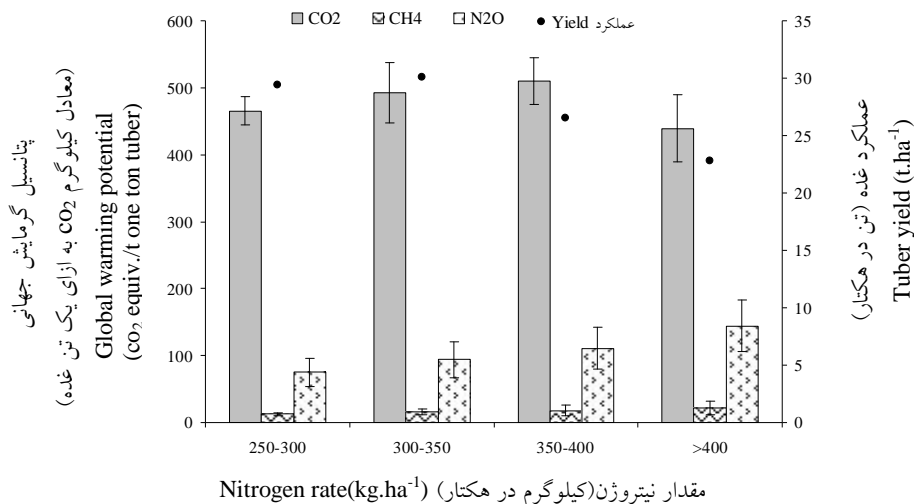
فسفر به‌عنوان اصلی‌ترین عامل اوتریفیکاسیون در بیشتر بوم‌نظام‌های آبی دنیا محسوب می‌شود (۱۵). خوشنویسان و همکاران (۲۰۱۳) بیان داشتند که در میان نهاده‌های مصرفی، مهم‌ترین عامل در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون به فسفات با سهم ۶۸ درصد اختصاص داشت (۳۴). میرباقری و همکاران (۲۰۱۲) با ارزیابی وضعیت فسفر در مزارع سیب‌زمینی منطقه مجن استان سمنان بیان داشتند که دامنه فسفر محلول خاک از ۱۱/۴-۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و فسفر قابل استفاده خاک از ۴۸/۴-۱۵/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود که این میزان بسیار بالاتر از حد بحرانی تعیین شده توسط مؤسسه آب و خاک می‌باشد (۴۲). تجمع بیش از حد فسفر در غده‌های سیب‌زمینی نیز حاکی از مصرف بیش از حد کودهای فسفوره در خاک می‌باشد. فسفر محلول مورد نیاز برای اکثر محصولات کشاورزی ۰/۳-۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد که در این غلظت، گیاهان قادرند تا بالاترین میزان محصول را تولید نمایند (۲۰ و ۵۴). لذا با توجه به پتانسیل بالای خاک‌های کشور در تأمین نیاز گیاهان از نظر فسفر (۴۲) و حد آستانه اوتریفیکاسیون (۰/۱-۰/۲ میلی‌گرم در لیتر) (۳۵)، مشخص است که احتمال آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی کشور به این عنصر بسیار زیاد است. سانچز (۲۰۰۷) بیان داشت که غلظت فسفر غده‌های سیب‌زمینی در مزارع با مدیریت فشرده و صنعتی بالاتر از حد مطلوب (۰/۱۷-۰/۱۴ درصد) می‌باشد. وی دلیل این امر را به مصرف بیش از حد کودهای فسفوره در بوم‌نظام‌های زراعی نسبت داد (۵۹). از طرف دیگر، افزایش بیش از حد مصرف فسفر و به تبع آن جذب بالای آن توسط گیاه اثرات سوئی بر جذب سایر عناصر نیز می‌گذارد. بوان و لگت (۲۰۰۱) با بررسی اثرات متقابل روی و فسفر در سیب‌زمینی نتیجه‌گیری نمودند که غلظت بالای فسفر باعث کاهش جذب روی و کاهش انتقال آن به اندام‌های هوایی و تجمع در ریشه، ساقه و گره‌ها می‌شود. فسفر اضافی در خاک نه تنها از جذب روی جلوگیری می‌نماید، بلکه در غده هم به‌صورت اسید

فیتیک درآمده که این ماده از طریق ممانعت از جذب آهن و روی در سیستم گوارشی انسان، از ارزش غذایی غده می‌کاهد (۷). به عبارت دیگر، با مصرف چنین غده‌هایی به دلیل وجود اسید فیتیک بالا، جذب روی و آهن در بدن انسان صورت نمی‌گیرد. زیاده روی در مصرف کودهای فسفاته همچنین موجب تجمع کادمیوم در غده‌های سیب‌زمینی می‌شود و اثرات بسیار سوئی بر سلامت جامعه مصرف‌کننده دارد (۳۷). از طرف دیگر، نتایج برخی بررسی‌ها نشان داده است که مواد آلی قابلیت فراهمی فسفر را در خاک افزایش می‌دهند (۱، ۱۷ و ۱۸). والن و چانگ (۲۰۰۲) بیان داشتند که استفاده درازمدت از مواد آلی باعث نگهداری فسفر با پیوندهای کم‌انرژی‌تر شده و قابلیت فراهمی آن را در نیمرخ خاک افزایش می‌دهد (۶۶). مواد آلی می‌توانند به صورت پوششی محافظ در اطراف ذرات کود، به عنوان پیوند دهنده فسفر در محل‌های تبادل آنیونی و یا از طریق واکنش با فسفر و تشکیل ترکیبات فسفات آلی عمل نمایند که در تمامی این حالات قابلیت استفاده فسفر برای گیاه افزایش یافته و آزادسازی تدریجی فسفر در محلول خاک افزایش می‌یابد (۶۸). ریوسو و دی‌لوسیا (۲۰۰۸) اظهار داشتند که برای کاهش اثرات زیست‌محیطی کودهای شیمیایی در خاک، پیش از هر گونه استفاده، بایستی میزان ماده آلی خاک به همراه تعیین گردد تا با توجه به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، میزان و نوع کود مصرفی انتخاب شود (۵۸).

همچنین با توجه به این‌که حداقل ماده آلی موردنیاز برای بهبود رشد و عملکرد سیب‌زمینی دو درصد می‌باشد (۳۷)، افزودن ماده آلی علاوه بر بهبود خصوصیات خاک می‌تواند از طریق افزایش مصرف کودهای شیمیایی نقش به‌سزایی بر افزایش عملکرد از طریق افزایش فراهمی فسفر در خاک، بهبود کارایی نیتروژن و کاهش محتوی نترات در آب‌های زیرزمینی تحت تأثیر آزادسازی آهسته نیتروژن ایفاء نماید. همچنین از آن‌جا که جریان مستقیم فسفر و نیتروژن به آب‌های سطحی باعث بروز اوتریفیکاسیون و آلودگی‌های زیست‌محیطی می‌شود و دلیل عمده انتشار نیتروژن از خاک به بوم‌نظام‌های آبی از طریق آبشویی NO_3^- است (۱۱)، بایستی مصرف مناسب نهاده‌های کودی و مدیریت مناسب عناصر غذایی را برای کاهش انتشار این عناصر به محیط‌زیست و همچنین بهبود کارایی مصرف عناصر به‌ویژه نیتروژن مدنظر قرار داد. رومرو- گومز و همکاران (۲۰۱۲) با ارزیابی مدیریت کودهای شیمیایی در شرایط مختلف مدیریتی سوئیس اظهار داشتند که انتخاب و استفاده از کودهای شیمیایی بایستی با دقت و به صورت بهینه صورت گیرد تا از انتشار این مواد به آب‌های زیرزمینی جلوگیری شود (۵۵). آلن و بریسون (۲۰۰۷) خاطر نشان ساختند که افزایش کارایی نیتروژن

با انتخاب صحیح تناوب زراعی و کاهش مصرف نیتروژن، خطر آلودگی نترات در منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی را به میزان زیادی کاهش داد (۲). رانو (۲۰۰۰) تأکید کرد که بهترین راهکار کاهش خطرات زیست‌محیطی، بهبود کارایی مصرف عناصر غذایی می‌باشد (۵۳). خرم‌دل و همکاران (۲۰۱۴) با ارزیابی بوم‌نظام‌های زراعی تولید گندم کشور با استفاده از LCA اظهار داشتند که بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط خشکی برای بوم‌نظام آبی با ۱/۱۱ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن دانه برای مقدار < 220 کیلوگرم نیتروژن در هکتار و در نظام دیم برابر با ۵/۰۵ واحد معادل کیلوگرم NO_x به ازای یک تن دانه برای سطح کودی بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به دست آمد (۳۳).

بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی در بوم‌نظام تولید سیب‌زمینی با ۶۳۸/۰۸ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده مربوط به سطح کودی ۴۰۰-۳۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. با افزایش میزان مصرف کود نیتروژن از ۲۵۰ تا بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار پتانسیل این گروه تأثیر ۹ درصد افزایش یافت. بالاترین انتشار CO_2 در گروه تأثیر گرمایش جهانی با ۵۰۹/۸۷ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده برای سطح کودی ۴۰۰-۳۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل گردید. اگرچه میزان انتشار CH_4 در تمام سطوح مصرف نیتروژن برای بوم‌نظام‌های تولید سیب‌زمینی نسبتاً کم بود، ولی با افزایش مصرف کود نیتروژن، میزان انتشار این گاز افزایش یافت، به طوری‌که بالاترین میزان انتشار آن با ۲۲/۲۶ واحد معادل کیلوگرم CO_2 برای بالاترین سطح کود نیتروژن مشاهده شد. بیشترین میزان انتشار N_2O نیز مربوط به بالاترین سطح کودی (۱۴۴/۳۹) واحد معادل کیلوگرم CO_2 بود. دلیل بالاتر بودن انتشار CO_2 در سطوح کودی ۴۰۰-۳۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در مقایسه با سایر سطوح کودی مربوط به اجرای عملیات خاک‌ورزی بسیار فشرده جهت آماده‌سازی بستر کاشت و همچنین سایر عملیات زراعی داشت (نظیر کوددهی، سله‌شکنی، سمپاشی و ...) و برداشت می‌باشد که از طریق افزایش انتشار CO_2 سهم این گاز در این گروه تأثیر را تشدید نموده است. سهم مصرف کودهای شیمیایی در پتانسیل گرمایش جهانی برای CO_2 ، CH_4 و N_2O به ترتیب ۰/۵۷، ۸/۵ و ۵۳ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده، سهم کاربرد سوخت دیزل در پتانسیل گرمایش جهانی برای CO_2 ، CH_4 و N_2O به ترتیب ۲۷۶/۵۷، ۴/۷۸ و ۳۲ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده و سهم به‌کارگیری الکتروسیته در پتانسیل گرمایش جهانی برای CO_2 ، CH_4 و N_2O به ترتیب ۲۷/۹۴، ۱/۷۸ و ۱۲ واحد معادل کیلوگرم CO_2 به ازای یک تن غده تأثیر محاسبه گردید (شکل ۳).



شکل ۳- پتانسیل گرمایش جهانی یک واحد کارکردی نظام تولید سیب زمینی در سطوح مختلف کود نیتروژن.

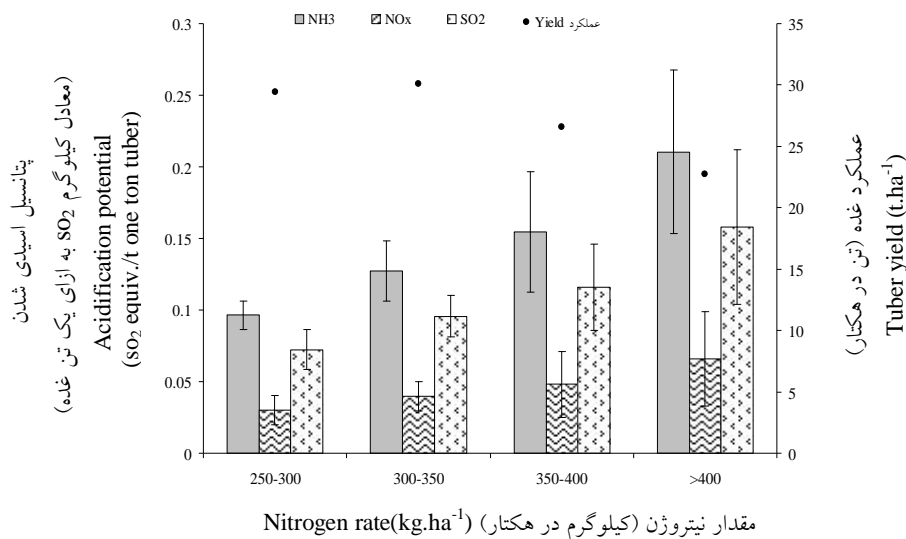
Figure 3. Global warming potential for one functional unit of potato different nitrogen rates.

پنجاه و نه درصد از کل انتشار CO₂ به اتمسفر ناشی از فعالیت‌های کارخانجات تولید کودهای شیمیایی نیتروژنه است (۱۲). دیگر بررسی‌ها نیز نشان داده است که دلیل عمده تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای به‌ویژه CO₂ و N₂O مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی، به‌کارگیری ماشین‌آلات برای عملیات زراعی و همچنین فرآیند تولید و مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه است (۱۱). بومن (۱۹۹۰) نیز دلیل عمده انتشار گازهای گلخانه‌ای از بوم‌نظام‌های زراعی را مصرف کودهای شیمیایی به‌ویژه نیتروژنه معرفی نمود (۸). خوشنویسان و همکاران (۲۰۱۳) با ارزیابی شاخص‌های انرژی و زیست‌محیطی سیب‌زمینی در شهرستان فریدون شهر در استان اصفهان با استفاده از ارزیابی چرخه حیات اظهار داشتند که مؤثرترین عامل تشدید کننده انتشار گازهای گلخانه‌ای استفاده از کودهای شیمیایی است (۳۴).

علاوه بر افزایش غلظت CO₂ تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی، بررسی‌ها نشان داده است که غلظت N₂O در اتمسفر از ۲۷۵ به ۳۱۹ پی‌پی‌بی (قسمت در میلیارد) طی انقلاب صنعتی افزایش یافته که این امر علاوه بر تأثیر مستقیم بر بروز مشکلات زیست‌محیطی، موجب تخریب لایه ازن نیز شده است. از طرف دیگر، اگرچه غلظت این گاز در اتمسفر نسبتاً کم می‌باشد، ولی پتانسیل گرمایشی آن ۳۱۰ برابر CO₂ است (۱۶). انتشار N₂O به‌طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (۱۱).

خوشنویسان و همکاران (۲۰۱۳) نیز خاطر نشان ساختند که مهمترین ماده انتشار یافته از کودهای شیمیایی که بیشترین تأثیر (با سهم ۹۷ درصد) را در افزایش پتانسیل گرمایش جهانی دارد، اکسید دی‌نیتروژن است (۳۴). فوت و پرتل (۲۰۰۳) اظهار داشتند که مصرف کودهای شیمیایی عمده‌ترین عامل انتشار گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر محسوب می‌شود (۲۳). بارکر- رید و همکاران (۲۰۰۵) انتشار سالانه N_2O از مزارع گندم دیم استرالیا را $0.2-0.27$ کیلوگرم N_2O به ازای نیتروژن مصرفی در هکتار ($0.11-0.16$ درصد نیتروژن مصرفی) گزارش کردند. این محققان علت این موضوع را مصرف بالای کودهای شیمیایی نیتروژنه و خاکورزی فشرده عنوان کردند (۴). میوردی و همکاران (۲۰۱۳) بیان داشتند که انتشار N_2O به دلیل بالاتر بودن مصرف کود نیتروژن در بوم‌نظام‌های رایج به مراتب بالاتر از نظام ارگانیک بود (۴۴). بارتون و همکاران (۲۰۰۸) گزارش نمودند میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای بین نظام‌های مختلف گیاهی بسته به شرایط اقلیمی و خاکی متفاوت می‌باشد و نوع مدیریت زراعی تأثیر به‌سزایی بر میزان انتشار این گازها دارد (۵). برنترپ و همکاران (۲۰۰۴) دریافتند که میزان انتشار NH_3 به میزان زیادی وابسته به میزان مصرف کود نیتروژن است؛ به طوری که با افزایش مصرف نیتروژن، میزان انتشار این آلاینده گازی به محیط نیز افزایش یافت. این محققان همچنین اظهار داشتند که پتانسیل آزادسازی NH_3 به محیط، همبستگی قوی با مصرف کود نیتروژن به صورت شیمیایی دارد (۱۲). مصرف سوخت‌های فسیلی و اعمال خاکورزی‌های فشرده در بوم‌نظام‌های کشاورزی از دیگر عوامل اصلی انتشار CO_2 به اتمسفر محسوب می‌شوند (۱۱ و ۴۴). وست و مارلند (۲۰۰۲) گزارش کردند که هر هکتار شخم با گاواهن برگردان‌دار باعث انتشار $26/75$ کیلوگرم کربن به اتمسفر شد که معادل 98 کیلوگرم معادل CO_2 می‌باشد (۶۵). لال (۲۰۰۴) مقدار کربن انتشار یافته به اتمسفر را تحت تأثیر شخم $15/2$ کیلوگرم به ازای یک هکتار ($55/7$ کیلوگرم معادل CO_2 به ازای یک هکتار) گزارش کرد (۳۶). نتایج بررسی دیگر مطالعات تأثیرات زیست‌محیطی نیز مشخص نمود که دلیل اصلی پتانسیل گرمایش جهانی و مسمومیت انسان، مربوط به انتشار حاصل از احتراق سوخت‌های فسیلی است (۴۰). بنابراین، با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای توصیه می‌شود از راهکارهایی نظیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای آلی به‌عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی بهره‌گیری گردد (۹). بیسواس و همکاران (۲۰۱۰) خاطر نشان ساختند با توجه به سهم $15/6$ درصدی کشاورزی در انتشار گازهای گلخانه‌ای در شرایط استرالیای غربی، بایستی راهکارهای تخفیف اثرات این گاز در بوم‌نظام‌های زراعی مدنظر قرار گیرد (۶). علاوه بر این، عمده‌ترین دلایل انتشار CH_4 در بوم‌نظام‌های زراعی ناشی از مصرف کودهای دامی (۴۸) در شرایط غرقابی می‌باشد. سهله و پوتینگ

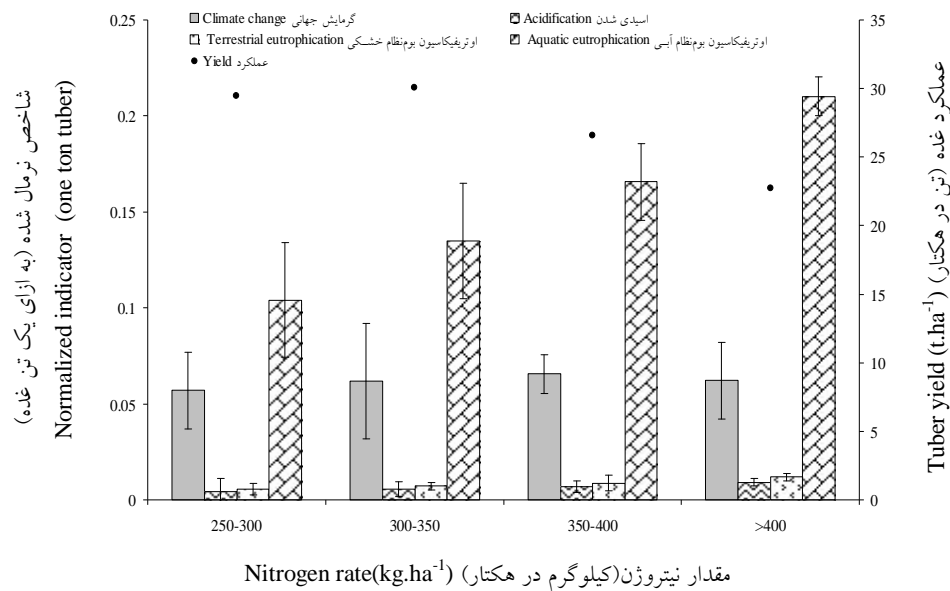
(۲۰۱۳) اظهار داشتند که مهمترین راهکار برای تخفیف اثرات زیست‌محیطی در راستای کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای، خاکورزی، مدیریت عناصر غذایی و آفت‌کش‌های شیمیایی است (۵۸). شاماچر و ساتای (۱۹۹۹) تأکید کردند که با بهره‌گیری از راهکارهای جایگزین نظیر مصرف کودهای آلی می‌توان انتشار گازهای گلخانه‌ای را کاهش داد (۶۱). مونتی و همکاران (۲۰۰۹) اظهار داشتند که وارد کردن گیاهان چندساله و گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب عاملی عمده برای تخفیف غلظت CO₂ تحت تأثیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه محسوب می‌شود (۴۳). با افزایش میزان مصرف کود نیتروژن از ۲۵۰ به بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار، پتانسیل اسیدی شدن در نظام تولید سیب‌زمینی ۱۱۸ درصد افزایش یافت؛ بالاترین پتانسیل اسیدی شدن با ۰/۴۳ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد به ازای یک تن غده برای سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. افزایش مصرف نیتروژن، افزایش انتشار آلاینده‌های گروه تأثیر اسیدی شدن شامل NH₃، SO₂ و NO_x را به دنبال داشت. به طوری که بالاترین میزان انتشار این آلاینده‌ها به ترتیب با ۰/۲۱، ۰/۱۶ و ۰/۰۷ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد به ازای یک تن غده برای بالاترین میزان مصرف کود نیتروژن حاصل شد (شکل ۴).



شکل ۴- پتانسیل اسیدی شدن یک واحد کارکردی نظام تولید سیب‌زمینی در سطوح مختلف کود نیتروژن.
Figure 4. Acidification potential for one functional unit of potato at different nitrogen rates.

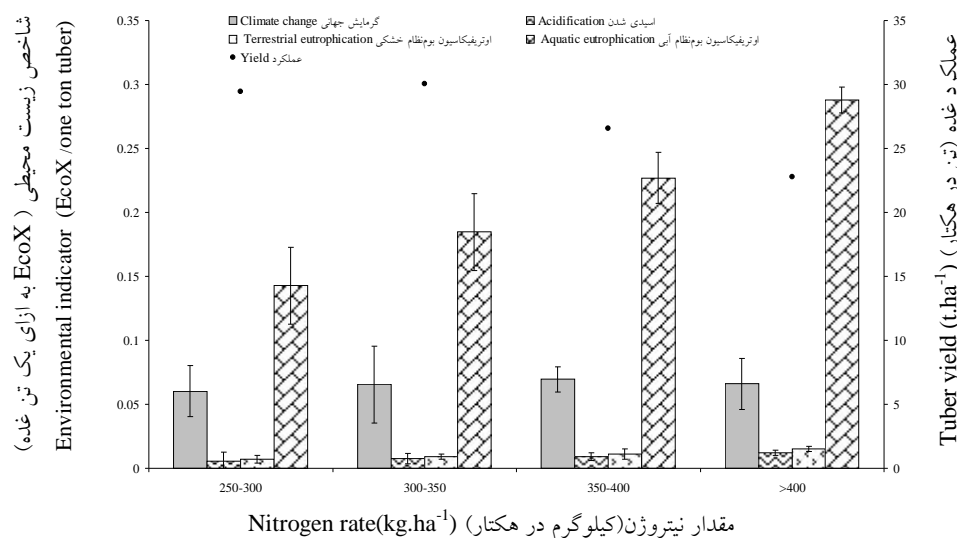
افزایش مصرف کودهای نیتروژنه از طریق انتشار NH_3 و NO_x باعث افزایش انتشار آلاینده‌ها به محیط شد و پتانسیل اسیدی شدن نظام تولید سیب‌زمینی را افزایش داد، به طوری که با افزایش مصرف نیتروژن، انتشار این آلاینده‌ها به صورت خطی افزایش یافت. برخی محققان دلیل این انتشار را به تبخیر نیتروژن به فرم آمونیاک و اکسیدهای نیتروژنه پس از کاربرد آن به‌ویژه در شرایط مصرف بالای این کود نسبت دادند (۲۱). نتایج مطالعه خرم‌دل و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد که بیشترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن برای گندم آبی برابر با $1/53$ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای مقدار بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم معادل با $3/03$ واحد معادل کیلوگرم دی‌اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن محاسبه گردید (۳۳). به این ترتیب، به نظر می‌رسد که از اعمال مدیریت کم‌نهاد و ارگانیک با تأکید بر کاهش کاربرد کودهای شیمیایی نیتروژنه و افزایش مصرف نهاده‌های آلی و جایگزین در مزارع سیب‌زمینی می‌توان به‌عنوان راهکاری برای کاهش پتانسیل اسیدی شدن بهره جست. نمکک و همکاران (۲۰۱۱) نیز بهره‌گیری از مدیریت ارگانیک را به‌عنوان راهکاری برای بهره‌برداری بهتر از منابع محیطی، حفظ محیط‌زیست و افزایش پایداری در بوم‌نظام‌های زراعی معرفی نمودند (۴۵).

بیشترین مقدار شاخص‌های نرمال شده گروه‌های تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی و اسیدی شدن در نظام تولید سیب‌زمینی مربوط به سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب برابر با $0/12$ ، $0/21$ و $0/09$ به ازای یک تن غده برآورد گردید. در حالی که در گروه تأثیر گرمایش جهانی با $0/11$ به ازای یک تن غده مربوط به سطح کودی $350-400$ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. به این ترتیب، اگرچه بالاترین شاخص نرمال شده گروه‌های تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی برای سطح کودی $400 <$ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌دست آمد، ولی از آنجا که بالاترین مجموع شاخص نرمال شده در گروه تأثیر گرمایش جهانی برای سطح کودی $400-350$ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌دست آمد، لذا بالاترین مجموع شاخص نرمال شده برای سطح کودی $400-350$ کیلوگرم نیتروژن در هکتار محاسبه شد (شکل ۵).



شکل ۵- شاخص نرمال شده نظام تولید سیب زمینی در سطوح مختلف کود نیتروژن.
Figure 5. Normalized indicator values of potato at different nitrogen rates.

بالاترین مجموع شاخص زیست محیطی نظام تولید سیب زمینی مربوط به سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با $EcoX$ ۰/۳۷ به ازای یک تن غده بود. بالاترین مقادیر گروه‌های تأثیر شامل اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی و اسیدی شدن برای سطح کودی بیش از ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب با ۰/۲۹، ۰/۱۵ و ۰/۱۲ $EcoX$ به ازای یک تن غده محاسبه شد. در حالی که بالاترین پتانسیل گرمایش جهانی مربوط به سطح کودی ۳۵۰-۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار با $EcoX$ ۰/۱۱۵ به ازای یک تن غده بود (شکل ۶).



شکل ۶- مجموع شاخص زیست محیطی به ازای یک واحد کارکردی نظام تولید سیب زمینی در سطوح مختلف کود نیتروژن.
Figure 6. Environmental indicator value (Eco-X) for one functional unit of potato at different nitrogen rates.

بایستی توجه گردد که بوم‌نظام‌های زراعی با عملکرد بالا الزاماً در تضاد با مشکلات زیست‌محیطی نیستند، ولی مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنه با افزایش تلفات نیتروژن به فرم‌های مختلف و کاهش کارایی مصرف آن، افزایش بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی را موجب می‌شود. بنابراین، پیشنهاد می‌شود جهت حداقل کردن اثرات زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی به افزودن متناسب عناصر غذایی بر مبنای نیاز گیاه و کارایی مصرف منابع به‌عنوان اصولی کلی توجه گردد (۱۲). هاپاشی (۲۰۰۵) دریافت که فشردگی عملیات زراعی همبستگی قوی با درجه اثرات زیست‌محیطی داشت (۲۸). ایریارتی و همکاران (۲۰۱۰) نیز با بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید آفتابگردان و کلزا بیان داشتند که بالاترین اثرات زیست‌محیطی برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون حاصل گردید. آن‌ها دلیل این امر را به تولید و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی برای افزایش تولید این محصولات و همچنین مصرف سوخت‌های فسیلی تحت تأثیر عملیات فشرده خاکورزی نسبت دادند (۳۰). برنترپ و همکاران (۲۰۰۴) خاطر نشان کردند که در مقادیر پایین مصرف کود، شاخص زیست‌محیطی پایین بود و با افزایش مصرف کود، شاخص زیست‌محیطی تشدید گردید (۱۲). کلیورا و همکاران (۲۰۱۲) اظهار داشتند که مطالعه شاخص اکولوژیکی LCA را بایستی به‌عنوان

راهکاری برای ارزیابی بوم‌نظام‌های زراعی مدنظر قرار داد (۱۳). بنابراین، با مقایسه شاخص زیست‌محیطی در گروه‌های مختلف تأثیر مورد مطالعه و از آنجا که بالاترین اثرات زیست‌محیطی نظام تولید سیب‌زمینی برای گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط آبی حاصل شد، بایستی از راهکارهای اکولوژیک برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی بهره‌گیری شود.

نتیجه‌گیری کلی

به‌طور کلی، با توجه به بالا بودن مقدار مصرف کود نیتروژن در نظام تولید سیب‌زمینی، به‌نظر می‌رسد اتلاف نیتروژن و انتشار آن به فرم‌های مختلف به‌محیط باعث افزایش پتانسیل آلودگی آن در گروه‌های مختلف تأثیر شده است. علاوه بر این، انتشار سایر عناصر به محیط نظیر فسفر و همچنین خاکورزی فشرده پتانسیل بروز آلودگی را تشدید نموده است. به طوری که در نهایت، بالاترین اثرات زیست‌محیطی نظام تولید سیب‌زمینی که باعث بروز بالاترین اثرات زیست‌محیطی شد، برای گروه تأثیر اوتریفیکاسیون محیط آبی به‌دست آمد. به این ترتیب، توصیه می‌شود که از مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاد و اکولوژیک نظیر جایگزینی مصرف نهاده‌های آلی با نهاده‌های شیمیایی، خاکورزی کاهش یافته و همچنین وارد کردن گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن به‌منظور کاهش مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه و افزایش کارایی مصرف نیتروژن بهره‌گیری شود.

سپاسگزاری

اعتبار این پژوهش از محل پژوهش‌های معاونت محترم پژوهشی و فناوری دانشگاه محقق اردبیلی تأمین شده است که بدین‌وسیله سپاسگزاری می‌شود.

منابع

1. Afif, E., Matar, A., and Torrent, J. 1993. Availability of phosphate applied to calcareous soils of West Asia and North Africa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 756-760.
2. Allen, V.B., and Bryson, G.M. 2007. Essential Elements-Macronutrients. II. Nitrogen. In: V.B. Allen, and J.P. David (Eds.). *Handbook of Plant Nutrition*. CRC Press, Boca Raton, London. Pp: 21-51.
3. Barker-Reid, F., Gates, W.P., Wilson, K., Baigent, R., Galbally, I.E., Meyer, C.P., Weeks, I.A., and Eckard, R.J. 2005. Soil nitrous oxide emission from

- rained wheat in SE Australia. In: A. van Amsted (ed). Non-CO₂ greenhouse gases (NCGG-4). Utrecht, the Netherlands: Millpress.
4. Barton, L., Kiese, R., Gatter, D., Butterbach-bahl, K., Buck, R., Hinz, C., and Murphy, D. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Glob. Change Biol.* 14: 177-192.
 5. Biswas, W.K., Barton, L., and Carter, D. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. *Water Environ. J.* 22: 206–216.
 6. Boan, L.C., and Legget, G.E. 2001. Phosphorus and zinc concentrations in Russet burbank potato tissue in relation to development of zinc deficiency symptoms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 28: 229- 232.
 7. Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the Atmosphere. In: A.F. Bouwman (Ed.), *Soils and the greenhouse effect* (Pp: 61–127). Chichester: Wiley.
 8. Braschkat, J., Patyk, A., Quirin, M., and Reinhardt, G.A. 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*, Bygholm, Denmark.
 9. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2001. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *Eur. J. Agron.* 14: 221-233.
 10. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Eur. J. Agron.* 20(3): 247–264.
 11. Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology: II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *Eur. J. Agron.* 20(3): 265–279.
 12. Cellura, M., Longo, S., and Mistretta, M. 2012. Life cycle assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. *J. Clean. Prod.* 28: 56-62.
 13. Charles, R., Jolliet, O., Gillard, G., and Pellet, D. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat production using life cycle assessment. *Agr. Ecosyst. Environ.* 113: 216-225.
 14. Crutzen, P.J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Ed.), *Denitrification, Nitrification, and Atmospheric Nitrous Oxide* (Pp: 17–44). New York: Wiley.
 15. Delgado, A., Madrid, A., Kassem, S., Andreu, L., and Campillo, M.C. 2002. Phosphorus fertilizer recovery from calcareous soils amended with humic and fulvic acids. *Plant Soil.* 245: 277-286.

16. Doroudian, H.R., Besharati Kelayeh, H., Fallah Nosrat Abad, A.R., Heydari Sharif Abad, H., Darvish, F., and Allahverdi, A. 2010. Evaluation of absorbable phosphorus change in calcareous soils and the effect on corn yield. *J. New Agr. Sci.* 6(18): 27-35. (In Persian with English Summary)
17. Fageria, N.K. 2009. *The Use of Nutrients in Plants*. Taylor and Francis Group, CRC Press, 430p.
18. Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A., and 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
19. Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R.B.H., Christiansen, K., and Klüppel, H.J. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11(2): 80–85.
20. Fott, P., and Pretel, J. 2003. *Národní zpráva České republiky o inventarizaci emisí skleníkových plynů*. ČHMÚ, Praha, 97p.
21. Giampietro, M., Cerretelli, G., and Pimentel, D. 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: human return and sustainability. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38: 219–244.
22. Guinée, J.B. 1996. Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products. CML Paper No. 14 (Revised version). CML (Centre of Environmental Science), Leiden.
23. Guinée, J.B. 2001. *Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards*. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.
24. Hassan Oghli, H., Liaghat, A.M., Mirabzadeh, M., and Fardad, H. 2003. Study of irrigation water with household sludges on matter translocation to depth soil and quality of output drains from Lysimeter. *The 11th International Committee on Irrigation and Drainage, Iran, Tehran*, Pp: 317-334. (In Persian)
25. Hayashi, K. 2005. Practical implications of functional units in life cycle assessment for horticulture: Intensiveness and environmental impacts (Vol. 1, Pp: 368–371). *LCM2005: Innovation by Life Cycle Management*: Barcelona, Spain.
26. Hosseinpanahi, F., and Kafi, M. 2012. Evaluation of energy budget and productivity of potato (*Solanum tuberosum* L.) farm of Kurdistan province; case study: Dehgolan Plain. *J. Agroecol.* 4(2): 159-169. (In Persian with English Summary)
27. Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *J. Clea. Prod.* 18: 336–345.
28. ISO (International Organization for Standardization). 2006. *ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management– Life Cycle Assessment– Principles and Framework*.

29. Khorramdel, S. 2012. Evaluation of the potential of carbon sequestration and Life Cycle Assessment (LCA) approach in different management systems for corn. PhD Thesis, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad. (In Persian with English Summary)
30. Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafari, A. 2014. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. *Cereal Res.* 4(1): 27-44. (In Persian with English Summary)
31. Khoshnevisan, B., Rafiei, S., Omid, M., Keyhani, A., and Movahedi, M. 2013. Assessing of energy indices and environmental impacts of potato production (Case study: Fereydoonshahr region, Isfahan province). *Iran. J. Biosyst. Eng.* 44(1): 57-66. (In Persian with English Summary)
32. Kronvang, B., Rubak, G.H., and Heckrath, G. 2009. International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies- risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. *J. Environ. Qual.* 38: 1924-1929
33. Lal, R., 2004. Carbon emission from and farm operations. *Environ. Int.* 30: 981-990.
34. Malakouti, M.J., and Homayee, M. 2004. Soil Fertility in Arid and Semi-arid Regions. The 2nd Ed. Tarbiat Modarres Publication, Tehran, Iran 482p. (In Persian)
35. Marini, M., Senhaji, F., and Pimentel, D. 2002. Energy analysis of sugar beet production under traditional and intensive farming systems and impact on sustainable agriculture in Morocco. *J. Sustain. Agri.* 20: 5-27.
36. Meisterling, K., Samaras, C., and Schweizer, V. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *J. Clean. Prod.* 17: 222-230.
37. Milai Canals, L., Burnip, G.M., and Cowell, S.J. 2006. Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand. *Agr. Ecosyst. Environ.* 114: 226-238.
38. Ministry of Agriculture of the I.R. of Iran (MAJ). 2013. Planning and Economics Department, Statistics Bank of Iranian Agriculture. <http://www.maj.ir/english/Statistic/Default.asp?p=statistic>. (In Persian)
39. Mirbagheri, E., Abbaspour, A., Rohani, A., and Ghorbani, H., 2012. Evaluation of phosphorus status in some potato fields of mojen region in Semnan Province. *Iran. J. Soil Res.* 26(3): 235-243. (In Persian with English Summary)
40. Monti, A., Fazio, S., and Venturi, G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. *Eur. J. Agron.* 31: 77-84.
41. Moudrý, J., Jelínková, Z., Plch, R., Moudrý, J., Konvalina, P., and Hyšpler, R., 2013. The emissions of greenhouse gases produced during growing and

- processing of wheat products in the Czech Republic. *J. Food Agri. Environ.* 11 (1): 1133-1136.
42. Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., and Gaillard, G. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agr. Syst.* 104: 217-232.
43. Nemecek, T.H., Heil, A., Gaillard, G., and Garcia, J. 2001. SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database: Umweltinventare ur die Landwirtschaft. Unpublished Internal Document, Version 012, December 2001. Agroscope FAL Reckenholz, Zurich, Switzerland.
44. Nie, S.W., Gao, W.S., Chen, Y.Q., Sui, P., and Eneji, A.E. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-dose. *J. Clean. Prod.* 18: 1530-1534.
45. Norouzi, R., and Khosravi, M. 2010. The sources and sink of methane green house gas emission and its role in global warming. 4th International Congress of the Islamic World Geographers (ICIWG). 14-16 April, Zahedan, Iran. (In Persian with English Summary)
46. OECD., 2001a. Environmental Indicators for Agriculture—Methods and Results, vol. 3. OECD Publications, Paris, France, 409p.
47. OECD., 2001b. Multifunctionality: Towards an Analytical Framework. OECD Publications, Paris, France, 160p.
48. Payraudeau, S., and van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agr. Ecosyst. Environ.* 107: 1–19.
49. Rahimizadeh, M., Madani, H., Rezadoust, S., Mehraban, A., and Marjani, A. 2007. Analysis of energy in agro ecosystems and methods of increasing energy efficiency. In: The 6th National Energy Congress. 12-13 June, 2007. Available at: http://Iranenergy.org.ir/sixth/new3/final_schedule.pdf
50. Rao, P.S.R.S. 2000. Sampling Methodologies with Applications, Florida: Chapman and all/CRC Press. ISBN: 1- 58488214-X.
51. Riemersma, S., Little, J., Ontkean, G., and Moskal-Hébert, T. 2006. Phosphorus Sources and Sinks in Watersheds: A Review. Alberta Soil Phosphorus Limits Project.
52. Romero-Gomez, M., Suarez-Rey, E.M., Anton, A., Castilla, N., and Soriano, T. 2012. Environmental impact of screenhouse and open-field cultivation using a life cycle analysis: the case study of green bean production. *J. Clean. Prod.* 28: 63-69.
53. Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., and Okadome, H. 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. *J. Food Eng.* 90: 1-10.
54. Russo, G., and De Lucia, B. 2008. Environmental evaluation by means of LCA regarding the ornamental nursery production in rose and sowbread greenhouse cultivation. *Acta.Hort.* 801: 1597-1604.

55. Sahle, A., and Potting, J. 2013. Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Sci. Tot. Environ.* 443: 163-172
56. Sanches, C.A. 2007. Phosphorus. Pp: 51-82. (In: Hand book of Plant Nutrition), Barker A. V., and Pilbeam, D.J., Taylor and Francis Group.
57. Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., and Neeteson, J.J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur. J. Agron.* 20: 33-44.
58. Schumacher, K., and Sathaye, J. 1999. India's fertiliser industry: productivity and energy efficiency. This work was prepared for the Environmental Science Division, Office of Biological and Environmental Research (OBER), Office of Energy Research, U.S. Department of Energy, under Contract No. DE-AC03-76SF00098.
59. Sheng-Wei, N., Wang-Sheng, G., Yuan-Quan, C., and Peng-Sui, A. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer. *J. Clean. Prod.* 18: 1530-1534.
60. Sieczka, J.B., and Thornton, R.E. 1993. Commercial potato production in North America: potato association of America handbook. Orono, Maine: Potato Association of America.
61. Taiz, L., and Zeiger, E. 2010. *Plant Physiology*. Fifth Edition. Sinauer Associates, Inc, 782p.
62. West, T.O., and Marland, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agri. Ecosyst. Environ.* 91: 217-232.
63. Whalen, J.K., and Chang, C. 2002. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33: 1011-1026.
64. Zangeneh, M., Omid, M., and Akram, A. 2010. A comparative study on energy use and cost analysis of potato production under different farming technologies in Hamadan province of Iran. *Energy.* 35: 2927-2933.
65. Zolfi Bavariani, M., and Nouruzi, M. 2010. Effect of organic matter on residual phosphorus recovering in a calcareous soil. *JWSS- Isfahan University of Technology.* 14(52): 87-98. (In Persian with English Summary)