دانشگاه گیلان
دانشکده علوم کشاورزی

تحقیقات غلات
سال چهارم/ شماره اول/ ۱۳۹۳ (٤٤-۲۷)

بررسی آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم در کشور با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

سرور خرم‌دل[1*]، پرویز رضوانی مقدم[2] و افسانه امین غفوری[3]

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استادیار، استاد و دانشجوی دکتری گروه زراعت دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۱/۲- تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱/۱۸)

چکیده

چرخه حیات (LCA) رویکردی برای ارزیابی آثار زیست محیطی تولید محصول است که بر اساس دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست محاسبه می‌شود. این مطالعه به منظور بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور بر مبنای میزان مصرف کود نیتروژن با استفاده از ارزیابی چرخه حیات در سال ۱۳۹۲ انجام شد. بر اساس روش ارائه شده در ISO14044، LCA در چهار گام تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق و تفسیر نتایج محاسبه شد. گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی و خشکی بودند. پس از نرمال‌سازی و وزن‌دهی، شاخص زیست‌محیطی (Eco-Index) محاسبه شد. نتایج نشان داد که بالاترین عملکرد گندم آبی و دیم به ترتیب برابر با ۳/۸ و ۲/۸ تن در هکتار در شرایط مصرف ۲۲۰-۲۰۰ و ۶۰-۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. در نظام تولیدی گندم آبی، بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون نظام‌های آبی و خشکی برای سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب با ۸۸۹/۶۱ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه، ۱/۵۳ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه، ۲/۴۱ واحد معادل PO_4 به ازای یک تن دانه و ۱/۱۱ واحد معادل NO_x به ازای یک تن دانه محاسبه شد. مقدار این گروه‌ها در نظام دیم برای سطح کودی بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب برابر با ۹۳۷/۷۳ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه، ۳/۰۳ واحد معادل دی اکسید گوگرد، ۳/۷۴ واحد معادل PO_4 به ازای یک تن دانه و ۵/۰۵ واحد معادل NO_x به ازای یک تن دانه بود. دامنه شاخص زیست‌محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم به ترتیب در دامنه ۰/۵۵-۰/۴۷ و ۰/۴۳-۰/۳۴ به ازای یک تن دانه برآورد شد.

واژه‌های کلیدی: اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون نظام آبی، اوتریفیکاسیون نظام خشکی، شاخص زیست‌محیطی، گرمایش جهانی

* نویسنده مسئول: khorramdel@um.ac.ir

مقدمه

از دیدگاه زیست محیطی، فعالیت کشاورزی زمانی پایدار است که میزان انتشار آلودگی و مصرف منابع، بتواند در درازمدت به وسیله محیط طبیعی تحمّل شود. بنابراین، برای ارزیابی اولیه اثرات محیطی فعالیت‌های کشاورزی بایستی به پایداری آن فعالیت در درازمدت توجه شود. اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند به وسیله دامنه‌ای از مقیاس‌ها تجزیه و تحلیل شود (OECD, 2001a; OECD, 2001b).

به منظور ارزیابی آثار زیست محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder *et al.,* 2003) که این روش‌ها در آغاز تأثیر مصرف نهاده‌های بکار گرفته شده در بوم‌نظام را به صورت اختصاصی در رابطه با یکی از پیامدهای آن به طور مثال، گرمایش جهانی و آبشویی ترکیبات نیتروژن‌دار مورد توجه قرار می‌دادند، ولی به تدریج با کامل شدن اطلاعات، کلیه کارکردهای زیست محیطی نیز مورد بررسی و مطالعه قرار گرفتند. کوپر و همکاران (Cooper *et al.,* 2011) دریافتند که سهم کشاورزی در انتشار گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر در مقیاس جهانی معنی‌دار بوده و این سهم را بیش از ۱۴ درصد انتشار خالص جهانی برآورد نمودند. اکرت و همکاران (Eckert *et al.,* 1999) بیان داشتند که بررسی عملکرد زیست محیطی نظام‌های تولید امری مهم و ضروری برای بررسی پایداری نظام است. در این راستا، برخی محققان (Brentrup *et al.,* 2001; Brentrup *et al.,* 2004a; Brentrup *et al.,* 2004b; Finkbeiner *et al.,* 2006; Roy *et al.,* 2009) با توجه به دامنه‌ی کارکردهای رهیافت ارزیابی چرخه حیات (Life cycle assessment (LCA))، این روش را مناسب‌ترین راهکار برای ارزیابی پایداری فعالیت‌های کشاورزی معرفی نمودند (Brentrup *et al.,* 2004a). گوئینی و همکاران (Guinée *et al.,* 2002) اظهار داشتند اگر چه رتبه‌بندی نظام‌های کشاورزی بر اساس یکی از جنبه‌های تغییر اقلیم، تخریب لایه ازن، اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون، سمیت، تخلیه منابع فسیلی و سایر گروه‌های مرتبط توسط تعدادی از راهکارها انجام می‌گیرد، ولی از آنجا که تمامی مواد انتشار یافته به محیط زیست، میزان مصرف منابع فسیلی و تغییر کاربری اراضی به طور کامل و همزمان در LCA مورد ارزیابی قرار می‌گیرند، لذا این راهکار دارای جایگاه ویژه‌ای از نظر سازمان‌های بین‌المللی و جهانی نظیر محیط زیست و استاندارد است.

LCA، راهکاری است که بر مبنای ارزیابی دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین می‌شود (Van Zeijts *et al.,* 1999; Brentrup *et al.,* 2004a; Roy *et al.,* 2009). از آنجا که در این روش، علاوه بر اثرات زیست محیطی، فرآیندهایی که منجر به تولید محصول در نظام‌های تولید می‌شوند نیز به تفکیک مورد ارزیابی قرار می‌گیرند، لذا با این روش می‌توان نظام‌های زراعی را نیز به طور دقیق ارزیابی نمود (Nemecek *et al.,* 2001). کنسلی و همکاران (Consoli *et al.,* 1993) معتقدند که ارزیابی چرخه‌ی حیات، اثرات زیست محیطی اجزای نظام را بررسی و به دنبال آن بهترین نظام تولیدی را معرفی می‌کند. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.,* 2001) معتقدند که محاسبه LCA قادر است مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص و تا حدودی آن‌ها را رفع نماید.

گندم و نان از مهم‌ترین محصولات غذایی بشر در سراسر جهان است که به دلیل اهمیت مطالعات LCA در زمینه مراحل مختلف تولید (دانه گندم، آرد و نان)، تکنولوژی فرآوری و نیز بسته‌بندی و توزیع نان انجام شده است (Braschkat *et al.,* 2003; Andersson *et al.,* 1994). میسترلینگ و همکاران (Meisterling *et al.,* 2009) با محاسبه LCA برای نظام‌های تولید گندم در نظام‌های ارگانیک و رایج آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی، نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک نسبت به نظام رایج، ۳۰ کیلوگرم دی اکسید کربن کمتر تولید خواهد کرد. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.,* 2004a) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر مختلف کود نیتروژن در نظام‌های تولید گندم زمستانه در آلمان با استفاده از LCA گزارش نمودند که مقدار این شاخص، در شرایط مصرف سطوح نیتروژن کمتر از ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار در حدود ۰/۲۲ تا ۰/۲۶ به ازای هر تن دانه گندم بود و با افزایش مقدار مصرف نیتروژن از ۲۰۰ تا ۳۹۰ کیلوگرم در هکتار، LCA افزایش یافت. این محققان همچنین بیان داشتند که در سطوح پایین مصرف کود نیتروژن، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالای مصرف کود نیتروژن، اوتریفیکاسیون عوامل

کنترل‌کننده LCA بودند. نای و همکاران (Nie *et al.,* 2010) با بررسی اثر انواع نظام‌های کاشت شامل تک کشتی و کشت مخلوط (ذرت با سویا و بادام زمینی) بیان داشتند که بهره‌گیری از کشت مخلوط باعث کاهش اثرات سوء تولید بر محیط زیست شد.

در ایران نتایج منتشر شده زیادی در خصوص اجرای LCA در مورد محصولات کشاورزی وجود ندارد. خرم دل (Khorramdel, 2011) 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 کارکردی معادل با یک تن دانه) در شرایط آب و هوایی مشهد برای گروه مؤثر اسیدی شدن (۲/۵۹) و تغییر اقلیم (۰/۶۱) حاصل شد. میرحاجی و همکاران (Mirhaji *et al.,* 2012) با ارزیابی چرخه حیات برای ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام تولید چغندرقند در استان خراسان جنوبی بیان داشتند که اثر تخلیه منابع آبی بیشتر از سایر اثرات به محیط زیست آسیب می‌رساند. فلاح پور و همکاران (Fallahpour *et al.,* 2012) با ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید گندم و جو در خراسان با LCA در مقادیر مختلف کود نیتروژن دریافتند که در مقادیر کم کود، آثار زیست محیطی به مراتب پایین‌تر بود و با افزایش مصرف کود این اثرات نیز افزایش یافت.

از دیگر موارد استفاده از ارزیابی چرخهٔ حیات در کشاورزی و فعالیت‌های مشابه می‌توان به ارزیابی کیفیّت و کمیّت خاک (Cowell & Clift, 2000)، فرآیندهای تولید شیر، گوشت (Haas *et al.,* 2001) و غذا (Roy *et al.,* 2009)، بررسی و تعیین اثرات زیست‌محیطی برای گیاهان مختلف از جمله گندم (Brentrup *et al.,* 2004a)، چغندرقند (Tzilivakis *et al.,* 2005; Bennett *et al.,* 2006)، برنج (Kasmaprapruet *et al.,* 2009)، سیب‌زمینی (Mattsson & Wallén, 2003) و محاسبه‌ی این شاخص در تولید سوخت‌های زیستی (Halleux *et al.,* 2008) اشاره کرد.

ایران با داشتن شرایط آب و هوایی ویژه، بستر مناسبی را برای تولید انواع محصولات کشاورزی فراهم آورده است. در این میان، زراعت غلات، به ویژه گندم، بخش اساسی فعالیت کشاورزان مناطق خشک و نیمه-خشک را تشکیل می‌دهد. در شرایط متغیر اقلیمی مناطق نیمه‌خشک گیاهانی که بتوانند بدون آبیاری کشت شوند، محدودند. بنابراین، غلات مقاوم به خشکی به ویژه گندم در این مناطق از اهمیت بسزایی برخوردارند. تولید کل غلات جهان ۱/۸ میلیارد تن است که بیشترین میزان آن (۶۰۰-۵۰۰ میلیون تن) به گندم اختصاص دارد. میزان تولید گندم کشور حدود ۱۳/۴۸ میلیون تن برآورد شده که ۶۴/۵۴ درصد آن مربوط به کشت آبی و مابقی مربوط به کشت دیم است.

با توجه به ارزیابی فعالیت‌های مختلف و همچنین بالا بودن سطح زیر کشت گندم در کشور، این مطالعه با هدف ارزیابی بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور بر اساس میزان مصرف کود نیتروژن با استفاده از LCA انجام شد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه به منظور بررسی آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور بر مبنای میزان مصرف کود نیتروژن در سال ۱۳۹۲ انجام شد. به منظور تعیین میانگین عملکرد دانه گندم و همچنین میزان مصرف نهاده‌های به کار گرفته شده طی سال‌های ۹۱-۱۳۷۸ از اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی و همچنین مراجعه حضوری به سازمان‌های زیربط در استان‌های مختلف کشور جهت جمع‌آوری داده‌ها استفاده شد. در جدول ۱ متوسط میزان نهاده‌های مصرفی در نظام‌های تولید گندم آبی و دیم در کشور به ازای یک هکتار ارائه شده است.

بر اساس روش ارائه شده در ISO14044 (ISO, 2006; Brentrup *et al.,* 2004a)، LCA در چهار گام محاسبه و تعیین شد (شکل ۱).

الف- تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه: «کارکرد» یا «واحد کارکردی» بوم‌نظام‌های آبی و دیم معادل یک تن دانه در نظر گرفته شد (Brentrup *et al.,* 2004a).

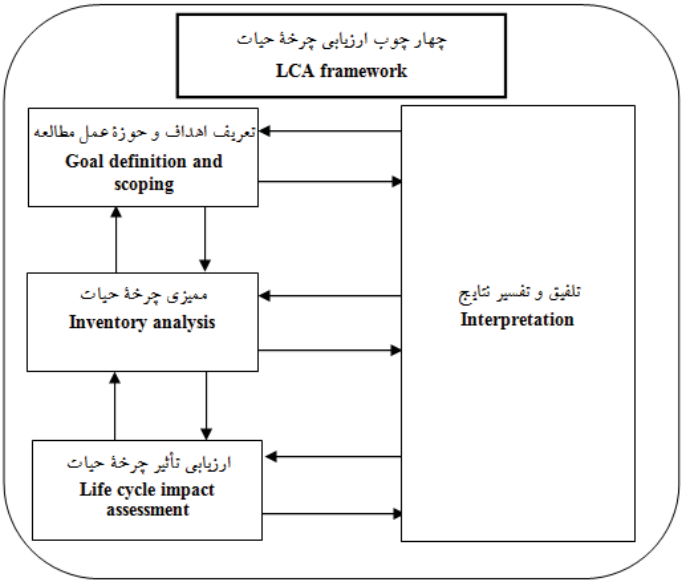
ب- ممیزی چرخه حیات: در این مرحله میزان مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام‌ها مختلف تولید گندم تعیین و بر حسب واحد کارکردی محاسبه شد (Brentrup *et al.,* 2001). آثار زیست محیطی نیز بر اساس استانداردهای بین‌المللی برآورد شد (Finkbeiner *et al.,* 2006).

ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات: هدف از اجرای این بخش تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی (قسمت ب) بود. به این منظور، برای هر یک از گروه‌های آثار

جدول ۱- میزان نهاده‌های مصرفی در نظام‌های تولید گندم آبی و دیم به ازای یک هکتار

Input contributions in wheat irrigated and dryland production systems.Table 1

نهاده	Input		میزان مصرف Consumption amount	
			نظام آبی Irrigated system	نظام دیم Dryland system
سوخت (لیتر در هکتار)	Feul ($l.ha^{-1}$)		8652.88	6027.02
کود شیمیایی (کیلوگرم در هکتار)	Chemical fertilizer ($kg.ha^{-1}$)	فسفات Phosphate	146.04	0.81
		پتاس Potassium	12.84	45.76
		سایر Other	6.98	1.76
سموم شیمیایی (لیتر در هکتار)	Chemical spraying ($l.ha^{-1}$)	علف کش Herbicide	1.16	0.182
		قارچ کش Fungicide	0.30	0.166
		حشره کش Insecticide	0.20	0.162
		سایر Other	0.24	0.0172
کود حیوانی (تن در هکتار)	Manure ($t.ha^{-1}$)		0.52	0.106
بذر (کیلوگرم در هکتار)	Seed ($kg.ha^{-1}$)		236.47	136.88



شکل ۱- چهارچوب ارزیابی چرخهٔ حیات (ISO 14040, 1997).

Figure. 1. Life cycle assessment framework (ISO 14040, 1997).

زیست محیطی، فاکتور مشخص‌سازی (Characteristic factor (CF) تعریف شد. بر اساس ISO گروه‌های تأثیر شامل موارد زیر بودند (Finkbeiner *et al.,* 2006; Brentrup *et al.,* 2004a):

- **گرمایش جهانی:** پتانسیل گرمایش جهانی (Global warming potential) برای بیان میزان مشارکت انتشار انواع گازها از نظام‌های کشاورزی در بروز مشکلات زیست محیطی و تغییر اقلیم مورد استفاده قرار می‌گیرد (Brentrup *et al.,* 2004a). این تأثیر پس از تعیین از طریق برآورد میزان تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل CO_2، CH_4 و N_2O، بر اساس معادل CO_2 یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (ISO, 2006).

- **اسیدی شدن:** پتانسیل اسیدی شدن (Acidfication potential) یک سیستم، به صورت کیلوگرم SO_2 واحد معادل به ازای واحد کارکردی بیان می‌شود (Brentrup *et al.,* 2004a). شاخص مربوط به این گروه بر اساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد و بر اساس SO_2 یکسان‌سازی شد (جدول ۲) (Biswas *et al.,* 2008; Brentrup *et al.,* 2004a).

- **اوتریفیکاسیون:** از آنجا که منبع تشدید اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی ورود NH_3 و NO_x و در بوم‌نظام‌های آبی ورود ترکیبات N و P به آب‌های سطحی است (Brentrup *et al.,* 2004a)، لذا این گروه تأثیر به طور جداگانه در دو زیرگروه بوم‌نظام‌های خشکی و آبی برآورد شد (جدول ۲) (Biswas *et al.,* 2008; Brentrup *et al.,* 2004a).

به این ترتیب، ابتدا سه گروه فوق ممیزی و تأثیر کارکرد بوم‌نظام‌های تولید گندم بر اساس میزان مصرف کود نیتروژن مصرفی به صورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع (R) یا عوامل انتشار یافته (E) از بوم‌نظام باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب شده و تأثیر آن‌ها به ازای واحد کارکردی مشخص شد (معادله ۱).

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

پس از آن، شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO و با استفاده از ضرایب موجود در منابع با استفاده از معادله (۲) نرمال‌سازی شدند (Guinée, 1996; Guinée, 2001):

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

که در این معادله، N_i: مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر i به ازای واحد کارکردی، I_i: مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر i و $I_{i,ref}$ مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع است. روش انتخاب مقادیر مرجع مربوط به هر گروه تأثیر توسط لیندیر (Lindeijer, 1996) ارائه شده است.

سپس شاخص‌های نرمال شده با استفاده از معادله (۳) وزن‌دهی شدند تا شدت تأثیر آن‌ها بر حسب وزن (W) هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ شود (Brentrup *et al.,* 2004a).

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \qquad (۳)$$

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 است.

د- تلفیق و تفسیر نتایج (Integration and interpretation): در آخرین مرحله شاخص زیست-محیطی تحت عنوان شاخص بوم‌شناخت (Eco-Index) که معیار نهایی LCA است با استفاده از معادله (۴) زیر محاسبه شد (Brentrup *et al.,* 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \qquad (۴)$$

که در این معادله، $EcoX$: شاخص زیست‌محیطی بوم شناخت به ازای واحد کارکردی، N_i: مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و W_i: وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i است. قابل ذکر است شاخص بوم‌شناخت، نشان‌دهنده مجموع اثرات زیست محیطی ناشی از انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست و میزان مصرف منابع به ویژه منابع غیرقابل تجدید است (Brentrup *et al.,* 2004b).

بدین ترتیب، اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور با استفاده از LCA در چهار سطح نیتروژن (شامل ۱۸۰-۱۶۰، ۲۰۰-۱۸۰، ۲۲۰-۲۰۰ و >۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای نظام تولید گندم آبی و ۴۰-۳۰، ۵۰-۴۰، ۶۰-۵۰ و>۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای نظام تولید گندم دیم) بررسی شد (Fallahpour *et al.,* 2012). جهت تعیین واکنش

جدول ۲- فاکتور مشخص‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه (Brentrup *et al.,* 2004b; Biswas *et al.,* 2008)

Table 2. Characterization factor for each studied impact category (Brentrup *et al.,* 2004b; Biswas *et al.,* 2008)

پتانسیل گرمایش جهانی (واحد معادل CO_2 به ازای کیلوگرم انتشار) Global warming potential (in kg CO_2 equivalent per kg emission)	
ماده (کیلوگرم) Substance (kg)	فاکتور مشخص سازی Characterization factor
CO_2	1
CH_4	21
N_2O	310
پتانسیل اسیدی شدن (واحد معادل SO_2 به ازای کیلوگرم انتشار) Acidfication potential (in kg SO_2 equivalent per kg emission)	
ماده (کیلوگرم) Substance (kg)	فاکتور مشخص سازی Characterization factor
SO_2	1
NO_x	0.28
NH_3	1.30
پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی (معادل NO_x به ازای کیلوگرم انتشار) Terrestrial eutrophication potential (in kg SO_2 equivalent per kg emission)	
ماده (کیلوگرم) Substance (kg)	فاکتور مشخص سازی Characterization factor
NO_x	1
NH_3	5
پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی (معادل PO_4 به ازای کیلوگرم انتشار) Aquatic eutrophication potential (in kg PO_4 equivalent per kg emission)	
ماده (کیلوگرم) Substance (kg)	فاکتور مشخص‌سازی Characterization factor
P	1
NO_3	0.1
NO_x	0.13
NH_4	0.33
NH_3	0.35
N	0.42
NO_3-N	0.42

عملکرد گندم نسبت به مقادیر مختلف مصرف کود نیتروژن از برازش توابع استفاده شد (Soltani, 2004). شکل‌ها با استفاده از نرم افزار Sigma plot رسم شدند.

نتایج و بحث

بالاترین عملکرد دانه گندم آبی و دیم به ترتیب برابر با ۳/۸ و ۲/۸ تن در هکتار در شرایط مصرف ۲۲۰-۲۲۰ و ۶۰-۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد (جدول ۳). بر اساس جدول ۳ که نشان‌دهنده واکنش عملکرد دانه گندم نسبت به میزان مصرف کود نیتروژن است، مشخص می‌شود که مصرف نیتروژن تا ۲۲۰ و ۶۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم، موجب بهبود عملکرد دانه گردید، ولی افزودن بیش از این میزان کود نیتروژن، تأثیر زیادی بر عملکرد دانه نداشت. همچنین از آنجا که بارندگی‌های نامنظم سبب نوسانات شدید تولید غلات دیم می‌شود (Bannayan *et al.,* 2010)، لذا در برخی از سال‌ها بخش قابل توجهی از دیمزارها قابل برداشت نبوده یا عملکرد بسیار کمی دارند.

بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی نظام تولیدی گندم آبی برابر با ۸۸۹/۶۱ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم برابر با ۹۳۷/۷۳ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار حاصل

شد. میزان انتشار CH_4 نیز در تمام سطوح مصرف نیتروژن برای بوم‌نظام‌های آبی و دیم نسبتاً کم بود (شکل ۲).

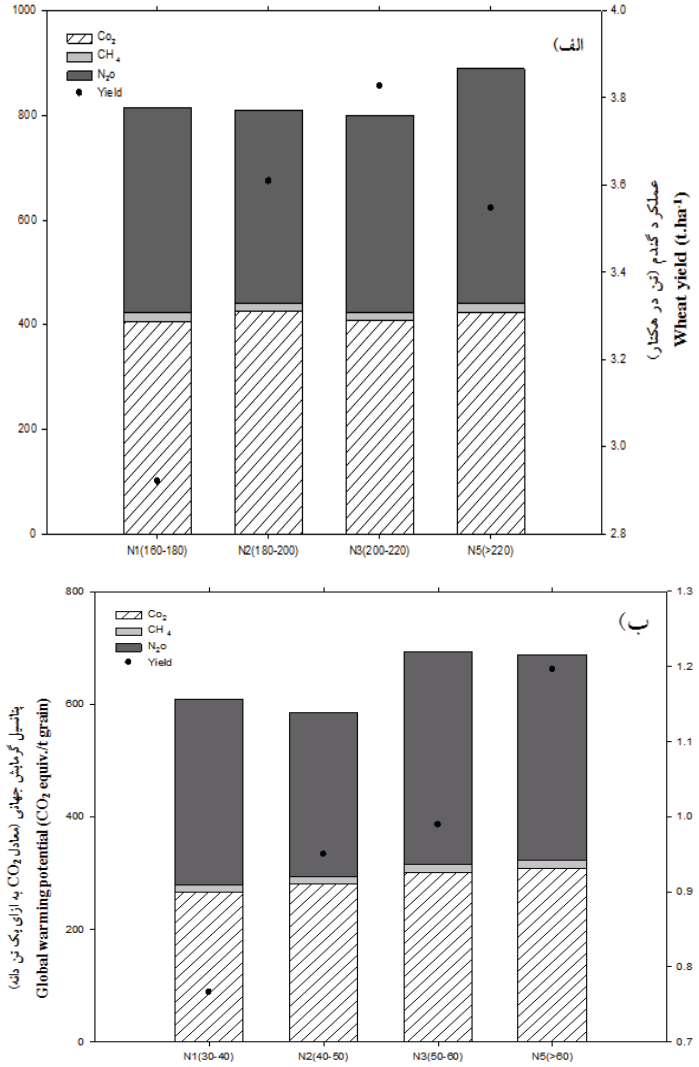
دلیل عمده تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای به ویژه CO_2 و N_2O در بوم‌نظام‌های تولید گندم مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی و به‌کارگیری ماشین آلات مختلف برای عملیات کاشت، داشت و برداشت و همچنین طی فرآیند تولید و مصرف کود نیتروژن است. فلاح پور و همکاران (Fallahpour *et al.,* 2012) با بررسی نظام‌های تولید گندم در خراسان نیز اظهار داشتند که بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی برای نظام آبی برابر با ۱۱۶۴/۱۲ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه برای سطح کودی ۱۸۰-۱۶۰ کیلوگرم در هکتار و برای نظام دیم برابر با ۸۰۵/۴۶ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک تن دانه حاصل شد. میسترلینگ و همکاران (Meisterling *et al.,* 2009) با ارزیابی بوم‌نظام‌های تولید گندم رایج و ارگانیک در آمریکا با استفاده از LCA اظهار داشتند اگرچه تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک باعث تولید ۳۰ کیلوگرم واحد معادل دی اکسید کربن شد، ولی این میزان به مراتب کمتر از مقدار انتشار آن در نظام پرنهاده بود. علاوه بر افزایش غلظت دی اکسید کربن طی قرون گذشته، برخی بررسی‌ها نشان داده است که غلظت N_2O در اتمسفر کره زمین از ۲۷۵ به ۳۱۹ ng/g در طی انقلاب صنعتی افزایش یافته است که این افزایش موجب تخریب لایه ازن شده است. همچنین، اگرچه این غلظت گاز در اتمسفر نسبتاً کم است، ولی پتانسیل گرمایش آن ۳۱۰ برابر بیشتر از دی اکسید کربن است (Crutzen, 1981). ۵۹ درصد کل انتشار CO_2 به طور مستقیم مربوط به تولید کودهای شیمیایی نیتروژنه است (Brentrup *et al.,* 2004b). بدین ترتیب، اگر چه با افزایش مصرف کود نیتروژن، عملکرد دانه گندم در هر دو نظام آبی و دیم بهبود یافت، ولی افزایش مصرف این کود، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید، افزایش انتشار CO_2 و سایر گازهای گلخانه‌ای به محیط را به دنبال دارد. بارتون و همکاران (Barton *et al.,* 2008) گزارش نمودند که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در بین نظام‌های مختلف غلات بسته به مدیریت، شرایط اقلیمی، خاکی و نظام تولید متفاوت بود. انتشار N_2O به طور مستقیم وابسته به تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (Brentrup *et al.,* 2004a). بومن (Bouwman, 1990) دلیل عمده میزان انتشار این گاز از بوم‌نظام‌های زراعی را مصرف کودهای شیمیایی معرفی نمود. بارکر-رید و همکاران (Barker-Reid *et al.,* 2005) انتشار سالانه گاز N_2O از مزارع تولید گندم دیم استرالیا را برابر با ۰/۲۷- ۰/۲ kgN_2O-N/ha (۰/۱۱-۰/۰۶ درصد نیتروژن مصرفی) گزارش نمودند. آن‌ها دلیل عمده این امر را به مصرف کودهای شیمیایی نیتروژنه و عملیات خاکورزی مربوط دانستند. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.,* 2004b) 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 گاز به محیط نیز افزایش یافت. این محققان همچنین اظهار داشتند که پتانسیل آزادسازی NH_3 به محیط همبستگی قوی با میزان مصرف نیتروژن به صورت شیمیایی دارد. با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای و به ویژه N_2O از مزارع تولید گندم، می‌توان از راهکارهایی نظیر کاهش عملیات خاکورزی و مصرف کودهای آلی به عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی بهره جست (Braschkat *et al.,* 2003). میودری و همکاران (Moudry *et al.,* 2013) میزان انتشار CO_2 برای نظام تولید گندم را برابر با ۰/۵۵۸۱ کیلوگرم برآورد نمودند. علاوه بر این عمده‌ترین دلایل انتشار CH_4 در بوم‌نظام‌های زراعی ناشی از مصرف کودهای دامی و ایجاد شرایط غرقابی است. البته انتشار این گاز عمدتاً تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی انسان است. با این وجود، بایستی به این مهم توجه کرد اگرچه غلظت CH_4 موجود در اتمسفر کمتر از CO_2 است، ولی پتانسیل گرمایش جهانی آن ۲۱ برابر بیشتر از CO_2 است (FAO, 2003).

بالاترین پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن برای گندم آبی برابر با ۱/۵۳ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای مقدار بیش از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم معادل با ۳/۰۳ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن بدست آمد. همچنین فشرده‌ترین نظام تولید گندم آبی (بالاترین میزان مصرف کود نیتروژن) انتشار بیشترین میزان NH_3 به محیط در زیرگروه اسیدی شدن را موجب شد (شکل ۳). افزایش بیش از حد مصرف کودهای نیتروژنه در نظام‌های تولید گندم باعث افزایش انتشار آلاینده‌ها به محیط شد و پتانسیل اسیدی شدن را

جدول ۳- میانگین عملکرد دانه گندم دیم و آبی بر اساس میزان مصرف کود نیتروژن

Table 3. Average grain yield of dryland and irrigated wheat based on N fertilizer level

گندم دیم *Rainfed wheat*		گندم آبی *Irrigated wheat*	
عملکرد (تن در هکتار) Yield ($t.ha^{-1}$)	میزان مصرف کود نیتروژن (کیلوگرم در هکتار) N fertilizer level ($kg.ha^{-1}$)	عملکرد (تن در هکتار) Yield ($t.ha^{-1}$)	میزان مصرف کود نیتروژن (کیلوگرم در هکتار) N fertilizer level ($kg.ha^{-1}$)
0.77	30-40	2.92	160-180
1.07	40-50	3.61	180-200
2.83	50-60	3.83	200-220
0.49	60<	3.55	220<



شکل ۲- پتانسیل گرمایش جهانی گازهای گلخانه‌ای یک واحد کارکردی نظام‌های تولید گندم آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف کود نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

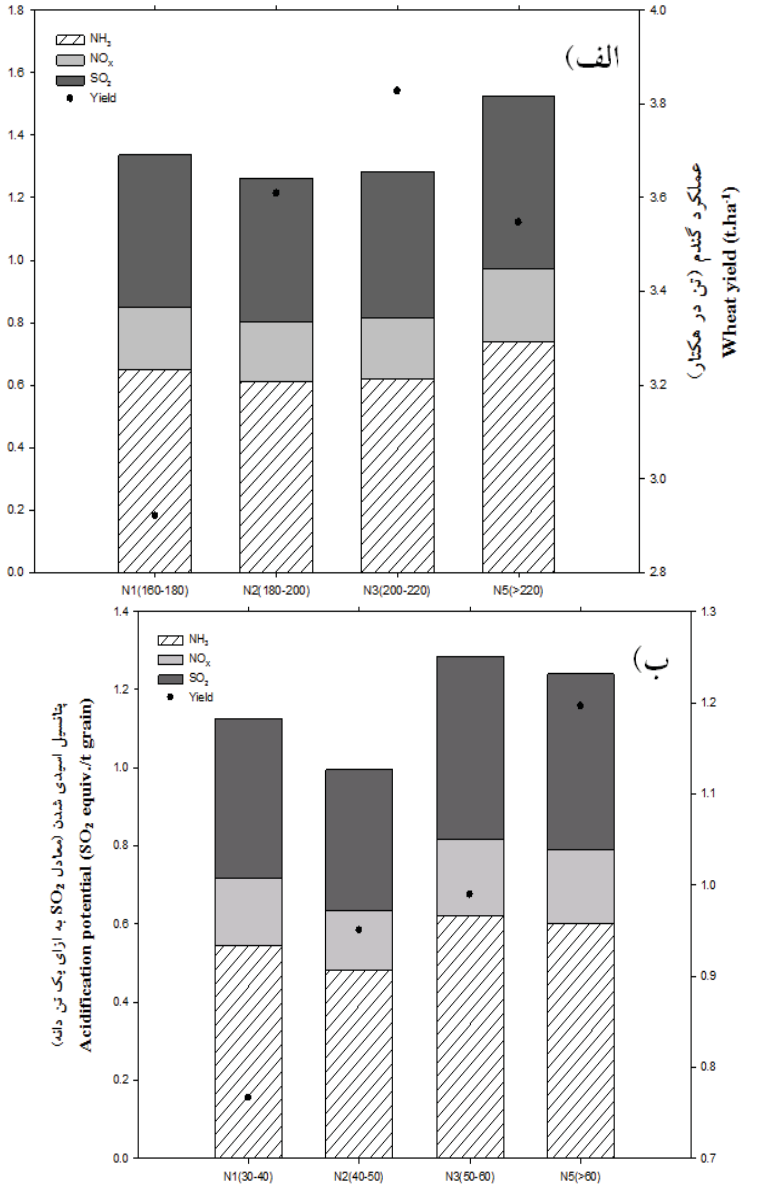
Figure 2. Global warming potential for one functional unit of (a) irrigated and (b) rainfed wheat at different nitrogen levels (kg $N.ha^{-1}$).

افزایش داد، به طوری‌که با توجه به شکل ۳ مشخص است که با افزایش میزان مصرف نیتروژن، انتشار آمونیاک نیز به صورت خطی افزایش یافت. برخی محققان دلیل این انتشار را به تبخیر نیتروژن به فرم آمونیاک پس از کاربرد آن در بوم‌نظام‌های زراعی به ویژه در شرایط مصرف بالای این عنصر نسبت دادند (Fallahpour *et al.,* 2012). فلاح پور و همکاران (Fallahpour *et al.,* 2012) بالاترین میزان اسیدی شدن در گندم آبی (۱/۹۵ واحد معادل دی اکسید گوگرد به ازای یک تن دانه را برای سطح ۱۸۰-۱۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) و دیم (۱/۷۰ واحد معادل دی اکسید گوگرد برای سطح کودی بالاتر از ۴۰ کیلوگرم) در استان خراسان گزارش نمودند. هاس و همکاران (Haas *et al.,* 2001) دریافتند که مرتع تحت مدیریت ارگانیک علاوه بر کاهش مصرف انرژی، پتانسیل گرمایش جهانی و اسیدی شدن کمتری نسبت به مرتع با مدیریت رایج داشت. این محققان همچنین پتانسیل اسیدی شدن دامداری‌های گاو شیری تحت مدیریت گسترده و فشرده را به ترتیب ۱۱۹ و ۱۳۶ واحد معادل دی اکسید کربن به ازای یک هکتار گزارش نمودند. آن‌ها دلیل این امر را به اعمال مدیریت کم‌نهاده بر مبنای مصرف کودهای آلی و خاکورزی‌های حداقل نسبت دادند.

اثرات اوتریفیکاسیون نظام‌های تولید گندم در دو زیر گروه آبی و خشکی بررسی شد، زیرا این دو بخش پاسخ-های متفاوتی نسبت به افزایش عناصر مؤثر بر اوتریفیکاسیون نشان می‌دهند (Brentrup, 2003; Brentrup *et al.,* 2004b). پتانسیل اوتریفیکاسیون آلاینده‌های مختلف در محیط‌های آبی و خشکی به ترتیب بر اساس PO_4 و NO_x برآورد شد. بیشترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط آبی برای تولید گندم آبی برابر با ۲/۴۱ واحد معادل PO_4 به ازای یک تن دانه برای سطح بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و برای گندم دیم برابر با ۳/۷۴ واحد معادل PO_4 به ازای یک تن دانه برای مقدار نیتروژن بیشتر از ۶۰ کیلوگرم حاصل شد. در مقادیر مختلف کود نیتروژن، انتشار آلاینده‌های مختلف به محیط زیست به ویژه NH_3 و NO_x و آزادسازی مستقیم P به محیط باعث افزایش پتانسیل این گروه تأثیر شد. بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون در محیط خشکی برای بوم‌نظام تولید گندم آبی برابر با ۱/۱۱ واحد معادل NO_x به ازای یک تن دانه برای مقدار نیتروژن بیشتر از ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار و برای نظام تولید گندم دیم برابر با ۵/۰۵ واحد معادل NO_x به ازای یک تن دانه برای سطح بیش از ۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. از آنجا که انتشار NO_x عمدتاً وابسته به نقل و انتقال و استفاده از ماشین‌آلات است (Brentrup *et al.,* 2004b)، لذا میزان انتشار آن و در نتیجه پتانسیل اوتریفیکاسیون این گاز برای محیط خشکی به مراتب بالاتر از NH_3 بود (شکل ۴).

مقایسه نتایج نشان می‌دهد که بیشترین مقدار کود مصرفی در شرایط آبی و دیم بالاتر از مصرف گیاه بوده و به دلیل عدم جذب آن توسط گیاه از طریق آزادسازی و انتشار آلاینده‌های محیطی به فرم‌های مختلف باعث افزایش سهم گروه‌های مختلف تأثیر در بوم‌نظام‌های آبی و دیم تولید گندم در کشور شده است. ناگی (Nagy, 2000) میزان انتشار دی اکسید کربن را برابر با ۲۰۰۰-۱۹۹۶ کیلوگرم به ازای جزء فعال در انواع علف‌کش‌ها برآورد نمود. فلاح پور و همکاران (Fallahpour *et al.,* 2012) بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون محیط‌های آبی برای بوم‌نظام‌های تولید گندم آبی و دیم استان خراسان را به ترتیب برای سطوح بیش از ۲۲۰ و بیش از ۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار گزارش نمودند. این محققان همچنین دریافتند که بالاترین پتانسیل اوتریفیکاسیون محیط‌های خشکی برای بوم‌نظام‌های تولید گندم آبی و دیم خراسان نیز به ترتیب برای همان سطوح مصرفی کود نیتروژن حاصل شد. هاسپیدو و همکاران (Hospido *et al.,* 2003) پتانسیل اوتریفیکاسیون محیط‌های آبی دامپروری-های گاو شیری را معادل با ۵/۳۱ واحد معادل PO_4 به ازای ۱۰۰۰ لیتر شیر برآورد نمودند.

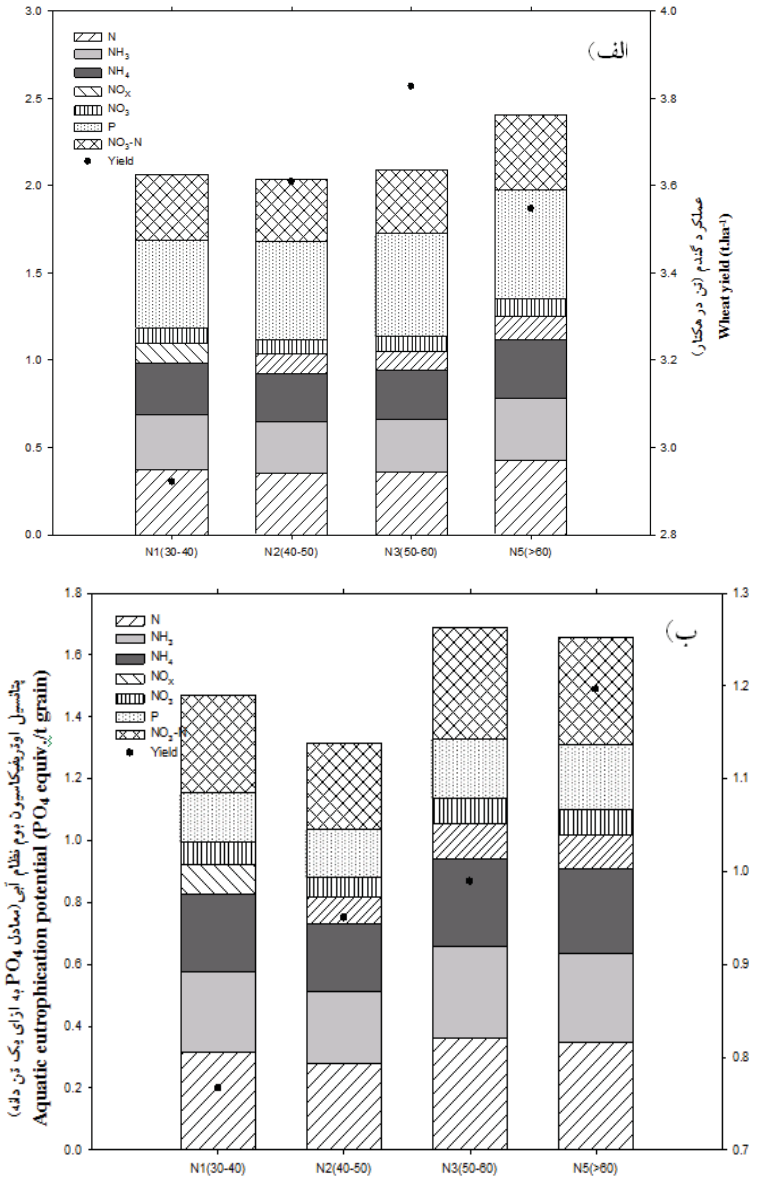
با توجه به شکل ۵ که نشان‌دهنده مقادیر شاخص نرمال شده برای هر یک از گروه‌های تأثیر در بوم‌نظام‌های آبی و دیم گندم است، بیشترین مقادیر اثرات زیست محیطی برای گروه‌های مختلف تأثیر در مقادیر بالاتر کاربرد کود نیتروژن مشاهده شد. مؤثرترین اثر زیست-محیطی گندم آبی برای گروه تأثیر گرمایش جهانی و در نظام تولید دیم برای گروه تأثیر اوتریفیکاسیون آبی حاصل شد. فلاح پور و همکاران (Fallahpour *et al.,* 2012) نیز بیان داشتند که بیشترین اثرات زیست محیطی نظام تولید گندم آبی و دیم خراسان به ترتیب برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون آبی به دست آمد.



شکل ۳- پتانسیل اسیدی شدن یک واحد کارکردی نظام‌های تولید گندم آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف کود نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

Figure 3. Acidification potential for one functional unit of (a) irrigated and (b) rainfed wheat at different nitrogen levels (kg $N.ha^{-1}$).

بر اساس محاسبه شاخص زیست محیطی که نشان‌دهنده مجموع آثار زیست محیطی انتشار آلاینده‌ها به بخش‌های مختلف محیط زیست است (Brentrup *et al.*, 2004b)، بیشترین و کمترین آثار زیست محیطی در بوم‌نظام تولید گندم آبی به ترتیب برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون بوم‌نظام آبی به دست آمد، در حالی‌که در نظام تولید گندم دیم این گروه‌های تأثیر به ترتیب برای اوتریفیکاسیون آبی و اسیدی شدن برآورد شد. دامنه شاخص زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم به ترتیب ۰/۵۵-۰/۴۷ و ۰/۴۳-۰/۳۴ به ازای یک تن دانه برآورد شد. با مقایسه آثار زیست محیطی نظام‌های مختلف تولید گندم مشخص می‌شود که در نظام گندم آبی بیشترین آثار زیست محیطی که باعث اختلاف بین آثار زیست محیطی در سطوح مختلف کود نیتروژن

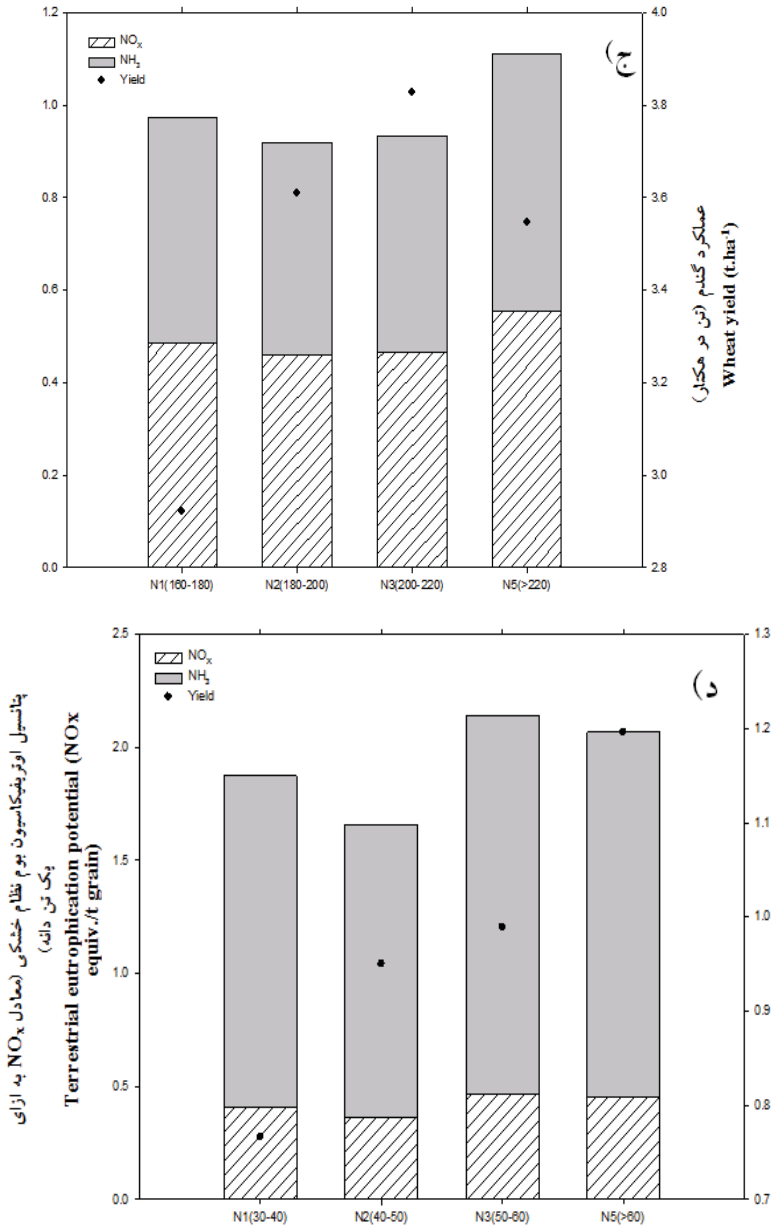


شکل ۴- پتانسیل اوتریفیکاسیون بوم‌نظام‌های آبی و خشکی یک واحد کارکردی نظام‌های تولید گندم آبی (الف و ج) و دیم (ب و د) در سطوح مختلف کود نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

Figure 4. Potential of aquatic and terrestrial eutrification for one functional unit of (a and c) irrigated and (b and d) rainfed wheat at different nitrogen levels (kg $N.ha^{-1}$).

است، مربوط به گروه تأثیر گرمایش جهانی بود؛ در حالی که بالاترین آثار زیست محیطی برای نظام تولید دیم مربوط به گروه تأثیر اوتریفیکاسیون بود (شکل ۶).

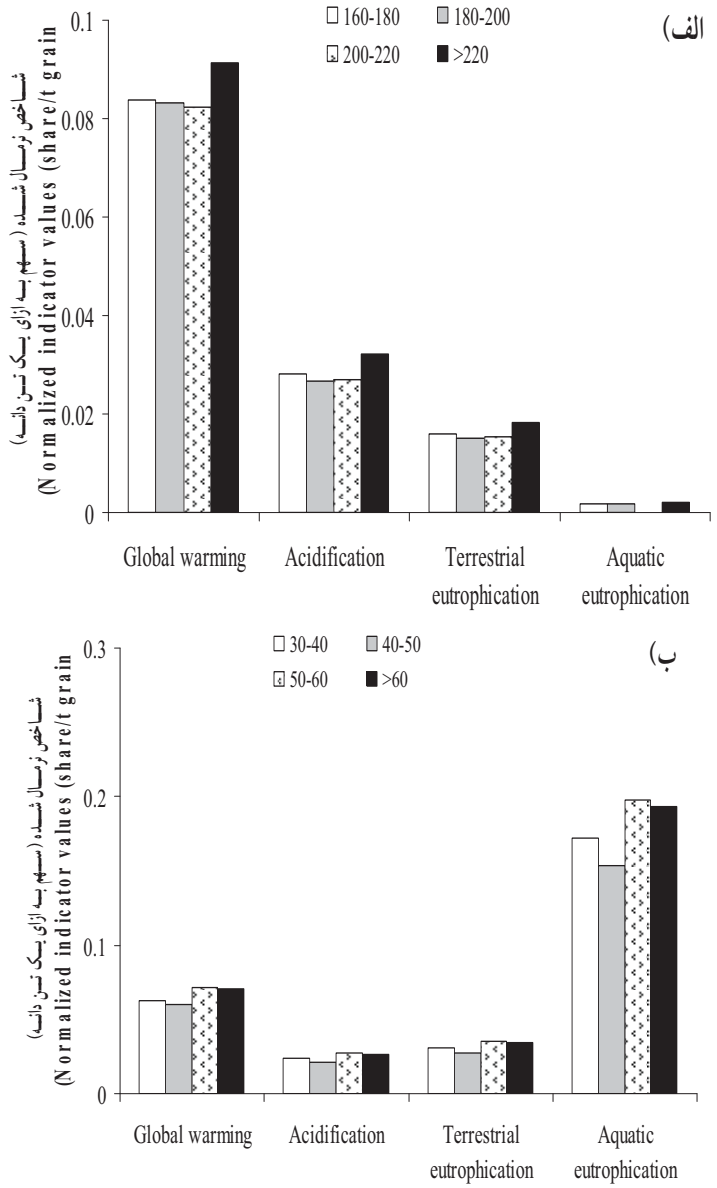
نتایج نشان می‌دهد که بوم‌نظام‌های تولید زراعی با عملکرد دانه بالا الزاماً با مشکلات زیست‌محیطی در تضاد نیستند، ولی مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنه با تأثیر بر کارایی مصرف نیتروژن و کاهش آن، سبب افزایش بروز اثرات زیست محیطی می‌شود. بدین ترتیب، بهترین راهکار جهت حداقل کردن آثار زیست محیطی تولید محصولات کشاورزی در بوم‌نظام‌های آبی و دیم دستیابی به عملکرد بالا به ازای هر واحد زمین از طریق افزایش کارایی مصرف منابع توصیه می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004b).



ادامه شکل ۴

Figure 4. Continued

فلاح‌پور و همکاران (Fallahpour *et al.*, 2012) با ارزیابی آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم استان خراسان، دامنه این آثار را به ترتیب ۰/۰۲۴-۰/۱۷۴ و ۰/۰۱-۰/۳۷ به ازای یک تن دانه برآورد نمودند. بالاترین آثار زیست محیطی این دو نظام نیز به ترتیب برای گروه‌های تأثیر تغییر اقلیم و اوتریفیکاسیون تعیین شد. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.*, 2004b) با ارزیابی نظام تولید گندم زمستانه در مقادیر مختلف کود نیتروژن (۲۸۸-۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) بیان داشتند که در مقادیر پایین مصرف نیتروژن تا ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار شاخص زیست محیطی برابر با ۰/۲۲-۰/۲۶ به ازای یک تن دانه برآورد شد و با افزایش مصرف نیتروژن از ۲۰۰ تا ۳۹۰ کیلوگرم در هکتار، شاخص زیست محیطی ۱۰۰-۳۲ درصد محاسبه شد. کمترین و بیشترین آثار زیست محیطی نیز به ترتیب برای گروه‌های تأثیر کاربری اراضی و اوتریفیکاسیون به دست

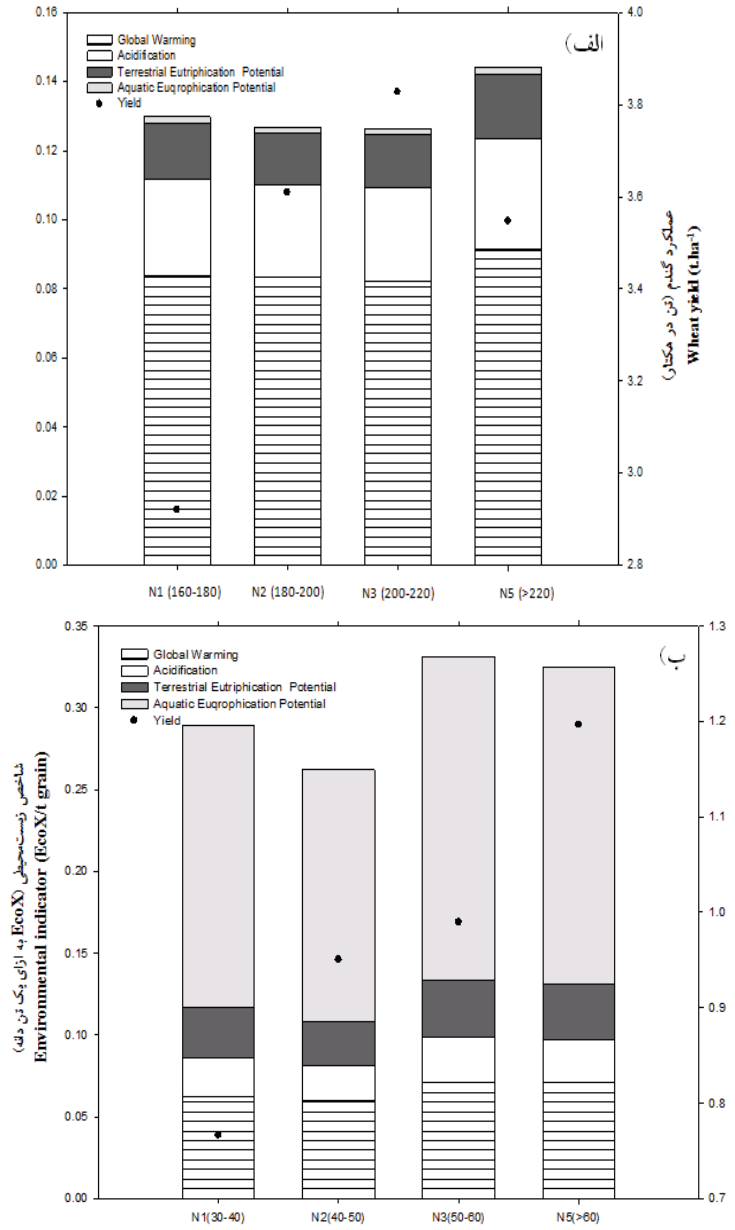


شکل ۵- شاخص نرمال شده نظام‌های تولید گندم آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف کود نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

Figure 5. Normalized indicator values of (a) irrigated and (b) rainfed wheat at different nitrogen levels (kg $N.ha^{-1}$).

آمد. ایریارته و همکاران (Iriarte *et al.*, 2010) با بررسی نظام تولید آفتابگردان و کلزا بیان داشتند که بالاترین آثار زیست محیطی برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون حاصل شد. آن‌ها دلیل این امر را به تولید و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی برای افزایش تولید این محصولات زراعی و همچنین مصرف سوخت‌های فسیلی تحت تأثیر کاهش عملیات مختلف خاکورزی نسبت دادند. هایاشی (Hayashi, 2005) نیز دریافت که فشردگی عملیات زراعی همبستگی قوی با درجه آثار زیست محیطی به ازای تولید یک تن میوه گوجه فرنگی داشت.

به طور کلی، با توجه به نتایج و با مقایسه دو نظام گندم آبی و دیم به نظر می‌رسد اگرچه مقدار مصرف کود نیتروژن در نظام آبی به مراتب بالاتر از نظام دیم است،



شکل ۶- مجموع شاخص زیست محیطی به ازای یک واحد کارکردی نظام‌های تولید گندم آبی (الف) و دیم (ب) در سطوح مختلف کود نیتروژن (کیلوگرم نیتروژن در هکتار).

Figure 6. Aggregated environmental indicator value (Eco-X) for one functional unit of (a) irrigated and (b) rainfed wheat at different nitrogen levels (kg N.ha^{-1}).

ولی خلأ بالاتر عملکرد دانه در نظام دیم و همچنین جذب کمتر کود مصرف شده توسط گیاه تحت تأثیر محتوی رطوبتی پایین‌تر خاک، از طریق اتلاف نیتروژن و انتشار آن به فرم‌های مختلف به محیط باعث افزایش پتانسیل آلودگی آن در گروه‌های مختلف تأثیر در مقایسه با نظام به نظر می‌رسد که بتوان با مدیریت با مدیریت نظام زراعی تولید گندم در کشور بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده آبی گندم شده است. در نهایت، بالاترین آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم در کشور که باعث اختلاف بین آثار زیست محیطی برای نظام‌های آبی و دیم شد، به ترتیب برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون محیط آبی به دست آمد. بدین ترتیب، و اکولوژیک برای کاهش این آثار زیست محیطی بهره جست. از جمله روش‌های مؤثر در این زمینه می‌توان به

روش‌های مختلف مدیریتی نظیر مصرف انواع کودهای آلی و بقایای گیاهی، کاهش عملیات خاکورزی و اعمال خاکورزی‌های کاهش یافته و حداقل، کاهش مصرف نهاده‌های شیمیایی به ویژه کودهای نیتروژن، وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی و کشت مخلوط این گونه‌های گیاهی با گندم اشاره کرد. نای و همکاران (Nie *et al.,* 2010) اظهار داشتند که استفاده از کشت مخلوط با گیاهان تثبیت کننده‌ی نیتروژن می‌تواند به عنوان راهکاری مطلوب برای جلوگیری از مصرف زیاد نیتروژن در بوم‌نظام های زراعی مد نظر قرار گیرد. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.,* 2004b) نیز با ارزیابی چرخهٔ حیات برای بوم‌نظام‌های تولید گندم راهکار کاهش اثرات زیست محیطی را مصرف کمتر کودهای نیتروژن معرفی نمودند.

نتیجه‌گیری

LCA راهکاری برای ارزیابی آثار زیست محیطی نظام‌های تولید محصولات کشاورزی است (Brentrup, 2003). در این مطالعه آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور در گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی با استفاده از LCA بررسی شد. بالاترین آثار زیست محیطی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم به ترتیب برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون محیط آبی برآورد شد. بدین ترتیب، می‌توان از راهکارهای مختلف مدیریتی کم‌نهاده و اکولوژیک نظیر مصرف انواع کودهای آلی، وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب، کشت مخلوط، خاکورزی‌های کاهش یافته و حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی اعم از کودها و سموم بای کاهش این آثار زیست محیطی در بوم‌نظام‌های تولید گندم در کشور بهره‌گیری نمود.

سپاسگزاری

اعتبار این پژوهش از محل پژوهانه طرح شماره ۲/۲۹۱۰۴ مصوب ۱۳۹۲/۱۰/۳۰ معاونت محترم پژوهشی و فناوری دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده است که بدین وسیله سپاسگزاری می‌شود.

References

Andersson, K., Ohlsson T. and Olsson, P. 1994. Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems. **Trends in Food Science and Technology** 5: 134–138.

Bannayan, M., Sanjani, S., Alizadeh, A., Lotfabadi, S. and Mohammadian, A. 2010. Association between climate indices aridity index, and rainfed crop yield in northeast of Iran. **Field Crops Research** 118 (2): 105–114.

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 rainfed wheat in SE Australia. In A. van Amsted (ed). Non-CO_2 greenhouse gases (NCGG-4). Utrecht, the Netherlands: Millpress.

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. **Global Change Biology** 14: 177-192.

Bennett R., Phipps R. and Strange, A. 2006. An application of life-cycle assessment for environmental planning and management- the potential environmental and human health impacts of growing genetically-modified herbicide-tolerant sugar beet. **Journal of Environmental Planning and Management** 49: 59-74.

Biswas, W. K., Barton, L. and Carter, D. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. **Water and Environment Journal** 22: 206–216.

Bouwman, A. F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: A. F. Bouwman (Eds.), Soils and the greenhouse effect. Chichester: Wiley pp. 61–127.

Braschkat, J., Patyk, A., Quirin, M. and Reinhardt, G. A. 2003. Life cycle assessment of bread production–a comparison of eight different scenarios. Proceedings of the Fourth International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, Bygholm, Denmark.

Brentrup, F. 2003. Life cycle assessment to evaluate the environmental impact of arable crop production, Ph.D. Dissertation, University of Hannover, Germany.

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. **European Journal of Agronomy** 20: 247-264.

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.

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.

Cooper, J. M., Butler, G., Leifert, C., 2011. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. NJAS-**Wageningen Journal of Life Sciences** 58: 185-192.

Cowell, S. J. and Clift, R. 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production** 8: 321-331.

Crutzen, **P. J.** 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C. C. Delwiche (Eds.), Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide. New York: Wiley, pp. 17–44.

Eckert, H., Breitschuh, G. and Sauerbeck, D. 1999. Kriterien einer umweltverträglichen Landbewirtschaftung (KUL)-ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben (Criteria of Environmentally friendly land use (KUL)-a method for the environmental evaluation of farms). **Agriculture Biotechnology Research** 52: 57-76. (In German)

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. **Environment, Development and Sustainability** 14: 979-992

FAO. 2003. World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective. http://www.fao.org

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. **International Journal of Life Cycle Assessment** 11: 80–85.

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.

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

Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A. W., Suh, S. and Udo de Haes, H. A. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 2002. pp: 704.

Haas, G., Wetterich, F. and Kopke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 83: 43–53.

Halleux, H., Lassaux, S., Renzoni, R. and Germain, A. 2008. Comparative life cycle assessment of two biofuels ethanol from sugar bett with a preface by Jorg Schweinle. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 13: 184-190.

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.

Hospido, A., Moreira, M. T. and Feijoo, G. 2003. Simplified life cycle assessment of Galician milk production. **International Dairy Journal** 13 (10): 783–796.

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

ISO (International Organization for Standardization). 1997. Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework. International Standard ISO 14040, ISO, Geneva.

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

Kasmaprapruet S., Paengjuntuek W., Saikhwan P., and Phungrassami H. 2009. Life cycle assessment of milled rice production: case study in Thailand. **European Journal of Scientific Research** 30: 95-203.

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)

Lindeijer, E. 1996. Normalisation and valuation. In: Udo de Haes, H.A. (Eds.), Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, SETAC, Brussels.

Mattsson, B. and Wallén, E. 2003. Environmental LCA of organic potatoes. In: Proceedings of the 26th International Horticultural Congress, ISHS, Acta Horticulturae, pp: 691.

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

Mirhaji, H., Khojastehpour, M., Abbaspour-Fard, M. and Mahdavi Shahri, S. M. 2012. Environmental impact study of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) production using life cycle assessment (Case study: South Khorasan region). **Agroecology** 4 (2): 112-120. (In Persian)

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. Journal of Food, **Agriculture and Environment** 11 (1): 1133-1136.

Nagy, C. 2000. Energy and Greenhouse Gas Emission Coefficients for Inputs used in Agriculture. Report to the Prairie Adaptation Research Collaborative, Energy, (PARC). Centre for Studies in Agriculture Law and the Environment (CSALE) and Canadian Agricultural Energy End-Use and Data analysis Centre (CAEEDAC), 11 p.

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.

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

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

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

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

Schröder, J. 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. **European Journal of Agronomy** 20: 33-44.

Soltani, A. 2006. Application of Statistical Methods in Agricultural Researches. Jihad-e-Daneshgahi Mashhad Press, 74 pp (In Persian).

Tzilivakis, J., Jaggard, K., Lewis, K. A., May, M. and Warner, D. J. 2005. Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 107: 341–358.

Van Zeijts, H., Leneman, H. and Sleeswijk, A. W. 1999. Fitting fertilization in LCA: allocation to crops in a cropping plan. **Journal of Cleaner Production**, 7: 69-74.

Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology

Suroor Khorramdel[1*], Parviz Rezvani Moghaddam[2] and Afsaneh Amin Ghafori[3]

1, 2 and 3. Assist. Prof., Prof. and Ph. D. Student, respectively, Dept. of Agronomy, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

(Received: January 22, 2014- Accepted: April 7, 2014)

Abstract

Life cycle assessment (LCA) is a methodology for assessing the environmental impacts associated with a product, by identifying, quantifying and evaluating the resources consumed, and all emissions and wastes released into the environment. This study examined the environmental impacts for irrigated and rainfed wheat agroecosystems of Iran based on nitrogen levels by using LCA methodology during year of 2013. Four steps such as goal definition and scoping, inventory analysis, life cycle impact assessment and integration and interpretation were considered based on ISO 14040 methods. Impact categories were global warming, acidification, terrestrial eutrpphication and aquatic eutrpphication. After normalization and weighting of the indicator values, environmental impacts (EcoX) was calculated. The results showed that the highest yield for irrigated and rainfed wheat agroecosystems were recorded with 3.8 and 2.8 $t.ha^{-1}$ by using 200-220 and 50-60 kg $N.ha^{-1}$, respectively. In irrigated wheat agroecosystem, the maximum global warming, acidification, aquatic eutrophication and terrestrial eutrophication were observed in >220 kg $N.ha^{-1}$ with 889.61 CO_2 equiv./t grain, 1.53 SO_2 equiv./t grain, 2.41 PO_4 equiv./t grain and 1.11 NO_x equiv./t grain, respectively. In rainfed wheat agroecosystem, these values calculated in >60 kg $N.ha^{-1}$ with 937.73 CO_2 equiv./t grain, 3.03 SO_2 equiv./t grain, 3.74 PO_4 equiv./t grain and 5.05 NO_x equiv./t grain, respectively. EcoX ranges for irrigated and rainfed agroecosystems were calculated with 0.47-0.55 and 0.34-0.43 per one ton grain, respectively.

Keywords: Acidification, Aquatic eutrpphication, Environmental impact, Global warming, Terrestrial eutrpphication

*Corresponding author: khorramdel@um.ac.ir