نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد 9، شماره 4، زمستان 1396، ص. 992-972

Journal of Agroecology
Vol. 9, No. 4, Winter 2018, p. 972-992

ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) ایران: 1- مقایسه سطوح مصرف نهاده

مهدی نصیری محلاتی[1*] و علیرضا کوچکی[2]

تاریخ دریافت: 1394/01/23
تاریخ پذیرش: 1394/05/26

نصیری محلاتی، م.، و کوچکی، ع. 1396. ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) ایران: 1- مقایسه سطوح مصرف نهاده. بوم‌شناسی کشاورزی، 9(4): 992-972.

چکیده

در طی چند دهه گذشته تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) در کشور با اتکاء به مصرف نهاده‌های شیمیایی افزایش قابل توجهی داشته است. با این حال پیامدهای محیطی مصرف این نهاده‌ها برای انسان و منابع طبیعی به درستی مشخص نمی‌باشد. در این پژوهش مجموعه‌ای از اثرات محیطی شامل تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع غیرقابل تجدید، پتاسیل گرمایش جهانی، پتانسیل اسیدی شدن محیط، پتانسیل پر غذایی آب و خاک و سمیت اکولوژیکی برای انسان و محیط حاصل از بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور با استفاده از روش استاندارد ارزیابی چرخه حیات از مبداء تولید مواد اولیه تا دروازه مزرعه مورد بررسی قرار گرفت. مطالعه بر روی 14 استان که روی هم 80 درصد از سطح زیر کشت و تولید گندم کشور را شامل می‌شوند، به اجرا در آمد. ابتدا بوم‌نظام‌های واقع در این استان‌ها بر اساس سطح مصرف نهاده‌ها به سه گروه کم، متوسط و پر نهاده طبقه‌بندی و سپس در مرحله ممیزی کلیه نهاده‌های ورودی و نیز مواد انتشار یافته در محدوده مرزهای تعریف شده برآورد شدند. نتایج حاصل از ممیزی بر حسب دو واحد کارکردی (هکتار و تن دانه گندم) برای هر گروه تأثیر بر اساس واحد مربوط به آن گروه معادل‌سازی شد و در نهایت، تأثیر سطح مصرف نهاده‌ها بر هر یک از اثرات محیطی مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان داد که در واحد کارکردی هکتار با افزایش میزان مصرف نهاده‌ها کلیه اثرات محیطی حاصل از بوم‌نظام‌های گندم به طور معنی‌داری افزایش یافت، ولی با محاسبه این اثرات بر حسب تن گندم به دلیل اختلاف عملکرد بین بوم‌نظام‌ها نتایج متفاوتی به‌دست آمد. شدت تخلیه منابع غیر قابل تجدید (سوخت‌های فسیلی و منابع P و K) در نظام‌های پر نهاده معادل 27/1 GJ/ha و تقریبا 1/8 برابر نظام‌های کم نهاده بود در حالی‌که براساس واحد عملکرد مقدار این انرژی در نظام‌های پر نهاده تنها 10 درصد بیشتر از نظام کم نهاده بود، زیرا برای تولید هر تن گندم در نظام کم نهاده به 3850 متر مربع زمین نیاز است در حالی‌که همین عملکرد در نظام پر نهاده از 2374 متر مربع به‌دست می‌آید. بر این اساس عملکرد بیشتر بوم‌نظام‌های پر نهاده باعث شد تا در آن‌ها پتانسیل اسیدی شدن، سمیت آبی و سمیت برای محیط‌های خشک بر حسب واحد عملکرد کمتر از نظام‌های کم و متوسط نهاده باشد. در حالی‌که پتانسیل گرمایش جهانی، پر غذایی و سمیت برای انسان در نظام‌های پر نهاده در هر دو واحد کارکردی وضعیت نامطلوبی در مقایسه با نظام کم نهاده داشت.

واژه‌های کلیدی: اثرات محیطی، بوم‌نظام پر نهاده، پایداری، مصرف انرژی

مقدمه

کشاورزی در ایران طی چند دهه گذشته سرعت زیاد فشرده‌سازی را تجربه کرده است. با وجودی‌که این الگوی تولید باعث بهبود قابل توجه عملکرد محصولات زراعی در کوتاه‌مدت شده ولی افزایش سریع مصرف انواع نهاده‌ها را نیز به همراه داشته است، شواهد موجود نشان می‌دهد که در طی 50 سال گذشته افزایش پنج برابری تولید غذا در کشور توأم با 10 برابر شدن مصرف نهاده‌های شیمیایی بوده است (Koocheki et al., 2013)، به‌طوری‌که مصرف کودهای نیتروژنی از

1- استاد ، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: (Email: akooch@um.ac.ir
DOI:10.22067/JAG.V9I4.45790

Archive of SID
www.SID.ir

20 کیلوگرم در هکتار در دهه 50 شمسی به 240 کیلوگرم در هکتار در دهه 90 رسیده است (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2014). این فرآیند که در اغلب کشورهای جهان نیز مشاهده می‌شود پی‌آمدهای زیست‌محیطی جدی به‌همراه داشته است که تخلیه شدید منابع غیرقابل تجدید، انتشار گازهای گلخانه‌ای، زوال تنوع زیستی و آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی توسط انواع کودها و سموم شیمیایی (Haas et al., 2001) از جمله مهمترین آن‌ها می‌باشند.

هر فعالیت کشاورزی زمانی از نظر اکولوژیکی پایدار خواهد بود که میزان منابع تخلیه شده و آلودگی‌های انتشار یافته از این فعالیت به‌وسیله محیط طبیعی قابل جبران باشد. بنابراین، اولین قدم در ارزیابی پایداری اکولوژیکی یک سیستم تولید کشاورزی ارزیابی اثرات محیطی آن است (Garrigues et al., 2011). اگرچه در بسیاری از مطالعات بررسی پی‌آمدهای محیطی تولید مواد غذایی بر اساس یک معیار (برای مثال، مصرف انرژی یا گرمایش جهانی) صورت گرفته است، ولی ارزیابی دقیق و همه جانبه که بتواند تمام اثرات محیطی را به طور هم‌زمان در بر بگیرد مستلزم استفاده از معیارهای تلفیقی است. ارزیابی چرخه حیات[1] (LCA) روشی برای تعیین اثرات محیطی ناشی از تولید محصولات اقتصادی بوده که دامنه وسیعی از مسائل محیطی در کل زنجیره تولید محصول، از مواد اولیه تا زمان مصرف را در بر می‌گیرد. (ISO, 2006). LCA که ابتدا برای ارزیابی سیستم‌های صنعتی به‌وجود آمد (Heijungs et al., 1992) در ادامه با تغییراتی برای استفاده در کشاورزی نیز به‌کار برده شد. مطالعات مربوط به LCA در نظام‌های تولید محصولات کشاورزی از دهه آخر قرن گذشته در آمریکای شمالی و سپس در اروپا آغاز گردید.

گندم و نان از مهمترین محصولات غذایی بشر در سراسر جهان می‌باشد و به دلیل اهمیت آن مطالعات LCA در مورد مراحل مختلف تولید (دانه گندم، آرد و نان)، تکنولوژی فرآوری و نیز بسته‌بندی و توزیع نان انجام شده است (Andersson et al., 1994; Braschkat et al., 2003). مجموعه نتایج این تحقیقات نشان داده است که تولید گندم به‌صورت ارگانیک، استفاده از آسیاب‌های صنعتی، تولید نان در کارخانجات با تولید بالا و کوتاه بودن فاصله محل تولید و مصرف (حمل و نقل کمتر) مناسب‌ترین روش‌ها با حداقل اثرات محیطی می‌باشند. برنت روپ و همکاران (Brentrup et al., 2004) اثرات محیطی نظام‌های تولید گندم زمستانه را در سطوح مختلف مصرف نیتروژن (N) بر اساس LCA مورد بررسی قرار دادند. به‌طور کلی، شاخص نهایی LCA با مصرف مقادیر کمتر از 150 کیلو گرم N در هکتار در حدود 0/22 تا 0/26 به ازای هر تن دانه گندم بود و با افزایش مقدار مصرف N از 200 تا 390 کیلوگرم در هکتار شاخص نهایی LCA 33 تا 100 درصد بیشتر از سطوح کمتر مصرف N بود. نتایج این تحقیق نشان داد که در سطوح پایین N، کاربری اراضی و در سطوح بالای N، پر غذایی (اوتریفیکاسیون) عوامل کنترل‌کننده شاخص LCA بودند. مسترلینگ و همکاران (Meisterling et al., 2009) تولید گندم را در سیستم‌های ارگانیک و رایج در آمریکا را از نظر پتانسیل گرمایش جهانی به‌وسیله LCA مقایسه کردند و نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در سیستم ارگانیک نسبت به سیستم رایج، 30 کیلوگرم معادل CO_2 کمتری تولید خواهد کرد.

مطالعات مشابهی بر اساس LCA به‌منظور مقایسه نظام‌های تولید چغندر قند (Tzilivakis et al., 2005)، تولید شیر و گوشت (Haas et al., 2001; Boer et al., 2002)، تولید سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum* L.) (Mattsson & Wallén, 2003) مقایسه تولید گوجه‌فرنگی (*Lycopersicum esculentum* L.) در سیستم‌های گلخانه‌ای، هیدروپونیک و مزرعه‌ای (Anton et al., 2005)، تولید برنج (*Oryza sativa* L.) (Roy et al., 2005)، مقایسه واریته‌های دستکاری ژنتیکی شده چغندرقند (*Beta vulgaris* L.) با واریته‌های طبیعی (Bennett et al., 2004)، و حتی تولید کچاپ گوجه‌فرنگی (Andersson et al., 1998) توسط محققین انجام شده است. روی و همکاران (Roy et al., 2009) در بررسی جامعی نتایج حاصل از انجام اجرای LCA در مناطق مختلف جهان بر روی برخی محصولات کشاورزی را مورد تجزیه و تحلیل قرار داده‌اند. هدف از ذکر این موارد ارائه مثال‌هایی از دامنه وسیع مطالعات LCA می‌باشد تا اهمیت و جایگاه آن در پژوهش‌های اکولوژی و نقش آن‌ها در بهبود روش‌های مدیریت پایدار نظام‌های کشاورزی آشکار گردد.

در ایران نیز طی سال‌های اخیر ارزیابی چرخه حیات بر روی برخی محصولات زراعی انجام شده که از جمله آن‌ها می‌توان به اجرای LCA برای گندم در گرگان (Soltani et al., 2010)، چغندرقند در استان خراسان (Bazrgar, 2011)، سیب‌زمینی در فریدون‌شهر اصفهان (Khoshnevisan et al., 2013)، سیب‌زمینی

1- Life Cycle Assessment

Archive of SID

www.SID.ir

در استان همدان (Zangeneh et al., 2010)، تولیدات گلخانه‌ای استان تهران (Banaeian et al., 2011) اشاره کرد. البته این مطالعات همگی در مقیاس منطقه‌ای انجام شده‌اند و به‌نظر می‌رسد که با بررسی اثرات محیطی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در مقیاس ملی اطلاعات جامع‌تری به‌دست خواهد آمد.

بر این اساس، هدف از اجرای این تحقیق ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور و مقایسه اثرات محیطی حاصل از تولید گندم بر اساس سطح مصرف نهاده‌ها می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه ارزیابی چرخه حیات در چارچوب مراحل ارائه شده در ISO 14040 اجرا شد که در آن LCA شامل تعریف هدف و محدوده عمل[1]، ممیزی چرخه حیات[2] (LCI)، ارزیابی تأثیر چرخه حیات[3] (LCIA) و تفسیر[4] نتایج می‌باشد (ISO, 2006).

هدف و محدوده عمل

هدف و محدوه عمل شامل تعریف سیستم تحت بررسی، سناریوهای به‌کار رفته در مطالعه و مشخص کردن واحد کارکردی می‌باشد. در این پژوهش ارزیابی چرخه حیات بر روی بوم‌نظام‌های تولید گندم ایران که دارای دامنه وسیعی از روش‌های مدیریت هستند، اجرا شد. به این منظور ابتدا بر اساس آمار سال زراعی 90-1389 (MJA, 1390) 14 استان (خوزستان فارس، خراسان رضوی، گلستان، اصفهان، همدان، اردبیل، تهران، کرمانشاه، آذربایجان غربی، مرکزی، آذربایجان شرقی، لرستان و قزوین) که مجموعاً 80 درصد از سطح زیر کشت و تولید گندم کشور را به‌خود اختصاص می‌دهند، برای اجرای LCA انتخاب شدند.

داده‌های مربوط به مصرف نهاده‌ها در هر استان از پایگاه اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی (MJA, 1390) استخراج گردید، لازم به‌ذکر است که داده‌های موجود مربوط به نهاده‌های مصرفی در شهرستان‌های هر استان می‌باشند. البته در حال حاضر برای هر استان اطلاعات مربوط به تعدای از شهرستان در پایگاه اطلاعات وزارت جهاد کشاورزی ثبت شده است و در نتیجه این پژوهش نیز با استفاده از همین داده‌ها انجام گرفت. بر اساس این اطلاعات بوم‌نظام‌های تولید گندم در هر استان بسته به میزان مصرف نهاده‌ها در سه گروه کم نهاده، متوسط نهاده و پر نهاده گروه‌بندی شدند. گروه‌بندی از طریق آنالیز خوشه‌ای (کلاستر) بر روی داده‌های موجود از مصرف نهاده‌ها در شهرستان‌های هر استان انجام شد و نظام‌های تولید بر مبنای حداقل 60 درصد تشابه خوشه‌بندی شدند. بدیهی است که سطح مصرف نهاده‌ها در یک نظام تولید (برای مثال کم نهاده) در تمام استان‌ها یکسان نمی‌باشد، برای حل این مشکل آنالیز خوشه‌ای مجدداً برای هر یک از نظام‌های تولید در 14 استان نیز انجام گرفت تا بوم‌نظام‌های استان‌ها از نظر سطح مصرف نهاده تا حد ممکن مشابه شوند (جدول 1). لازم به ذکر است که گروه‌بندی بوم‌نظام‌ها نشان‌دهنده درجه فشرده‌سازی یا به‌عبارت دیگر، دسترسی کشاورزان به منابع تولید می‌باشد. به این ترتیب برای مثال، بوم‌نظام‌های کم نهاده با تعریف اکولوژیک آن (Parr et al., 1990) که مبتنی با کاهش هدف‌دار نهاده‌ها به منظور کاهش آلودگی‌های محیطی است، منطبق نمی‌باشد.

مرزهای سیستم برای اجرای LCA از مبدأ تولید مواد اولیه تا خروجی مزرعه[5] در نظر گرفته شد (شکل 1) بدین معنی‌که پیامدهای محیطی مربوط به ساخت نهاده‌های ورودی به مزرعه (ماشین آلات، بذر و نهاده‌های شیمیایی) در محاسبات منظور شده ولی از اثرات محیطی ناشی از فرآیندهای بعد از برداشت (حمل و نقل، تولید آرد و نان و توزیع آن) صرف‌نظر شده است.

لازم به ذکر است که LCA را بسته به اهداف مطالعه و دسترسی به داده‌ها می‌توان در محدوده‌های مختلف برای مثال از مبدا مواد اولیه تا مصرف فرآورده نهایی[6]، یا از ورودی تا خروجی مزرعه[7] اجرا کرد (Bennett et al., 2001).

واحد کارکردی[8] نشان‌دهنده معیاری کمی از عناصر تولید یا محصول نهایی است که اثرات محیطی بر مبنای آن محاسبه می‌شود (ISO, 2006)، در این مطالعه، یک تن دانه گندم و نیز یک هکتار

1- Goal and scope definition
2- Life cycle inventory
3- Life cycle impact assessment
4- Interpretation

5- Cradle to gate
6- Cradle to grave
7- Gate to gate
8- Functional unit

Archive of SID

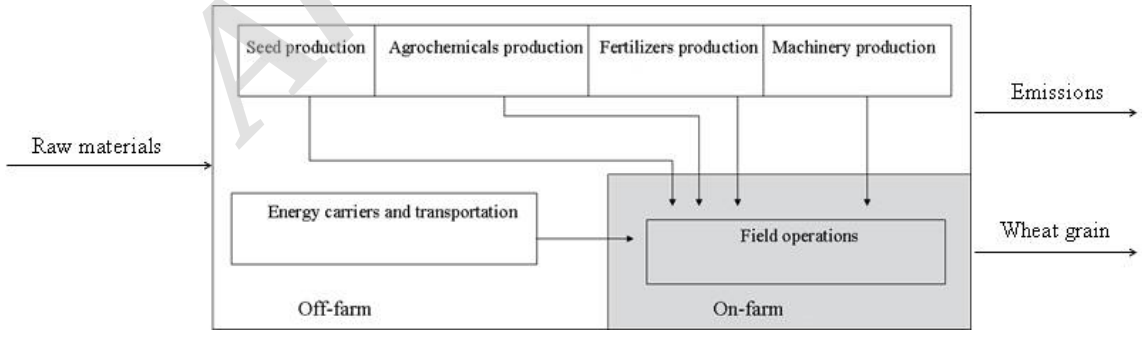
www.SID.ir

زمین در سال به‌عنوان واحد کارکردی در نظر گرفته شده است.

جدول 1- میانگین میزان مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده تولید گندم در 14 استان منتخب کشور همراه با 95 درصد فاصله اطمینان (CI)

Table 1- Average input levels in low, medium and high input wheat production systems in 14 selected provinces with 95% confidence interval (CI)

	Low input کم نهاده		Medium input متوسط نهاده		High input پر نهاده	
	Mean	95% CI	Mean	95% CI	Mean	95% CI
Seed (kg/ha) بذر	170.0	11.3	220.0	12.3	290.0	9.7
Manure (t/ha) کود دامی	0.5	0.087	1.20	0.224	3.20	0.46
Herbicide (kg/ha) علف کش	0.20	0.05	0.81	0.157	2.10	0.12
Insecticide (kg/ha) حشره کش	0.26	0.023	0.55	0.206	1.3	0.164
Fungicide (kg/ha) قارچ کش	0.15	0.07	0.43	0.086	0.93	0.091
N-fertilizer (kg/ha) کود نیتروژن	107.5	12.3	190.0	20.05	312.0	16.4
P-fertilizer (kg/ha) کود فسفر	98.0	17.13	183.0	18.08	250.0	22.7
K-fertilizer (kg/ha) کود پتاسیم	12.4	5.11	29.4	13.74	53.0	10.6



شکل 1- محدوده عمل و مرزهای سیستم در ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم

Fig. 1- Scope and boundaries for life cycle assessment of wheat production systems

ممیزی چرخه حیات (LCI)

ممیزی عبارت از جمع‌آوری کلیه ورودی و خروجی‌های سیستم تحت بررسی که شامل داده‌های مربوط به مصرف منابع و انرژی، انتشار آلاینده‌ها و پسماندهای حاصل از هر یک از فعالیت‌های مرتبط

Archive of SID

www.SID.ir

با تولید محصول نهایی می‌باشد. در این مرحله هر یک از اجزای زنجیره تولید تفکیک شده و عواملی که باید در محاسبات مورد توجه قرار گیرند تعریف می‌شوند. سپس داده‌های مربوط به هر فرآیند جمع-آوری شده و در مورد فرآیندهای چند کارکردی[1] تخصیص[2] لازم اجرا می‌شود. تخصیص یعنی تقسیم کردن اثرات محیطی بین کارکردهای مختلف یک سیستم تولید (Bennett et al., 2001) که به روش‌های مختلف انجام می‌شود، ولی رایج‌ترین توع آن تخصیص اقتصادی است که در آن سهم هر کارکرد بر اساس نسبت قیمت آن به کارکرد اصلی برآورد می‌گردد (Guinee et al., 2004). برای مثال، در این مطالعه تولید دانه گندم کارکرد اصلی بوم‌نظام می‌باشد، در حالی‌که در انتهای چرخه حیات کاه نیز تولید خواهد شد. بنابراین، اثرات محیطی باید بین این دو کارکرد بر اساس نسبت قیمت آن‌ها تخصیص یابد. در جدول 2 انواع ورودی‌ها و مواد انتشار یافته و پسماندهای حاصل از آن‌ها در بوم‌نظام‌های گندم همراه با منابع داده‌های مورد استفاده در ممیزی چرخه حیات ارائه شده است.

ممیزی چرخه برون مزرعه‌ای

انرژی و مواد به‌کار رفته در ساخت تراکتور و ادوات کشاورزی طبق روش ارائه شده توسط نمچک (Nemecek, 2003) بر اساس وزن ماشین‌آلات و ساعت کار آن‌ها محاسبه شد و داده‌های مربوط به مواد و انرژی مصرف شده در ساخت ماشین‌آلات و گازهای انتشار یافته در طی این فرآیند از پایگاه Ecoinvent به‌دست آمد (Ecoinvent, 2007).

انرژی مصرفی برای تعمیرات تراکتور و ادوات نیز از حاصل ضرب انرژی مصرف شده برای ساخت در ضریب تعمیر مربوط به هر وسیله برآورد شد، این ضریب برای تراکتور 0/20 و برای ادوات کشاورزی 0/54 می‌باشد (Nemecek, 2003).

انرژی (سوخت‌های فسیلی) مصرف شده در ساخت کودهای شیمیایی، منابع تخلیه شده (سنگ فسفات و نمک‌های پتاسیم) برای تولید کودهای فسفر و پتاس و انرژی مصرف شده برای تولید انواع سموم (علف‌کش، حشره‌کش و قارچ‌کش) از داده‌های ارائه شده در پایگاه داده‌های Ecoinvet برآورد شد (Ecoinvent, 2007).

میزان انرژی مصرف شده و انتشار ترکیبات مختلف در تولید بذر گندم بر اساس زمین مورد نیاز برای تولید بذر مصرفی به‌ازای واحد کارکردی محاسبه شد. با توجه به این‌که تولید بذر معمولاً در نظام‌های پر نهاده انجام می‌شود، انرژی مربوط به تولید بذر بر مبنای ممیزی این نظام‌ها برآورد گردید، به‌علاوه انرژی لازم برای فرآوری بذر نیز بر اساس داده‌های ناراین و سینگ (Narain & Singh, 1998) به‌دست آمد و به آن افزوده شد.

ممیزی انتشار در طی چرخه حیات

برای محاسبه میزان انتشار از سیستم تولید سه روش اصلی وجود دارد: اندازه گیری مستقیم در مزرعه، به‌کارگیری مدل‌های پیش‌بینی و استفاده از ضرایب مربوط به انتشار. اندازه‌گیری مستقیم بسیار پر هزینه بوده و به ابزارهای دقیق نیاز دارد و از این رو، چندان رایج نمی‌باشد (Andersson & Ohlsson, 1999)، استفاده از مدل‌های شبیه‌سازی نیز باوجود دقت مطلوب مستلزم واسنجی و تعیین اعتبار مدل‌ها بر اساس اندازه‌گیری است، بنابراین، ضرایب انتشار مربوط به گازهای مختلف که در منابع علمی ارائه شده‌اند روشی متداول در مطالعات LCA می‌باشند (Bennett, 2000)، که در این پژوهش نیز به‌کار برده شد.

مواد انتشار یافته در طی فرآیند تولید نهاده‌ها (بیرون مزرعه) بر اساس مقادیر و ضرایب ارائه شده توسط Ecoinvent محاسبه شد. گازهای حاصل از سوخت مصرف شده در عملیات زراعی (شامل CH_4, CO_2, SO_2 و NO_x) بر اساس ضریب انتشار مربوط به گازهای حاصل از هر واحد سوخت برآورد شد (Ecoinvent, 2007).

تصعید NH_3 از کودهای معدنی نیتروژنی بر اساس ضریب انتشار ثابت محاسبه شد (ECETOC, 1994) که بسته به نوع کود و شرایط منطقه در دامنه 15 تا 20 درصد قرار دارد، این مقدار برای کود اوره معادل 17/5 درصد از نیتروژن کودی در نظر گرفته شد.

انتشار نیترات به‌شدت تابع میزان کود نیتروژن مصرف شده و شرایط محیطی بوده و در نتیجه برآورد دقیق آن دشوار می‌باشد (Audsley, 1997). در این تحقیق مقدار انتشار نیترات به روش بیلان نیتروژن تخمین زده شد، در روش بیلان نیتروژن میزان آبشویی نیترات برابر است با تفاضل میزان نیتروژن خاک (نیتروژن کودی + نیتروژن اولیه خاک) از مجموع نیتروژن جذب شده توسط گیاه و میزان سایر اشکال نیتروژن (N_2O+NO_X+NH_3) (Charles et al., 2006). مقادیر نیتروژن غیرکودی خاک و نیتروژن برداشت شده به‌وسیله گندم در بوم‌نظام‌های کشور توسط نصیری محلاتی و کوچکی

1- Multifunctional
2- Allocation

Archive of SID

www.SID.ir

(Nassiri Mahallati & Koocheki, 2014) برآورد شده است. به‌علاوه از کل نیتروژن غیر کودی خاک نیز سالانه یک درصد به‌صورت آمونیاک و 2/5 درصد به‌صورت نیترات انتشار می‌یابد (De Vries et al., 2003).

جدول 2- فعالیت‌های برون و درون مزرعه‌ای و مواد انتشار یافته از این فعالیت‌ها در ممیزی چرخه حیات بوم‌نظام‌های گندم

Table 2- Off/on farm activities and the resulting emissions which in life cycle inventory of wheat production systems

Resources/emissions	منبع/انتشار	Source	منشاء	Reference	مأخذ
Energy (fossil fuels)	انرژی(سوخت فسیلی)	Fertilizer production	تولید کود	Ecoinvent, 2007	
		Transport	حمل و نقل	Ecoinvent, 2007	
		Seed production	تولید بذر	Narain and Singh, 1998	
		Machinery production	تولید ماشین آلات	Ecoinvent, 2007	
		Machinery repair	تعمیر ماشین آلات	Nemecek, 2003	
		Pesticide production	تولید آفت کشها	Ecoinvent, 2007	
		Field operations	عملیات زراعی	Ecoinvent, 2007	
Minerals	مواد معدنی (سنگ فسفات و پتاس)	P, K Fertilizer production	تولید کودهای P و K	Ecoinvent, 2007	
Land use	کاربری زمین	Field operations	عملیات زراعی	Ecoinvent, 2007	
CH_4, CO_2, SO_2, NO_x		Fossil fuel consumption	مصرف سوخت فسیلی	Ecoinvent, 2007	
NO_x		On farm emissions	انتشار از مزرعه	Nemecek and Kagi, 2007	
N_2O	دی اکسید نیترو	Fertilizer production	تولید کود	Ecoinvent, 2007	
		On farm emissions	انتشار از مزرعه	IPCC, 2006	
NH_3	آمونیاک	Fertilizer production	تولید کود	Ecoinvent, 2007	
		On farm volatilization	تصعید از زمین زراعی	ECETOC.1994	
NO_3	نیترات	On farm leaching	آبشویی از زمین زراعی	Charles et al.,2006	
PO_4	فسفات	P Fertilizer production	تولید کودهای P	Ecoinvent, 2007	
P_2O_5	اکسید فسفر	P Fertilizer application	کاربرد کودهای P	Nemecek et al., 2001	
Heavy metals	فلزات سنگین	P & pesticides application	کاربرد P و آفت کشها	Guinee et al. 2002	
Pesticides	آفت کش ها	Pesticides application	کاربرد آفت کشها	Hauschild. 2000	

بر اساس برآورد مجمع بین دول تغییر اقلیم، مجموع خروجی N_2O از سیستم‌های زراعی، شامل انتشار مستقیم از مزرعه (ناشی از مصرف کود) و غیر مستقیم (از طریق آبشویی نیترات و رسوب مجدد N تصعید شده) معادل 1/25 درصد از کل نیتروژن مصرف شده می‌باشد (IPCC, 2006). لازم به ذکر است که چون تصعید NH_3 در هنگام مصرف کود صورت می‌گیرد، میزان انتشار N_2O پس از محاسبه تصعید بر مبنای باقی‌مانده نیتروژن محاسبه شد. میزان انتشار مستقیم NO_x (NO و NO_2) با استفاده از روش نمچک و کاگی (Nemecek & Kägi, 2007) معادل 21 درصد از کل N_2O انتشار یافته برآورد شد.

انتشار متان از بوم‌نظام‌های زراعی غیر غرقابی بسیار ناچیز بوده و اغلب در محاسبات منظور نمی‌شود، البته مصرف کودهای حیوانی مهمترین منبع انتشار این گاز از مزارع است و میزان آن بر اساس گزارش واندر هوک و وان شیندل (Van der Hoek & Van Schijndel, 2006) 0/37 گرم متان به ازای هر کیلوگرم کود حیوانی در سال در نظر گرفته شد.

فسفر اساساً به سه صورت انتشار می‌یابد از طریق رواناب، با آبشویی و به‌وسیله فرسایش، تلفات این عنصر در دو حالت اول به‌صورت PO_4^{3-}، و در حالت سوم به‌صورت P_2O_5 می‌باشد، میزان انتشار فسفر به روش ارائه شده در پایگاه LCA برای کشاورزی سوئیس (SALCA[1]) محاسبه شد (Nemecek et al., 2001).

انتشار فلزات سنگین بر اساس ضرایب ارائه شده توسط گینه و همکاران (Guinee et al., 2002) و انتشار آفت کش‌ها بر اساس روش هاوس چایلید (Hauschild, 2000) برآورد شد.

ارزیابی اثرات محیطی (LCIA)

مرحله‌ای است که در آن داده‌های جمع‌آوری شده در مرحله ممیزی معادل‌سازی شده و اثرات محیطی مربوط به آن‌ها محاسبه می‌شود. در ادامه اثرات محیطی به‌صورت کمی به گروه‌های مختلف

1- Swiss Agriculture Life Cycle Assessment

Archive of SID

www.SID.ir

تأثیر که در اهداف مطالعه تعریف شده‌اند منسوب می‌شود، در این بخش که اصطلاحاً ویژه‌سازی[1] نامیده می‌شود اثرات محیطی با واحد مشترک مربوط به هر گروه تأثیر به‌صورت کمی محاسبه می‌گردند (ISO, 2006). در این پژوهش LCIA بر روی شش گروه تأثیر شامل کاربری زمین[2] تخلیه منابع غیر زنده[3]، پتانسیل گرمایش جهانی[4]، پتانسیل پر غذایی[5]، پتانسیل اسیدی شدن[6]، و پتانسیل سمیت اکولوژیکی[7] (شامل سمیت برای انسان[8]، سمیت برای محیط-های آبی[9] و سمیت در خشکی‌ها[10]) اجرا شد.

برای مثال، اسیدی شدن یکی از اثرات محیطی ناشی از چرخه حیات است که انتشار SO_2، NH_3 و NO_x عامل ایجاد آن می‌باشند. مقادیر انتشار این مواد در طی زنجیره تولید و در محدوده مرزهای سیستم قبلاً در مرحله ممیزی برآورد شده است. پتانسیل اسیدی شدن برای هر سه گاز باید با واحد یکسانی (برای مثال، معادل SO_2) بیان شود. به این منظور مقدار انتشار هر گاز در ضریب معادل مربوط به آن که اصطلاحاً ضریب ویژه‌سازی[11] (CF) نامیده می‌شود، ضرب شد. مقدار CF برای SO_2، NH_3 و NO_x به‌ترتیب معادل 1، 1/88 و 0/7 می‌باشد، بنابراین، انتشار هر کیلوگرم NH_3 معادل 1/88 کیلوگرم SO_2 می‌باشد. در جدول 3 عوامل دخیل در هر یک از اثرات محیطی و ضرایب ویژه‌سازی مربوط به آن‌ها که در این پژوهش به‌کار رفته ارائه شده است. در ادامه هر یک از اثرات محیطی بر اساس واحد کارکردی تعریف شده محاسبه شد. برای مثال پتانسیل اسیدی شدن به‌صورت کیلوگرم معادل SO_2 به‌ازای تن دانه گندم ($kg\ SO_2eq/t$) یا به ازای هکتار ($kg\ SO_2eq/ha$) برآورد گردید. آخرین مرحله در اجرای LCA تفسیر نتایج است، البته داده‌های حاصل از LCIA را می‌توان نرمال کرده و هر یک از گروه‌های تأثیر را با الگوی خاصی موزون کرد که ضرایب مربوط به آن برای اروپا توسط برندآپ و همکاران (Brentrup et al., 2004) ارائه شده است. البته ضرایب مورد استفاده جهت نرمال‌سازی و وزن‌دهی به نتایج اختصاصی بوده و برای شرایط محلی باید به‌طور جداگانه برآورد شوند و در نتیجه این مراحل بر اساس دستورالعمل ISO اختیاری می‌باشند (ISO, 2006).

جهت ارزیابی دقیق‌تر نتایج، اثرات محیطی حاصل از بوم‌نظام‌های تحت بررسی با استفاده از مدل خطی تجزیه واریانس شد و میانگین‌های مربوط به نظام‌های تولید گندم با آزمون LSD مقایسه شدند.

نتایج و بحث

تخلیه منابع غیر قابل تجدید

در شکل 2 میزان کل انرژی مصرفی برای تولید گندم در محدوده مرزهای سیستم (مبدأ تولید مواد اولیه تا خروجی مزرعه) نشان داده شده است. تفاوت سه نظام تحت بررسی از نظر مصرف انرژی در واحد سطح معنی‌دار و میزان کل انرژی مصرف شده از $15/3\ GJ.ha^{-1}$ در نظام کم نهاده تا $27/1\ GJ.ha^{-1}$ در نظام پر نهاده در تغییر بود (شکل 2a). با تغییر واحد کارکردی از هکتار به تن دانه گندم بین نظام‌های کم و متوسط نهاده از نظر مصرف انرژی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد، ولی مصرف انرژی در نظام پر نهاده ($6/4\ GJ.ha^{-1}$) بیش از دو نظام دیگر بود (شکل 2b). بر اساس هر دو واحد کارکردی سهم انرژی مصرف شده در بیرون مزرعه کمتر از میزان مصرف آن در درون مزرعه بود و در نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده به‌ترتیب معادل 35، 34 و 37 درصد کل انرژی مصرف شده را به‌خود اختصاص داد. لازم به ذکر است که تخلیه منابع بر اساس مگاژول انرژی به ازای واحد کارکردی بیان می‌شود و در نتیجه می‌توان مقدار آن را با کل انرژی مصرف شده در سیستم جمع کرد (ISO, 2006).

سوخت‌های فسیلی و منابع معدنی استخراج شده برای تولید کودهای فسفر و پتاس (سنگ فسفات و نمک‌های پتاسیم) مهمترین منابع غیرقابل تجدید مصرف شده در چرخه حیات گندم محسوب می‌شوند. البته سهم منابع معدنی در مقایسه با سوخت‌های فسیلی به مراتب کمتر است. برای مثال در بوم‌نظام‌های رایج تولید گندم آمریکا کودهای پتاسیم در حدود چهار درصد از کل انرژی مصرفی را شامل می‌شوند (Piringer & Steinberg, 2006) و 84 درصد از انرژی مربوط به ساخت کودهای فسفره در حفاری و استخراج سنگ فسفات از معادن مصرف می‌شود (EERE, 2000).

1- Characterization
2- Land use
3- Abiotic resource depletion
4- Global warming potential
5- Eutophication potential
6- Acidification potential
7- Ecotoxicity potential
8- Human ecotoxicity
9- Aquatic ecotoxisity
10- Terrestrial ecotoxicity
11- Characterization factor

Archive of SID

www.SID.ir

جدول 3- گروه‌های تأثیر، عوامل مؤثر بر آن‌ها و ضرایب معادل (CF) مربوط به هر گروه تأثیر استفاده شده در ارزیابی اثرات چرخه حیات (LCIA) در بوم‌نظام‌های گندم کشور

Table 3- Impact categories and contributing factors with the related characterization factor (CF) used for life cycle impact assessment (LCIA) in wheat production systems of Iran

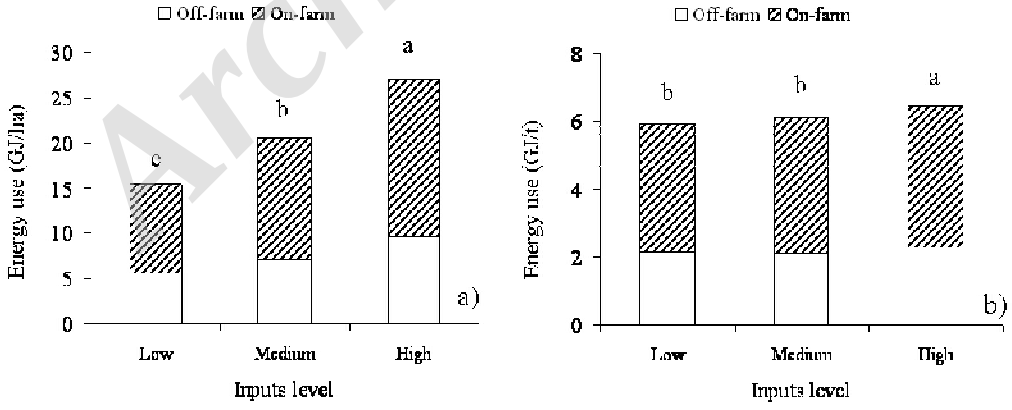
Impact category گروه تاثیر	Contributing factor عامل موثر	Unit واحد	CF	Reference مأخذ
Resource depletion تخلیه منابع	Fossil fuels سوخت های فسیلی	MJ	1	Guinee (2002)
	Phosphate سنگ فسفات	MJ eq	2.9	Guinee (2002)
	Potash نمک های پتاسیم	MJ eq	4.4	Guinee (2002)
Land use کاربری زمین	Field operations عملیات زراعی	m^2	1	Guinee (2002)
Global warming گرمایش جهانی	CO_2	kg CO_2 eq	1	IPCC (2006)
	CH_4	kg CO_2 eq	21	IPCC (2006)
	N_2O	kg CO_2 eq	310	IPCC (2006)
Acidification اسیدی شدن	SO_2	kg SO_2 eq	1	Heijungs et al. (1992)
	NH_3	kg SO_2 eq	1.88	Heijungs et al. (1992)
	NO_x	kg SO_2 eq	0.7	Heijungs et al. (1992)
Eutrophication پرغذایی	P_2O_5	kg PO_4^- eq	1.34	Guinee (2002)
	NO_3^-	kg PO_4^- eq	0.42	Guinee (2002)
	NH_3	kg PO_4^- eq	0.33	Guinee (2002)
	NO_x	kg PO_4^- eq	.13	Guinee (2002)
	PO_4^{3-}	kg PO_4^- eq	1	Guinee (2002)
Ecotoxicity سمیت اکواوژیکی	Heavy metals فلزات سنگین	kg 1,4DB eq	a	Guinee (2002)
	Pesticides (a.i.) آفت کشها (ماده موثر)	kg 1,4DB eq	b	Guinee (2002)

a) مقدار CF بسته به فلزات و سمیت برای انسان، اکوسیستم‌های آبی یا خشکی متفاوت می‌باشد.

b) مقدار CF بسته به آفت‌کش و سمیت برای انسان، اکوسیستم‌های آبی یا خشکی متفاوت می‌باشد.

a) Different CF values depending on type of metals and Human, aquatic or terrestrial ecotoxicity.

b) Different CF values depending on type of pesticide and Human, aquatic or terrestrial ecotoxicity.



شکل 2- میزان تخلیه منابع غیر قابل تجدید (بر حسب معادل انرژی) در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) گیگا ژول در هکتار، b) گیگاژول به‌ازای تن دانه گندم

میانگین‌های دارای حروف مشترک تفاوت معنی‌داری ندارند ($P\leq0.05$).

Fig. 2- Depletion of non-renewable resources (energy equivalent) in wheat production systems over the country a) GJ.ha^{-1} and b) GJ.t^{-1} grain

Means with similar letters are not significantly different ($P\leq0.05$).

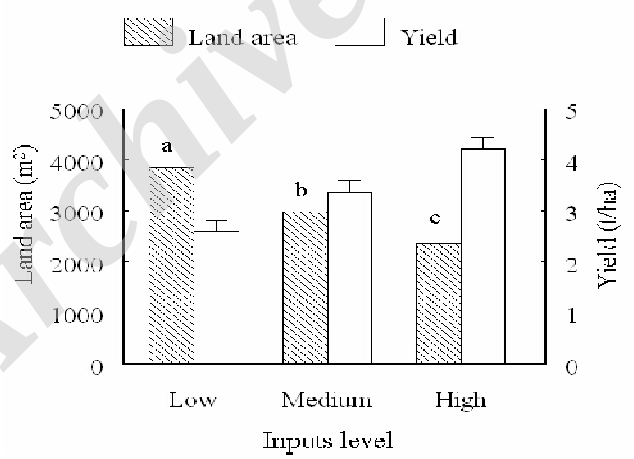
Archive of SID

www.SID.ir

مقادیر گزارش شده در مورد میزان انرژی مصرفی در بوم‌نظام‌های تولید گندم دارای دامنه تغییرات وسیعی می‌باشد. برای مثال، میزان مصرف انرژی در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور انگلستان 20/2 گیگاژول در هکتار بوده است (Hulsbergen & Kalk, 2001) که از نظام‌های پر نهاده ایران کمتر است. البته میزان عملکرد گندم این کشور نیز به مراتب بالاتر می‌باشد. بر اساس برآورد مسترلینگ و همکاران (Meisterling et al., 2009)، انرژی مصرفی در چرخه حیات گندم آبی در کشور آمریکا از مبداء مواد اولیه تا دروازه مزرعه 3/2 گیگاژول به ازای تن دانه است که با احتساب عملکرد 2/8 تن در هکتار، معادل 8/96 گیگاژول در هکتار می‌باشد. از سوی دیگر پرینگر و اشتلنبرگ (Piringer & Steinberg, 2006) مقدار این انرژی را در سیستم‌های رایج تولید گندم این کشور 3/9 گیگاژول بر تن دانه گندم گزارش کردند. سایر محققین این انرژی را برای نظام‌های تولید گندم در اروپا در محدوده 1/8 تا 3/5 گیگاژول بر تن دانه تخمین زده‌اند (Nemecek & Erzinger, 2005; Dalgaard et al., 2001) که البته این دامنه تغییر به‌دلیل تفاوت عملکرد می‌باشد. برنت راپ و همکاران (Brentrup et al., 2004) نشان دادند که مصرف انرژی در بوم‌نظام‌های تولید گندم تابع درجه فشرده‌سازی و به‌ویژه میزان مصرف نیتروژن می‌باشد. به‌طوری‌که با افزایش نیتروژن کودی از 48 به 144 کیلوگرم در هکتار انرژی مصرف شده در بوم‌نظام از 6/7 به $10\ GJ.ha^{-1}$ رسید با این وجود در سطوح بالای نیتروژن به دلیل افزایش عملکرد، مصرف انرژی بر حسب تن دانه کاهش یافت.

کاربری زمین

مقدار زمین لازم برای تولید یک تن گندم متناسب با افزایش عملکرد بوم‌نظام به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. به‌طوری‌که در بوم‌نظام‌های کم نهاده با میانگین عملکرد 2/6 تن در هکتار برای تولید هر تن گندم به‌طور متوسط به 3850 مترمربع زمین نیاز است در حالی‌که در بوم‌نظام‌های پر نهاده یک تن دانه گندم از زمینی معادل 2374 مترمربع به‌دست می‌آید و بوم‌نظام‌های متوسط نهاده با 2977 مترمربع به‌ازای تن دانه در بین دو نظام دیگر قرار دارند (شکل 3).



شکل 3- میانگین زمین لازم برای تولید یک تن دانه گندم در بوم‌نظام‌های گندم کشور همراه با عملکرد دانه در هر بوم‌نظام

خطوط عمودی انحراف معیار میانگین‌های عملکرد می‌باشند، میانگین‌های مساحت زمین با حروف مشترک تفاوت معنی‌داری ندارند ($P\leq0.05$).

Fig. 3- Mean land area required per ton grain in wheat production systems over the country

Vertical bras show standard error of means for grain yield, means of land area with the same letters are not significantly different ($P\leq0.05$).

بر اساس برآورد پیمنتال (Pimentel, 2003)، سرانه اراضی زراعی لازم برای تغذیه کامل مردم جهان 0/5 هکتار است. در حالی که بر اساس داده‌های سازمان خواروبار جهانی (FAOSTA, 2012) در حال حاضر سرانه این اراضی تنها 0/24 هکتار می‌باشد. بنابراین، به نظر می‌رسد که در آینده زمین زراعی بیش از سایر منابع محدودکننده تولید غذا در جهان باشد و در نتیجه افزایش کارآیی بهره‌برداری از آن

Archive of SID

www.SID.ir

از اهمیت ویژه‌ای برخوردار خواهد بود. نتایج تحقیق حاضر از یک سو نشان‌دهنده پایین بودن کارآیی استفاده از زمین در بوم‌نظام‌های کم نهاده کشور است و از سوی دیگر حاکی از آن است که افزایش عملکرد در بوم‌نظام‌های پر نهاده با درجه فشرده‌سازی متناسب نمی‌باشد.

در مطالعات LCA معمولاً زمین اشغال شده برای تولید محصولات کشاورزی به‌دلیل تغییر کاربری اراضی طبیعی به‌عنوان یکی از اثرات محیطی ارزیابی می‌شود، ولی تأثیر استفاده از زمین و تداوم عملیات زراعی بر کیفیت خاک مورد توجه قرار نمی‌گیرد. با وجودی‌که شواهد قطعی در مورد اهمیت حیاتی خاک و کیفیت آن در حفظ کارکردهای اصلی بوم‌نظام‌ها به‌دست آمده، ولی روش پذیرفته شده‌ای برای سنجش کیفیت خاک در ارزیابی چرخه حیات ارائه نشده است (Garrigues et al., 2011). میلا کانالز و همکاران (Milàì Canals et al., 2007) ضمن بررسی اهمیت کیفیت خاک در مطالعات LCA روش‌های بررسی کیفیت خاک را مرور کرده و نشان دادند که میزان ماده آلی مهمترین شاخص کیفیت خاک بوده و از آن می‌توان به‌عنوان معیاری برای LCA استفاده کرد.

به‌علاوه تأثیر تغییر کاربری اراضی طبیعی به زراعی و پیامدهای روش‌های فشرده مدیریت این اراضی بر تنوع زیستی نیز از جمله تبعات منفی کاربری اراضی برای تولیدات کشاورزی است که در چارچوب رایج LCA بررسی نمی‌شود. نمچک و همکاران (Nemecek et al., 2010) در مقایسه چرخه حیات سیستم‌های ارگانیک (زیستی) و رایج کشور سوئیس، تنوع زیستی را نیز به‌عنوان یکی از پیامدهای مهم تغییر کاربری اراضی مورد ارزیابی قرار دادند.

انتشار مواد به محیط

در شکل 4 نتایج ممیزی چرخه حیات در مورد انتشار مواد به محیط بسته به سطح مصرف نهاده‌ها ارائه شده است. از نظر میزان انتشار CO_2 بیشترین مقدار را در بین سایر مواد داشت و مقدار انتشار آن در واحد سطح (kg/ha) در نظام پر نهاده به‌طور معنی‌داری بیش از دو نظام دیگر بود (شکل 4a)، در حالی‌که نظام‌های کم نهاده در واحد عملکرد (kg/t) مقدار بیشتری از این گاز را انتشار می‌دهند (شکل 4b).

میزان انتشار سایر مواد در هیچ‌یک از نظام‌های تولید گندم از 3 کیلوگرم به‌ازای تن دانه گندم (10 کیلوگرم در هکتار) تجاوز نکرد. بیشترین انتشار در واحد سطح مربوط به نظام‌های پر نهاده بود (شکل 4a)، ولی با تغییر واحد کارکردی به تن دانه اختلاف بین نظام‌های تحت بررسی با مقدار انتشار از هر بوم‌نظام و عملکرد آن‌ها متناسب بود، به‌طوری‌که در مورد NO_3 تفاوت بین بوم‌نظام‌ها هم‌چنان مشهود بود، ولی برای SO_2 یا NO_x بوم‌نظام‌های پر نهاده انتشار کمتری به ازای هر تن دانه داشتند (شکل 4b). مقدار انتشار فسفر کل (مجموع P_2O_5 و PO_4) از کلیه بوم‌نظام‌ها اندک و از 0/4 کیلوگرم در هکتار تجاوز نکرد.

انتشار این مواد هم در بیرون و هم درون مزرعه صورت می‌گیرد و مصرف سوخت‌های فسیلی منشاء بسیاری از آن‌هاست (جدول 2). لازم به ذکر است که گاز متان نیز از جمله خروجی‌های بوم‌نظام‌های کشاورزی محسوب می‌شود، ولی به‌علت کوچک بودن مقدار آن در شکل 4 نشان داده نشده است. انتشار این مواد اثرات محیطی مختلفی را به‌همراه دارد که در ادامه به تفکیک مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)[1]

به‌طور کلی، با افزایش سطح مصرف نهاده‌ها مقدار GWP در واحد سطح به‌طور معنی‌داری افزایش یافت و در بوم‌نظام‌های پر نهاده تولید گندم به 2911 kg CO_2eq/ha رسید، در حالی‌که این پتانسیل در نظام‌های کم نهاده در حدود 1600 kg CO_2eq/ha یعنی 45 درصد کمتر از نظام پر نهاده بود (شکل 5a). پتانسیل گرمایش به‌ازای هر تن دانه گندم اختلاف ناچیزی بین سه بوم‌نظام داشت به‌طوری‌که GWP در نظام پرنهاده (691 kg CO_2eq/t) تنها 11 درصد بیشتر از نظام کم نهاده بود (شکل 5b).

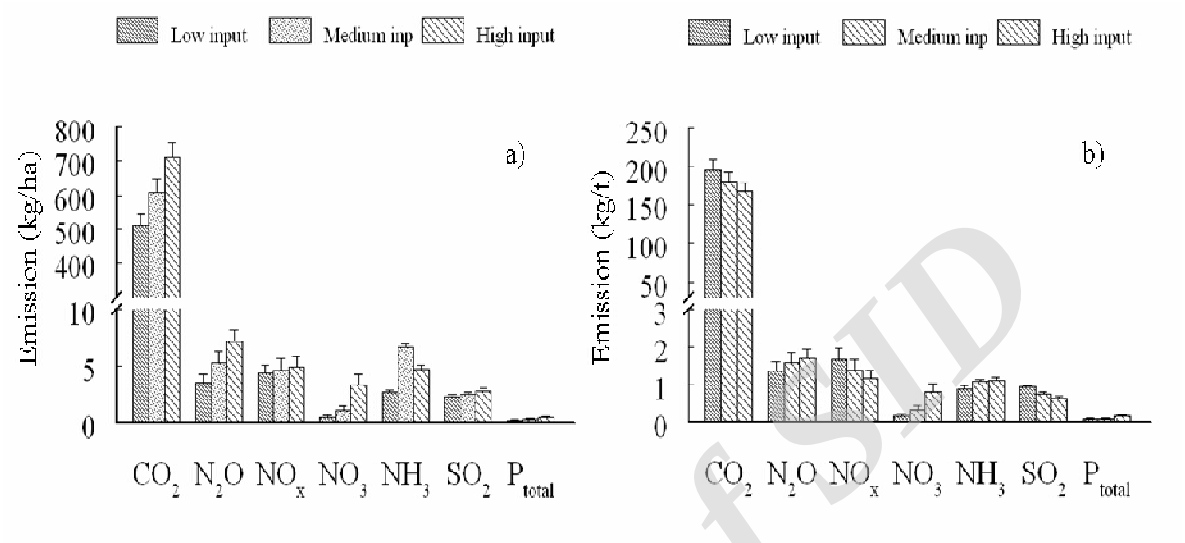
در میان گازهای گلخانه‌ای کمترین تأثیر گرمایشی در هر سه بوم‌نظام تحت بررسی مربوط به متان بود (شکل 5) زیرا اگر چه پتانسیل گرمایش آن 21 برابر دی‌اکسید کربن می‌باشد (IPCC, 2006)، ولی میزان انتشار آن در مقایسه با دو گاز دیگر ناچیز بود. در شرایط غیر غرقابی (هوازی) کودهای دامی مهمترین منشاء انتشار متان در مزرعه می‌باشند (Van der Hoek & Van Schijndel, 2006) و کاربرد بسیار محدود این نوع کود در بوم‌نظام‌های گندم کشور (جدول 1) باعث کاهش سهم این گاز در GWP شده است. شواهد آزمایشی نشان داده است که شرایط بی‌هوازی در خاک زمانی آغاز می‌شود که آب حداقل 65 درصد از خلل و فرج خاک حاک را

1- Global warming potential

Archive of SID

www.SID.ir

پرکرده باشد (Del Grosso et al., 2005.)، نتایج برخی مطالعات حاکی از آن است که در زمستان به‌دلیل ذوب شدن برف چنین شرایطی در مزارع مناطق سرد ایجاد شده و موجب انتشار مقداری متان می‌شود (Lal, 2004) که البته برآورد میزان آن دشوار می‌باشد.

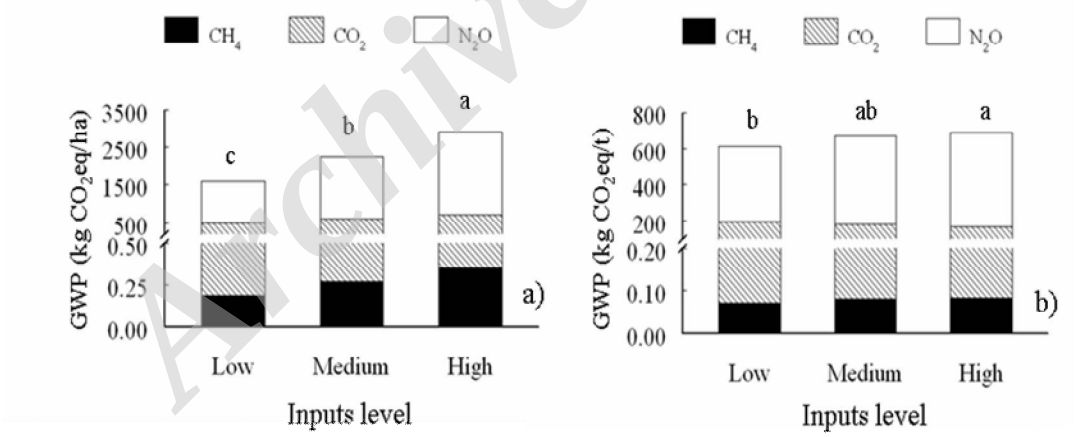


شکل 4- میانگین میزان انواع انتشار در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) کیلوگرم در هکتار، b) کیلوگرم به‌ازای تن دانه گندم

خطوط عمودی انحراف معیار میانگین‌ها می‌باشند.

Fig. 4- Mean values of different emissions from wheat production systems over the country a) kg.ha^{-1} and b) kg.t^{-1} grain

Vertical bras show standard error of means.



شکل 5- پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) برای انواع گازهای گلخانه‌ای انتشار یافته در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) کیلوگرم معادل CO_2 در هکتار، b) کیلوگرم معادل CO_2 به ازای تن دانه گندم

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر GWP کل تفاوت معنی‌داری ندارند ($P\leq0.05$).

Fig. 5- Global warming potential (GWP) due to different greenhouse gas emissions from wheat production systems over the country a) kg CO_2eq/ha and b) kg CO_2eq/t grain

Means with similar letters are not significantly different for total GWP ($P\leq0.05$).

مصرف سوخت‌های فسیلی مهمترین عامل تولید دی‌اکسید کربن در بوم‌نظام‌های زراعی محسوب می‌شود و میزان انتشار CO_2 ناشی از مصرف سوخت‌های فسیلی معادل 0/07 کیلوگرم CO_2 به‌ازای مگاژول می‌باشد (Wackernagel et al., 2005). با وجودی‌که میزان انتشار CO_2 از هر سه بوم‌نظام تحت بررسی 100 برابر بیشتر از N_2O بود (شکل 4)، ولی N_2O در مقایسه با دی اکسید کربن سهم به‌مراتب

Archive of SID

www.SID.ir

بیشتری در GWP داشت، زیرا دی‌اکسید نیتروژن (N_2O) گازی با طول عمر زیاد و اثرات شدید گلخانه‌ای محسوب می‌شود، به‌طوری‌که قدرت گرمایشی هر کیلوگرم از این گاز معادل 310 کیلوگرم CO_2 می‌باشد (IPCC, 2006). به‌علاوه با افزایش سطح مصرف نهاده‌ها تأثیر N_2O بر پتانسیل گرمایش بوم‌نظام‌ها افزایش یافت و از 65 درصد در نظام کم نهاده به 80 درصد در نظام‌های پر نهاده تولید گندم رسید (شکل 5). در واقع تغییرات میزان نیتروژن موجود در خاک منبع اصلی انتشار این گاز به اتمسفر می‌باشد. کروتزن و همکاران (Crutzen et al., 2008) نشان دادند که هرچه میزان مصرف کودهای نیتروژنی بیشتر شود سهم N_2O افزایش یافته در صورتی‌که با کاهش مصرف این کودها نقش CO_2 در پتانسیل گرمایش بیشتر خواهد شد.

با وجودی‌که در اکثر منابع مقدار انتشار N_2O بین یک تا دو درصد از نیتروژن کودی مصرف شده ذکر شده است، ولی این مقدار ممکن است تا پنج درصد هم برسد (Crutzen et al., 2008) زیرا N_2O در اثر دنیتریفیکاسیون تولید شده و از مقدار کل نیتروژنی که در معرض این فرآیند قرار می‌گیرد 3/5 درصد آن به N_2O تبدیل می‌شود، البته در خاک‌هایی که ماده آلی آن‌ها زیاد باشد این مقدار ممکن است به هفت درصد نیز برسد (De Vries et al., 2003).

پتانسیل اسیدی شدن (AP)[1]

با افزایش میزان مصرف نهاده‌ها پتانسیل اسیدی شدن در واحد سطح به‌طور معنی‌داری افزایش یافت، به‌طوری‌که پتانسیل اسیدی شدن در بوم‌نظام‌های پر نهاده گندم 35 درصد بیشتر از نظام کم نهاده بود (شکل 6a). البته پتانسیل اسیدی شدن بر اساس واحد عملکرد رابطه‌ای منفی با سطح مصرف نهاده داشت و میزان آن از kg SO_2eq/t 3/75 در بوم‌نظام‌های کم‌نهاده با 5/3 درصد کاهش، به kg SO_2eq/t 3/55 در نظام کم‌نهاده رسید (شکل 6b).

پتانسیل اسیدی شدن محیط به‌وسیله NH_3 به‌ترتیب 1/8 و 2/7 برابر بیشتر از NO_x و SO_2 می‌باشد. بنابراین با وجودی‌که میزان انتشار آن از 4/7 کیلوگرم در هکتار تجاوز نکرد (شکل 4a)، ولی پتانسیل اسیدی شدن حاصل از آن در نظام کم نهاده 44 درصد بود و در بوم‌نظام‌های پر نهاده به حدود 60 درصد از کل پتانسیل اسیدی شدن رسید (شکل 6). از بین نهاده‌های تولید، مصرف کودهای شیمیایی بیشترین تأثیر را بر پتانسیل اسیدی شدن دارند (ECETOC, 1994). اندازه‌گیری‌ها نشان داده است که هر چه سیستم تولید فشرده‌تر باشد سهم NH_3 که به‌دلیل تصعید از کودها انتشار می‌یابد در اسیدی شدن محیط بیشتر شده و از سهم NO_x و SO_2 کاسته می‌شود (Brentrup et al., 2004). نتایج تحقیق حاضر نشان داد که با افزایش سطح مصرف نهاده‌ها سهم آمونیاک در اسیدی شدن از 44 به 59 درصد رسید و در مقابل از نقش NO_x و SO_2 در بروز این تأثیر به‌ترتیب هفت و هشت درصد کاسته شد. (شکل 6).

پتانسیل پر غذایی (اوتریفیکاسیون) (EUTP)[2]

مشابه سایر اثرات محیطی پتانسیل پر غذایی نیز در پاسخ به افزایش سطح مصرف نهاده‌ها به‌طور معنی‌داری افزایش یافت، به‌طوری‌که میزان این تأثیر بر حسب هکتار در نظام پر نهاده در مقایسه با نظام کم نهاده بیش از 2/4 برابر افزایش یافت و به 3/9 کیلوگرم در هکتار معادل PO_4 رسید (شکل 7a). محاسبه با واحد کارکردی تن دانه نیز حاکی از آن بود که عملکرد بیشتر گندم در نظام‌های پر نهاده، افزایش انتشار در این بوم‌نظام‌ها را جبران نکرده و در نتیجه EUTP در آن‌ها 1/02 کیلوگرم بر تن معادل PO_4 بود که 1/6 برابر بزرگتر از نظام‌های کم نهاده تولید گندم کشور می‌باشد (شکل 7b).

سهم فسفر انتشار یافته به محیط (مجموع انتشار PO_4 و P_2O_5) در این گروه تأثیر اندک است و بین 13 تا 8 درصد از کل پتانسیل پر غذایی را به‌ترتیب در نظام‌های کم و پر نهاده شامل شد. با افزایش سطح مصرف نهاده از نقش NH_3 و NO_x در EUTP کاسته شد و در مقابل سهم NO_3 بشدت افزایش یافت و از 10 درصد کل پتانسیل پر غذایی در نظام کم نهاده به 33 درصد در نظام پر نهاده رسید (شکل 7).

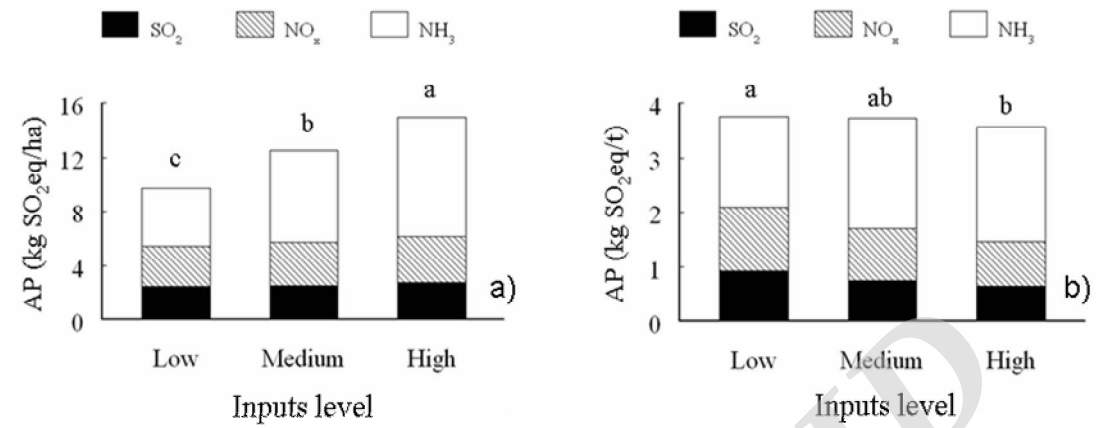
انتشار نیترات بیش از هر چیز به شرایط اقلیمی و خصوصیات خاک بستگی و در شرایط ثابت محیطی تابع میزان مصرف نیتروژن است. برای مثال، در مطالعه‌ای بر روی گندم گزارش شد که با تغییر میزان مصرف نیتروژن از 100 به 220 کیلوگرم در هکتار پتاتسیل پر غذایی در واحد سطح بیش از 50 درصد افزایش یافت (Charles et al., 2006).

1- Acidification potential

2- Eutophication potential

Archive of SID

www.SID.ir

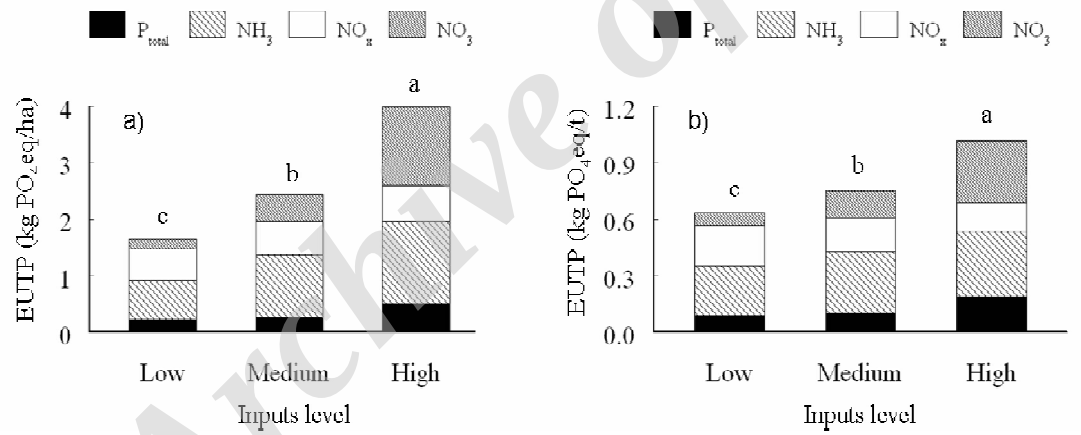


شکل 6- پتانسیل اسیدی شدن (AP) ناشی از انواع مواد انتشار یافته در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) کیلوگرم معادل SO_4 در هکتار، b) کیلوگرم معادل SO_4 به‌ازای تن دانه گندم

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر AP کل تفاوت معنی‌داری ندارند ($P\leq0.05$).

Fig. 6- Acidification potential (AP) due to different emissions from wheat production systems over the country a) kg SO_4 eq/ha and b) kg SO_4eq/t grain

Means with similar letters are not significantly different for total AP ($P\leq0.05$).



شکل 7- پتانسیل پر غذایی (EUTP) ناشی از انواع مواد انتشار یافته در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) کیلوگرم معادل PO_4 در هکتار، b) کیلوگرم معادل PO_4 به‌ازای تن دانه گندم

میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر EUTP کل تفاوت معنی‌داری ندارند ($P\leq0.05$).

Fig. 7- Eutophication potential (EUTP) due to different emissions from wheat production systems over the country a) kg PO_4 eq/ha and b) kg PO_4eq/t grain

Means with similar letters are not significantly different for total EUTP ($P\leq0.05$).

با افزایش مصرف کودهای نیتروژنی سهم NO_3^- در پتانسیل پر غذایی از سایر عوامل مؤثر بر این گروه افزایش می‌یابد. برنت راپ و همکاران (Brentrup et al., 2004) میزان انتشار NO_3^- را در سطوح مختلف مصرف نیتروژن کودی بررسی کرده و نشان دادند که انتشار NO_3^- در مقادیر کم مصرف نیتروژن اندک بوده، ولی با افزایش مصرف کود به‌طور نمایی افزایش یافت. به‌طوری‌که با کاربرد 48، 144 و 288 کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌ترتیب به 1/7، 5/3 و 63 کیلوگرم در هکتار رسید.

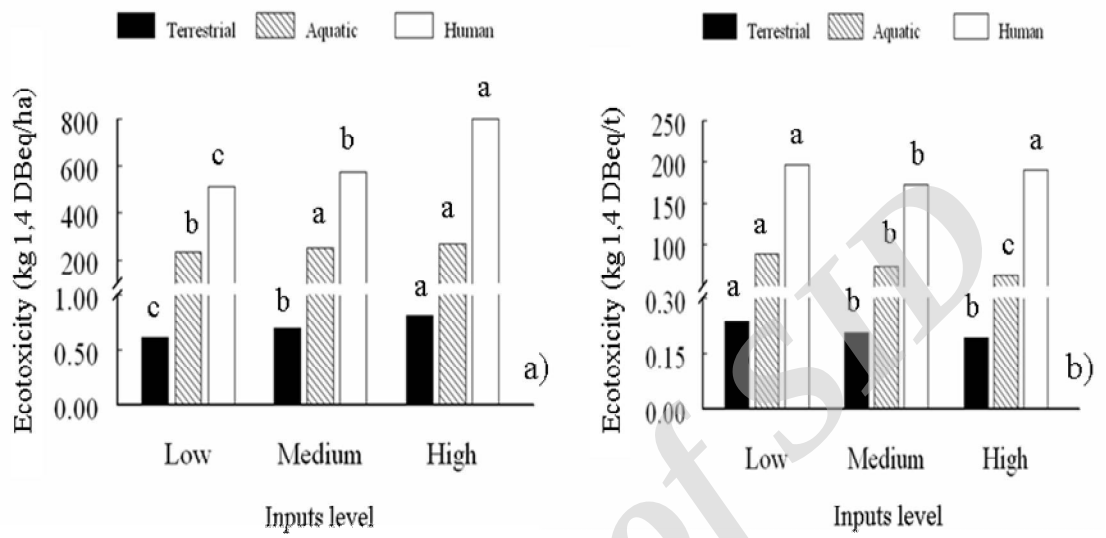
پتانسیل سمیت اکولوژیکی

به‌طور کلی، در هر سه بوم‌نظام تحت بررسی پتانسیل سمیت اکولوژیکی برای انسان بیشتر از سمیت در محیط‌های آبی و شدت

Archive of SID

www.SID.ir

سمیت در محیط‌های خشکی نیز در مقایسه با دوگروه دیگر بسیار اندک بود (شکل 8). با وجودی‌که با افزایش سطح مصرف نهاده‌ها هر سه نوع سمیت در واحد سطح به‌طور معنی‌داری افزایش یافت (شکل 8a)، ولی عملکرد بیشتر گندم در بوم‌نظام‌های پر نهاده باعث شد که پتانسیل سمیت آبی و خشکی و تا حدودی سمیت برای انسان بر حسب تن دانه کاهش یابد (شکل 8b).



شکل 8- پتانسیل سمیت اکولوژیکی ناشی از انتشار مواد برای انسان، محیط آبی و محیط خشکی در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور a) کیلوگرم معادل 1,4 DB در هکتار، b) کیلوگرم معادل 1,4 DB به‌ازای تن دانه گندم

در هر یک از گروه‌های سمیت میانگین‌های دارای حروف مشترک تفاوت معنی‌داری ندارند ($P<0.05$).

Fig. 8- Eutophication potential (EUTP) due to different emissions from wheat production systems over the country a) kg PO_4 eq/ha and b) kg PO_4eq/t grain

Means with similar letters are not significantly different for total EUTP ($P<0.05$).

مواد انتشار یافته از مصرف سوخت‌های فسیلی، ساخت و کاربرد سموم شیمیایی مهمترین عوامل ایجاد سمیت برای انسان محسوب می‌شوند، بروز سمیت برای محیط‌های آبی و خشکی نیز بیش از هر عاملی ناشی از تولید و مصرف نهاده‌های شیمیایی می‌باشند به‌طوری‌که 51 تا 68 درصد از این دو نوع سمیت تنها مربوط به ساخت و کاربرد کودهای شیمیایی است (NRMRL, 2003) و به همین دلیل افزایش سطح مصرف نهاده‌ها باعث افزایش پتانسیل سمیت اکولوژیکی در بوم‌نظام‌های زراعی خواهد شد. نتایج چارلز و همکاران (Charles et al., 2006) نیز حاکی از آن است که هر سه نوع سمیت اکولوژیکی بسته به سطح مصرف نیتروژن افزایش می‌یابد. به‌طوری‌که با دو برابر شدن کاربرد کودهای نیتروژنی در گندم سمیت برای انسان، سمیت برای محیط آبی و سمیت برای خشکی در واحد کارکردی هکتار به‌ترتیب 100، 50 و 230 درصد بیشتر شد.

البته درجه سمیت مواد انتشار یافته به محیط بسیار متفاوت می‌باشد برای مثال، سمیت انسانی ناشی از بقایای علف کش 2,4-D در خاک برحسب معادل 1 و 4-دی کلروبنزن بر کیلوگرم (1,4 DBeq/kg) 47 می‌باشد که در حدود 100 برابر بیشتر از بقایای قارچ‌کش بنومیل است. در حالی‌که سمیت حاصل از تجمع فلز کادمیم (1,4 DBeq/kg 610) تقریبا 15 برابر علف‌کش 2,4-D می‌باشد (Guinee et al., 2004.).

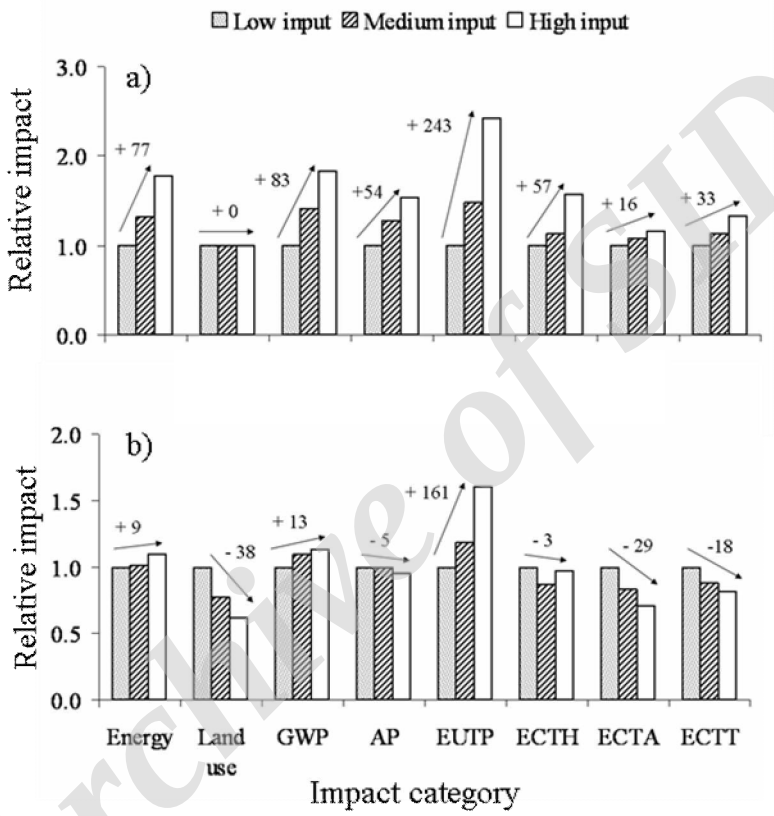
مقایسه اثرات محیطی در بوم‌نظام‌ها

در شکل 9 تغییر اثرات محیطی در بین بوم‌نظام‌ها نسبت به نظام کم نهاده ارائه شده است. در نتیجه شدت کلیه اثرات محیطی برای این نظام معادل 1 خواهد شد و از این طریق می‌توان گروه‌های تأثیر را علی‌رغم تفاوت در واحد اندازه‌گیری با هم مقایسه کرد. ارزیابی اثرات محیطی بر حسب هکتار نشان‌دهنده شدت فشرده‌سازی در نظام تولید است. بنابراین، هر چه میزان مصرف نهاده‌ها کمتر باشد اثرات

Archive of SID

www.SID.ir

محیطی برحسب این واحد کارکردی کوچکتر خواهد بود (Nemecek et al., 2010). چنین وضعیتی در مورد همه اثرات محیطی، به‌جز کاربری زمین، در نظام‌های کم نهاده تولید گندم ایران نیز مشهود است، برای مثال، شدت تخلیه منابع غیر قابل تجدید (بر اساس انرژی) و پتانسیل گرمایش (GWP) در نظام پر نهاده به ترتیب 77 و 83 درصد بیشتر از نظام کم نهاده می‌باشد (شکل 9a). بر اساس این نتایج بیشترین اختلاف بین نظام‌ها مربوط به پتانسیل پر غذایی (EUTP) و کمترین آن مربوط به سمیت برای محیط آبی (ECTA) است.



شکل 9- مقدار محاسبه شده هر یک از گروه‌های تأثیر در بوم‌نظام‌های مختلف نسبت به بوم‌نظام کم نهاده (تأثیر نسبی) در دو واحد کارکردی a) هکتار، b) تن دانه گندم (GWP: پتانسیل گرمایش جهانی، AP: پتانسیل اسیدی شدن، EUTP: پتانسیل پر غذایی، ECTH: سمیت برای انسان، ECTA: سمیت در محیط آبی و ECTT: سمیت در محیط خشکی)

Fig. 9- Calculated value of each impact category in different production systems relative to low input system (relative impact) in two functional units a) ha, b) t wheat grain (GWP: global warming potential, AP: acidification potential, EUTP: eutrophication potential, ECTH: human ecotoxicity, ECTA: aquatic ecotoxicity and ECTT: terrestrial ecotoxicity)

با ارزیابی اثرات محیطی بر حسب واحد کارکردی هکتار می‌توان آن دسته از گروه‌های تأثیر که بیشتر از بقیه به فشرده‌سازی حساس می‌باشند را تشخیص داد. بر اساس این نتایج، پتانسیل پر غذایی حساس‌ترین گروه نسبت به افزایش مصرف نهاده بوده و تخلیه منابع غیر قابل تجدید (انرژی)، پتانسیل گرمایش، پتانسیل اسیدی شدن و سمیت برای انسان در رتبه‌های بعدی قرار داشتند، در حالی‌که سمیت برای محیط‌های آبی و خشکی حساسیت کمتری به شدت فشرده‌سازی دارند (شکل 9a).

با تغییر واحد کارکردی به تن دانه گندم تفاوت بین بوم‌نظام‌ها الگوی دیگری به‌خود گرفت، زیرا با افزایش مصرف نهاده‌ها عملکرد دانه در هکتار افزایش می‌یابد و در نتیجه زمین کمتری برای تولید هر تن دانه نیاز خواهد بود و بر این اساس، کاربری زمین در نظام‌های پر

Archive of SID

www.SID.ir

نهاده گندم کشور نسبت به نظام‌های کم نهاده 38 درصد کمتر است (شکل 9b). این امر باعث خواهد شد تا انتشار اضافی ناشی از فشرده‌سازی که در شکل 9a مشاهده شد از طریق عملکرد بیشتر دانه جبران شود.

چارلز و همکاران (Charles et al., 2006) با ارزیابی چرخه حیات گندم نشان دادند که با افزایش مصرف نیتروژن از 140 به 220 کیلوگرم در هکتار سمیت آبی، کاربری زمین و پر غذایی به‌ازای هر تن دانه کاهش یافت، ولی پتانسیل گرمایش، سمیت انسان و سمیت خشکی به‌ازای تن دانه در سطوح بالای مصرف نیتروژن نیز بیشتر از سطوح پایین آن بود. بنابراین، عملکرد بیشتر در صورتی اثرات محیطی حاصل از مصرف نهاده‌ها را کاهش می‌دهد که میزان افزایش عملکرد بیشتر از شدت فشرده‌سازی باشد (Tzilivakis et al., 2005، Nemecek et al., 2010). نتایج این تحقیق نیز نشان داد که سمیت آبی و خشکی (ECTT) نظام‌های پر نهاده به‌ازای تن گندم به‌ترتیب 29 و18 درصد کمتر از بوم‌نظام‌های کم نهاده است و چنین کاهشی در مورد پتانسیل اسیدی شدن (AP) و سمیت برای انسان (ECTH) نیز هر چند به میزان اندک وجود دارد (شکل 9b). البته عملکرد بیشتر در نظام‌های پر نهاده قادر به جبران مصرف انرژی، پتانسیل گرمایش و پتانسیل پر غذایی نبوده و در نتیجه شدت این اثرات محیطی بر حسب تن دانه در این بوم‌نظام‌ها بیشتر از دو نظام دیگر است.

در واقع، توصیف اثرات محیطی بر اساس واحد عملکرد نشان‌دهنده کارآیی بوم‌نظام‌ها در استفاده از منابع می‌باشد. به‌عبارت دیگر، مصرف کمتر نهاده‌ها الزاماً باعث کاهش اثرات محیطی ناشی از تولید بوم‌نظام‌های زراعی نخواهد شد و درصورتی‌که بوم‌نظام‌های فشرده نهاده‌های ورودی را با کارآیی بالا به عملکرد تبدیل کنند اثرات محیطی آن‌ها کمتر از نظام‌های کم نهاده می‌باشد. برای مثال، کارآیی جذب و مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های تولید گندم ایران پایین و در حدود 40 درصد است (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2014) و باقیمانده نیتروژن به طرق مختلف از جمله N_2O، NO_3^- و NH_3 انتشار می‌یابد (شکل 4). گاز اول دارای پتانسیل گرمایشی شدید بوده (شکل 5) و دو ترکیب بعدی نقش تعیین کننده‌ای در پتانسیل پر غذایی دارند (شکل 7) در نتیجه عملکرد گندم در نظام‌های پر نهاده به‌دلیل پایین بودن کارآیی‌های نیتروژن، انتشار اضافی ترکیبات فوق را جبران نکرده و پتانسیل گرمایش و پر غذایی به ازای عملکرد دانه در این بوم‌نظام‌ها به‌ترتیب 13 و 60 درصد بیشتر از نظام کم نهاده است (شکل 9b).

نتیجه‌گیری

در این پژوهش، اثرات محیطی حاصل از بوم‌نظام‌های تولید گندم در 14 استان کشور بر اساس میزان مصرف نهاده‌ها با اجرای LCA مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان داد که فشرده‌سازی نظام تولید کلیه اثرات زیست محیطی را در واحد سطح افزایش می‌دهد و پتانسیل پر غذایی، پتانسیل گرمایش، مصرف منابع غیر قابل تجدید و سمیت برای انسان در مقایسه با سایر گروه‌های تأثیر حساسیت بیشتری به شدت فشرده‌سازی دارند. از سوی دیگر افزایش عملکرد ناشی از فشرده‌سازی از طریق بالابردن کارآیی استفاده از زمین موجب خواهد شد تا اثرات محیطی به‌ازای واحد عملکرد (تن دانه گندم) نسبت به نظام‌های کم نهاده کاهش یابد. به‌طوری‌که پتانسیل سمیت اکولوژیکی و پتانسیل اسیدی شدن بوم‌نظام‌های پر نهاده گندم در این واحد کارکردی کم‌تر از نظام‌های کم نهاده بود. البته این وضعیت در صورتی تحقق می‌یابد که کارآیی استفاده از منابع به‌طور قابل توجهی بهبود یابد. بر این اساس پتانسیل پر غذایی، پتانسیل گرمایش و مصرف انرژی در بوم‌نظام‌های پر نهاده بر حسب تن دانه به‌دلیل کارآیی پایین مصرف نیتروژن بیشتر از نظام‌های کم نهاده بود. به‌نظر می‌رسد افزایش کارآیی استفاده از نهاده‌ها و جایگزین کردن نهاده‌های خارجی راهکارهای مناسبی برای کاهش اثرات محیطی همراه با حفظ عملکرد بالا خواهد بود.

قدردانی

بودجه این تحقیق از محل اعتبار طرح پژوهه شماره 1/14926 مورخ 89/4/1 توسط معاونت پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده که بدینوسیله سپاسگزاری می‌شود.

Archive of SID

www.SID.ir

منابع

Andersson, K., and Ohlsson, T. 1999. Life Cycle Assessment of bread produced on different scales. International Journal of Life Cycle Assessment 4: 25-40.

Andersson, K., Ohlsson, T., and Olsson, P. 1998. Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: a case study. Journal of Cleaner Production 6(3-4): 277-288.

Anton, A., Montero, J.I., Munoz, P., and Castells, F. 2005. LCA and tomato production in Mediterranean greenhouses. International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology 4(2): 102-112.

Audsley, E. 1997. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report. Concerted Action MR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe.

Banaeian, N., Omid, M., and Ahmadi, H. 2011. Energy and economic analysis of greenhouse strawberry production in Tehran province of Iran. Energy Conversion and Management 52: 1020-1025.

Bazrgar, A.B. 2011. Environmental assessment of Khoraszn sugar beet production systems using LCA. PhD Dissertation, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. (In Persian with English Summary)

Bennett, R., Phipps, R., Strange, A., and Grey, P. 2004. Environmental and human health impacts of growing genetically modified herbicide-tolerant sugar beet: a life cycle assessment. Plant Biotechnology Journal 2(4): 272-278.

Boer, D.I.J.M. 2002. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. Livestock Production Science 80(1-2): 69-77.

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.

Brentrup, F., and Ku¨ Sters, J. 2000. Methods to estimate to potential N emissions related to crop production. In: Weidema B, and Meeusen M, editors. Agricultural data for life cycle assessments, vol. 1. The Hague, The Netherlands: Agricultural Economics Research Institute p. 133-151.

Brentrup, F., Kusters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology–2, the application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20(3): 265-279.

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. European Journal of Agronomy 14: 221-233.

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

Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A., and Winiwarter, W. 2008. N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmospheric Chemistry and Physics 8(2): 389-395.

Dalgaard, T., Halberg, N., and Porter, J.R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. Agriculture Ecosystems and Environment 87(1): 51-65.

De Vries, W., Kros, J., Oenema, O., and de Klein, J. 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: a quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. Nutrient Cycling in Agroecosysts 66: 71-102.

Del Grosso, S.J., Mosier, A.R., Parton, W.J., and Ojima, D.S. 2005. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N_2O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. Soil and Tillage Research 83(1): 9-24.

ECETOC, 1994. European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre (ECETOC). Ammonia Emissions to Air in Western Europe. Technical Report No. 62. ECETOC, Brussels.

Ecoinvent, 2007. Ecoinvent Data V.2.01. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.http://www.ecoinvent.ch./

EERE, 2000. Industrial technologies program: energy and environmental profile, the agricultural chemicals chain. US Dept of Energy, Energy Efficiency and Renewable Energy.

Archive of SID

www.SID.ir

FAOSTAT. 2012. FAOSTAT Statistics Database. Rome, Italy: FAO.

Garrigues, E., Corsona, M.S., Angers, D.A., Van der Werfa, H.M.G., and Walter, C. 2011. Soil quality in life cycle assessment: towards development of an indicator. Ecological Indicators 18: 434-442.

Guinee, J. 2002. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. (Ed.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Guinee, J.B., Heijungs, R., and Huppes, G. 2004. Economic allocation: examples and derived decision tree. International Journal of Life Cycle Assessment 9: 23-33.

Haas, G., Wetterich, F., and Kpke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems and Environment 83(1-2): 43-53.

Hauschild, M. 2000. Estimating Pesticide Emissions for LCA of Agricultural Products. In: Weidema B, and Meeusen M, editors. Agricultural Data for Life Cycle Assessments, Vol. 2. The Hague, The Netherlands: LCANet Food p. 64-79 (Chapter 22).

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Langreijer, R.M., De Haes, U., and Sleeswijk, A.W. 1992. Environmental Life Cycle Assessment of Products – Backgrounds 9267. CML, Leiden. 130 p.

Hulsbergen, K.J., and Kalk, W.D. 2001. Energy balances in different agricultural systems–can they be improved? In: Proceedings of the International Fertiliser Symposium, Lisbon, Portugal.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual, Vol. 4.

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

Khoshnevisan, A., Rafiee, S., Omid, M., Keihani, A., and Movahedi, M. 2013. Evaluation of energy and environmental indices of potato crop using life: A case study on fereidon shahr county, Esfehan province, Iran. Biosystem Engineering 44(1): 57-66.

Koocheki, A., Nassiri Mahallati, M., Bakhshaee, S., and Davari, A. 2013. A meta analysis on nitrogen fertilizer experiments on cereal crops in Iran. Journal of Agroecology 9(2): 296-313. (In Persian with English Summary)

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304(5677): 1623-1627.

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

Mila` i Canals, L., Romanya, J., and Cowell, S.J. 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life cycle assessment (LCA). Journal of Cleaner Production 15: 1426-1440.

MAJ, 2011. Ministry of Jehad-e-Keshavarzi of Iran, Statistical Database. Crop Production Statistics 2010-2011. www.maj.ir/portal/Home/Default.aspx (In Persian)

Narain, M., and Singh, B.P.N. 1998. Energy profile of a seed-processing plant. Applied Energy 30: 227-234.

Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2014. Trend analysis of nitrogen use and productivity in wheat production systems of Iran. Journal of Agroecology 6(3): 607-621. (In Persian with English Summary)

Nemecek, T. 2003. Life Cycle Inventories of Agricultural Production System, Dubendorf, Switzerland.

Nemecek, T., and Erzinger, S. 2005. Modeling representative life cycle inventories for Swiss arable crops. International Journal of Life Cycle Assessment 10(1): 68-76.

Nemecek, T., Heil, A., Gaillard, G., and Garcia, J. 2001. SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database: Umweltinventare fur die Landwirtschaft. Unpublished Internal Document, Version 012, December 2001. Agroscope FAL Reckenholz, Zurich, Switzerland.

Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., and Gaillard, G. 2010. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integerated and organic farming. Agriculture Systems 104: 217-232.

Nemecek, T., and Kägi, T. 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final Report Ecoinvent v2.0 No.15a. Agrospace Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Center of Life Cycle Inventories, Zurich and Dubendorf, CH.

NRMRL. 2003. National risk management research laboratory, tools for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts (TRACI): user's guide and system documentation. EPA/600/R-02/052. Ohio: United

Archive of SID

www.SID.ir

States Environmental Protection Agency.

Parr, J.F., Papendick, R.I., Youngberg, I.G., and Meyer, R.E. 1990. Sustainable Agriculture in the United States. In: Edwards, C. et al. (Eds.), Sustainable Agricultural Systems. St. Lucie Press, p. 50-67.

Pimentel, D. 2003. Food Production and the Energy Crisis. In: Frischknecht, R., Jungbluth, N., (Eds.). Implementation of Life Cycle Assessment Methods, Ecoinvent Report No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, Switzerland p. 22-28.

Piringer, G., and Steinberg, L.J. 2006. Reevaluation of energy use in wheat production in the United States. Journal of Industrial Ecology 10(1-2): 149-167.

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

Roy, P., Shimizu, N., and Kimura, T. 2005. Life cycle inventory analysis of rice produced by local processes. Journal of the Japanese Society of Agricultural Machinery 67(1): 61–67.

Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E., and Soltani, E. 2010. Evaluation of environmental impacts of crop production using LCA: wheat in Gorgan. Electronic Journal of Crop production 3(3): 201-218. (In Persian with English Summary)

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 der Hoek, K.W., and Van Schijndel, M.W. 2006. Methane and nitrous oxide emissions from animal manure management 1990-2003. Background document on the calculation method for the Dutch National Inventory Report. RIVM and MNP (Netherlands Environmental Assessment Agency), Bilthoven, The Netherlands pp. 1-50.

Wackernagel, M., Monfreda, C., Moran, D., Wermer, P., Goldfinger, S., Deumling, D., and Murray, M. 2005. National Footprint and Biocapacity Accounts 2005: the Underlying Calculation Method. Global Footprint Network, Oakland.

Zangeneh, M., Omid, M., and Akram, A. 2010. A comparative study on energy use and cost analysis of potato production under different farming technology in Hamadan province of Iran. Energy Conversion and Management 35: 2927-2933.

Archive of SID

www.SID.ir