Archive of SID

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۰، شماره ۱، بهار ۱۳۹۷، ص. ۶۸-۴۸

Journal of Agroecology
Vol. 10, No. 1, Spring 2018, p. 48-68

ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) ایران: ۲- مقایسه مکانی در سطح کشور

مهدی نصیری محلاتی[۱] و علیرضا کوچکی[۱*]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۱/۲۳
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۳/۲۶

نصیری محلاتی، م.، و کوچکی، ع.. ۱۳۹۷. ارزیابی چرخه حیات در بوم‌نظام‌های تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) ایران: ۲- مقایسه مکانی در سطح کشور. بوم‌شناسی کشاورزی، ۱۰(۱): ۶۸-۴۸.

چکیده

ارزیابی چرخه حیات (LCA) روش معتبر و دقیقی برای بررسی و مقایسه پیامدهای محیطی ناشی از فعالیت‌های انسان و از جمله روش‌های مختلف مدیریت در بوم‌نظام‌های زراعی می‌باشد که تعمیم نتایج آن به مقیاس ملی اطلاعات مفیدی را در مورد اثرات محیطی فعالیت‌های زراعی فراهم می‌سازد. در این پژوهش نتایج اجرای LCA برای بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده تولید گندم کشور که قبلاً انجام شده بود جهت مقایسه اثرات محیطی بین ۱۴ استان مورد استفاده قرار گرفت. به این منظور برای هر استان سطح زیر کشت گندم در سه نظام با سطوح مختلف مصرف نهاده تعیین شد و سپس بر اساس عملکرد هر نظام و سهم آن از سطح زیر کشت، پیامدهای محیطی هفت گروه تأثیر با استفاده از تغییر مقیاس خطی برای هر استان بر آوردشد. نتایج نشان داد که کارایی استفاده از زمین در استان‌های کشور بسیار متفاوت است. به‌طوری‌که استان خوزستان که ۱۸ درصد از گندم کشور را تولید می‌کند دارای پایین‌ترین کارایی استفاده از زمین بود و در این استان برای تولید یک تن گندم به ۴۲۷۱ مترمربع زمین نیاز است، در حالی‌که این مقدار در استان تهران ۲۰۴۹ مترمربع می‌باشد. در واحد کارکردی هکتار، بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی و سمیت اکولوژیکی مربوط به استان تهران بود که در آن نظام‌های پرنهاده بیشترین سهم را در سطح زیر کشت گندم دارند. در واحد کارکردی تن دانه، استان‌های همدان و خوزستان به‌ترتیب دارای کمترین و بیشترین پتانسیل گرمایش بودند. گروه‌بندی استان‌ها با روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) نشان داد که تفاوت بین استان‌ها علاوه بر عملکرد گندم تابع توزیع نظام‌های کم، متوسط و پرنهاده در کل سطح زیر کشت استان‌ها نیز می‌باشد. مقایسه استان‌ها بر اساس نوعی شاخص نرمال شده محیطی که معیاری از مجموع هفت گروه تأثیر بود، نیز نتایج حاصل از PCA را تأیید کرد. بر اساس یافته‌های این تحقیق تولید یک تن گندم در استان همدان دارای کمترین اثرات محیطی در بین ۱۴ استان تحت بررسی می‌باشد و در مقابل استان خوزستان برای تولید هر تن گندم بیشترین پیامدهای محیطی را به جا می گذارد. در بوم‌نظام‌های گندم کشور که با مصرف زیاد نهاده مدیریت می‌شوند، افزایش عملکرد به بالاتر از چهار تن در هکتار باعث افزایش شدید اثرات محیطی در هکتار شده، ولی عملکرد اضافی ناشی از مصرف نهاده‌ها به اندازه‌ای نیست که این اثرات را به ازای تن دانه گندم کاهش دهد. بنابراین، با وضعیت فعلی کارایی استفاده از نهاده‌ها در تولید گندم، افزایش عملکرد از طریق فشرده‌سازی (مصرف نهاده بیشتر) راه‌حل مطمئنی نبوده و پیامدهای محیطی جدی به‌همراه خواهد داشت.

واژه‌های کلیدی: تغییر مقیاس، تجزیه به مؤلفه‌های اصلی، شاخص نرمال محیطی، فشرده‌سازی

مقدمه

کشاورزی همواره به منابع طبیعی وابسته بوده و در نتیجه روابط پیچیده‌ای با محیط زیست دارد. شواهد موجود نشان می‌دهد که پیامدهای منفی این فعالیت‌ها که ناشی از افزایش مصرف نهاده‌ها (کودها و سموم شیمیایی) و سوخت‌های فسیلی، تغییر کاربری اراضی و فشردگی عملیات زراعی می‌باشد باعث تشدید آلودگی‌های محیطی، از بین رفتن زیستگاه‌های طبیعی و به مخاطره افتادن تنوع زیستی شده است (Heller & Keoleian, 2003; Tilman et al., 2002).

۱ - استاد، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: akooch@um.ac.ir)
DOI:10.22067/jag.v10i1.45791

www.SID.ir

Archive of SID

از سوی دیگر، تولید مواد غذایی و بخش‌های اقتصادی مرتبط با آن به تداوم کشاورزی وابسته‌اند. بنابراین، تلاش پژوهشگران و برنامه-ریزان بر این است که تبعات ناشی از تولید محصولات کشاورزی را در چارچوب حفظ منافع اقتصادی به حداقل برسانند (Sands & Podmore, 2000). تحقق این امر پیش از هر چیز مستلزم آگاهی از اثرات مختلفی است که بوم‌نظام‌های زراعی و روش مدیریت آن‌ها بر محیط‌زیست دارند. در میان انواع روش‌های مطالعه اثرات محیطی، ارزیابی چرخه حیات (LCA)[1] به‌عنوان رهیافتی دقیق که کلیه پیامدهای محیطی یک محصول را در طی زنجیره تولید (از منشاء مواد اولیه تا هنگام مصرف) ارزیابی می‌کند، مورد توجه محققین بوده و در طی دو دهه اخیر در سطح جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Nemecek et al., 2015; Roy et al., 2005; Nemecek & Kägi, 2007).

ساختار کلی مطالعات LCA انتخاب دو یا چند سیستم زراعی، ممیزی چرخه حیات در آن‌ها و در نهایت، ارزیابی اثرات محیطی و مقایسه بین بوم‌نظام‌ها می‌باشد. داده‌های مورد نیاز برای اجرای این پژوهش‌ها معمولاً از پایگاه‌های اطلاعاتی، پرسشنامه، مزارع تولیدکنندگان و به‌ندرت از اجرای آزمایش جمع‌آوری شده و نتایج حاصل بدون توجه به مقیاس مطالعه به‌عنوان وضعیت نظام‌های تولید ارائه می‌شود. برای مثال، مسترلینگ و همکاران (Meisterling et al., 2009) بوم‌نظام‌های رایج و ارگانیک تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) در آمریکا را از نظر مصرف انرژی و پتانسیل گرمایش جهانی مورد مقایسه قرار دادند. این محققین بیان داشتند که داده‌های لازم از پایگاه آماری وزارت کشاورزی آمریکا به‌گونه‌ای انتخاب شدند که معرف سیستم‌های تولید این کشور باشند. گاسول و همکاران (Gasol et al., 2007) با اجرای LCA پیامدهای محیطی ناشی از کشت گونه‌ای از *Brassica* spp. را برای تولید گاز از بیوماس در جنوب اروپا بررسی کردند. البته داده‌های این پژوهش از مساحتی معادل یک هکتار از مزرعه‌ای در اسپانیا جمع‌آوری شد. بنت و همکاران (Bennett et al., 2004) با ارزیابی چرخه حیات تأثیر میزان مصرف نیتروژن را بر سیستم‌های تولید گندم بررسی کردند، داده‌های این تحقیق از آزمایشات ایستگاه روتامستد استخراج شد. نمچک و همکاران (Nemecek et al., 2011b) بوم‌نظام‌های زراعی فشرده و غیرفشرده کشور سویس را از طریق LCA مقایسه کردند، داده‌های این تحقیق نیز از تعدادی آزمایشات در حال اجرا گردآوری شد. مطالعات انجام شده در ایران توسط برخی محققان نیز با الگوی مشابهی پیامدهای محیطی حاصل از تولید محصولات زراعی را بر اساس داده‌های حاصل از پرسشنامه یا پایگاه‌های رسمی بررسی کرده‌اند (Bazrgar, 2011; Zangeneh et al., 2010; Khoshnevisan et al., 2011).

با وجودی‌که این پژوهش‌ها اطلاعات با ارزشی را در مورد اثرات محیطی چرخه حیات محصولات و سیستم‌های زراعی ارائه می‌دهند ولی تعمیم نتایج آن‌ها به مقیاس مکانی بزرگ (منطقه‌ای یا ملی) دشوار می‌باشد. از آن‌جا که هدف نهایی از ارزیابی‌های محیطی سنجش پایداری و بهبود روش‌های مدیریت بوم‌نظام‌های زراعی است اجرای چنین مطالعاتی در سطح ملی ضروری به‌نظر می‌رسد. پایرادئو و وان‌درورف (Payraudeau & van der Werf, 2005) با تأکید بر اهمیت این مسئله روش‌های مختلف ارزیابی اثرات محیطی فعالیت-های کشاورزی از جمله روش LCA را در مقیاس منطقه ای مورد بررسی قرار دادند.

نصیری محلاتی و کوچکی (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a) با استفاده از داده‌های استخراج شده از پایگاه آماری وزارت کشاورزی تأثیر سطوح مصرف نهاده را در بوم‌نظام‌های گندم کشور از طریق LCA مورد مقایسه قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش فشرده‌سازی کلیه اثرات محیطی در واحد کارکردی هکتار افزایش می‌یابد. به‌علاوه افزایش عملکرد ناشی از مصرف نهاده‌ها تنها برخی از اثرات محیطی را جبران می‌کند؛ به-طوری‌که پتاتسیل گرمایش، پتانسیل پرغذایی و پتانسیل سمیت برای انسان در بوم‌نظام‌های پر نهاده گندم کشور بیشتر از بوم‌نظام‌های کم نهاده است. با این حال به دلیل پراکنش غیر یکنواخت نظام‌های پر-نهاده و کم‌نهاده بین استان‌های کشور، مقایسه این اثرات در مقیاس منطقه‌ای مستلزم نوعی تغییر مقیاس در نتایج می‌باشد.

بر این اساس، هدف از اجرای این پژوهش، مقایسه پیامدهای محیطی ناشی از تولید گندم بین استان‌های کشور و گروه‌بندی آن‌ها بر اساس شدت اثرات محیطی است.

مواد و روش‌ها

هدف و محدوده عمل

در این مطالعه پیامدهای زیست‌محیطی حاصل از بوم‌نظام‌های

1- Life cycle assessment

www.SID.ir

Archive of SID

تولید گندم در ۱۴ استان اصلی کشت این محصول کـه روی هـم ۸۰ درصد از سطح زیر کشت و تولید گندم کشور را به‌خود اختصاص می-دهند با اجرای LCA مقایسه شدند، وضعیت تولید گندم در استان‌های تحت بررسـی در جـدول ۱ ارائـه شـده اسـت. اطلاعـات مربـوط بـه شهرستان‌های هـر اسـتان از پایگـاه آمـاری وزارت جهـاد کشـاورزی (MJA, 2010) اسـتخراج و بـر مبنـای سـطح مصـرف نهـاده، بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور به سه گـروه کـم، متوسـط و پرنهـاده تقسیم شدند، روش گروه‌بنـدی توسـط نصـیری محلاتـی و کـوچکی (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a) توصیف شده است.

جدول ۱- سطح زیر کشت، تولید، عملکرد گندم در ۱٤ استان کشور همراه با سهم هر استان از سطح کشت و تولید کل کشور در سال ۹۰-۱۳۸۹

Table 1- Cultivated area, production and yield of wheat in 14 provinces over the country together with contribution of each province in total country level area and production

Province استان	Yield (kg/ha) عملکرد	Area (ha) سطح کشت	Production (ton) تولید	% in production درصد از تولید	% in area درصد از سطح کشت	Relative yield عملکرد نسبی
KHZ خوزستان	2341	479151	1121655	14.1	18.6	0.75
FRS فارس	3499	316976	1109030	13.9	12.3	1.11
KHR خراسان رضوی	3168	260390	824882	10.4	10.1	1.01
GOL گلستان	2744	164170	450505	5.7	6.4	0.87
ESF اصفهان	4109	87911	361192	4.5	4.0	1.31
HMD همدان	3947	86509	341464	4.3	3.9	1.26
ARD اردبیل	3694	81786	302105	3.8	3.4	1.18
THR تهران	4881	61004	297763	3.7	3.4	1.55
KRS کرمانشاه	3620	80642	291951	3.7	3.2	1.15
AZG آذربایجان غربی	2773	103595	287227	3.6	3.2	0.88
MRK مرکزی	3469	80709	279966	3.5	3.1	1.11
AZS آذربایجان شرقی	2707	100641	272393	3.4	3.1	0.86
LOR لرستان	2897	81951	237429	3.0	3.0	0.92
GAZ قزوین	3820	60690	231817	2.9	2.4	1.22
Total کل	3405	2046125	6409379	80	80	1.08

عملکرد نسبی نشان‌دهنده عملکرد هر استان به میانگین عملکرد کشور می‌باشد.

Relative yield is the ratio of province yield to country average yield.

ارزیابی چرخه حیات

ارزیابی بـر اسـاس داده‌هـای مربـوط بـه مصـرف نهـاده‌هـا و در چارچوب دستورالعمل ISO 14040 پس از انجام ممیزی چرخه حیات و ارزیابی تأثیر چرخه حیات اجرا شـد (ISO, 2006). اثـرات محیطـی بوم‌نظام‌های تولید گندم در هفت گروه (تخلیه منابع غیر قابل تجدیـد، کاربری زمین، پتانسـیل گرمـایش جهـانی، پتانسـیل اسـیدی شـدن، پتانسیل پرغذایی و سمیت اکولوژیکی برای انسان، محیط‌های آبـی و خشکی‌ها) و در دو واحد کارکردی (هکتـارو تـن دانـه گنـدم) بـرآورد گردید و نتایج از ابعـاد مختلـف مـورد مقایسـه قرارگرفـت (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a).

جهت برآورد اثرات محیطی در مقیاس منطقه‌ای (استان‌ها) ابتدا با استفاده از داده‌های موجود از شهرستان، سطح زیـر کشـت و عملکـرد مربوط به نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده در هـر یـک از اسـتان‌هـا تعیین و در ادامه سهم هر نظام از سـطح کشـت و تولیـد هـر اسـتان محاسبه شد. به این ترتیب مشخص گردید که در هر استان سطح زیر کشت، تولید و عملکرد به چه نسبتی بین سه نوع بوم‌نظام تقسیم شده است. با استفاده از این اطلاعات و نتایج به‌دست آمده از ارزیابی چرخه حیات در سه نوع بوم نظام تولید گنـدم، اثـرات محیطـی در دو واحـد کارکردی هکتار و تـن دانـه گنـدم بـرای هـر اسـتان محاسـبه شـد. محاسـبات بـر مبنـای روش تغییـر مقیـاس خطـی انجـام گرفـت (Dalgaard et al., 2003; Stein et al., 2001) کـه در آن مقـادیر مربوط به هر یک از گروه‌های تأثیر (برای مثال، پتانسیل گرمایش یـا

www.SID.ir

Archive of SID

پتانسیل اسیدی شدن) متناسب با مساحت اراضی کم، متوسط و پر نهاده در هر استان برآورد گردید. این روش تغییر مقیاس در سایر مطالعات نیز جهت تعیین اثرات محیطی فعالیت‌های کشاورزی در مقیاس منطقه‌ای به‌کار رفته است (Grace et al., 1997; Bouman et al., 1999; Dalgaard et al., 2003).

گروه‌بندی استان‌ها

جهت گروه‌بندی استان‌ها بر اساس اثرات محیطی حاصل از تولید گندم از روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA[1]) استفاده شد. PCA یکی از روش‌های چند متغیره آماری است که برای کاهش حجم زیاد داده‌ها طراحی شده است به‌علاوه این روش p متغیر وابسته به هم را به متغیرهای مستقلی تبدیل می‌کند که اصطلاحاً مؤلفه‌های اصلی نامیده می‌شوند. در این مطالعه PCA بر روی هفت گروه تأثیر اجرا شد و محاسبات در دو واحد کارکردی هکتار و تن دانه به‌طور جداگانه انجام گرفت. به این ترتیب برای هر واحد کارکردی هفت مؤلفه اصلی به‌دست آمد که روی هم تمامی واریانس موجود در داده‌ها را توصیف کردند. مؤلفه‌های اصلی به گونه‌ای محاسبه می‌شوند که PC_1 (مؤلفه اصلی اول) بیشترین مقدار از واریانس داده‌ها را توصیف کند، PC_2 بیشترین مقدار از باقیمانده واریانس و به همین ترتیب، PC_3 تا PC_7 به‌ترتیب بیشترین مقدار از باقیمانده واریانس را توصیف خواهند کرد. مؤلفه‌های اصلی ترکیب خطی از متغیرهای اولیه می‌باشند (Jackson, 1991) برای مثال، این ترکیب خطی برای مؤلفه اول به صورت معادله ۱ می‌باشد:

$$PC_1= a_1GWP+a_2AP+a_3EUP+a_4RD+a_5HT+a_6AT+a_7TT \quad \text{معادله (۱)}$$

GWP تا TT: هفت گروه تأثیر (به‌ترتیب پتانسیل گرمایش، پتانسیل اسیدی شدن، پتانسیل پرغذایی، تخلیه منابع غیر قابل تجدید، سمیت اکولوژیکی برای انسان، محیط‌های آبی و خشکی‌ها) می‌باشند که مقادیر آن‌ها قبلاً برای هر استان محاسبه شده است. ضرایب a_1 تا a_7 که به بار[2] نیز موسومند به‌نحوی برآورد می‌شوند که مؤلفه‌های اصلی از یکدیگر مستقل بوده و به‌علاوه مؤلفه‌های ۱ تا ۷ به‌ترتیب بیشترین مقدار از کل واریانس داده‌های اصلی را برآورد کنند (Anderson, 1984). به این ترتیب، هفت معادله مشابه معادله ۱ برای هفت مؤلفه اصلی برآورد و ضرایب آن‌ها تعیین گردید. با استفاده از این ضرایب امتیاز یا امتیاز[3] هر استان برای هر یک از هفت گروه تأثیر محاسبه شد و از مجموع آن‌ها امتیاز کل هر استان از نظر اثرات محیطی به‌دست آمد و بر اساس این نتایج استان‌های تحت بررسی از نظر پیامدهای محیطی نظام‌های تولید گندم مقایسه شدند. کلیه محاسبات آماری مربوط به اجرای PCA به‌وسیله نرم‌افزار MINITAB, ver. 17. انجام شد.

محاسبه شاخص نرمال شده محیطی

در محاسبات LCA مقدار مربوط هر یک از گروه‌های تأثیر در واحدهای مختلفی بیان می‌شود و در نتیجه مقایسه بین آن‌ها ممکن نمی‌باشد. منظور از نرمال‌سازی تبدیل نتایج LCA به‌صورتی است که بدون واحد شده و در نتیجه شدت اثرات مختلف محیطی قابل مقایسه شوند به‌علاوه با نرمال کردن نتایج می‌توان از حاصل جمع اثرات نرمال شده نوعی شاخص محیطی به‌دست آورد که نشان‌دهنده تمامی گروه‌های تأثیر باشد. در این مطالعه جهت نرمال کردن داده‌ها از روش ارائه شده توسط تزیلواکیس و همکاران (Tzilivakis et al., 2005) استفاده شد. در این روش ساده، نرمال‌سازی بر اساس معادله ۲ انجام می‌شود:

$$I_N = \sum_{i=1}^{7}\left(1-\frac{I_i}{I_{maxi}}\right) \quad \text{معادله (۲)}$$

که در آن، I_N: شاخص نرمال شده محیطی برای هر استان، I_i: مقدار محاسبه شده گروه تأثیر i ام در هر استان و I_{maxi}: حداکثر مقدار گروه تأثیر iام بین همه استان‌ها می‌باشد. مقدار داخل پرانتز برای هر یک از هفت گروه تأثیر در هر استان محاسبه می‌شود، برای مثال، برای گروه تأثیر پتانسیل گرمایش جهانی در استان خراسان مقدار محاسبه شده برای این اثر محیطی بر حداکثر مقدار آن بین تمام استان‌ها تقسیم شده و حاصل از یک کسر می‌شود. چنانچه حداکثر پتانسیل گرمایش مربوط به استان خراسان باشد، حاصل کسر معادل یک و مقدار داخل پرانتز (پتانسیل گرمایش نرمال شده برای خراسان) صفر خواهد شد و اگر حداکثر پتانسیل گرمایش مربوط به استان دیگری باشد مقدار نرمال شده برای خراسان بزرگتر از صفر خواهد بود. این محاسبات برای تمامی گروه‌های تأثیر اجرا شده و حاصل

1- Principal component analysis
2- Loading
3- Score

www.SID.ir

Archive of SID

جمع آن‌ها نوعی شاخص محیطی نرمال شده برای مجموعه گروه‌های تأثیر می‌باشد. بدیهی است که هر چه مقدار شاخص نرمال شده بزرگتر باشد اثرات محیطی کمتر خواهد بود و حداکثر اثرات محیطی مربوط به استانی است که در آن، مقدار کلیه گروه‌های تأثیر معادل I_{maxi} باشد که در نتیجه شاخص نرمال برابر صفر خواهد شد.

نتایج و بحث

خلاصه ارزیابی چرخه حیات

در جدول ۲ نتایج اجرای LCA بر روی سه نوع بوم‌نظام تولید گندم کشور بر حسب دو واحد کارکردی ارائه شده است. این نتایج نشان می‌دهد که با افزایش شدت فشرده‌سازی کلیه اثرات محیطی در واحد هکتار به‌طور قابل توجهی افزایش یافته در حالی‌که افزایش عملکرد ناشی از مصرف بیشتر نهاده‌ها تنها برخی از گروه‌های تأثیر را به ازای واحد عملکرد کاهش داده و در بوم‌نظام‌های پر نهاده علی‌رغم عملکرد بیشتر، پتانسیل گرمایش، پتانسیل پرغذایی، تخلیه منابع و سمیت برای انسان بر حسب تن دانه گندم بیشتر از دو نظام دیگر می‌باشد، دلایل این تفاوت بین سطوح مصرف نهاده توسط نصیری محلاتی و کوچکی (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a) بررسی شده است.

جدول ۲- خلاصه نتایج LCA در سه نوع بوم نظام تولید گندم کشور در دو واحد کارکردی (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a)

Table 2- Summary of LCA results for 3 types of wheat production systems calculated in two functional units (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a)

		واحد کارکردی Functional unit (ha)			واحد کارکردی Functional unit (t)		
گروه تاثیر Impact category	واحد Unit	Low input کم نهاده	Medium input متوسط نهاده	High input پر نهاده	Low input کم نهاده	Medium input متوسط نهاده	High input پر نهاده
پتانسیل گرمایش Global warming potential	kg CO_2 eq	1594.2	2250.3	2911.4	613.8	670.1	691.2
پتانسیل اسیدی شدن Acidification potential	kg SO_4 eq	9.73	12.49	14.97	3.75	3.72	3.55
پتانسیل پرغذایی Euthrofication potential	kg PO_4	1.64	2.44	3.99	0.63	0.75	1.02
تخلیه منابع غیر قابل تجدید Resource deplation	GJ eq	15.38	20.54	27.14	5.92	6.12	6.44
کاربری زمین Land use	m^2	10000	10000	10000	3850.2	2977.7	2374.3
سمیت انسانی Human ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	511	576	801	196.7	171.5	190.2
سمیت آبی Aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	231.4	249.7	266.9	89.1	74.4	63.4
سمیت خشکی Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0.610	0.690	0.810	0.235	0.205	0.192

شدت فشرده‌سازی نظام‌های تولید گندم در استان‌ها

میانگین عملکرد نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده در ۱۴ استان تحت بررسی به‌ترتیب ۴۱۵۱، ۳۳۵۲ و ۲۵۵۲ کیلوگرم در هکتار بود به‌علاوه به‌طور متوسط ۳۳ درصد از سطح زیر کشت این استان‌ها مربوط به نظام‌های کم نهاده، ۲۳ درصد متوسط نهاده و ۴۴ درصد نیز به نظام‌های پر نهاده تعلق داشت و بر این اساس با توجه به تفاوت در عملکرد ، به‌ترتیب ۵۲، ۲۳ و ۲۵ درصد تولید از نظام‌های پر، متوسط و کم نهاده به‌دست می‌آید (جدول ۳). با توجه به سهم نسبی سه نوع نظام در سطح زیر کشت و تولید، بخش عمده گندم کشور با الگوهای فشرده‌سازی مدیریت می‌شود. البته شدت فشرده‌سازی در تولید گندم بین استان‌های تحت بررسی تفاوت قابل توجهی داشت. برای مثال در استان تهران ۸۹ درصد از سطح زیر کشت و ۹۰ درصد تولید مربوط به نظام‌های پرنهاده بود که نشان‌دهنده درجه بالای فشرده‌سازی در این استان است. در مقابل در استان آذربایجان شرقی نظام کم نهاده ۶۵ درصد سطح زیر کشت و ۵۶ درصد تولید را به‌خود اختصاص داد و سهم نظام‌های پر نهاده از تولید و سطح کشت این استان به‌ترتیب ۲۷ و ۲۰ درصد بود (جدول ۳). سایر استان‌های کشور نیز با دامنه نسبتاً وسیعی از تغییرات درجات مختلفی از فشرده‌سازی را نشان دادند. این

www.SID.ir

Archive of SID

تنوع در مصرف نهاده‌ها باعث خواهد شد تا اثرات محیطی حاصل از چرخه حیات گندم نیز بین استان‌های کشور متفاوت شود.

جدول ۳- عملکرد و توزیع درصدی سطح زیر کشت و تولید نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده گندم در بین ۱۴ استان تحت بررسی
Table 3- Yield and percentage distribution of cultivated area and production of low, medium and high input wheat production systems for 14 studied provinces

	Yield (kg/ha) عملکرد			% in area درصد از سطح کشت			% in production درصد از تولید		
Province استان	Low input کم نهاده	Medium input متوسط نهاده	High input پر نهاده	Low input کم نهاده	Medium input متوسط نهاده	High input پر نهاده	Low input کم نهاده	Medium input متوسط نهاده	High input پر نهاده
KHZ خوزستان	1882	2111	2796	34	21	45	27	19	54
FRS فارس	2766	3228	3849	22	18	60	17	17	66
KHR خراسان رضوی	2511	2975	3648	28	24	48	22	23	55
GOL گلستان	1995	2736	3378	31	32	37	23	32	45
ESF اصفهان	3005	3604	4492	18	13	69	13	12	75
HMD همدان	2877	4065	5178	38	32	30	28	33	39
ARD اردبیل	2691	3612	4854	37	29	34	27	28	45
THR تهران	3587	4679	4967	5	6	89	4	6	90
KRS کردستان	2586	3622	4920	39	30	31	28	30	42
AZG آذربایجان غربی	2156	2786	3720	45	26	29	35	26	39
MRK مرکزی	2662	3733	4091	37	26	37	28	28	44
AZS آذربایجان شرقی	2347	2954	3698	65	15	20	56	16	27
LOR لرستان	1974	2884	4172	41	29	30	28	29	43
GAZ قزوین	2683	3933	4357	26	24	50	18	25	57
Mean میانگین	2552	3352	4151	33	23	44	25	23	52

کاربری زمین

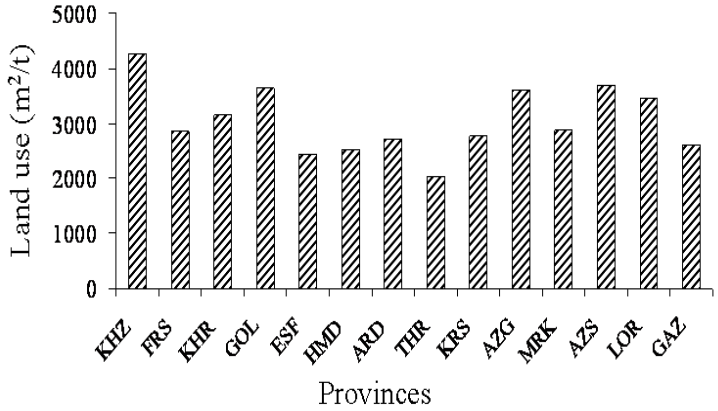
در شکل ۱ میزان زمین لازم برای تولید یک تن گندم در استان‌های مختلف کشور نشان داده شده که با تغییر مقیاس خطی بر اساس سهم هر یک از بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده محاسبه شده است. بیشترین میزان کاربری زمین (۴۲۷۱ مترمربع بر تن گندم) مربوط به استان خوزستان و کمترین کاربری زمین معادل ۲۰۴۹ مترمربع بر تن مربوط به استان تهران می‌باشد. نصیری محلاتی و کوچکی (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a) نشان دادند که میانگین میزان کاربری زمین در بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده گندم کشور به‌ترتیب ۳۸۵۰، ۲۹۷۷ و ۲۳۷۴ مترمربع بر تن دانه می‌باشد (جدول ۲). این نتایج مؤید آن است که در استان خوزستان از اراضی زراعی با کارایی کمی استفاده می‌شود و با وجودی‌که بخش عمده اراضی زیر کشت گندم این استان با الگوی پر نهاده مدیریت می‌شوند (جدول ۳)، ولی زمین لازم برای تولید یک تن گندم کمتر از میانگین نظام‌های کم نهاده کشور است. در واقع پایین بودن عملکرد گندم عامل اصلی بروز این وضعیت در خوزستان است. در مقابل در استان تهران به دلیل بالا بودن عملکرد در هر سه نوع بوم‌نظام از زمین با کارایی بیشتری بهره‌برداری می‌شود.

در مطالعات LCA کاربری زمین یکی از گروه‌های تأثیر است و هدف از ارزیابی آن بررسی پیامدهای اشغال اراضی طبیعی و تغییر دادن کیفیت آن‌ها به منظور فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (Lindeijer et al., 2002) که نتیجه آن از بین رفتن تنوع زیستی و کیفیت اولیه خاک و در نهایت کاهش کارکردهای اکوسیستم طبیعی می‌باشد (Milaí Canals et al., 2007). در روش‌های رایج LCA کاربری زمین تنها بر اساس مقدار زمین لازم برای تولید یک تن محصول سنجیده می‌شود و سایر اثرات به‌طور مستقیم مورد ارزیابی

www.SID.ir

Archive of SID

قرار نمی‌گیرند (Brentrup et al., 2001).



شکل ۱- میانگین میزان کاربری زمین برای تولید یک تن دانه گندم در استان‌های مختلف کشور که بر اساس عملکرد و سهم بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده در سطح زیر کشت هر استان محاسبه شده، مخفف اسامی استان ها در جدول ۱ ذکر شده است

Fig. 1- Mean land use for production of one ton wheat in the studied provinces, calculated based on yield and contribution of low, medium and high input systems in cultivated area of each province, abbreviation of province names are given in Table 1

البته باید توجه داشت که اگرچه با افزایش عملکرد، برای تولید هر تن محصول زمین کمتری اشغال شده و در نتیجه تأثیر کاربری زمین کاهش خواهد یافت، ولی چنانچه این افزایش عملکرد از طریق فشرده‌سازی انجام گیرد، ممکن است باعث افزایش سایر اثرات محیطی (برای مثال، گرمایش جهانی یا اسیدی شدن) شود (Charles Nassiri Mahallati & Nemecek et al., 2011a; et al., 2006 Koocheki, 2017;). در استان خوزستان ۴۵ درصد اراضی زیر کشت گندم به‌صورت پر نهاده مدیریت می‌شوند (جدول ۳)؛ در حالی‌که عملکرد نسبی گندم (میانگین استان به میانگین کشور) در این استان ۰/۷۵ است (جدول ۱) که در نتیجه کارایی استفاده از زمین علی‌رغم فشرده‌سازی پایین است (شکل ۱). چنین وضعیتی در مقایسه استان‌های فارس، اصفهان و همدان که به‌ترتیب ۶۰، ۶۵ و ۳۰ درصد از بوم‌نظام‌های گندم آن‌ها پر نهاده می‌باشد نیز به‌خوبی مشهود است، عملکرد نسبی استان فارس و اصفهان به‌ترتیب ۱/۱۱ و ۱/۳۳ کیلوگرم بر هکتار بوده و در همدان با وجود پایین بودن سطح فشرده‌سازی ۱/۲۶ کیلوگرم بر هکتار است، ولی عملکرد گندم این استان در هر سه بوم‌نظام بیشتر از میانگین کشور می‌باشد (جدول ۳) در نتیجه تولید هر تن گندم در این استان نسبت به استان فارس زمین کمتری را اشغال می‌کند. در مقابل پایین بودن عملکرد در استان‌های آذربایجان غربی و شرقی و گلستان باعث کاهش کارایی اراضی در تولید گندم شده است (شکل ۱). بدیهی است که این تفاوت‌ها باعث بروز اختلافات قابل توجهی در سایر اثرات محیطی بین استان‌ها می‌شود.

پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) و سمیت اکولوژیکی (ECOT)

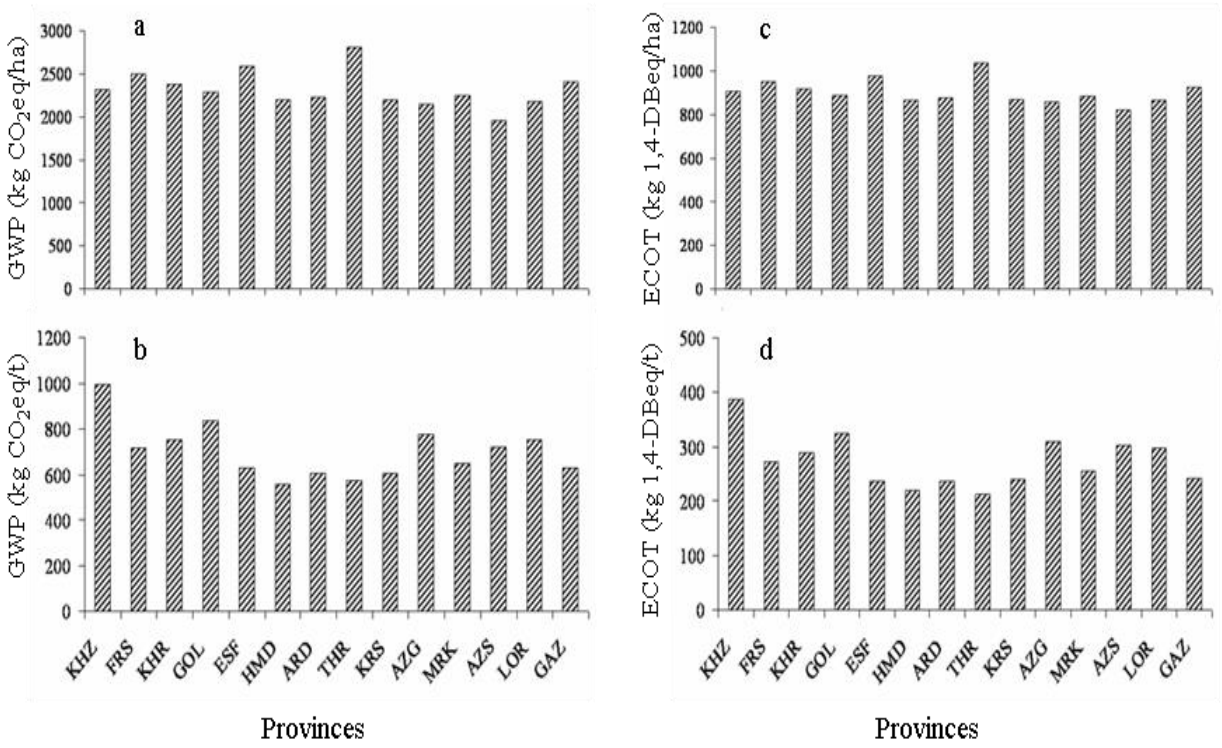
در شکل ۲ پتانسیل گرمایش و سمیت اکولوژیکی (مجموع سمیت برای انسان، محیط‌های آبی و خشکی‌ها) در استان‌های مختلف کشور ارائه شده است. محاسبه مقدار این اثرات محیطی در واحد کارکردی هکتار (شکل‌های ۲a و ۲c) نشان‌دهنده تفاوت مشابهی بین استان‌ها می‌باشد. در استان‌های تهران، اصفهان و فارس که سهم نظام‌های پر نهاده در سطح زیر کشت آن‌ها بالاست هر دو گروه تأثیر مقادیر بیشتری نسبت به سایر استان‌ها دارند. برای مثال، پتانسیل گرمایش جهانی هر هکتار از اراضی زیر کشت گندم استان تهران ۲۸۱۰ کیلوگرم معادل CO_2 برآورد شد (شکل ۲) که با توجه به سطح زیر کشت گندم در این استان بالغ بر ۱۷۱ هزار تن معادل CO_2 در سال خواهد بود، در حالی‌که این مقدار در استان آذربایجان شرقی که ۶۵ درصد اراضی زیر کشت گندم آن کم نهاده می‌باشد در حدود ۱۹۵۰ کیلوگرم معادل CO_2 در هکتار تخمین زده می‌شود (شکل ۲a).

در مورد سمیت اکولوژیکی نیز بیشترین تأثیر در هکتار مربوط به استان‌هایی بود که به‌صورت فشرده و با مصرف زیاد نهاده مدیریت می‌شوند. با تغییر واحد کارکردی به تن دانه گندم وضعیت استان‌ها در

www.SID.ir

Archive of SID

هر دو گروه تأثیر به‌طور قابل توجهی تغییر یافت (شکل‌های ۲b و ۲d). پتانسیل گرمایش همدان کمترین مقدار (۵۵۷ kg CO_2eq/t) را بین استان‌های کشور داشت و در استان خوزستان به بالاترین مقدار (۹۹۳ kg CO_2eq/t) رسید. باید توجه داشت که GWP در استان همدان در این واحد کارکردی کمتر از میانگین نظام‌های پر نهاده کشور و در استان خوزستان بیشتر از آن می‌باشد (جدول ۲).



شکل ۲- پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) و سمیت اکولوژیکی (ECOT =مجموع سمیت انسانی، محیط‌های آبی و خشکی) در بوم‌نظام‌های تولید گندم برای استان‌های تحت بررسی در دو واحد کارکردی a) کیلوگرم معادل CO_2 در هکتار، b) کیلوگرم معادل CO_2 به‌ازای تن دانه، c) کیلوگرم معادل ۱و ٤-دی کلروبنزن در هکتار، d) کیلوگرم معادل ۱و ٤-دی کلروبنزن به‌ازای تن دانه

مخفف اسامی استان‌ها در جدول ۱ ذکر شده است.

Fig. 2- Global warming potential (GWP= sum of human, aquatic and terrestrial toxicity) and ecological toxicity (ECOT) of wheat production systems in the studied provinces in two functional units a) kg CO_2 eq/ha, b) kg CO_2eq/t grain, c) kg 1, 4-DB eq/ha, d) kg 1, 4-DB eq/t grain

Abbreviation of province names are given in Table 1.

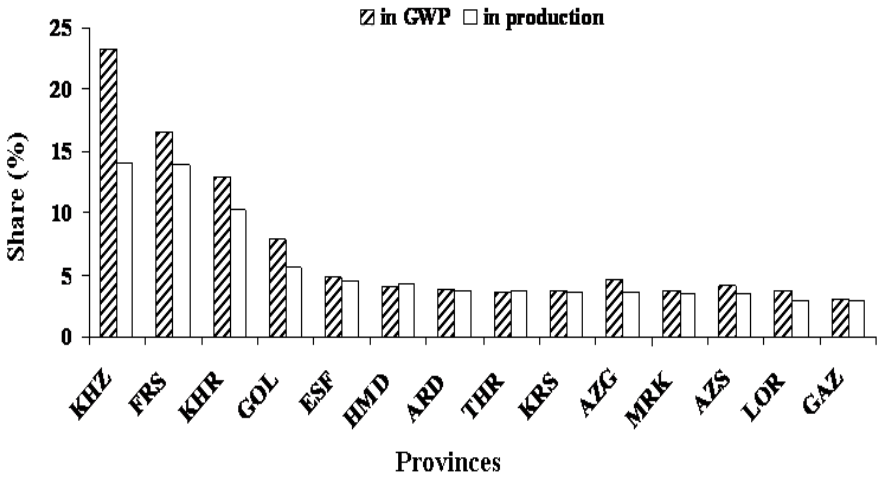
نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که از بوم‌نظام‌های گندم استان‌های تحت بررسی سالانه ۴/۷ میلیون تن معادل CO_2 به اتمسفر انتشار می‌یابد، از سوی دیگر در سال ۲۰۱۰ میلادی (۱۳۸۹ شمسی) میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از فعالیت‌های کشاورزی ایران در حدود ۳۹ میلیون تن معادل CO_2 برآورد شده است (FAO, 2013) که بر این اساس، ۱۲ درصد از این مقدار مربوط به نظام‌های تولید گندم می‌باشد. در شکل ۳ سهم هر یک از استان‌های تحت بررسی در GWP و در کل تولید گندم مقایسه شده است. نتایج حاکی از آن است که سهم تمامی استان‌ها در پتانسیل گرمایش بیشتر از سهم آن‌ها در تولید است و تنها در استان همدان سهم در تولید ۰/۳ درصد بیشتر از سهم در GWP می‌باشد، به‌علاوه استان خوزستان به تنهایی در حدود ۲۳ درصد مجموع GWP در ۱۴ استان را به‌خود اختصاص داده در حالی‌که سهم آن در تولید گندم ۱۴ درصد می‌باشد (شکل ۳).

بنابراین، به‌نظر می‌رسد که اثرات محیطی در مقیاس منطقه‌ای تابع سهم بوم‌نظام‌های کم، متوسط و پرنهاده از تولید و نیز عملکرد هر یک از این نظام‌ها می‌باشد. در مورد سمیت اکولوژیکی نتایج تا حدودی با پتانسیل گرمایش متفاوت است زیرا سمیت محیط‌های آبی و خشکی با افزایش عملکرد در نظام‌های پر نهاده کاهش می‌یابد، ولی

www.SID.ir

Archive of SID

این عملکرد بیشتر قادر به جبران اثرات گرمایشی این نظام‌ها نمی‌باشد (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017a). در نتیجه استان تهران که سهم نظام‌های پر نهاده در آن بالاتر است پایین‌ترین مقدار ECOT را بین استان‌های تحت بررسی داشت (شکل ۲d).



شکل ۳- مقایسه سهم استان‌های تحت بررسی از مجموع پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) و کل تولید گندم

مخفف اسامی استان‌ها در جدول ۱ ذکر شده است.

Fig. 3- Comparison of share in global total warming potential (GWP) and total wheat production in the studied provinces

Abbreviation of province names are given in Table 1.

نتایج بسیاری از پژوهش‌ها نشان داده است که بوم‌نظام‌های زراعی که به‌صورت فشرده مدیریت می‌شوند اثرات شدیدتری بر محیط دارند. این امر در واحد کارکردی هکتار تقریباً در تمامی مطالعات تأیید شده (Haas et al., 2001; Brentrup et al., 2004; Roy et al., 2009) و در واحد کارکردی تن نیز به‌ویژه برای پتانسیل گرمایش جهانی، پتانسیل پرغذایی و پتانسیل اسیدی شدن به اثبات رسیده است (Mosier et al., 2005; Charles et al., 2006; Nemecek et al., 2011b).

نتایج LCA به‌ویژه زمانی که در مقیاس بزرگ اجرا می‌شود معمولا با عدم قطعیت[1] همراه است (Hayer et al., 2010)، عدم قطعیت یعنی عدم اطلاع از مقدار واقعی کمیت‌های تحت بررسی. البته باید توجه داشت که عدم قطعیت با تغییرپذیری[2] که تنوع ذاتی موجود در کمیت‌های اندازه‌گیری شده می‌باشد، تفاوت دارد. در نتیجه با افزایش دقت و اندازه‌گیری یا جمع‌آوری صحیح داده‌ها می‌توان عدم قطعیت را کاهش داد، ولی تغییرپذیری معمولاً ثابت می‌ماند (Bjorklund, 2003). داده‌های مربوط به مصرف نهاده‌ها (ورودی-های سیستم)، ضرایب استفاده شده در ممیزی و برآورد اثرات محیطی همگی دارای عدم قطعیت‌های قابل توجهی هستند که نتایج را تحت تأثیر قرار خواهد داد. هافمن و همکاران (Hoffman et al., 1994) و استین (Steen, 1997) روش‌هایی را برای ارزیابی میزان عدم قطعیت در نتایج LCA ارائه کرده اند که مبنای آن‌ها آنالیز حساسیت می‌باشد.

در کنار عدم قطعیت تعیین اعتبار[3] نتایج LCA نیز موضوعی است که همواره تردیدهایی را در مورد دقت ارزیابی ایجاد می‌کند. به‌طور کلی تعیین اعتبار نمایه‌های محیطی با اعتبارسنجی مدل‌های شبیه سازی تا حدودی متفاوت است. بوکس تالر و ژیراردین (Bockstaller & Girardin, 2003) روش‌های مختلف تعیین اعتبار نمایه‌های محیطی را بررسی کرده و بیان داشتند که روش‌های آماری رایج برای این نوع نمایه‌ها کارایی چندانی ندارند و مشاهده مستقیم یا اظهارنظر افراد خبره معیارهای مناسب‌تری برای اعتبارسنجی نمایه‌های محیطی می‌باشند.

در شکل ۲ تنها دو گروه تأثیر محیطی (پتانسیل گرمایش و

1- Uncertainty
2- Variability
3- Validation

www.SID.ir

Archive of SID

سمیت اکولوژیکی) نشان داده شده است. با این حال، مقایسه استان‌ها از نظر مجموع اثرات محیطی به دلیل تفاوت‌های موجود دشوار می‌باشد، بدیهی است مقایسه هفت گروه تأثیر بین ۱۴ استان به‌مراتب دشوارتر خواهد بود و در نتیجه به روش دقیق‌تری برای مقایسه مجموعه اثرات محیطی بین استان‌ها نیاز است.

مقایسه استان‌ها با تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA)

در جدول ۴ ضرایب مؤلفه‌های اصلی برای هفت گروه تأثیر در دو واحد کارکردی ارائه شده است. نتایج PCA نشان داد که در واحد کارکردی تن دانه مؤلفه‌های اصلی اول و دوم (PC_1 و PC_2) به‌ترتیب ۷۳ و ۱۱ درصد و در مجموع ۸۴ درصد از کل واریانس داده‌ها را توصیف کردند. در واحد کارکردی هکتار PC_1 ۸۱ و PC_2 ۱۲ درصد (در مجموع ۹۳ درصد) را در بر داشتند، بنابراین، در ادامه مقایسه بین استان‌ها در هر دو واحد کارکردی بر اساس ضرایب این دو مؤلفه انجام شد. با استفاده از ضرایب ارائه شده در جدول ۴ امتیاز یا امتیاز هر استان از مجموع هفت اثر محیطی محاسبه شد. برای مثال، امتیاز استان iام در مؤلفه اول ($S_i(PC_1)$) و دوم ($S_i(PC_2)$) با استفاده از معادله‌های ۳ و ۴ به‌دست می‌آید:

معادله (۳)

$$S_i(PC_1)= -0.16GWP_i+0.78AP_i-0.63EUP_i+0.63RD_i+0.68HT_i+0.55AT_i-0.44TT_i$$

معادله (۴)

$$S_i(PC_2) = 0.61GWP_i+0.09AP_i-0.12EUP_i+0.56RD_i+0.19HT_i+0.23AT_i-0.36TT_i$$

در این معادلات، مقدار اولیه هر یک از اثرات محیطی برای هر استان در ضریب مربوط به آن گروه تأثیر ضرب شده و حاصل جمع آن‌ها امتیاز کل استان را مشخص می‌سازد. لازم به ذکر است که هنگام مقدارگذاری در این معادلات، معمولاً از مقادیر استاندارد شده استفاده می‌شود. برای مثال، پتانسیل گرمایش استاندارد شده استان iام (GWP_i) برابر خواهد بود با تفاضل مقدار اولیه GWP در استان iام از میانگین GWP همه استان‌ها تقسیم بر انحراف معیار GWP.

جدول ٤- ضرایب (بار) مؤلفه‌های اصلی (PC1 تا PC7) برای هفت گروه تأثیر در دو واحد کارکردی مختلف

Table 4- Coefficient (loadings) of principal components (PC1-PC7) for 7 impact groups in two functional units

	واحد کارکردی (تن) FU =t							واحد کارکردی (هکتار) FU =ha						
Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
GWP	-0.16	0.61	0.11	-0.07	0.21	0.49	0.06	-0.34	0.59	0.34	0.09	0.44	-0.15	0.12
AP	0.78	0.09	0.13	-0.17	0.09	0.20	0.14	0.71	0.32	0.11	0.17	0.23	0.06	0.22
EUP	-0.63	0.12	0.14	-0.22	0.61	0.17	0.25	-0.41	0.19	0.09	0.67	0.14	0.32	0.07
RD	0.63	0.56	-0.15	-0.10	0.33	0.16	0.22	-0.66	0.15	0.01	0.21	0.07	-0.71	0.19
HT	0.68	0.19	-0.08	0.04	0.35	0.06	0.54	0.75	0.39	0.13	0.18	0.16	-0.22	0.16
AT	0.55	0.23	-0.06	0.65	0.22	0.34	0.01	0.59	0.37	0.61	0.06	0.31	0.19	0.21
TT	-0.44	0.36	0.21	0.46	0.34	0.55	0.02	0.53	0.38	0.17	0.23	0.82	0.20	0.09

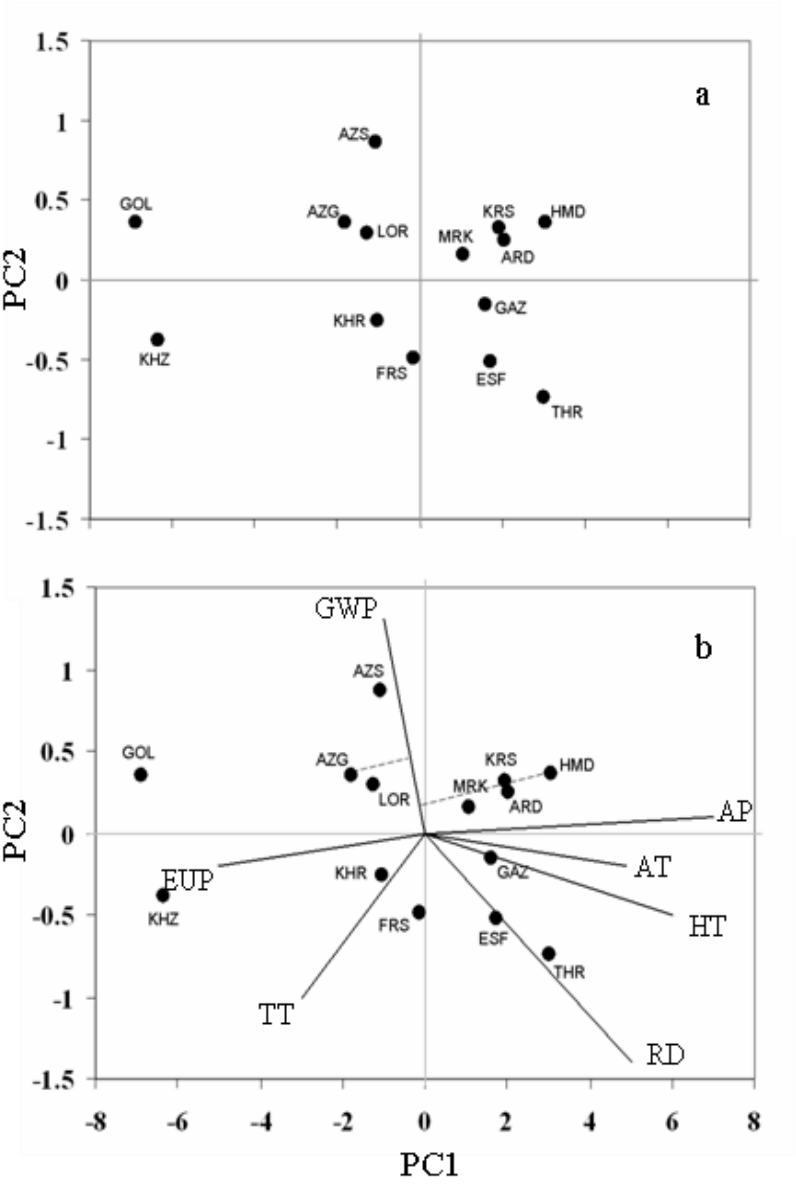
GWP: پتانسیل گرمایش جهانی، AP: پتانسیل اسیدی شدن، EUP: پتانسیل پرغذایی، HT: سمیت برای انسان، AT: سمیت در محیط آبی، TT: سمیت در محیط خشکی و RD: تخلیه منابع غیر قابل تجدید.

GWP: global warming potential, AP: acidification potential, EUP: eutrophication potential, HT: human ecotoxicity, AT: aquatic ecotoxicity, TT: terrestrial ecotoxicity and RD: non-renewable resource depletion.

به این ترتیب، برای هر استان دو امتیاز استاندارد شده برای دو مؤلفه اصلی اول و دوم به‌دست خواهد آمد که با رسم مقادیر این امتیازات می‌توان استان‌ها را با هم مقایسه کرد. در شکل ۴a امتیاز ۱۴ استان برای مجموع هفت گروه تأثیر در واحد کارکردی تن دانه گندم ارائه شده است. در این نمودار استان‌هایی که مختصات آن‌ها بر روی هر دو مؤلفه به هم نزدیک باشند را می‌توان در یک گروه قرار داد. در نتیجه کردستان، اردبیل از نظر اثرات محیطی حاصل از بوم‌نظام‌های تولید گندم در یک گروه قرار گرفته و استان‌های مرکزی و همدان را نیز می‌توان در این گروه جای داد؛ در حالی‌که اصفهان و تهران شباهت بیشتری داشته و در گروه جداگانه‌ای قرار می گیرند. بر اساس این نمودار استان‌های خوزستان، گلستان و آذربایجان شرقی کاملاً از سایر استان‌ها مجزا بوده و در گروه مشخصی جای نمی‌گیرند. باید توجه داشت که PCA نظیر اغلب روش‌های آماری چند متغیره نوعی روش توصیفی است و لذا قرار دادن استان‌ها در گروه‌های مشابه به استنباط محقق بستگی دارد. به بیان دیگر، در روش‌های توصیفی آزمون معنی‌داری برای تشخیص تفاوت‌ها انجام نمی‌شود.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ٤- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی جهت مقایسه بین استان‌ها در واحد کارکردی تن دانه گندم a) نمودار امتیاز استان‌های تحت بررسی از ۷ گروه تأثیر، b) بای پلات حاصل از امتیاز استان‌ها و بردار مربوط به هر یک از گروه‌های تأثیر

GWP: پتانسیل گرمایش جهانی، AP: پتانسیل اسیدی شدن، EUP: پتانسیل پرغذایی، HT: سمیت برای انسان، AT: سمیت در محیط آبی، TT: سمیت در محیط خشکی و RD: تخلیه منابع غیر قابل تجدید.

Fig. 4- Results of principal component analysis for comparison between provinces with ton wheat grain as functional unit a) score plot of provinces for 7 impact groups, b) biplot showing the vectors of impact groups superimposed into the score plot of provinces

GWP: global warming potential, AP: acidification potential, EUP: eutrophication potential, HT: human ecotoxicity, AT: aquatic ecotoxicity, TT: terrestrial ecotoxicity and RD: non-renewable resource depletion.

نمودار امتیازها (شکل 4a) وضعیت استان‌ها را از نظر مجموع گروه‌های تأثیر مقایسه می‌کند، چنانچه بتوان تفاوت یا شباهت استان-ها برای هر یک از گروه‌های تأثیر را نیز بررسی نمود، اطلاعات جامع‌تری به‌دست خواهد آمد. در شکل 4b که به بای پلات[1] یا نمودار دوتایی موسوم است نمودار امتیازها و بردار مربوط به هر یک از گروه-

1- Biplot

www.SID.ir

Archive of SID

های تأثیر بر هم منطبق شده‌اند. بردار گروه‌های تأثیر دارای زاویه‌ای با دو مؤلفه اصلی اول و دوم هستند که ضرایب مؤلفه‌های اصلی برای هر گروه تأثیر (جدول ۴) کسینوس این زوایا می‌باشند. طول بردارها نیز نشان‌دهنده مقدار نسبی تغییراتی است که توسط هر گروه تأثیر در دو مؤلفه اول و دوم توصیف می‌شود. برای مثال، در شکل ۴b طول بردار مربوط به سمیت در محیط‌های آبی (AT) کوتاه‌تر از بردار سایر گروه‌های تأثیر می‌باشد. به عبارت دیگر، مؤلفه‌های اصلی اول و دوم مقدار کمتری از تغییرات آن را توصیف کرده‌اند، ضرایب ارائه شده در جدول ۴ نیز نشان می‌دهند که در مورد AT ضریب مؤلفه اصلی چهارم (PC_4) بزرگتر از ضرایب PC_1 و PC_2 می‌باشد.

برای مثال، در شکل ۴b طول بردار مربوط به سمیت در محیط‌های آبی (AT) کوتاه‌تر از بردار سایر گروه‌های تأثیر می‌باشد. به عبارت دیگر، مؤلفه‌های اصلی اول و دوم مقدار کمتری از تغییرات آن را توصیف کرده‌اند، ضرایب ارائه شده در جدول ۴ نیز نشان می‌دهند که در مورد AT ضریب مؤلفه اصلی چهارم (PC_4) بزرگتر از ضرایب PC_1 و PC_2 می‌باشد.

در بای پلات برای مقایسه استان‌ها می‌توان خطی فرضی از موقعیت هر استان بر بردار یک گروه تأثیر عمود کرد. فاصله بین محل برخورد خطوط عمودی برآوردی از میزان شباهت بین استان‌ها در آن گروه تأثیر می‌باشد. برای مثال، در شکل ۴b خطوط عمود بر بردار پتانسیل گرمایش (GWP) برای استان‌های آذربایجان غربی و همدان رسم شده تا بتوان تفاوت پتانسیل گرمایش بین این دو استان را مقایسه کرد (یادآوری می‌شود که این مقایسات توصیفی می‌باشند).

در شکل ۵ اثرات محیطی ۱۴ استان‌های تحت بررسی در واحد کارکردی هکتار مقایسه شده‌اند. نمودار امتیازها (شکل ۵a) حاکی از آن است که تشابه استان‌ها در این گروه کارکردی با آنچه در واحد کارکردی تن مشاهده شد تفاوت دارد، موقعیت استان‌های تهران و آذربایجان شرقی کاملاً متمایز است و سایر استان‌ها را می‌توان در دو گروه جای داد. بای پلات (شکل ۵b) نیز نشان‌دهنده شباهت استان‌ها در اغلب گروه‌های تأثیر است، برای مثال، استان‌های همدان، اردبیل، لرستان، مرکزی، کردستان همگی پتانسیل پرغذایی مشابهی دارند در حالی‌که در واحد کارکردی تن دانه تفاوت بارزتری بین استان‌ها مشهود بود.

گروه‌های تأثیر معمولاً دارای همبستگی بالایی با یکدیگر هستند زیرا منابع ایجاد اثرات محیطی غالباً مشترک هستند (Nemecek et al., 2011a). برای مثال، مصرف سوخت‌های فسیلی عامل اصلی تخلیه متابع غیر قابل تجدید می‌باشد و در عین حال، گازهای حاصل از مصرف آن‌ها باعث ایجاد پتانسیل گرمایش می‌شود (Tzilivakis et al., 2005; Gasol et al., 2007; Meisterling et al., 2009). این همبستگی‌ها مقایسه اثرات محیطی را با روش‌های رایج آماری دشوار می‌سازد در حالی‌که تجزیه به مؤلفه‌های اصلی این متغیرها را از هم مستقل می‌کند. نتایج نشان داد که PCA روش قابل قبولی برای گروه‌بندی اثرات محیطی در مقیاس منطقه‌ای می‌باشد، زیرا در مقیاس بزرگ پیامدهای محیطی تابع سهم هر یک از نظام‌های کم، متوسط و پر نهاده از سطح زیر کشت هر استان و عملکرد آن‌ها می‌باشد. به‌علاوه به‌نظر می‌رسد که گروه‌بندی بر اساس تن دانه (شکل ۴) توصیف بهتری از تفاوت بین استان‌ها ارائه می‌کند. هاس و همکاران (Haas et al., 2000) نیز نشان دادند شاخص‌هایی که اثرات محیطی را بر مبنای هکتار گزارش می‌کنند، برای ارزیابی در مقیاس محلی مناسب‌اند وارزیابی بر مبنای واحد عملکرد برای مطالعه پیامدهای محیطی در مقیاس بزرگ کارایی بیشتری دارد. در واقع، در مقیاس‌های کوچک (برای مثال، مزرعه) به‌دلیل یکنواختی روش‌های مدیریت، تغییرات اندکی در عملکرد مشاهده می‌شود، در حالی‌که در مقیاس منطقه‌ای تغییرات عملکرد به‌دلیل تنوع روش‌های مدیریت بسیار زیاد می‌باشد و در نتیجه برآورد اثرات محیطی بر حسب تن محصول مناسب‌تر خواهد بود (van der Werf & Petit, 2002).

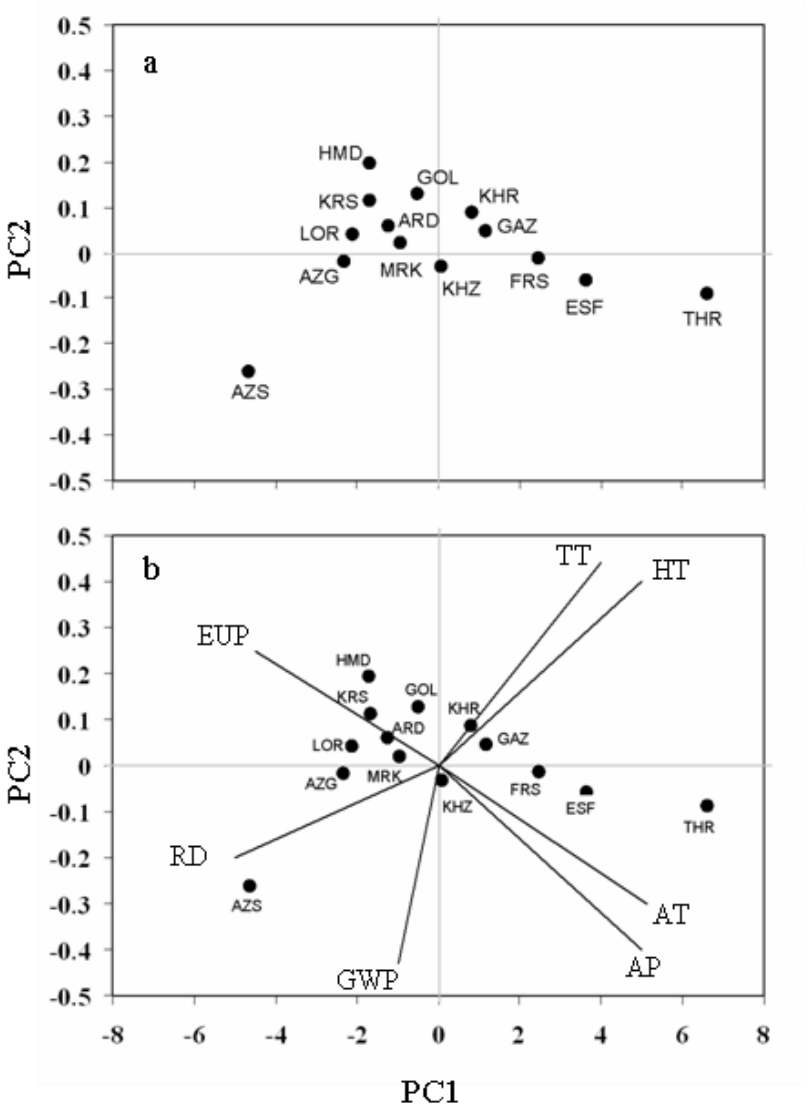
دالگارد و همکاران (Dalgaard et al., 2003) ارزیابی پایداری بوم‌نظام‌های زراعی به‌وسیله شاخص‌هایی که صرفاً بر اساس انتشار مواد به محیط طراحی شده‌اند (نظیر LCA) را به‌عنوان اگرواکولوژی سخت[1] قلمداد کردند.

این محققان همچنین بیان داشتند که اگرواکولوژی نرم[2] باید دربرگیرنده عوامل اقتصادی و اجتماعی مرتبط با تولید نیز باشد. با توجه به این مفهوم به‌نظر می‌رسد که در مقیاس منطقه‌ای ارزیابی اثرات محیطی بر مبنای اگرواکولوژی نرم اطلاعات دقیق‌تری را از فرآیندهای بوم‌نظام فراهم می‌سازد (Dalgaard et al., 2003).

1- Hard agroecology
2- Soft agroecology

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۵- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی جهت مقایسه بین استان‌ها در واحد کارکردی هکتار a) نمودار امتیاز استان‌های تحت بررسی از ۷ گروه تأثیر، b) بای پلات حاصل از امتیاز استان‌ها و بردار مربوط به هر یک از گروه‌های تأثیر

GWP: پتانسیل گرمایش جهانی، AP: پتانسیل اسیدی شدن، EUP: پتانسیل پرغذایی، HT: سمیت برای انسان، AT: سمیت در محیط آبی، TT: سمیت در محیط خشکی و RD: تخلیه منابع غیر قابل تجدید.

Fig. 5- Results of principal component analysis for comparison between provinces with ha as functional unit a) score plot of provinces for 7 impact groups, b) biplot showing the vectors of impact groups superimposed into the score plot of provinces

GWP: global warming potential, AP: acidification potential, EUP: eutrophication potential, HT: human ecotoxicity, AT: aquatic ecotoxicity, TT: terrestrial ecotoxicity and RD: non-renewable resource depletion.

پایاودو و واندرورف (Payraudeau & van der Werf, 2005) ضمن مقایسه روش‌های مختلف ارزیابی اثرات محیطی بوم‌نظام‌های کشاورزی اظهار داشتند که با تغییر مقیاس از مزرعه به سطوح بزرگتر برخی صفات نوظهور[1] بروز خواهد کرد که نتایج ارزیابی محیطی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. برای مثال، تبادل تراکتور، ادوات کشاورزی و بذر بین کشاورزان از جمله جنبه‌های اقتصادی-اجتماعی رایج در

1- Emerging properties

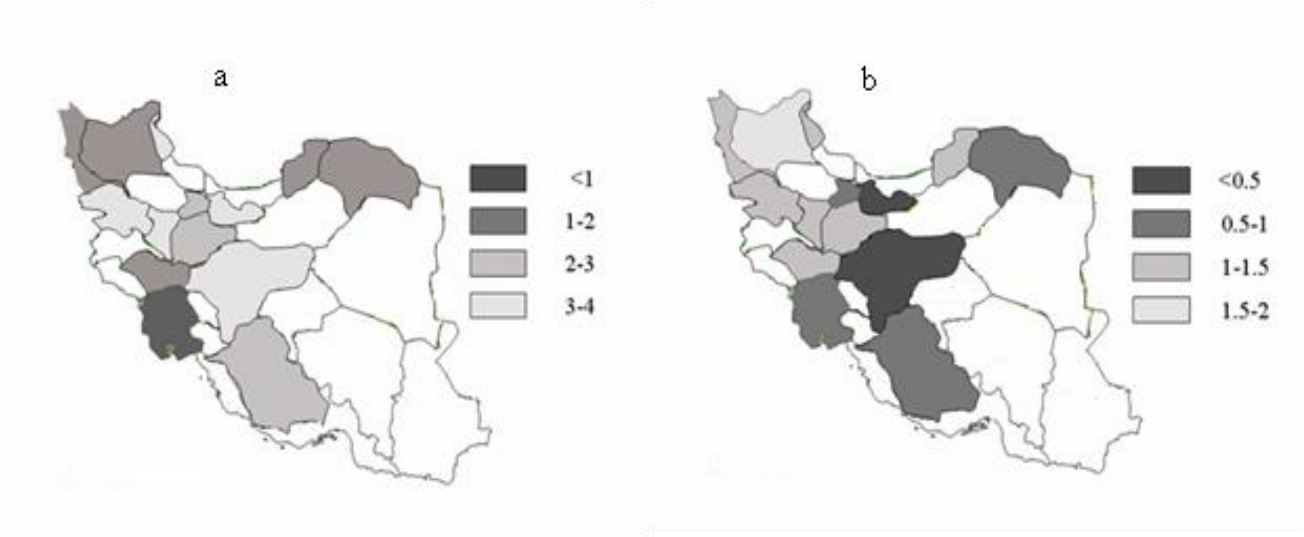
www.SID.ir

Archive of SID

روستاها می‌باشد که در محاسبات رایج LCA منظور نشده ولی نتـایج ارزیابی را در مقیاس بزرگ تغییر خواهد داد.

شاخص نرمال محیطی

استان‌های تحت بررسی بر اساس شـاخص نرمـال محیطـی (I_N) بسته به واحد کارکردی در گروه‌های متفاوتی قرار گرفتنـد (شـکل ۶). در واحد کارکردی تن دانه مقدار I_N برای استان خوزستان برابـر صـفر بود به بیان دیگر کلیه گروه‌های تأثیر در این استان بیشترین مقـدار را داشتند. در مقابل مقدار این شاخص در استان همدان ۳/۵۷ و بزرگتـر از سایر استان‌ها بود. این نتایج نشان می‌دهد که تولید هر تن گنـدم از بوم‌نظام‌های این استان کمترین اثرات محیطی را در بـین ۱۴ اسـتان تحت بررسی دارد. استان‌های تهران (I_N=۳/۴۵)، اردبیـل (I_N=۳/۰۹)، اصفهان (I_N=۳/۰۶) و کردستان (I_N=۳/۰۴) پس از همدان بـه‌ترتیـب پیامدهای محیطی کمتری را به‌ازای تولید یک تن گندم به‌جای مـی-گذارند (شکل 6a).



شکل ٦- گروه بندی استان‌های تحت بررسی بر اساس مقدار شاخص نرمال محیطی در دو گروه کارکردی a) تن دانه گندم و b) هکتار

Fig. 6- Classification of the studied provinces based on normalized environmental index in two functional units a) ton wheat grain and b) hectare

در واحد کارکردی هکتار استان تهران با I_N معادل صفر کمتـرین مقدار این شاخص را در بین ۱۴ استان داشـت، بنـابراین، کشـت هـر هکتار گندم در این استان بالاترین پیامدهای محیطی را در مقایسه بـا سایر استان‌ها به‌همراه دارد. استان اصفهان (I_N=۰/۴۵) بعـد از تهـران در رتبه دوم ار نظر صدمات محیطی ناشی از کشت یک هکتـار گنـدم قرار گرفت. این وضعیت به‌دلیل بالا بودن سهم بوم‌نظام‌های پر نهـاده در سطح زیر کشت گندم در این دو استان می‌باشد. در مقابل در استان آذربایجان شرقی که سهم بوم‌نظام‌های کم نهاده در اراضی زیر کشت گندم آن زیاد است I_N معادل ۱/۷۴ برآورد شد که بالاترین مقدار ایـن شاخص (در واحد هکتار) بین ۱۴ استان می‌باشد (شکل 6b).

شاخص نرمال محیطی که تلفیقـی از مجمـوع گـروه‌هـای تـأثیر می‌باشد معیار ساده و در عین حال، قابل قبولی برای مقایسه سیستم-های تولید در مقیاس‌های مختلـف مـی‌باشـد، بـه‌عـلاوه گـروه‌بنـدی استان‌ها با این شاخص تا حد زیادی بـا نتـایج PCA انطبـاق داشـت. تزیلواکیس و همکاران (Tzilivakis et al., 2005) با استفاده از ایـن شاخص ۱۳ سناریوی مختلف تولید چغندرقند (*Beta vulgaris* L.) در انگلسـتان را مقایسـه کـرده و بهتـرین سـناریو را بـا بیشـترین بـازده اقتصادی و کمترین اثرات محیطی معرفی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان داد که در مناطقی از کشـور کـه نظـام‌هـای متوسـط نهـاده بـا عملکرد بالا بیشترین سهم را از سطح زیر کشت دارند، اثرات محیطی تولید گندم حداقل خواهد بود. البته همان‌گونه که پیشتر نیز ذکـر شـد این نتایج به‌طور ذاتی دارای نوعی عدم قطعیت می‌باشند. برای مثـال، در اغلب مطالعـات LCA بـرآورد میـزان انتشـار نیتـروژن بـر اسـاس ضرایبی می‌باشد که در منابع علمی گزارش شده است (Brentrup et

www.SID.ir

Archive of SID

al., 2001). شرودر و همکاران (Schroder et al., 2003) با مدل-سازی بیلان نیتروژن در مقیاس مزرعه نشان دادند که تخمین میزان تلفات اشکال مختلف نیتروژن بدون آگاهی از عوامل مؤثر بر آن در مقیاس مکانی بزرگتر از دقت کافی برخوردار نمی‌باشد. البته در دستورالعمل ISO آزمون عدم قطعیت بر روی نتایج از الزامات اجرای LCA نمی‌باشد، با این حال، محققین روش‌هایی را برای کاهش و کنترل این مشکلات ارائه کرده‌اند (Bjorklund, 2003).

اثرات محیطی حاصل از تولیدات زراعی ابعاد زمانی و مکانی متفاوتی دارند. برای مثال، پتانسیل گرمایش ناشی از انتشار گازهای گلخانه‌ای بدون توجه به محل انتشار ابعاد جهانی داشته و در بازه زمانی ۱۰۰ ساله برآورد می‌شود. در حالی‌که پتانسیل اسیدی شدن یا پرغذایی در وهله اول اکوسیستم‌های طبیعی مجاور را تحت تأثیر قرار می‌دهد. برای مثال، در شکل ۶ مشاهده می شود که تولید گندم در استان‌های تهران و اصفهان اثرات محیطی شدیدی در پی دارد. با این‌حال، دامنه گسترش این اثرات به‌درستی مشخص نمی‌باشد. بنابراین، آگاهی از ابعاد مکانی بروز اثرات محیطی نیز حائز اهمیت است. استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) روش مناسبی برای ارزیابی اثرات محیطی در مقیاس منطقه‌ای است. بنگستون و همکاران (Bengtsson et al., 1998) با ارائه چارچوبی نشان دادند کیه براساس توزیع مکانی فعالیت‌های کشاورزی می‌توان توزیع مکانی اثرات محیطی ناشی از آن را به‌وسیله GIS مشخص نمود. البته این محققین بیان داشتند که تحقق این امر مستلزم وجود داده‌های مکانی مربوط به روش‌های مدیریت در مقیاس بزرگ می‌باشد که جمع‌آوری آن بسیار دشوار است.

رابطه عملکرد و اثرات محیطی

در شکل ۷ تغییرات شاخص نرمال محیطی به‌عنوان تابعی از عملکرد گندم در دو واحد کارکردی نشان داده شده است. در واحد کارکردی تن دانه (شکل ۷a) کمترین مقدار I_N مربوط به پایین‌ترین عملکرد می‌باشد، با افزایش عملکرد I_N به سرعت افزایش یافت و در عملکردهای بالاتر از چهار تن در هکتار به ثبات رسید. در واحد کارکردی هکتار (شکل ۷b) روند معکوسی مشاهده شد، I_N تا عملکرد سه تن در هکتار ثابت بود، ولی در عملکردهای بالاتر از سه تن در هکتار کاهش یافت و نهایتاً در بالاترین عملکرد به صفر رسید.

شواهد موجود از اجرای LCA برای محصولات مختلف زراعی حاکی از آن است که نیتروژن مهمترین عامل در بروز کلیه اثرات محیطی به‌ویژه اسیدی شدن، پرغذایی، گرمایش جهانی و تخلیه منابع غیر قابل تجدید می‌باشد (Brentrup et al., Charles et al., 2006; 2004). در همین ارتباط تزیلواکیس و همکاران (Tzilivakis et al., 2006) نشان دادند که در سیستم‌های تولید چغندر کشور انگلستان بین ۱۸ تا ۵۰ درصد از انرژی مصرفی مربوط به تولید کودهای نیتروژنی است و این انرژی ۱۵ تا ۴۸ درصد از پتانسیل گرمایش این نظام‌ها را شامل می‌شود. همچنین با اجرای LCA در سه منطقه از فرانسه همبستگی مثبت و معنی‌داری (۰/۹۶ تا r=۰/۹۸) بین میزان مصرف نیتروژن و پتانسیل گرمایش جهانی گزارش شده است (Nemecek et al., 2015). از سوی دیگر، عملکرد گندم نیز به‌شدت تابع میزان نیتروژن بود؛ در حالی‌که کارایی جذب و مصرف این نهاده در نظام‌های تولید گندم کشور پایین می‌باشد (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2017b). بنابراین، بهینه‌سازی مصرف نیتروژن از طریق مدیریت اکولوژیک این نهاده راهکار مناسبی برای دستیابی به عملکرد بالا توأم با کاهش پیامدهای محیطی می‌باشد (Keating et al., 2010).

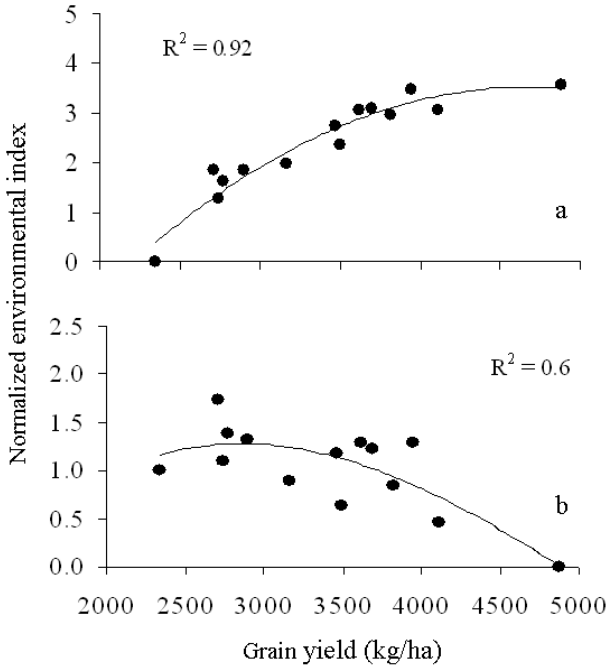
نتایج ارائه شده در شکل ۷ نشان می‌دهد که در شرایط حاکم بر نظام‌های تولید گندم آبی کشور حد بهینه‌ای از عملکرد (در حدود ۳/۵ تن در هکتار) وجود دارد که در آن اثرات محیطی نیز در هر دو واحد هکتار و تن دانه مطلوب می‌باشند و افزایش عملکرد به بالاتر از این سطح از طریق فشرده‌سازی (به‌ویژه مصرف کودهای نیتروژنی) به دلیل پایین بودن کارایی سیستم در استفاده از منابع باعث تشدید اثرات محیطی خواهد شد. البته افزایش کارایی سیستم بدون مصرف نهاده بیشتر و نیز جایگزینی نیتروژن با رهیافت‌های اکولوژیک موجب تخفیف اثرات محیطی و حفظ عملکرد در سطح مطلوب خواهد شد.

محققین در کشورهای مختلف بوم‌نظام‌های زراعی که با روش-های فشره، غیرفشرده و ارگانیک مدیریت می‌شدند را با استفاده از LCA مقایسه کرده‌اند (Nemecek et al., Haas et al., 2001; 2011a) نتایج این پژوهش‌ها نشان می‌دهد که در واحد کارکردی تن مدیریت غیر فشرده و ارگانیک بر مدیریت فشرده برتری دارد و دلیل اصلی آن کاهش یا عدم مصرف کود نیتروژنی در این نظام‌ها می‌باشد، البته پتانسیل گرمایش جهانی در نظام‌های ارگانیک به‌طور جزیی بیشتر از سایر نظام‌ها می‌باشد. بر اساس گزارش هیئت بین دول تغییر اقلیم (IPCC, 2006) میزان انتشار N_2O از سیستم‌های ارگانیک با

www.SID.ir

Archive of SID

مصرف زیاد کودهای دامی بیشتر از نظام‌هایی است که با روش رایج مدیریت می‌شوند، IPCC میزان انتشار این گاز از کودهای دامی را ۱/۴ درصد به‌ازای هر کیلوگرم نیتروژن موجود در کود گزارش کرده که در حدود ۱۱ درصد بیشتر از N_2O منتشر شده از هر کیلوگرم نیتروژن با منشاء شیمیایی می‌باشد.



شکل ۷- رابطه شاخص نرمال محیطی و عملکرد گندم در دو واحد کارکردی a) تن دانه و b) هکتار

داده‌ها مربوط به ۱۴ استان تحت بررسی می‌باشند.

Fig. 7- Relation between normalized environmental index and wheat yield in two functional units a) ton grain and b) hectare

data points shows 14 provinces.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش پیامدهای محیطی حاصل از تولید گندم در ۱۴ استان کشور از طریق ارزیابی چرخه حیات مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که در مقیاس ملی، عملکرد و درجه فشرده‌سازی بوم‌نظام‌ها عوامل اصلی کنترل‌کننده اثرات محیطی می‌باشند و استان‌هایی که در آن‌ها سهم نظام‌های پر نهاده از سطح زیر کشت بالاست اثرات محیطی شدیدتری ایجاد می‌کنند. به‌طور کلی، تولید گندم در استان‌های همدان، کردستان و اردبیل در هر دو واحد کارکردی هکتار و تن دانه کمترین پیامدهای محیطی را به همراه دارد و در مقابل استان خوزستان که بیشترین سهم را در تولید و سطح زیر کشت گندم در کشور دارد، بیشترین اثرات محیطی را در ازای تولید هر تن دانه به جای می‌گذارد. تحقق پایداری در بوم‌نظام‌های کشاورزی مستلزم وجود نوعی تعادل بین عوامل اقتصادی–اجتماعی و جنبه‌های محیطی می‌باشد و دستیابی به این تعادل در گرو افزایش عملکرد با حداقل اثرات محیطی خواهد بود. در بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور افزایش عملکرد از طریق فشرده‌سازی نتیجه‌ای جز تشدید اثرات محیطی نخواهد داشت. بنابراین، علاوه بر کاهش میزان مصرف انرژی و نهاده‌های خارجی، به‌کارگیری رهیافت‌های اکولوژیکی نظیر افزایش کارایی استفاده از منابع، اجرای صحیح تناوب‌های زراعی، افزایش ماده آلی خاک، کاهش شخم و عملیات خاک‌ورزی، عملکرد را نیز افزایش داده و به‌تدریج پیامدهای محیطی را تخفیف خواهد داد.

قدردانی

بودجه این تحقیق از محل اعتبار طرح پژوهه شماره ۱/۱۴۹۲۶ مورخ ۸۹/۴/۱ توسط معاونت پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده که بدین‌وسیله سپاسگزاری می‌شود.

www.SID.ir

Archive of SID

منابع

Anderson, T.W. 1984. An Introduction to Multivariate Statistical Analysis. John Wiley & Sons, New York.

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. (In Prsian with English Summary)

Bengtsson, M., Carlson, R., Molander, S., and Steen, B. 1998. An approach for handling geographical information in life cycle assessment using a relational database. Journal of Hazardous Materials 61: 67–75.

Bjorklund, A.E. 2003. Survey of approaches to improve reliability in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 7(2): 64-72.

Bockstaller, C., and Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems 76: 639–653.

Bouman, B.A.M., Jansen, H.G.P., Schipper, R.A., Nieuwenhuyse, A., Hengsdijk, H., and Bouma, J. 1999. A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales. Agriculture, Ecosystems and Environment 75: 55-73.

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): 265-79.

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.

Dalgaard, T., Halberg, N., and Porter, J. 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.

Dalgaard, T., Hutchings, N.J., and Porter, J.R. 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Agriculture, Ecosystems and Environment 100: 39-51.

Deike, S., Pallutt, B., Melander, B., Strassemeyer, J., and Christen, O. 2008. Long-term productivity and environmental effects of arable farming as affected by crop rotation, soil tillage intensity and strategy of pesticide use: a case-study of two long-term field experiments in Germany and Denmark. European Journal of Agronomy 29: 191–199.

FAO, 2013. FAO Statistical Yearbook 2013: World Food and Agriculture. FAO, Rome.

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

Grace, J., Van Gardingen, P.R., and Luan, J. 1997. Tackling Large-scale Problems by Scaling up. In: Gardingen, P.R., Foody, G.M., Curran, P.J. (Eds.), Scaling-up From Cell to Landscape. Society for Experimental Biology. Seminar Series 63, Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 0-521-47109-5 p. 7–16, 386 pp.

Haas, G., Wetterich, and Fand Geier, U. 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. The International Journal of Life Cycle Assessment 5(6): 345-348.

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.

Hayer, F., Bockstaller, C., Gaillard, G., Mamy, L., and Nemecek Strassemeyer, T.J. 2010. Multi-criteria Comparison of Eco-toxicity Models Focused on Pesticides. In: Notarnicola, B. (Ed.), 7th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector. Bari, Italy p. 305–310.

Heller, M.C., and Keoleian, G.A. 2003. Assessing the sustainability of the US food system: a life cycle perspective. Agricultural Systems 76: 1007–1041.

Hoffman, L., Weidema, B., Kristiansen, K., and Ersboll, A. 1994. Statistical analysis and uncertainties in relation to LCA, Special Reports No. 1, LCA-Nordic, Nordic Council of Ministers, Report 1995:503, Copenhagen.

Hülsbergen, K.J., Feil, B., and Diepenbrock, W. 2002. Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of along-term experiment. Field Crops Research 77: 61-76.

www.SID.ir

Archive of SID

Huppes, G., and Ishikawa, M. 2005. A framework for quantified eco-efficiency analysis. Journal of Industrial Ecology 9: 25-41.

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.

Jackson, J.E. 1991. A User's Guide to Principal Components. John Wiley & Sons, New York.

Keating, B.A., Carberry, P.S., Bindraban, P.S., Asseng, S., Meinke, H., and Dixon, J. 2010. Eco-efficient agriculture: concepts, challenges and opportunities. Crop Science 50 (Supplement 1): S-109–S-119.

Khoshnevisan, A., Rafiee, S., Omid, M., Keihani, A., and Movahedi, M. 2013. Evaluation of energy and environmental indices of potato crop using life cycle assessment: A case study on Fereidon shahr county, Isfehan province. Iranian Journal of Biosystem Engineering 44(1): 57-66. (In Persian with English Summary)

Lindeijer, E., Mu¨ller-Wenk, R., and Steen, B. 2002. Impact Assessment of Resources and Land Use. In: Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Steen, B., Udo de Haes, HA., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klo¨pffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, EW., Mu¨ ller-Wenk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J., Steen, B. (Eds.). Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice. Pensacola, USA: SETAC; p. 11–64.

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.

Milaí Canals, L.J., Romanya, 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, 2010. Ministry of Jehad-e-Keshavarzi of Iran, Statistical Database. Crop Production Statistics 1389-90. www.maj.ir/portal/Home/Default.aspx (In Persian)

Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Peterson, G.A., Robertson, G.P., and Sherrod, L. 2005. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems 72(1): 67-76.

Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2017a. Life cycle assessment (LCA) for wheat production systems of Iran: 1-Comparison of inputs level. Journal of Agroecology 9(4): 972-992. (In Persian with English Summary)

Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2017b. Trend analysis of nitrogen use and productivity in cereal production systems of Iran. Journal of Agroecology, 9(2): 360-378. (In Persian with English Summary)

Nemecek, T, Hayer, F., Bonnin, E., Carrouée, B., Schneider, A., and Vivier, C. 2015. Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. European Journal of Agronomy 65: 40-51.

Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D., and Gaillard, G. 2011a. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104: 217-232.

Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., and Chervet, A. 2011b. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. Agricultural Systems 104: 233-245

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.

Payraudeau, S., and Van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. Agriculture, Ecosystems and Environment 107: 1-19.

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

Sands, G.R., and. Podmore, T.H. 2000. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 79: 29–41.

Schroder, 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.

Steen, B. 1997. On uncertainty priority setting and sensitivity of LCA-based. Journal of Cleaner Production 5(4): 255-262.

Stein, A., Riley, J., and Halberg, N. 2001. Issues of scale for environmental indicators. Agriculture, Ecosystems and Environment 87(2): 119–259.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., and Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive

www.SID.ir

Archive of SID

production practices. Nature 418: 671-677.

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 Werf, H.M.G., and Petit, J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. Agriculture, Ecosystems and Environment 93: 131–145.

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.

www.SID.ir

Archive of SID

Journal of Agroecology
Vol. 10, No. 1, Spring 2018, p. 48-68

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۱۰، شماره ۱، بهار ۱۳۹۷، ص. ۶۸-۴۸

Life Cycle Assessment (LCA) for Wheat Production Systems of Iran: 2- Spatial Comparison over the Country

M. Nassiri Mahallati[1] and A. Koocheki[1*]

Submitted: 12-04-2015
Accepted: 16-06-2015

Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2018. Life Cycle Assessment (LCA) for wheat production systems of Iran: 2- Spatial comparison over the country. Journal of Agroecology 10(1): 48-68.

Introduction

Life cycle assessment (LCA) is a well-known and accurate method for comparison of environmental impacts of human activities including different agricultural management systems. Since agricultural activities are known as an important source of environmental pollution and greenhouse gas emission, LCA have been extensively applied for several tree and crop species around the country. However, these researches are generally conducted at field or district scales and due to variation in agronomic practices and input levels, the results cannot extended to regional or national level. In this paper using spatial upscaling method the results of LCA for wheat production systems with different level of inputs were extended to province and the results were subjected to statistical classification methods for comparison of impacts between provinces.

Materials and Methods

In this research the results of LCA for low, medium and high input wheat production systems of the country were upscaled to 14 provinces, details on LCA analysis of these systems is provided. For each province contribution of three management systems in cultivated area and wheat yield were extracted from official databases. Using these data the intensity of seven impact groups available from LCA were estimated for each province by linear upscaling method as described. Standardized values of seven impact categories over 14 provinces were subjected to principal component analysis (PCA) to compare provinces for overall impacts and separately for each impact category. In addition a normalized environmental index which integrates all impacts in a single index was calculated for direct comparison between provinces.

Results and Discussion

Results indicated that studied provinces had wide range of land use efficiency. Khozestan province with 18% of country wheat production had the lowest land use efficiency where 4271 m^2 land is needed per ton wheat grain while it was the lowest (2079 m^2) in Tehran. The highest per hectare global warming potential and ecotoxicity was obtained for Tehran province where contribution of high input systems in total cultivated area was at the maximum. However, per ton grain Hamadan and Khozestan provinces had respectively, the lowest and the highest global warming potential. Classification with principal component analysis (PCA) showed that difference between provinces in addition to yield, was highly related to the percentage distribution of low, medium and high input systems in total cultivated area. Comparison of provinces with a normalized environmental index showing the integrated effects of seven impact groups confirmed the results of PCA. Based on the results, taking into account all impact categories, production of one ton wheat grain in Hamadan had the lowest environmental impact between 14 provinces and Khozestan showed the highest impacts for production of the same amount of grain yield. In wheat production systems in Iran with high input management, increasing yield level above 4 t ha^{-1} may result to severe per hectare environmental impacts which cannot be compensated for by yield increment.

1- Professor, Department of Agronomy and Plant Breeding, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.
(*- Corresponding author Email: akooch@um.ac.ir)
DOI:10.22067/jag.v10i1.45791

www.SID.ir

Archive of SID

Conclusion

It is concluded that at current level of resource use efficiency in wheat production systems of the country, increasing wheat yield through intensification is not a reliable approach and will be led to strict environmental consequences.

Keywords: Intensification, Life Cycle Assessment, Normalized Environmental Index, Principal Component Analysis, Scaling

www.SID.ir