نشریه زراعت و فناوری زعفران
جلد ۷، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۸ ص. ۲۰۶-۱۸۵

Saffron Agronomy & Technology
Vol. 7, No. 2, Summer 2019, P. 185-206

## مقاله علمی – پژوهشی

# بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید زعفران (*Crocus sativus* L.) تحت تأثیر اندازه زمین با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

**سرور خرم دل[1*]، مهدی نصیری محلاتی[2]، فاطمه معلم بنهنگی[3] و عبداله ملافیلابی[4]**

**تاریخ دریافت:** ۱۰ اردیبهشت ۱۳۹۷ **تاریخ پذیرش:** ۱۸ شهریور ۱۳۹۷

خرم دل، س.، نصیری محلاتی، م.، معلم بنهنگی، ف.، و ملافیلابی، ع. ۱۳۹۸. بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید زعفران (*Crocus sativus* L.) تحت تأثیر اندازه زمین با استفاده از ارزیابی چرخه حیات. زراعت و فناوری زعفران، ۷(۲): ۱۸۵-۲۰۶.

## چکیده

ارزیابی چرخه حیات (LCA) راهکاری شناخته شده و دقیق برای مقایسه اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های مختلف شامل مدیریت نظام-های کشاورزی است. از آنجا که نوع نهاده‌هادر کشاورزی نقش مهمی در بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی و انتشار گازهای گلخانه‌ای دارد، LCA به طور گسترده‌ای برای ارزیابی این اثرات در محصولات زراعی مورد استفاده قرار می‌گیرد. هدف این مطالعه، بررسی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید زعفران در استان خراسان رضوی تحت تأثیر اندازه زمین (کمتر از ۰/۵، ۱-۰/۵ و بیشتر از ۱ هکتار) با استفاده از LCA بود. نهاده‌های مصرفی طی سال‌های اول تا ششم با استفاده از پرسشنامه (۱۳ مزرعه از هر اندازه زمین) جمع‌آوری شد. LCA بر اساس روش ISO14044، در چهار گام شامل مشخص‌سازی اهداف و حوزه عمل، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج محاسبه گردید.واحد کارکردی معادل یک کیلوگرم گل در نظر گرفته شد. گروه‌های تأثیرمورد مطالعه شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون (در محیط‌های خشکی و آبی) بود. در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت (Ecox) محاسبه شد. برای سنجش قابلیت روایی پرسشنامه، ضریب آلفای کرونباخ محاسبه گردید. نتایج نشان داد که ضریب آلفای کرونباخ برابر با ۸۴٪=α محاسبه گردید. میانگین پتانسیل گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی به ترتیب ۱۱۵/۴۱±۵۳/۴۱ کیلوگرم معادل $CO_2$، ۰/۳۵±۰/۱۶ کیلوگرم معادل $SO_2$، ۰/۵۸±۰/۲۷ کیلوگرم معادل NOx و ۰/۲۰±۰/۰۹ کیلوگرم معادل $PO_4$ به ازای یک کیلوگرم گل محاسبه شد. بیشترین سهم انتشار گازهای گلخانه‌ای در گروه تأثیر گرمایش جهانی مربوط به $CH_4$ بود. بالاترین سهم انتشار آلاینده‌ها در گروه‌های تأثیر اوتریفیکاسیون آبی و خشکی و اسیدی شدن به $NH_3$ اختصاص داشت. به‌طور کلی، نتایج نشان داد که اندازه زمین، میزان مصرف نهاده‌ها و اثرات زیست محیطی را در واحد عملکرد گل تحت تأثیر قرارداد و گروه‌های اوتریفیکاسیون و گرمایش جهانی حساسیت بیشتری نسبت به شدت فشرده‌سازی تحت تأثیر اندازه زمین دارند، بنابراین افزایش کارایی مصرف منابع، یکی از رویکردهای مناسب برای کاهش اثرات زیست محیطی همگام با بهبود عملکرد اقتصادی در واحد سطح است.

**کلمات کلیدی:** انتشار گازهای گلخانه‌ای، فشرده‌سازی، کارایی مصرف منابع، گرمایش جهانی.

۱- دانشیار گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
۲- استاد گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
۳- دانشجوی دکتری گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
٤- استادیار گروه زیست فناوری موادغذایی، پژوهشکده فناوری‌های پیشرفته مواد غذایی، مؤسسه پژوهشی علوم و صنایع غذایی، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: khorramdel@um.ac.ir)

DOI: 10.22048/jsat.2018.129172.1296

**مقدمه**

مدیریت فشرده بوم‌نظام‌های کشاورزی روز به روز در حال افزایش است. اگرچه این بوم‌نظام‌ها با اتکاء به نهاده‌های شیمیایی، به‌نژادی و بهره‌گیری از مکانیزاسیون نقش بسزایی در تولید ایفاء کرده‌اند، ولی تبعات زیست‌محیطی نگرانی‌هایی را ایجاد نموده‌است (Kamkar & Mahdavi Damghani, 2008) که شامل تولید گازهای گلخانه‌ای، نشت بقایای کودها، آفت‌کش‌ها و سموم شیمیایی، فرسایش، کاهش تنوع زیستی و تخریب زیستگاه (Dale & Polasky, 2007; Syswerda, 2009) می‌باشند. اسکورونسکا و فیلیپک (Skowroñska & Filipek, 2014) انتشار آلاینده‌های ناشی از تولید کودهای شیمیایی را ۱/۶ تن $CO_2$ به ازای تولید یک تن $NH_3$ و ۲/۵-۲ تن $N_2O$ به ازای هر تن $HNO_3$ برآورد نمودند. در همین راستا، کوچکی و همکاران (Koocheki et al., 2014) خاطر نشان ساختند اگرچه تولید و عملکرد طی قرن اخیر بهبود یافته، ولی مشکلات زیست‌محیطی فراوانی به همراه داشته است. بر این اساس، بهره‌گیری از راهکارهای بوم‌شناختی برای ارزیابی تأثیر مدیریت زراعی در راستای کاهش اثرات زیست‌محیطی و دستیابی به توسعه پایدار امری اجتناب‌ناپذیر است.هنلی و همکاران (Hanley et al., 1999) تعیین پیامدهای زیست-محیطی را برای بهبود شرایط اجتماعی و ارتقاء راهکارهای حفظ محیط‌زیست توصیه نمودند. اگلتورپ و همکاران (Oglethorpe et al., 2000) نشان دادند ارزیابی وضعیت بوم‌نظام‌های زراعی می‌تواند برای بهبود راهکارهای مدیریتی مفید واقع گردد.

ارزیابی وضعیت نظام‌های کشاورزی به منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی موجب بهبود کیفی مدیریت ودستیابی به توسعه پایدار می‌شود (Rathke & Diepenbrock, 2006). اکرت و همکاران (Eckert et al., 1999) بیان داشتند بررسی عملکرد زیست‌محیطی نظام‌های تولید برای ارزیابی وضعیت پایداری ضروری می‌باشد. اگرچه ارزیابی انرژی در بوم‌نظام‌های کشاورزی رهیافتی سودمند جهت بررسی کارایی مصرف انرژی، مشکلات زیست‌محیطی و ارتباط آن‌ها با پایداری محسوب می-شود (Giampietro et al., 1992)، ولی نمی‌تواند درک کاملی از وضعیت بوم‌نظام ارایه نماید (Rahimizadeh et al., 2007). در این راستا با توجه به دامنهٔ کارکردهای رهیافت ارزیابی چرخه حیات (LCA)[۱]، این روش مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی درجه پایداری فعّالیّت‌های مختلف کشاورزی معرفی شده است (Brentrup et al., 2001; Brentrup et al., 2004a, b; Finkbeiner et al., 2006; Roy et al., 2005; Roy et al., 2009).

LCA که به عنوان روشی کارآمد جهت بررسی وضعیت مدیریت بوم‌نظام مطرح شده، به بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید محصول اصطلاحاً از گهواره تا گور[۲] می‌پردازد (Finnveden et al., 2009). LCA ابزاری برای شناسایی، کمی‌سازی و ارزیابی پتانسیل اثرات زیست‌محیطی از تولید تا مصرف است که بر اساس دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها تعیین می‌شود (Brentrup & Palliere, 2008; Kopiński, 2012; Brentrup et al., 2004a; Roy et al., 2005; Roy et al., 2009). به بیان دیگر، LCA با بررسی اثرات زیست‌محیطی در قالب چند گروه تأثیر مشخص می‌نماید که تولید بیشترین اثرات منفی را در قالب کدام گروه زیست محیطی بر جای می‌گذارد (Bojacá et al., 2014). مسترلینگ و همکاران (Meisterling et al., 2009) با مقایسه تولید گندم در سیستم‌های ارگانیک و رایج در آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی با محاسبه LCA نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در سیستم ارگانیک نسبت به رایج، ۳۰ کیلوگرم

۱- Life cycle assessment

۲-Cradle to grave

معادل $CO_2$ کمتری تولید می‌کند. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004a) بیان داشتند که ارزیابی پایداری نظام‌های تولید امری ضروری می‌باشد و در مجموع، با توجه به کارکردها و دامنهٔ استفاده از LCA، بهره‌گیری از این رویکرد را رهیافتی مناسب برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در فعّالیّت‌های کشاورزی توصیه کردند. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2001) معتقدند که با محاسبه LCA می‌توان مشکلات نظام‌های تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را مرتفع نمود. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004b) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر کود نیتروژن در تولید گندم با استفاده از LCA گزارش نمودند که باافزایش مصرف نیتروژن، شاخص نهایی LCA افزایش یافت. همچنین در سطوح پایین مصرف کود، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالا، اوتریفیکاسیونمهمترین گروه‌های تأثیر بودند. در ایران طی سال‌های اخیر ارزیابی چرخه حیات بر روی برخی محصولات زراعی انجام شده که از جمله آن‌ها می‌توان به اجرای LCA برای گندم (Fallahpour et al., 2012; Khorramdel et al., 2014)، جو (Fallahpour et al., 2012; Khorramdel et al., 2015)، برنج (Khorramdel et al., 2017)، سیب زمینی (Esmaeilpour et al., 2015)، تولیدات گلخانه ای استان تهران (Banaeian et al., 2011) اشاره کرد. البته این مطالعات عمدتاً در مقیاس منطقه‌ای انجام شده‌اند و به‌نظر می‌رسد که با بررسی اثرات محیطی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی بر اساس واحد محصول اقتصادی به ویژه برای محصولات بومی ضروری بوده و اطلاعات جامع‌تری بدست خواهد آمد.

بر این اساس، با در نظر گرفتن ارزش اقتصادی زعفران (Zohary & Hopf, 1994) به‌عنوان گیاه بومی استان خراسان (Kafi et al., 2002; Koocheki, 2004)، مشخص است توسعه کشت و کار این گونه می‌تواند نقش بسزایی بر اشتغال زایی و ارزآوری به همراه داشته‌باشد (Kafi et al., 2002; Koocheki, 2004). از طرف دیگر، توجه یک سویه به عملکرد و افزایش مصرف نهاده‌های شیمیایی باعث تشدید اثرات زیست-محیطی شده است؛ به طوری‌که آمار و اطلاعات نشان‌دهنده مصرف نهاده‌های شیمیایی و اجرای عملیات خاکورزی فشرده در نظام‌های تولید در استان خراسان رضوی می‌باشد (Koocheki et al., 2014). خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2018) دامنه تبعات منفی مزارع زعفران در استان خراسان رضوی شامل انتشار گازهای گلخانه‌ای و جریان نیتروژن و فسفر را به ترتیب $۱۸/۵۴\times۱۰^{۶}$- تا $۸/۱۸\times۱۰^{۶}$- و $۵/۱۸\times۱۰^{۶}$- تا $۴/۰۷\times۱۰^{۶}$- ریال در هکتار در سال گزارش نمودند.

هر فعالیت کشاورزی زمانی از نظر اکولوژیکی پایدار خواهد بود که میزان منابع تخلیه شده و آلودگی‌های انتشار یافته تحت تأثیر این فعالیت بوسیله محیط 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 جانبه‌ای که بتواند تمام اثرات زیست محیطی را بطور همزمان در بر گیرد، مستلزم استفاده از معیارهای تلفیقی است. از طرف دیگر، از آنجا که امروزه بدلیل کاهش نزولات آسمانی و عدم اطمینان از بارندگی‌ها توجه به سمت وارد کردن گونه‌های کم‌آب و بومی به ویژه زعفران در الگوهای کشت توجه کشاورزان را به خود جلب کرده است و تغییرات اقلیمی و گرم شدن زمین باعث بهبود شرایط در مناطق مختلفی از کشور شده است، ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام‌های تولید این گیاه مبنای مناسبی را برای مدیریت بهینه و بهره‌برداری پایدار آن فراهم می‌سازد. از طرفی از آنجا که عمده کشاورزان زعفران‌کار خرده‌پا هستند و سطح مزارع این گیاه در استان خراسان به عنوان قطب اصلی

تولید آن متفاوت بوده به طوری‌که مقادیر متفاوتی نهاده‌ها و عملیات زراعی را در زراعت آن به کار می‌گیرند که این امر می‌تواند عملکرد و اثرات زیست‌محیطی را تحت تأثیر قرار دهد، بنابراین، هدف از اجرای این مطالعه بررسی اثرات زیست محیطی نظام تولید زعفران تحت تأثیر اندازه زمین در استان خراسان رضوی با استفاده از LCAبود.

## مواد و روش‌ها

به منظور جمع‌آوری اطلاعات، نهاده‌های مصرفی در مزارع زعفران در استان خراسان رضوی (شامل مشهد، نیشابور، تربت جام و تربت حیدریه و گناباد) طی سال‌های اول تا ششم با استفاده از پرسشنامه (۱۳ مزرعه شش ساله از هر اندازه زمین (کمتر از ۰/۵، ۱-۰/۵ و بیش از ۱ هکتار)) تعیین و برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی با انجام تغییراتی از روش ISO14044 (ISO, 2006; Brentrup et al., 2004a) استفاده شد.

گروه‌بندی از طریق آنالیز خوشه‌ای (کلاستر) بر روی داده‌های موجود انجام و مزارع بر مبنای حداقل ۶۰ درصد تشابه خوشه‌بندی شدند. بر اساس این اطلاعات مزارع تولید زعفران در استان خراسان رضوی بسته به اندازه زمین در سه گروه کمتر از ۰/۵، ۱-۰/۵ و بیش از ۱ هکتار گروه‌بندی شدند.

بر اساس این روش، LCA در چهار گام شامل مشخص‌سازی اهداف و حوزه عمل ۱، ممیزی چرخه حیات ۲، ارزیابی تأثیر چرخه حیات۳ و تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج ۴ محاسبه شد (شکل ۱).

«واحد کارکردی (FU)[۵]» که نشان‌دهنده معیار کمی از کارکرد بوم‌نظام می‌باشد (Charles et al., 2006; Brentrup et al., 2004a)، معادل یک کیلوگرم گل زعفران در نظر گرفته شد. لازم به ذکر است از آنجا که تعدادی از زعفران‌کاران محصول خود را به صورت گل می‌فروختند، لذا واحد کارکردی بر اساس وزن گل به عنوان واحد کارکردی مدنظر قرار گرفت.

مرز های سیستم برای محاسبه LCA از مبدأ تولید مواد اولیه تا خروجی مزرعه[۶]در نظر گرفته شد (شکل ۲)، بدین معنی که پیآمدهای محیطی مربوط به ساخت نهاده‌های ورودی به مزرعه (ماشین آلات، بذر و نهاده‌های شیمیایی) در محاسبات منظور شد، ولی از اثرات زیست‌محیطی ناشی از فرآیند های بعد از برداشت (حمل و نقل، بسته‌بندی و توزیع گل و کلاله) صرف‌نظر شد.

**مشخص‌سازی اهداف و حوزه عمل**

در مرحله اول نهاده‌ها به ازای واحد کارکردی تعیین شدند (شکل ۲). مهمترین عامل در این مرحله، تعیین مرزهای سیستم و واحد کارکردی می‌باشد (Brentrup et al., 2004a; Kowalski et al., 2007).

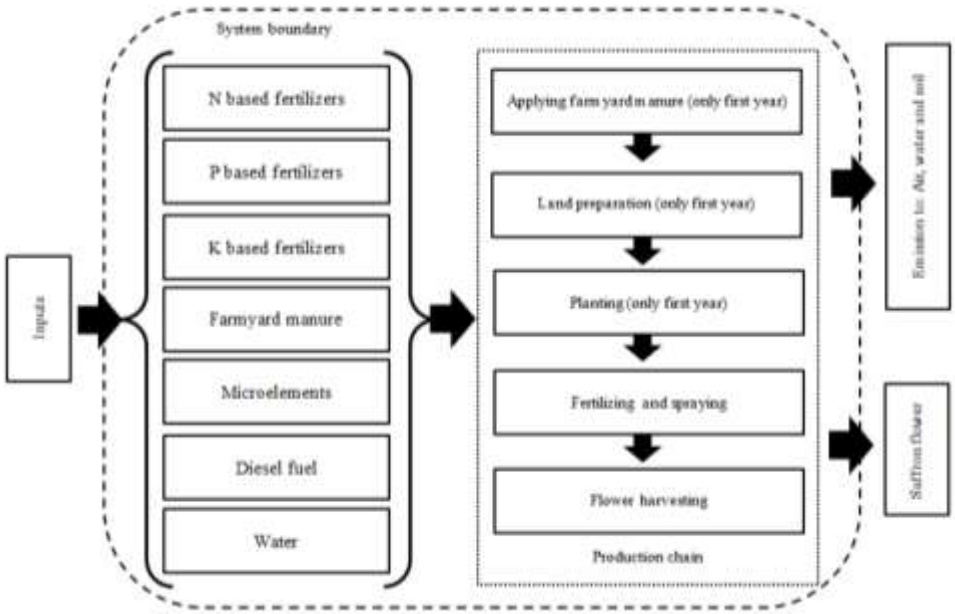
**ممیزی چرخه حیات (LCI)**

این مرحله شامل جمع‌آوری، تجزیه و تحلیل و ممیزی نهاده‌ها و خروجی‌ها (اعم از انتشار مواد به محیط زیست) است (Skowroñska & Filipek, 2014) که بر حسب واحد کارکردی تعیین شدند (Brentrup et al., 2001).

**ارزیابی تأثیر چرخه حیات**

به منظور تجزیه و تحلیل نتایج مرحله ممیزی، ضریب ویژه‌ای[۷] (CF) برای گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون در نظام‌های خشکی و آبی تعریف شد (Finkbeiner et al., 2006; Brentrup et al., 2004a) (جدول ۱).

۱- Objectives and definition of scope
۲- Life cycle inventory
۳- Life cycle impact assessment
۴- Integration and interpretation
۵- Functional unit
۶- Cradle to gate
۷- Characteristic factor




**شکل ۲- مرزهای سیستم نظام تولید زعفران**

**Figure 2- The system boundary for saffron production systems.**

**گرمایش جهانی**

این گروه تـأثیر از طریـق بـرآورد تولیـد و انتشـار گازهـای گلخانه‌ای شامل $CO_2$، $CH_4$ و $N_2O$ محاسبه و بر اساس معادل کیلوگرم $CO_2$ یکسان‌سازی شد (ISO, 2006).

**اسیدی شدن**

شاخص مربوط به ایـن گـروه تـأثیر کـه بـر اسـاس معـادل کیلوگرم $SO_2$ یکسان‌سازی می‌شود، بـر مبنـای میـزان املـاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد شد (Brentrup et al., 2004a; Biswas et al., 2008).

**اوتریفیکاسیون**

منبع تشدیدکننده اوتریفیکاسیون در نظام‌های خشـکی ورود $NH_3$و $NO_x$ و برای محیط‌های آبی ورود ترکیبات Nو P مـی-باشد (Brentrup et al., 2004a; Biswas et al., 2008)، بـر این اساس، این گروه در دو زیرگروه آبی و خشکی برآورد شد.

تأثیر این گروه‌ها که بسته به ماهیت ممکن است منبـع[۱] (R) یا عوامل انتشار یافته[۲] (E) باشـند، بـه ازای واحـد کـارکردی بـا استفاده از معادله ۱ تعیین شد.

۱- Resource

۲- Emission

**جدول ۱- فاکتور مشخص‌سازی (CF) برای گروه‌های تأثیر (Brentrup et al., 2004a)**

**Table 1- Characterisation factors (CF) for impact categories**

| **گرمایش جهانی** **Climate change** | | **اسیدی شدن** Acidification | | **اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی** Terrestrial eutrophication | | **اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی** Terrestrial eutrophication | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ماده Material (kg) | CF | ماده Material (kg) | CF | ماده Material (kg) | CF | ماده Material (kg) | CF |
| $CO_2$ دی‌اکسید کربن | 1 | $SO_2$ دی‌اکسید گوگرد | 1 | $NO_x$ اکسیدهای نیتروژن | 1 | P فسفر | 1 |
| $CH_4$ متان | 21 | $NO_x$ اکسیدهای نیتروژن | 0.28 | $NH_3$ آمونیاک | 5 | $NO_3$ نیترات | 0.1 |
| $N_2O$ اکسید نیتروس | 310 | $NH_3$ آمونیاک | 1.30 | | | $NO_x$ اکسیدهای نیتروژن | 0.13 |
| | | | | | | $NH_4$ آمونیوم | 0.33 |
| | | | | | | $PO_4$ فسفات | 0.0048 |
| | | | | | | $NH_3$ آمونیاک | 0.35 |
| | | | | | | N نیتروژن | 0.42 |
| | | | | | | $NO_3$-N نیتروزن به فرم نیترات | 0.42 |

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

پس از آن، نرمال‌سازی بر اساس دستورالعمل ISO و با استفاده از معادله ۲ انجام شد (Guinée, 1996; Guinée, 2001):

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

که در این معادله، $N_i$: مقدار نرمال شده شاخص گروه تأثیر $i$ به ازای واحد کارکردی، $I_i$: مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص گروه تأثیر $i$ (به ازای هر واحد کارکردی) و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد. سپس، شاخص‌های نرمال شده با استفاده از معادله ۳ موزون شدند تا شدت تأثیر آن‌ها بر حسب وزن ($W$) مربوط به هر گروه تأثیر لحاظ گردد (Brentrup et al., 2004a):

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

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

د- تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج[۱]

در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت[۲] به عنوان معیار نهایی LCA با استفاده از معادله ۴ محاسبه شد (Brentrup et al., 2004a):

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

که در آن، $Ecox$: شاخص بوم‌شناخت به ازای واحد کارکردی، $N_i$: مقدار نرمال شده مربوط به هر گروه تأثیر و $W_i$: وزن مربوط به هر یک از مقادیر $N_i$ می‌باشد.

برای سنجش قابلیت روایی[۳] پرسشنامه، ضریب آلفای کرونباخ[۴] محاسبه گردید (Cronbach, 1951).

پس از جمع‌آوری پرسشنامه‌ها، دسته‌بندی اطلاعات و

۱- Integration and interpretation

۲- Eco-Index

۳- Reliability

۴- Cronbach's Alfa

محاسبات مربوطه با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام گردید. شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Microsoft Excel 2013 رسم شدند.

## نتایج و بحث

ضریب آلفای کرونباخ برابر با ۸۴٪=α محاسبه شد که نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بوده است.

### میزان مصرف نهاده‌ها و عملکرد گل

میانگین میزان مصرف نهاده‌ها در نظام‌های تولید زعفران به ازای تولید یک کیلوگرم گل به عنوان واحد کارکردی بر اساس اندازه زمین در جدول ۲ نشان داده شده است.

**جدول ۲- مقدار نهاده‌ها طی سال‌های اول تا ششم به ازای یک کیلوگرم گل زعفران** بر اساس مساحت زمین

**Table 2- Amounts of inputs between the first to sixth years to produce 1 kg of saffron flower based on field area**

| الف) نهاده‌ها<br>A) Inputs | مساحت زمین<br>Field area (ha) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | <0.5 | 0.5-1 | >1 | میانگین<br>Mean |
| سوخت<br>Fuel (L) | 13.45±4.18 | 12.58±3.37 | 11.93±3.23 | 12.65±3.59 |
| کود دامی<br>Cow manure (t) | 0.89±0.09 | 0.67±0.056 | 0.45±0.032 | 0.67±0.059 |
| کودهای شیمیایی [1]<br>Chemical fertilizers (kg)[1] | | | | |
| الف) نیتروژن<br>A) Nitrogen | 45.59±19.87 | 37.76±15.67 | 29.94±9.98 | 37.76±15.17 |
| ب) پتاسیم<br>B) Potassium | 8.98±3.34 | 5.76±2.18 | 3.14±1.45 | 5.56±2.32 |
| ج) فسفر<br>C) Phosphorus | 23.34±11.09 | 19.88±8.78 | 9.56±6.10 | 17.59±8.66 |
| عناصر کم‌مصرف [2]<br>Micro elements (kg)[2] | 1.76±0.54 | 1.99±0.12 | 2.1±0.09 | 1.95±0.25 |
| آب<br>Water ($m^3$) | 3.98±1.78 | 2.44±1.21 | 2.13±0.98 | 2.85±1.32 |

کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب برای نیترات و نیترات آمونیوم، سوپرفسفات و سوپرفسفات تریپل و کلرید پتاسیم و سولفات پتاسیم هستند.

روی و آهن.

NPK fertilizers are urea and ammonium nitrate, angle superphosphate and triple superphosphate and potassium chloride and sulfate of potash, respectively.

Zinc and Fe.

طبق اطلاعات ارائه شده در جدول ۲ با افزایش اندازه زمین زعفران، میزان مصرف نهاده‌ها اعم از کودهای شیمیایی و دامی و آب به ازای تولید یک کیلوگرم گل کاهش و میزان مصرف عناصر کم‌مصرف افزایش یافت (جدول ۲). نیکخواه و همکاران (Nikkhah et al., 2015) نیز ارتباط بین اندازه مزرعه با انتشار گازهای گلخانه‌ای را تأیید کردند. دیگر بررسی‌ها نیز نشان داده است که مزارع بزرگتر در مقایسه با مزارع با اندازه کوچک میزان کمتری انتشار گازهای گلخانه‌ای داشتند که به میزان کمتر انرژی و نهاده (Pishgar-Komlehn et al., 2011a, b; Pishgar-Komleh et al., 2012) و بالاتر بوده شاخص مکانیزاسیون [1] (Khoshnevisan et al., 2014) نسبت داده شد. خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2018) میانگین سطح مزرعه زعفران در استان خراسان‌رضوی را ۲-۱

۱-Mechanization index

هکتار گزارش نمودند. بر این اساس، با توجه به همبستگی بین اندازه زمین با مصرف نهاده‌ها، انرژی و نسبت سودآوری و آنالیز اقتصادی (Nassiri & Singh, 2009; Pishgar-Komleh et al., 2011a, b) پیشنهاد می‌شود که از طریق یکپارچه‌سازی مزارعکوچک و سنتی زعفران، انرژی مصرفی کاهش و نسبت سودآوری و بهره‌وری افزایش یابد. به بیان دیگر، از آنجا که بیشتر کشاورزان به صورت سنتی و بر مبنای تجربه و دانش بومی اقدام به کشت زعفران می‌کنند (Koocheki, 2004) و با در نظر گرفتن وجود پتانسیل برای افزایش کارایی تولید در مزارع این گیاه در استان خراسان، پیشنهاد می‌شود با روش‌های ترویجی و مدیریتی کارآیی تولید را به ویژه در مزارع سنتی با سطح کوچک زعفران افزایش داد.همچنین از آنجا که زعفران عموماً به عنوان محصول ارزشمند نقش کلیدی در اقتصاد کشاورزان در استان خراسان ایفاء می‌نماید (Kafiet al., 2002)، یکی از مهم‌ترین صادرات غیرنفتی محسوب شده و طی دوره هشت ساله موجب بکارگیری ۲۰۵ نفر در روز در سال می‌شود (Saborbilandi & Vadiei, 2007)، پیشنهاد می‌شود با بهره‌گیری از راه‌کارهای مختلف زراعی، ژنتیکی، به‌نژادی و غیره عملکرد و تولید آن در واکنش به مصرف نهاده‌ها به ویژه در مزارع سنتی و خرده‌پا افزایش داده شود.

شاخص‌های تأثیر چرخه حیات و منشأ انتشار آلاینده‌ها میانگین شاخص‌های تأثیر چرخه حیات و منشأ انتشار آلاینده‌ها در نظام‌های تولید زعفران در گروه‌های مختلف تأثیر به ازای تولید یک کیلوگرم گل در جدول ۳ ارائه شده است.

**جدول ۳- شاخص‌های تأثیر چرخه حیات و منشأ انتشار آلاینده‌ها در گروه‌های مختلف تأثیر به ازای یک کیلوگرم گل زعفران**

**Table 3- Life cycle impact indicators and relevant hotspots of different impact categories for 1 kg saffron flower**

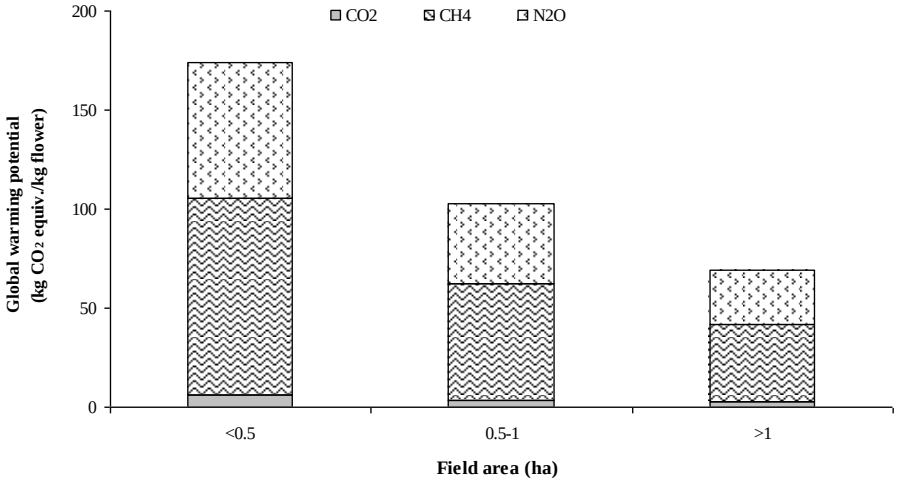
| گروه تأثیر Impact category | | واحد اندازه‌گیری Measurement units | مقدار Amount | منشأ Hotspots |
|---|---|---|---|---|
| گرمایش جهانی Global warming | | kg $CO_2$ eq. | 115.41±53.41* | کودهای دامی و شیمیایی (نیتروژن و فسفر) و سوخت‌های فسیلی Cow manure and chemical fertilizers (N, P) and diesel fuel |
| اسیدی شدن Acidification | | kg $SO_2$ eq. | 0.35±0.16 | کودهای شیمیایی (نیتروژن و فسفر) و انتشار مستقیم از احتراق سوخت‌های فسیلی Chemical fertilizers (N, P) and direct emissions from diesel fuel combustion |
| اوتریفیکاسیون Eutrophication | خشکی Terrestrial | kg $NO_x$ eq. | 0.58±0.27 | انتشار مستقیم از احتراق سوخت‌های فسیلی و کود شیمیایی نیتروژن Direct emissions from diesel fuel combustion and fertilizer N |
| | آبی Aquatic | kg $PO_4$ eq. | 0.20±0.09 | |

* انحراف معیار.

* Standard deviation.

**پتانسیل گرمایش جهانی**

بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی نظام‌های زعفران در استان خراسان رضوی برای مزارع کمتر از ۰/۵ هکتار با ۱۷۱/۹۱ کیلوگرم معادل $CO_2$ به ازای تولید یک کیلوگرم گل مشاهده شد و با افزایش اندازه زمین از کمتر از ۰/۵ هکتار به بیشتر از یک هکتار پتانسیل گرمایش جهانی ۶۰ درصد افزایش یافت (شکل ۲). میانگین پتانسیل گرمایش جهانی نظام‌های زعفران برابر با ۱۱۵/۴۱ کیلوگرم معادل $CO_2$ به ازای تولید یک کیلوگرم گل محاسبه شد (جدول ۳). در مقایسه انواع گازهای گلخانه‌ای در این گروه تأثیر، بیشترین پتانسیل به ترتیب مربوط به $CH_4$، $N_2O$ و $CO_2$ با ۵۷، ۳۹ و ۴ درصد از کل پتانسیل گرمایش جهانی بود (شکل ۳).




شکل ۳- پتانسیل گرمایش جهانی نظام‌های تولید زعفران بر اساس مساحت زمین

**Figure 3- Global warming potential of saffron production systems based on afield area.**

پتانسیل گرمایش جهانی برای جو آبی و دیم، سیب‌زمینی، برنج، زعفران و گندم به ترتیب برابر با ۸۹۸/۲۴ و ۶۰۴/۶۶ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2015)، ۶۳۸/۰۸ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به ازای یک تن غده (Esmaeilpour et al., 2015)، ۴۵۲/۰۲ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به ازای یک تن شلتوک (Khorramdel et al., 2017) و ۱۲۶۰ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به ازای یک تن شلتوک گل (Khorramdel et al., 2016) و ۸۸۹/۶۱ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2014) گزارش شده است.

مصرف انرژی در بوم‌نظام‌های زراعی به‌واسطه استفاده از نهاده‌های شیمیایی، ماشین‌های کشاورزی و روش‌های آبیاری موجب انتشارگازهای گلخانه‌ای می‌شود (Gasol et al., 2007). براساس گزارش مجمع بین‌المللی تغییرات آب و هوایی (IPPC)[1] در حدود ۱۳/۵ درصد از انتشار گازهای گلخانه‌ای مربوط به فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد (Bachmaier et al., 2010; Carozzi et al., 2013; Bacenetti et al., 2014). مصرف سوخت‌های فسیلی و اجرای خاکورزی‌های فشرده از مهم‌ترین عوامل انتشار CO2 در بوم‌نظام‌های کشاورزی محسوب می‌شوند (Dyer et al., 2003; Moudrý et al., 2013). در همین راستا، میزان انتشار $CO_2$ ناشی از مصرف سوخت‌های فسیلی معادل ۰/۰۷ کیلوگرم $CO_2$ به ازای مگاژول گزارش شده است (Wackernagel et al., 2005). از جمله دلایل مصرف بالای سوخت در مزارع زعفران، بکارگیری ماشین‌آلات فرسوده و با عمر زیاد و عدم تناسب اندازه ماشین با عملیات زراعی و مساحت مزرعه است (Seyyedan, 2004). علاوه بر این، اجرای خاک‌ورزی‌های شدید به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک موجب تلفات کربن خاک به صورت دی‌اکسید کربن می‌شود (Reicosky et al., 1995). CO2 حدود ۶۰ درصد از کل انتشارگازهای گلخانه‌ای را به خود اختصاص می‌دهد. در حالی‌که ۸۱ درصد از انتشار گازهای گلخانه‌ای متأثر از مصرف سوخت‌های فسیلی است (Teimouri et al., 2014). لال (Lal, 2004)کربن انتشار یافته تحت تأثیر عملیات خاکورزی را ۱۵/۲ کیلوگرم به ازای یک هکتار (۵۵/۷ کیلوگرم معادل $CO_2$ به ازای یک هکتار)

1- Intergovernmental Panel on Climate Change Carbon

گزارش کرد. طبق آمار مرکز تجزیه و تحلیل اطلاعات دی‌اکسید کربن (CDIAC)[۱]انتشار این گاز تحت تأثیر احتراق سوخت‌های فسیلی طی سال‌های ۱۸۷۰ تا ۲۰۱۰ میلادی به‌صورت نمایی افزایش یافته است (CDIAC, 2013). بنابر گزارش آمارهای موجود، سرانهٔ انتشار $CO_2$ در ایران از ۳/۶ تن در سال ۱۹۹۰ میلادی به ۶/۹ تن در سال ۲۰۰۸ میلادی افزایش یافته است؛ در حالی‌که طی این دوره، انتشار این گاز نسبت به تولید ناخالص داخلی در ایالات متحده و اروپا به میزان زیادی کنترل شده و حتی کاهش یافته است (IEA, 2013). طبق گزارش اُبرندورفر و رنینگز (Oberndorfer & Rennings, 2006) هزینه انتشار هر تن معادل دی‌اکسید کربن برابر ۹ یورو می‌باشد کهاین هزینه تنها مربوط به یک گروه تأثیربوده و مصرف سوخت‌های فسیلی، اثرات زیست‌محیطی در قالب سایر گروه‌های تأثیر نیز به دنبال دارد. بر این اساس، واردات تکنولوژی‌های پاک و سازگار با محیط‌زیست و خاک‌ورزی حفاظتی به‌ویژه در مزارع کوچک می‌تواند نقش مؤثری در راستای تخفیف غلظت دی‌اکسید کربن در مزارع زعفران به همراه داشته باشد (Al-Kaisi & Yin, 2005). همچنین اهتمام بخش‌های متولی کشاورزی به جایگزینی ماشین‌آلات و تجهیزات فرسوده با نو، آموزش کارشناسان و بهره‌برداران کشاورزی به منظور انتخاب توان‌های موتوری متناسب با عملیات زراعی و مساحت مزرعه و بهینه‌سازی عملیات مکانیزه زراعی، نقش مهمی در جهت کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از مصرف بالای سوخت‌های فسیلی در مزارع زعفران ایفاء می‌کنند.

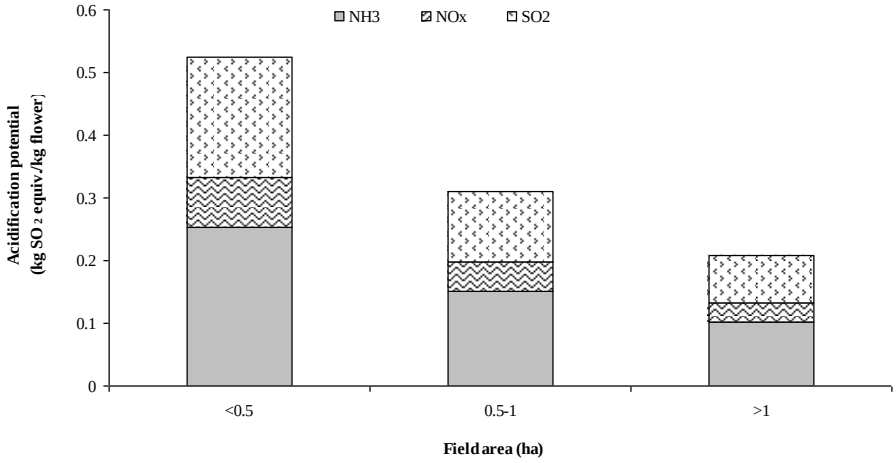
اگرچه انتشار متان از بوم‌نظام‌های زراعی غیرغرقابی معمولاً بسیار ناچیز بوده و اغلب در محاسبات منظور نمی‌شود، ولی مصرف کودهای حیوانی مهمترین منبع انتشار این گاز از مزارع است و میزان آن ۰/۳۷ گرم متان به ازای هر کیلوگرم کود حیوانی در سال گزارش شده است (Van der Hoek & Van Schijndel, 2006).در گروه تأثیر گرمایش جهانی نیز بالاترین سهم انتشار گازهار گلخانه‌ای برای این گاز محاسبه شد (شکل ۳). در شرایط غیرغرقابی (هوازی) کودهای دامی مهمترین منشاء انتشار متان در مزرعه می‌باشند (Van der Hoek & Van Schijndel, 2006) و کاربرد نسبتاً زیاد این نوع کود در بوم‌نظام‌های زعفران در استان خراسان رضوی (جدول ۲) باعث افزایش سهم این گاز در GWP شده است.

علاوه بر افزایش غلظت $CO_2$ تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی، غلظت $N_2O$ در اتمسفر به دلیل تولید و مصرف کودهای شیمیایی (Brentrup et al., 2004a)، از ۲۷۵ به ۳۱۹ پی‌پی‌بی افزایش یافته که موجب تخریب لایه ازن شده است. اکسید نیتروژن ($N_2O$) گازی با طول عمر زیاد و اثرات شدید گلخانه ای محسوب می‌شود، بطوری‌که قدرت گرمایشی هر کیلوگرم از این گاز معادل ۳۱۰ کیلوگرم $CO_2$ می‌باشد (IPCC, 2006). انتشار $N_2O$ بین ۱ تا ۲ درصد از نیتروژن مصرفی گزارش شده که البته تا ۵ درصد هم می‌رسد (Crutzen et al., 2008)، زیرا $N_2O$ در اثر دنیتریفیکاسیون تولید و از مقدار کل نیتروژن، ۳/۵ درصد تبدیل به $N_2O$ می‌شود. بر اساس برآورد مجمع بین‌الدول تغییر اقلیم (IPCC, 2006) مجموع خروجی $N_2O$ از سیستم‌های زراعی، شامل انتشار مستقیم از مزرعه (ناشی از مصرف کود) و غیرمستقیم (از طریق آبشویی نیترات و رسوب مجدد نیتروژن تصعید شده) معادل ۱/۲۵ درصد از کل نیتروژن مصرفی می‌باشد. بارکر-رید و همکاران (Barker-Reid et al., 2005) انتشار سالانه $N_2O$ از مزارع گندم دیم استرالیا را ۰/۲۷-۰/۲ کیلوگرم $N_2O$ به ازای نیتروژن مصرفی در هکتار (۰/۱۱-۰/۰۶ درصد نیتروژن مصرفی) گزارش کردند. میودری و همکاران (Moudrý et al., 2013) بیان داشتند که انتشار $N_2O$ به دلیل بالاتر بودن مصرف کود نیتروژن در بوم-

۱- Dioxide Information Analysis Center

نظام‌های رایج بالاتر از ارگانیک بود. کروتزن و همکاران (Crutzen et al., 2008) نشان دادند هرچه میزان مصرف کودهای نیتروژنی بیشتر شود سهم $N_2O$ افزایش یافته در صورتی‌که با کاهش مصرف این کودها نقش $CO_2$ در تشدید پتانسیل گرمایش بیشتر خواهد شد. بر این اساس، بنظر می‌رسد مصرف بالاتر کودهای نیتروژنه در مزارع کوچک اندازه باعث افزایش سهم انتشار این گاز به محیط شده است که پیشنهاد می‌شود از راه‌کارهای پایدار برای تخفیف انتشار آن به محیط بهره‌گیری گردد، بنابراین با توجه به این‌که پتانسیل گرمایش جهانی $N_2O$ ۳۱۰ برابر $CO_2$بوده و از آنجا که در حدود ۸۷/۲ درصد از انتشار جهانی این گاز مربوط به بخش کشاورزی می‌باشد (Signor et al., 2013)، بکارگیری راهکارهای مناسب مدیریتی به منظور کنترل مستقیم و غیرمستقیم انتشار آن، به ویژه در مزارع سنتی با اندازه کوچک به دلیل بالاتر بودن میزان انتشار و در نظر گرفتن سهم آن در تشدید گرمایش جهانی اهمیت ویژه‌ای پیدا می‌کند. به طور کلی، با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای در نظام‌های زعفران به ویژه در مزارع کوچک توصیه می‌شود از راهکارهای بوم‌شناختی همچون کاهش فشردگی و شدتعملیات خاکورزی، وارد کردن گونه‌های چند ساله و تثبیت‌کننده نیتروژن در کشت مخلوط و تناوب زراعی با زعفران و مصرف کودهای آلی به عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی بهره‌گیری گردد. مونتی و همکاران (Monti et al., 2009) کاشت گیاهان چندساله و گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن را راهکاری برای تخفیف غلظت گازهای $CO_2$، $N_2O$و $CH_4$ در گروه تأثیرگرمایش جهانی تحت تأثیر کاهش شدت خاکورزی و مصرف کودهای شیمیایی معرفی نمودند.

پتانسیل اسیدی شدن بالاترین پتانسیل اسیدی شدن نظام‌های زعفران در استان خراسان رضوی برای مزارع کمتر از ۰/۵ هکتار با ۰/۵۲۴ کیلوگرم معادل $SO_2$ به ازای تولید یک کیلوگرم گل محاسبه گردید که با افزایش اندازه زمین از کمتر از ۰/۵ هکتار به بیشتر از یک هکتار ۶۰ درصد کاهش یافت (شکل ۴). میانگین پتانسیل اسیدی شدن برای نظام‌های زعفران برابر با ۰/۳۵ کیلوگرم معادل $SO_2$ به ازای تولید یک کیلوگرم گل محاسبه گردید (جدول ۳). در مقایسه انواع آلاینده‌های گروه تأثیر اسیدی شدن بالاترین سهم به ترتیب برای $NH_3$، $SO_2$ و $NO_x$ برابر با ۴۸، ۳۶ و ۱۵ درصد بدست آمد (شکل ۴).




شکل ۴- پتانسیل اسیدی شدن نظام‌های تولید زعفران بر اساس مساحت زمین

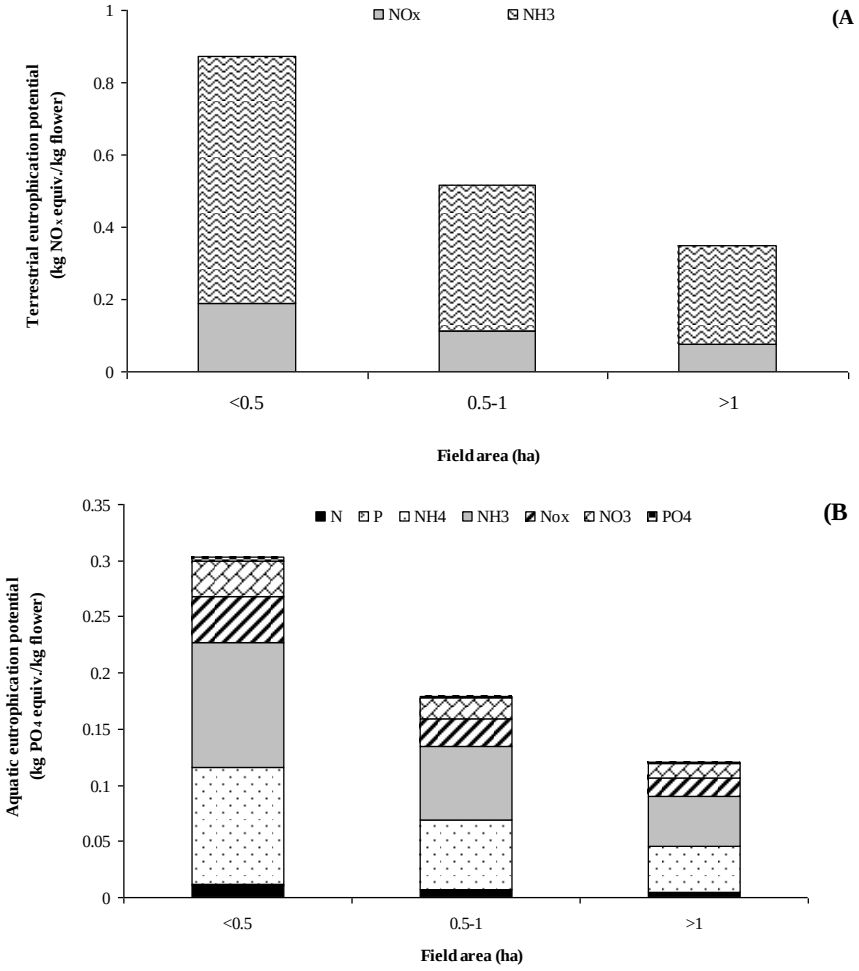
**Figure 4- Acidification potential of saffron production systems based on afield area.**

پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن برای سایر محصولات شامل جو آبی و دیم، سیب‌زمینی، برنج، زعفران و گندم به ترتیب برابر با ۱/۶۴ و ۱/۳۰ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2015)، ۰/۴۳ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به ازای یک تن غده (Esmaeilpour et al., 2015)، ۱/۳۵ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به ازای یک تن شلتوک (Khorramdel et al., 2017) و ۱۲/۵۶ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به ازای یک تن شلتوک گل (Khorramdel et al., 2016) و ۱/۵۳واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2014) برآورد شده است.

نتایج مؤید آن است از بین نهاده‌های تولید، مصرف کودهای شیمیایی بیشترین تأثیر را بر پتانسیل اسیدی شدن دارند (ECETOC, 1994). افزایش مصرف کودهای نیتروژنه و بکارگیری ماشین آلات از طریق انتشار NH3 و NOx باعث تشدید انتشار آلاینده‌های این گروه تأثیربه محیط شد و پتانسیل اسیدی شدن را افزایش داد، به طوری‌که با کاهشاندازه زمین، انتشار هر سه آلاینده‌در گروه تأثیر اسیدی شدن به صورت خطی افزایش یافت. برخی محققان دلیل این انتشار را به تبخیر نیتروژن به فرم آمونیاک و اکسیدهای نیتروژنه پس از کاربرد آن به ویژه در شرایط مصرف بالای این کود نسبت دادند (Fallahpour et al., 2012). انتشار NH3 عمدتاً ناشی از تولید و به کارگیری کودهایی با بنیان نیتروژن، ۲۰٪ از کل انتشار آلاینده‌های این گروه تأثیر را به خود اختصاص می‌دهد. بررسی‌ها نشان داده هر چه سیستم تولید فشرده‌تر باشد سهم $NH_3$ که بدلیل تصعید از کودها انتشار می‌یابد در اسیدی شدن محیط بیشتر و از سهم $NO_x$ و $SO_2$کاسته می‌شود (Brentrup et al., 2004a, b).برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004b) دریافتند که میزان انتشار NH3 به میزان زیادی وابسته به میزان مصرف کود نیتروژن است؛ به طوری‌که با افزایش مصرف نیتروژن، میزان انتشار این آلاینده گازی به محیط نیز افزایش یافت. همچنین پتانسیل آزادسازی NH3 به محیط، همبستگی قوی با مصرف کود نیتروژن به صورت شیمیایی داشت. مصرف کودهای نیتروژنی از ۲۰ کیلوگرم در هکتار در دهه ۵۰ شمسی به ۲۴۰ کیلوگرم در هکتار در دهه ۹۰ رسیده است ( Nassiri Mahalati & Koocheki, 2017) که این امر پیآمدهای محیطی جدی به همراه داشته است که تخلیه شدید منابع غیر قابل تجدید، انتشار گازهای گلخانه‌ای، زوال تنوع زیستی و آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی توسط انواع کودها و سموم شیمیایی (Haas et al., 2001) از مهمترین آنها می باشند.

**پتانسیل اوتریفیکاسیون**

بیشترین پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط‌های خشکی و آبی در نظام زعفران برای مزارع کمتر از ۰/۵ هکتار به ترتیب برابر با ۰/۸۷ کیلوگرم معادل Nox به ازای یک کیلوگرم گل و ۰/۳۰ کیلوگرم معادل PO4 به ازای یک کیلوگرم گل محاسبه شد. با کاهش اندازه زمین از کمتر از ۰/۵ هکتار به بیش از یک هکتار پتانسیل اوتریفیکاسیون برای هر دو محیط آبی و خشکی ۶۰ درصد کاهش یافت (شکل‌های ۴- الف و ب). میانگین پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط‌های آبی و خشکی در نظام زعفران به ترتیب برابر با ۰/۵۸ کیلوگرم معادل Nox به ازای تولید یک کیلوگرم گل و ۰/۲۰ کیلوگرم معادل PO4 به ازای تولید یک کیلوگرم گل محاسبه گردید (جدول ۳). سهم آلاینده‌های گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط خشکی شامل NH3 و NOx به ترتیب ۷۸ و ۲۲ درصد محاسبه گردید. سهم آلاینده‌های گروه تأثیر اوتریفیکاسیون آبی شامل $NH_3$، $NH_4$، $NO_x$، $NO_3$، N، $PO_4$ و P به ترتیب برابر با ۳۷، ۳۵، ۱۴، ۱۰، ۴، ۱و کمتر از یک درصد حاصل شد (شکل‌های ۵- الف و ب).




شکل ۵- پتانسیل اوتریفیکاسیون(الف) خشکی و (ب) آبی نظام‌های تولید زعفران بر اساس مساحت زمین

**Figure 5- (A) Terrestrial and (B) aquatic eutrophication potential of saffron production systems based on afield area.**

پتانسیل گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط آبی برای سایر محصولات شامل جو آبی و دیم، سیب‌زمینی، برنج، زعفران و گندم به ترتیب برابر با ۲/۴۲ و ۱/۶۴ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2015)، ۱/۸۰ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به ازای یک تن غده (Esmaeilpour et al., 2015)، ۰/۷۹ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به ازای یک تن شلتوک (Khorramdel et al., 2017) و ۷/۹۲ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به ازای یک تن شلتوک گل (Khorramdel et al., 2016) و ۲/۱۴ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2014) و برای این محصولات در خصوص گروه تأثیر اوتریفیکاسیون در محیط خشکی به ترتیب برابر با ۲/۴۳ و ۲/۱۷ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2015)، ۰/۷۲ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به ازای یک تن غده (Esmaeilpour et al., 2015)، ۲/۲۵ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به ازای یک تن شلتوک (Khorramdel et al., 2017) و ۳/۰۸ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به ازای یک تن شلتوک گل (Khorramdel et al., 2016) و ۱/۱۱ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2014) گزارش شده است.

انتشار نیترات به عنوان یکی از عوامل مؤثر در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون، بیش از هر چیز به شرایط اقلیمی و خصوصیات خاک بستگی و در شرایط ثابت محیطی تابع میزان مصرف نیتروژن است (Charles et al., 2006). به طوری‌که با افزایش مصرف کودهای نیتروژنی سهم $NO_3^-$ در پتانسیل این گروه تأثیر از سایر عوامل مؤثر بیشتر می‌شود. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004b) با بررسی میزان انتشار $NO_3^-$ در سطوح مختلف مصرف نیتروژن کودی نشان دادند که انتشار $NO_3^-$ در مقادیر کم مصرف نیتروژن اندک بود، ولی با افزایش مصرف کود به‌طور نمایی افزایش یافت؛ بطوری‌که با کاربرد ۴۸، ۱۴۴ و ۲۸۸ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به ترتیب به ۱/۷، ۵/۳ و ۶۳ کیلوگرم در هکتار رسید.

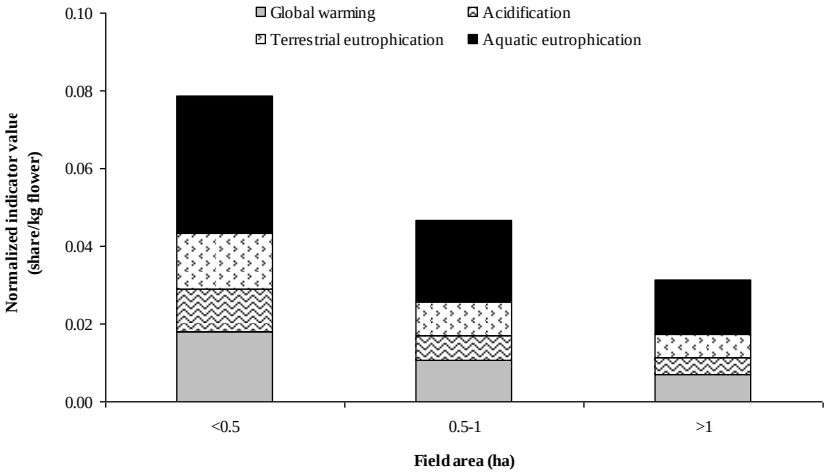
فسفر به عنوان اصلی‌ترین عامل اوتریفیکاسیون در بیشتر بوم‌نظام‌های زراعی دنیا محسوب می‌شود (Charles et al., 2006). خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan et al., 2013) بیان داشتند که در میان نهاده‌های مصرفی، مهم‌ترین عامل تشدیدکننده در گروه تأثیر اوتریفیکاسیون به فسفات (سهم ۶۸ درصد) اختصاص دارد. از آنجا که فسفر مورد نیاز برای اکثر گیاهان ۰/۳-۰/۲ میلی‌گرم گزارش شده که در این غلظتمی‌توانند بالاترین محصول را تولید نمایند (Riemersma et al., 2006; Fageria, 2009) و با توجه به پتانسیل بالای خاک‌های کشور در تأمین فسفر (Mirbagheri et al., 2012) و حد آستانه اوتریفیکاسیون (۰/۱-۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر) (Kronvang et al., 2009)، مشخص است که احتمال آلودگی آب‌های سطحی و زیرسطحی به این عنصر بسیار زیاد است.

والن و چانگ (Whalen & Chang, 2002) بیان داشتند که استفاده درازمدت از مواد آلی در بوم‌نظام‌های زراعی باعث نگهداری فسفر با پیوندهای کم‌انرژی‌تر شده و قابلیت فراهمی آن را در نیم رخ خاک افزایش می‌دهد. مواد آلی می‌توانند به صورت پوششی محافظ در اطراف ذرات کود، به عنوان پیونددهنده فسفر در محل‌های تبادل آنیونی و یا از طریق واکنش با فسفر و تشکیل ترکیبات فسفات آلی عمل نماید که قابلیت استفاده از فسفر به دلیل آزادسازی تدریجی آن افزایش می‌یابد (Zolfi Bavariani & Nouruzi, 2010). بر این اساس، به منظور کاهش اثرات این گروه، بایستی مصرف مناسب نهاده‌های کود آلی و مدیریت عناصر غذایی را برای کاهش انتشار به محیط زیست و همچنین بهبود کارایی مصرف عناصر به ویژه فسفر را مدنظر قرار داد. همچنین، پیشنهاد می‌شود مصرف تلفیقی کودهای آلی به همراه کودهای شیمیایی به ویژه در مزارع سنتی و کوچک مدنظر قرار داده شود که این امر علاوه بر کاهش آلودگی‌های این گروه تأثیر، بهبود کارایی مصرف این عنصر را نیز به دنبال دارد. ریوسو و دی‌لوسیا (Russo & De Lucia, 2008) اظهار داشتند که برای کاهش اثرات زیست-محیطی کودهای شیمیایی، بایستی میزان ماده آلی به همراه خصوصیات شیمیایی خاک تعیین و سپسروش، میزان و نوع کود مصرفی انتخاب شود. رومرو-گومز و همکاران (Romero-Gomez et al., 2012) با ارزیابی مدیریت کودهای شیمیایی در سوئیس اظهار داشتند که میزان مصرف کودهای شیمیایی بایستی با دقت تعیین گردد تا تلفات این عناصر به محیط کاهش یابد. رائو (Rao, 2000) تأکید کرد که بهترین راه‌کار کاهش خطرات زیست محیطی، بهبود کارایی مصرف عناصر می‌باشد.

**شاخص نرمال‌سازی**

بیشترین شاخص نرمال‌سازی نظام زعفران برای مزارع کمتر از ۰/۵ هکتار برابر با ۰/۰۷۹ به ازای یک کیلوگرم گل بدست آمد. با کاهش اندازه زمین از کمتر از ۰/۵ هکتار به بیش از یک هکتار میزان این شاخص ۶۰ درصد افزایش یافت. سهم گروه-های تأثیر مورد مطالعه از میانگین شاخص نرمال‌سازی بر اساس رتبه به ترتیب به اوتریفیکاسیون آبی، گرمایش جهانی، اوتریفیکاسیون خشکی و اسیدی شدن به ۴۵، ۲۳، ۱۸ و ۱۴

درصد اختصاص داشت (شکل ۶).

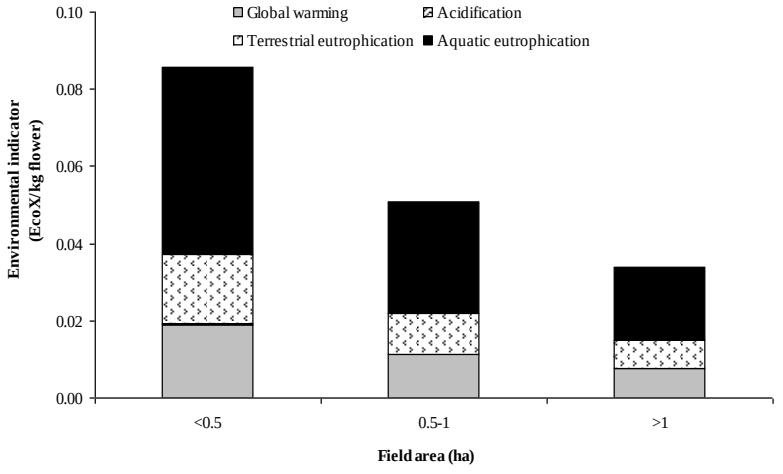



شکل ۶- شاخص نرمال شده نظام‌های تولید زعفران بر اساس مساحت زمین

Figure 6- Normalized indicator values **of saffron production systems based on afield area.**

**شاخص بوم‌شناخت**

بالاترین مجموع شاخص بوم‌شناخت نظام‌های زعفران در استان خراسان رضوی با ۰/۰۴۸ EcoX به ازای یک کیلوگرم گل برای مزارع کمتر از ۰/۵ هکتار بدست آمد و با افزایش اندازه زمین از ۰/۵ هکتار به کمتر از یک هکتار میزان این شاخص ۶۰ درصد کاهش یافت. میانگین مجموع شاخص بوم‌شناخت مزارع زعفران در استان خراسان رضوی برابر با ۰/۰۵۷ EcoX به ازای یک تن گل محاسبه گردید و سهم گروه‌های تأثیر بر اساس رتبه به ترتیب به اوتریفیکاسیون آبی، گرمایش جهانی، اوتریفیکاسیون خشکی و اسیدی شدن برابر با ۲۲، ۵۷، ۲۱ و کمتر از یک درصد اختصاص داشت (شکل ۷).




شکل ۷- مجموع شاخص بوم‌شناخت نظام‌های تولید زعفران بر اساس مساحت زمین

Figure 7- Environmental indicator of saffron production systems based on afield area.

شاخص بوم‌شناخت برای سایر محصولات شامل جو آبی و دیم، سیب‌زمینی، برنج، زعفران و گندم به ترتیب برابر با ۰/۳۷ و ۰/۳۰ EcoXبه ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2015)، ۰/۳۷ واحد معادل کیلوگرم EcoX به ازای یک تن غده (Esmaeilpour et al., 2015)، ۰/۱۸ واحد معادل کیلوگرم EcoX به ازای یک تن شلتوک (Khorramdel et al., 2017) و ۲/۲۶ واحد معادل کیلوگرم EcoX به ازای یک تن شلتوک گل (Khorramdel et al., 2016) و ۰/۵۱ واحد معادل کیلوگرم EcoXبه ازای یک تن دانه (Khorramdel et al., 2014) محاسبه شده است.

ارزیابی اثرات محیطی بر حسبواحد زمین نشان‌دهنده شدت فشرده‌سازی در نظام تولید زعفران است، بنابراین هر چه میزان مصرف نهاده‌ها در واحد سطح کمتر باشد، اثرات زیست محیطی برحسب این واحد کارکردی کوچکتر خواهد بود (Nemecek et al., 2010). بر این اساس، با ارزیابی اثرات محیطی بر حسب واحد کارکردی سطح زمین می‌توان گروه‌های تأثیر حساس‌تر نسبت به فشرده‌سازی را معرفی نمود. بر اساس این نتایج، گروه تأثیر اوتریفیکاسیون آبی حساس‌ترین گروه نسبت به افزایش مصرف نهاده بوده و گرمایش جهانی و اوتریفیکاسیون خشکی در رتبه‌های بعدی قرار دارند، در حالی‌که اسیدی شدن حساسیت کمتری به شدت فشرده سازی دارند (شکل ۷).

بر این اساس، بایستی راهکارهای فنی و زراعی را برای کاهش وابستگی به نهاده‌های شیمیایی و مصرف سوخت‌های فسیلی و بهبود کارایی مصرف این نهاده‌ها در مزارع با مساحت مختلف به ویژه در زمین‌های سنتی و کوچک‌تر مدنظر قرار داد. مقدار و نوع کودهای شیمیایی و کود دامی در انتشار آلاینده‌های مختلف در تشدید اثرات زیست‌محیطی در گروه‌های مختلف تأثیر و زمین‌های با اندازه متفاوت اثر مستقیمی داشت. البته بهبود عملکرد گل زعفران می‌تواند تا حدودی منجر به کاهشاثرات زیست‌محیطی شود. البته عملکرد بیشتر گل در صورتی اثرات زیست محیطی حاصل از مصرف نهاده‌ها را کاهش می‌دهد که میزان افزایش عملکرد گل بیشتر از شدت فشرده‌سازی مزارع زعفران باشد (Tzilivakis et al., 2005; Nemecek et al., 2010). بر این اساس، کاهش و بهینه-سازی مصرف کودهای شیمیایی به منظور تخفیف اثرات زیست-محیطی به ویژه در مزارع سنتی و کوچک می‌بایست لحاظ شود و کودهای ارگانیک و زیستی جایگزین این کودها و راهکارهای بوم‌شناختی به منظور تخفیف با آلودگی‌های زیست‌محیطی به کشاورزان و زعفران‌کاران معرفی شود.

همچنین به منظور بهینه‌سازی نظام‌های زعفران در استان خراسان رضوی و کاهش اثرات زیست محیطی، اجرای کشاورزی دقیق و بهبود و ارتقای ماشین آلات پیشنهاد می‌شود. افزایش سطح زعفران‌زار، ارتقاء بهره‌وری، اصلاح و کاهش فشردگی عملیات زراعی همچون خاکورزی، بهبود کارایی سیستم‌های آبیاری، یکسان‌سازی و کاشت بنه‌های درشت‌تر، اصلاح زعفران و مدیریت دقیق نهاده‌ها می‌تواند منجر به کاهش اثرات زیست محیطی در نظام‌های کشت این محصولدر استان خراسان رضوی شود،زیرابا اصلاح این موارد نهاده کمتری مصرف می‌شود و کارایی بهبود می‌یابد که در نهایت، کاهش اثرات زیست‌محیطی را به صورت مستقیم و غیرمستقیم به دنبال دارد. نتایج برخی مطالعات مؤید آن است که ساده‌ترین راه‌کار برای افزایش بهره‌وری زمین بهبود عملکرد اقتصادی است (Iriarte et al., 2010; Romero-Gámez et al., 2014). کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و بقولاتبه صورت کشت مخلوط با زعفران نیز می‌تواند از طریق کاهش تقاضای کودی و تلفات عناصر غذایی به فرم آبشویی در تولید این گیاه اثرات زیست-محیطی را به میزان زیادی کاهش دهد.

## نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه روی ارزیابی اثرات زیست محیطی نظام-های زعفران با اندازه مختلف در استان خراسان رضوی نشان داد که مزارع با سطح بیشتر به دلیل وابستگی کمتر به نهاده‌ها و تا حدودی کارایی بالاتر در مقایسه با مساحت کمتر عملکرد زیست-محیطی بهتری داشته و اثرات زیست محیطی کمتری را ایجاد نمود. به طوری‌که بالاترین اثرات زیست‌محیطی مربوط به دو گروه تأثیر اوتریفیکاسیون و گرمایش جهانی بود. همچنین فشرده‌سازی نظام‌های تولید زعفران تحت تأثیر کاهش اندازه زمین کلیه اثرات محیطی را در واحد سطح افزایش می‌دهد و پتانسیل اوتریفیکاسیون آبی و گرمایش جهانی در مقایسه با سایر گروه های تأثیر حساسیت بیشتری به شدت فشرده‌سازی دارند. بر این اساس، پیشنهاد می‌شود بکارگیری مدیریت نظام‌های زراعی بر مبنای مصرف بهینه نهاده‌های کشاورزی و جایگزینی نهاده‌های آلی به جای کودهای شیمیایی، کاشت گیاهان تثبیت کننده نیتروژن به صورت مخلوط و در تناوب زراعی با زعفران و کم‌خاک‌ورزی به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی این نظام تولیدی بر این گروه‌های تأثیر بهره جست. همچنین بنظر می-رسد افزایش کارآیی استفاده از نهاده‌ها و جایگزینی نهاده‌های خارجی راهکارهای پایدار و مناسبی برای کاهش اثرات زیست محیطی همراه با حفظ عملکرد بالا در مزارع زعفران خواهد بود.

## سپاسگزاری

بودجه این تحقیق از محل اعتبار طرح پژوهه شماره ۴۵۳۱۲ مورخ ۱۳۹۶/۰۸/۲۰ توسط معاونت محترم پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده که بدین‌وسیله سپاسگزاری می‌شود.

## منابع

Al-Kaisi, M.M., and Yin, X. 2005. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn–soybean rotations. Journal of Environmental Quality 34: 437–445.

Bacenetti, J., Fusi, A., Negri, M., Guidetti, R., and Fiala M. 2014. Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. Science of the Total Environment 466–467: 1066-1077.

Bachmaier, J., Effenberger, M., and Gronauer, A. 2010. Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture. Engineering in Life Sciences 10: 560–569.

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.

Barker-Reid, F., Gates, W.P., Wilson, K., Baigent, R., Galbally, I.E., Meyer, C.P., Weeks, I.A., and Eckard, R.J., 2005. Soil nitrous oxide emission from rainfed wheat in SE Australia. In: A. van Amsted (Ed.). Non-$CO_2$greenhouse gases (NCGG-4). Utrecht, the Netherlands: Mill Press.

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

Bojacá, C.R., Wyckhuys, K.A.G., and Schrevens, E. 2014. Life cycle assessment of Colombian greenhouse tomato production based on farmer-level survey data. Journal of Cleaner Production 69: 26-33.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2001. Application of the life cycle assessment methodology toagricultural production: an example of sugar beet productionwith different forms of nitrogen fertilisers. European Journal of Agronomy 14: 221–233.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and

Lammel, J. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20 (3): 247–264.

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

Carozzi, M., Ferrara, R.M., Rana, G., and Acutis, M. 2013. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. Science of the Total Environment 449: 126–133.

CDIAC. 2013. Global Fossil-fuel $CO_2$ Emissions. Carbon Dioxide Information Analysis Center.

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

Cronbach, L.J. 1951. Coefficient alpha and the internal structure of tests. Psychometrika 16 (3): 297-334.

Crutzen, P.J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Ed.), Denitrification, Nitrification, and Atmospheric Nitrous Oxide (p. 17–44). New York: Wiley.

Dale, V.H., and Polasky, S. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics 64: 286-296.

Dyer, J.A., and Desjardins, R.L. 2003. The impact of farm machinery management on greenhouse gas emissions from Canadian agriculture. Journal of Sustainable Agriculture 20: 59–74.

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

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

Esmaeilpour, B., Khorramdel, S., and Amin Ghafouri, A. 2015. Study of environmental impacts for potato agroecosystems of Iran by using life cycle assessment (LCA) methodology. Electronic Journal of Crop Production 8 (3): 199-224. (In Persian with English Summary).

Fageria, N.K. 2009. The Use of Nutrients in Plants. Taylor and Francis Group, CRC Press, 430 p.

Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A., and Bannayan, M. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. Environment, Development and Sustainability 14: 979-992.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., and Suh, S. 2009. Recent developments in life cycle assessment. Journal of Environmental Management 91 (1): 1-21.

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.

Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, M.J., and Rieradevall, J. 2007. Life cycle assessment of a *Brassicacarinata* bioenergy cropping system in

southern Europe. Biomass and Bioenergy 31: 543-555.

Giampietro, M., Cerretelli, G., and Pimentel, D. 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: human return and sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment 38: 219–244.

Guinée, J. 1996. Data for the Normalization Step within LifeCycle Assessment of Products. CML Paper no. 14 (revisedversion). CML (Centre of Environmental Science), Leiden University.

Guinée, J.B. 2001. Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.

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

Hanley, N., Whitby, M., and Simpson, I. 1999. Assessing the success of agri-environmental policy in the UK. Land Use Policy 16: 67-80.

IEA. 2013. $CO_2$ Emissions from Fuel Combustion Highlights. International Energy Agency.

Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production 18V (4): 336-345.

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

Kafi, M., Rashed Mohasel, M.H., Koocheki, A., and Mollafilabi, A. 2002. Saffron, Production and Processing. Zaban va Adab Publications, Iran 276 p. (In Persian).

Kamkar, B., and Mahdavi Damghani, A.M. 2008. Principle of Sustainable Agriculture. Jihad Daneshgahi of Mashhad Press, Mashhad, Iran. (In Persian).

Khorramdel, S., Abolhassani, L., and Azam Rahmati, E. 2016. Environmental impacts assessment of saffron agroecosystems using life cycle assessment methodology: (Case study: Torbat-e Heydarieh and Ghaen counties). Journal of Saffron Research 4 (2): 229-248. (In Persian with English Summary).

Khorramdel, S., Ghorbani, R., and Amin Ghafori, A. 2015. Comparison of environmental impacts for dryland and irrigated barley agroecosystems by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Journal of Plant Production Research 22 (1): 243-264. (In Persian with English Summary).

Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafori, A. 2014. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. Cereal Research 4 (1): 27-44. (In Persian with English Summary).

Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafori, A. 2018. Economic evaluation of agroecosystem services of saffron in Khorasan Razavi province. Journal of Saffron Agronomy and Technology 6 (1): 73-89. (In Persian with English Summary).

Khorramdel, S., Shabahang, J., and Amin Ghafouri, A. 2017. Evaluation of environmental impacts for rice agroecosystems using life cycle assessment (LCA). Iranian Journal of Applied Ecology 5 (18): 1-14. (In Persian with English Summary).

Khoshnevisan, B., Rafiei, S., Omid, M., Keyhani, A., and Movahedi, M. 2013. Assessing of energy indices and environmental impacts of potato production (Case study: Fereydoonshahr region, Isfahan province). Iranian Journal of Biosystems Engineering 44 (1): 57-66. (In Persian with English Summary).

Khoshnevisan, B., Rajaeifar, M.A., Clark, S., Shamahirband, S., Anuar, N.B., Mohd Shuib, N.L., and Gani, A. 2014. Evaluation of

traditional and consolidated rice farms in Guilan Province, Iran, using life cycle assessment and fuzzy modeling. Science of the Total Environment 481: 242–251.

Koocheki, A. 2004. Indigenous knowledge in agriculture with particular reference production in Iran. Acta Horticulture p. 175-182. (In Persian).

Kopiński, J. 2012. Realization of environmental and economic objectives by the farms of various specialization directions (in Polish). Problems Agricultural engineering 2: 37-45.

Kowalski, Z., Kulczycka, J., and Góralczyk, M. 2007. Environ- mental Life Cycle Assessment of the Manufacturing Processes (LCA) (in Polish). PWN Press, Warsaw, Poland.

Kronvang, B., Rubak, G.H., and Heckrath, G. 2009. International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies- risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. Journal of Environmental Quality 38: 1924–1929.

Lal, R. 2004. Carbon emission from and farm operations. Environment International 30: 981-990.

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.

Mirbagheri, E., Abbaspour, A., Rohani, A., and Ghorbani, H. 2012. Evaluation of phosphorus status in some potato fields of Mojen region in Semnan Province. Iranian Journal of Soil Research 26V (3): 235-243. (In Persian with English Summary).

Mollafilabi, A., and Shoorideh, H. 2009. The new methods of saffron production. 4th National Festival of Saffron, Khorasan- Razavi, Iran, 27-28 October 2009. (In Persian).

Monti, A., Fazio, S., and Venturi, G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. European Journal of Agronomy 31: 77-84.

Moudrý, J., Jelínková, Z., Plch, R., Moudrý, J., Konvalina, P., and Hyšpler, R. 2013. The emissions of greenhouse gases produced during growing and processing of wheat products in the Czech Republic. Journal of Food, Agriculture and Environment 11 (1): 1133-1136.

Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2017. 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).

Nassiri, S.M., and Singh, S. 2009. Study on energy use efficiency for paddy crop using Data Envelopment Analysis (DEA) technique. Applied Energy 86: 1320-1325.

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

Nikkhah, A., Emadi, B., and Firouzi, S. 2015. Greenhouse gas emissions footprint of agricultural production in Guilan province of Iran. Sustainable Energy Technologies and Assessments 12: 10–14.

Oberndorfer, U., and Rennings, K. 2006. The impacts of the European Union emissions trading scheme on competitiveness in Europe. Center for European Economic Research (ZEW), Mannheim. Available at: ftp://ftp.zew.de/pub/zew-docs/dp/dp06051.pdf

Oglethorpe, D., Edgerton, N., and Hanley, N. 2000. Modeling the demand and supply of environmental goods for ancient public good provision. Paper presented at Annual Meeting of the Agricultural Economics Society 14-17 April 2000, Manchester.

Pishgar-Komleh, S.H., Ghahderijani, M., and Sefeedpari, P. 2012. Energy consumption and

$CO_2$ emissions analysis of potato production based on different farm size levels in Iran. Journal of Cleaner Production 33: 183–191.

Pishgar-Komleh, S.H., Keyhani, A., Rafiee, S., and Sefeedpari, P. 2011a. Energy use and economic analysis of corn silage production under three cultivated area levels in Tehran province of Iran. Energy 36: 3335–3341.

Pishgar-Komleh, S.H., Sefeedpari, P., and Rafiee, S. 2011b. Energy and economic analysis of rice production under different farm levels in Guilan province of Iran. Energy 36: 5824-5831.

Rahimizadeh, M., Madani, H., Rezadoust, S., Mehraban, A., and Marjani, A. 2007. Analysis of energy in agroecosystems and methods of increasing energy efficiency. In: The 6th National Energy Congress. 12-13 June, 2007. Available at: http://Iranenergy.org.ir/sixth/new3/final_schedule.pdf

Rao, P.S.R.S. 2000. Sampling methodologies with applications, Florida: Chapman and all/CRC Press. ISBN: 1- 58488214-X.

Rathke, G.W., and Diepenbrock, W. 2006. Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. European Journal of Agronomy 24: 35-44.

Reicosky, D.C., Kemper, W.D., Langdale, G.W., Douglas, Jr. C.L., and Rasmussen, P.E. 1995. Soil organic matter changes resulting fromtillage and biomass production. Journal of Soil and Water Conservation 50: 253-261

Riemersma, S., Little, J., Ontkean, G., and Moskal-Hébert, T. 2006. Phosphorus Sources and Sinks in Watersheds: A Review. Alberta Soil Phosphorus Limits Project.

Romero-Gámez, M., Audsley, E., and Suárez-Rey, E.M. 2014. Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. Journal of Cleaner Production 73: 193-203.

Romero-Gomez, M., Suarez-Rey, E.M., Anton, A., Castilla, N., and Soriano, T. 2012. Environmental impact of greenhouse and open-field cultivation using a life cycle analysis: the case study of green bean production. Journal of Cleaner Production 28: 63-69.

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): 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.

Russo, G., and De Lucia, B. 2008. Environmental evaluation by means of LCA regarding the ornamental nursery production in rose and sowbread greenhouse cultivation. Acta Horticulturae 801: 1597-1604.

Saborbilandi, A., Vadiei, A.R. 2007. The economic analysis of saffron and its impact on farmers income, The 6th National Conference on Agricultural Economic, Iran. (In Persian).

Seyyedan, S.M. 2004. Investigation of factors affecting on technical inefficiency of garlic producers: A case study in Hamedan province. Pajouhesh and Sazandegi (64): 74-79. (In Persian with English Summary).

Signor, D., Eduardo, C., and Cerri, P. 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics), Goiânia 43 (3): 322-338. (In Persian with English Summary).

Skowroñska, M., and Filipek, T. 2014. Life cycle assessment of fertilizers: a review. International Agrophysics 28: 101-110.

Syswerda, S.P. 2009. Ecosystem services from agriculture across a management intensity gradient in Southwest Michigan. PhD Thesis, Michigan State University.

Teimouri, I., Salarvandian, F., and Ziari, K. 2014. The ecological footprint of carbon dioxide from fossil fuels in Shiraz. Journal of Geographical Research 59 (1): 193-204.

Tzilivakis, J., Warner, D.J., May, M., Lewis, K.A., and Jaggard, K. 2005. An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. Agricultural Systems 85 (2): 101-119.

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, p. 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.

Whalen, J.K., and Chang, C. 2002. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. Communications in Soil Science and Plant Analysis 33: 1011-1026.

Zohary, D., and Hopf, M. 1994. Domestication of Plants in the Old World. Second Ed. Clarendon Press, Oxford, p. 189-190.

Zolfi Bavariani, M., and Nouruzi, M. 2010. Effect of organic matter on residual phosphorus recovering in a calcareous soil. JWSS- Isfahan University of Technology 14 (52): 87-98. (In Persian with English Summary).

# Evaluation of environmental impacts of saffron (*Crocus sativus* L.) agroecosystems in the Khorasan province affected as field size by using life cycle assessment

***Soroor Khorramdel[1*], Mahdi Nassiri Mahallati[2], Fatemeh Moallem Banhangi[3] and Abdollah Mollafilabi[4]***

**Submitted:** 30 April 2018 **Accepted:** 9 September 2018

Khorramdel, S., Nassiri Mahallati, M., Moallem Banhangi, F., and Mollafilabi, A. 2019. Evaluation of environmental impacts of saffron (*Crocus sativus* L.) agroecosystems in the Khorasan province affected as field size by using life cycle assessment. Saffron Agronomy & Technology, 7(2): 185-206.

## Abstract

Life cycle assessment (LCA) is a well-known and accurate methodology for comparison of environmental impacts of activities including different agricultural management systems. Since the used inputs have an important role in environmental pollution and greenhouse gas emissions, LCA have been extensively applied for crop species. This study was conducted to assess the environmental impact of saffron production systems based on field area (<0.5, 0.5-1 and >1 ha) in the Khorasan-e Razavi province using LCA methodology. The amounts of utilized agricultural inputs from the first year to the sixth year were collected by means of a questionnaire (13 fields from each area). In this regard, four phases, which are goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation, were designed to assess life cycle index with ISO14044 procedure. Functional unit were considered as one kg of flower. Three main categories as impacts on environment including global warming, acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic) were defined. Finally, an index -called environmental index (EcoX) was calculated. Cronbach's alpha was used assessing the reliability of the questionnaire. The results showed that the Cronbach's alpha was computed with α=%84. The average values for global warming, acidification and eutrophication terrestrial and aquatic categories were calculated with115.41±53.41 kg CO2 equiv. / one kg flower yield, 0.35±0.16 kg SO2 equiv./ one kg flower yield, 0.58±0.27 kg NOx equiv./ one kg flower yield and 0.20±0.09 kg PO4 equiv./ one kg flower yield, respectively. The largest share of greenhouse gas emissions in the global warming category was related to CH4. The maximum emission of pollutants in acidification, eutrophication terrestrial and eutrophication aquatic categories was related to NH3. The results revealed that, field area affected the amounts of utilized agricultural inputs and environmental impacts as flower yield. Eutrophication and climate change categories had more sensitivity and affected as intensification based on field area. Therefore, one of the appropriate approaches to mitigate and decline the environmental impacts of agricultural production is achieving higher economical yield per unit of area by increasing resource use efficiency.

**Keywords**: Greenhouse gas emissions, Intensification, Life Cycle Assessment, Resource use efficiency, Climate change.

1 - Associate Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad
2 - Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad
3 - Ph.D. student, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad
4 - Assistant Professor, Research Institute of Food Science and Technology
(*Corresponding author Email: khorramdel@um.ac.ir)
DOI: 10.22048/jsat.2018.129172.1296