

اثرات زیست محیطی نظام تولید گندم آبی با رویکرد ارزیابی چرخه حیات (مطالعه موردی: استان اردبیل)

جبرائیل تقی نژاد^{۱*}، عادل واحدی^۲

تاریخ دریافت: ۹۹/۲/۲۶ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۲/۵

۱- استادیار پژوهشی و عضو هیات علمی بخش تحقیقات فنی و مهندسی- مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اردبیل (مغان)- سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اردبیل، ایران
۲- دانشیار پژوهشی و عضو هیات علمی موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

*مسئول مکاتبه: Email: taghinazhad55@gmail.com

چکیده

اهداف: ارزیابی چرخه حیات (LCA) رویکردی برای مطالعه اثرات زیست محیطی تولید محصول یا انجام یک فعالیت است که بر اساس دو شاخص میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها محاسبه می‌گردد. یکی از محدودیت‌های استفاده از نهاده‌ها در بخش کشاورزی انتشار آلاینده‌های مختلف می‌باشد که اثرات منفی بر محیط زیست دارند. هدف از این پژوهش بررسی انتشار آلاینده‌های زیست محیطی در مراحل مختلف تولید گندم آبی در استان اردبیل است.

مواد و روش‌ها: برای تجزیه و تحلیل اثرات زیست محیطی، از روش ISO 14014 به ازای یک واحد کارکردی معادل با یک تن دانه استفاده شد. داده‌های مورد نیاز از طریق پرسشنامه و مصاحبه حضوری با تولیدکنندگان گندم آبی استان در سال زراعی ۹۷-۱۳۹۶ جمع‌آوری شدند. اثرات زیست محیطی در قالب هفت گروه تأثیر گرمایش جهانی، سمیت برای اکوسیستم‌های خشکی، اسیدی شدن، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، تخلیه منابع پتاسیم و منابع آبی با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (LCA) مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: برآورد شاخص‌های زیست محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه‌های تأثیر نشان داد که ارزش-های EcoX و RDI برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و تخلیه منابع فسیلی، فسفات، پتاسیم و منابع آبی به ترتیب برابر با ۰/۰۷۵، ۰/۱۷۸، ۰/۴۰۱، ۰/۰۳۶، ۰/۶۲۸، ۰/۰۴۰ و ۰/۳۵۳ به دست آمد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت در میان شاخص‌های زیست محیطی اوتریفیکاسیون خشکی بیشترین تأثیر منفی و در میان گروه‌های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسفات بالاترین پتانسیل آسیب به محیط زیست را دارد.

نتیجه‌گیری: به نظر می‌رسد که مدیریت مصرف بهینه کودهای شیمیایی به‌ویژه کود نیتروژن و فسفر بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم نهاده و کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و خاک‌ورزی حداقل می‌تواند از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بهره‌جست. تا بتوان گامی برای کاهش اثرات زیست محیطی باشد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده، ارزیابی چرخه حیات، اوتریفیکاسیون خشکی، گندم، تخلیه منابع

Environmental Impact of Irrigated Wheat Production System Using the life Cycle Assessment Technique (Case study: Ardabil province)

Jabraeil Taghinazhad^{1*}, Adel Vahedi²

Received: 15 May 2020 Accepted: 25 April 2021

1- Academic Member, Dept. of Agricultural Engineering Research, Ardabil Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Ardabil, Iran.

2-Academic Member, Dept. of Agricultural Engineering Research, AREEO, Karajl, Iran.

*Corresponding Author Email: taghinazhad55@gmail.com

Abstract

Background and Objective: Life Cycle Assessment (LCA) is an approach to study the environmental impacts of product production or activities that are calculated based on two indicators of resource consumption and emissions. One of the inputs using limitations in agriculture is environmental emissions of various pollutants that have negative effects on the environment. The purpose of this study is to investigate the environmental impacts for irrigated wheat production in Ardabil province.

Materials and Methods: This analysis considered the entire system which was required to produce one ton of wheat grain. For this purpose, a functional unit was assumed based on ISO14040 methods. The primary data were gathered using the questioners and face to face interview with 100 irrigated wheat producers in Ardabil Province in 2018. The environmental impacts were classified into seven impact categories including global warming, acidification, terrestrial eutrophication, depletion of fossil resources, depletion of phosphate, potassium resource depletion and water resource depletion by using LCA methodology.

Results: The values for climate change (global warming), acidification and eutrophication, phosphate resource depletion, potassium resource depletion and water resource depletion were estimated at 0.075, 0.178, 0.401, 0.36, 0.628, 0.040, and 0.353, respectively. As a result, among environmental effect categories (EcoX) the highest environmental impacts were observed in the eutrophication categories; among the resource depletion categories (RDI), the depletion of phosphate resources had the greatest negative environmental impact for irrigated wheat production.

Conclusion: It seems that the management of optimal use of chemical fertilizers, specially nitrogen fertilizer and replacing them with a variety of organic fertilizers and using the bio-fertilizers can reduce the negative environmental impacts of irrigated wheat producers in terms of terrestrial eutrophication and phosphorus fertilizers groups in Ardabil Province.

Keywords: Life Cycle Assessment, Terrestrial Eutrophication, Pollutant, Resource Depletion, Wheat

مقدمه

در رسیدن به خودکفایی در زمینه تولیدات کشاورزی و حضور در بازارهای جهانی به سرعت در حال گسترش است. در دهه‌های اخیر، آگاهی زیست‌محیطی افراد و تقاضا برای کالاهای دوستدار محیط‌زیست باعث شده

به دلیل افزایش جمعیت جهان و بالا رفتن سطح استانداردهای زندگی، نیاز بشر به مواد غذایی مختلف و استراتژیک بیشتر شده است. از این رو تمایل کشورها

پیدایش مکانیزاسیون، کشاورزی همپای صنعت وارد سامانه تولید انبوه گردید و بعد از جنگ جهانی دوم، به طور واضح، به‌ویژه استفاده از کودهای شیمیایی به‌سرعت توسعه یافت و کمی بعد آفت‌کش‌ها وارد عمل شدند. روند مصرف کودهای شیمیایی از ۱۴ میلیون تن در سال ۱۹۵۰ به حدود ۹ برابر در سال ۱۹۸۴ افزایش یافت و سطح زیر کشت زمین‌های فاریاب از ۹۴ میلیون هکتار در سال ۱۹۵۰ به ۶۲۰ میلیون هکتار در سال ۱۹۷۸ و ۲۴۴ میلیون هکتار در سال ۱۹۸۱ رسید و بر اساس برآوردهای موجود ۵۰ درصد افزایش عملکرد در سطح جهان در طول این قرن، مرهون به‌کارگیری کودهای شیمیایی بوده است (کامکار و مهدوی ۲۰۰۸). همچنین نتایج مطالعات نشان می‌دهد که کل نهاده انرژی از ۱۱۱/۵۰ مگاژول در سال ۱۳۵۰ به ۳۷۸/۱۵ مگاژول در سال ۱۳۸۰ و انرژی ستانده از ۱۲۲/۳۹ به ۳۸۴/۶۰ مگاژول افزایش یافته است که نشان‌دهنده این واقعیت است که روند مصرف نهاده‌ها در تولیدات کشاورزی ایران با تولیدات نهایی همراه نمی‌باشد. به‌طوری‌که ناکارآمدی مصرف انرژی می‌تواند برخی مسائل زیست‌محیطی مثل انتشار گازهای گلخانه‌ای، افزایش گرمای زمین و ناپایداری را ایجاد کند. لذا، سیاست‌مداران بایستی ابزارهای سیاسی جدید برای تضمین پایداری و کارایی در مصرف انرژی اتخاذ نمایند (ذوقی پور و ترکمنی، ۲۰۰۴). همچنین بنا بر مدل Tenkorang (2009) مصرف کود شیمیایی در ایران تا سال ۱۴۰۰ به ۵ میلیون تن افزایش خواهد یافت (کوچکی و همکاران ۲۰۱۴). گاسل و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند مصرف نهاده‌های شیمیایی، استفاده از ماشین‌آلات کشاورزی و روش‌های آبیاری علت اصلی انتشار گازهای گلخانه‌ای نظیر دی‌اکسید کربن است بخش کشاورزی نیز به‌عنوان یکی از بخش‌های مهم مصرف‌کننده انرژی در ایران بیش از ۳۶ درصد انتشار کل N_2O را به خود اختصاص داده است، درحالی‌که سهم بخش کشاورزی در انتشار دو گاز دیگر دی‌اکسید

است تا دانشمندان حوزه کشاورزی توجه بیشتری به تولید پاک داشته باشند (خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۵). گندم مهم‌ترین محصول استراتژیک در جهان است. در سال زراعی ۹۵-۹۴ سطح برداشت گندم در سطح کشور حدود ۵/۷ میلیون هکتار بود که معادل ۵۰/۲۴ درصد از کل سطح محصولات زراعی و ۷۱/۸۶ درصد از کل سطح غلات کشور می‌باشد. در این میان اراضی آبی ۳۹/۱۵ درصد را شامل می‌شود. استان‌های کردستان، آذربایجان شرقی، گلستان، خوزستان، کرمانشاه، آذربایجان غربی و اردبیل به ترتیب با ۱۰/۲۵، ۷/۷۵، ۶/۹۸، ۶/۸۹، ۶/۸۳، ۶/۴۵ و ۶/۳۶ درصد از کل اراضی گندم آبی کشور مقام‌های اول تا هفتم را دارند. به عبارتی بیش از نیمی (۵۱ درصد) از اراضی گندم آبی در این هفت استان برداشت شده است (بی‌نام ۲۰۱۵).

انرژی نقش اساسی در توسعه و پیشرفت کشاورزی و تولید مواد غذایی ایفا می‌کند. بخش کشاورزی و دامپروری که اصلی‌ترین بخش تولیدکننده مواد غذایی است، به‌عنوان یک مبدل انرژی مهم‌ترین مصرف‌کننده و همچنین تولیدکننده محسوب می‌شود (زند ۲۰۱۴). استفاده مؤثر از انرژی در کشاورزی مشکلات زیست‌محیطی را کاهش می‌دهد و از تخریب منابع طبیعی جلوگیری کرده و کشاورزی پایدار را به‌عنوان یک سامانه تولیدی اقتصادی توسعه می‌دهد (خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۴). بنابراین اهمیت کشاورزی در جهان به دلیل تأمین غذای بشر از نظر کمی و کیفی غیر قابل انکار است. برای تولید محصولات کشاورزی، از نهاده‌های مختلفی همچون بذر، کود، سموم شیمیایی و ... در کنار دیگر موارد مصرفی در مکانیزاسیون مانند ماشین‌ها، تجهیزات و سوخت استفاده می‌شود. بهینه‌سازی مصرف این نهاده‌ها از اهداف مهم تولید پایدار می‌باشد. این بهینه‌سازی غیر از منظر بهره‌وری اقتصادی، از نظر حفظ منابع طبیعی و کاهش اثرات زیست‌محیطی نیز ضروری می‌باشد. با

بیشترین تأثیر منفی زیست‌محیطی داشتند (شیری و همکاران ۲۰۱۸). نسترن تدین پور و همکاران (۲۰۱۹)، در بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام تولید فلفل دلمه ای با استفاده از تکنیک ارزیابی چرخه حیات نشان دادند که آلاینده دی‌اکسید کربن (CO₂) و آمونیاک (NH₃) در قالب گروه های تأثیر گرمایش جهانی و اسیدیته در نظام کشت فلفل دلمه ای بیشترین اثر را داشتند. هدف از این مطالعه بررسی و تعیین اثرات زیست‌محیطی سیستم تولید گندم آبی به کمک ارزیابی چرخه حیات (LCA) در استان اردبیل است.

مواد و روش‌ها

اطلاعات مورد استفاده در این پژوهش (جدول ۱) به روش نمونه‌گیری تصادفی ساده و توسط پرسش‌نامه و مصاحبه با کشاورزان و کارشناسان سازمان های مربوطه در استان اردبیل، در سال زراعی ۹۷-۱۳۹۶ جمع‌آوری گردید. استان اردبیل در شمال غرب ایران، بین ۳۷ درجه، ۴۵ دقیقه تا ۳۹ درجه، ۴۲ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه، ۵۵ دقیقه تا ۴۷ درجه، ۳۰ دقیقه طول شرقی واقع شده است. با توجه به اینکه مزارع مناطق مورد بررسی در نواحی متفاوتی از لحاظ گرمسیری و سردسیری با ارتفاع مختلف قرار دارند و بیش از ۷۰ درصد سطح زیر کشت گندم آبی در استان اردبیل به ترتیب مربوط به شهرستان‌های پارس‌آباد، بیله سوار، اردبیل و مشکین‌شهر می‌باشد به همین علت این مناطق به‌عنوان جامعه آماری مطالعه حاضر انتخاب شدند. برای تعیین حجم نمونه از رابطه ۱، پیشنهاد شده توسط کوکران استفاده شد (کوچران ۱۹۷۷). بدین ترتیب حجم نمونه برای گندم کاران استان، ۹۳ کشاورز به دست آمد. اما به منظور افزایش دقت به ۱۰۰ کشاورز افزایش یافت.

$$n = \frac{N(S \times t)^2}{(N-1)d^2 + (S \times t)^2} \quad (\text{رابطه ۱})$$

کربن (CO₂) و متان (CH₄) حدود دو درصد است (بالانس انرژی ۲۰۱۳). سیدکیو و همکاران (۲۰۱۷) در تحقیقی در نیجریه تولید گیاه دارویی کنگد نیز از لحاظ اثرات زیست‌محیطی و مصرف انرژی مورد بررسی قرار گرفته است. بر اساس نتایج، مصرف بهینه انرژی در تولید کنگد منجر به تولید ۲۱/۸۷ کیلوگرم دی‌اکسید کربن معادل به ازای هر هکتار کنگد تولیدی شده است. همچنین بررسی محققین با روش ارزیابی چرخه زندگی حیات در تولید گیاهان زراعی مختلف مانند ذرت، شبدر، چاودار و گاه گندم زمستانه نشان می‌دهد که تأثیرات زیست‌محیطی زیادی بر روی یک اکوسیستم از جمله اثرات تغییر کاربری اراضی داشته است. در این مطالعه نقاط مهم زیست‌محیطی در امتداد زنجیره تولید زیست‌توده نیز بحث شده است (پاراجولی و همکاران ۲۰۱۷). هارونی و همکاران (۲۰۱۷) میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در مزارع نیشکر را بررسی کردند نتایج نشان داد حدود ۶۲/۷۳ درصد از کل انتشار این گازها مربوط به شاخ و برگ نیشکر، ۳۲/۳۳ درصد مربوط به الکتریسیته و کود و سوخت و سایر موارد در حد یک درصد یا کمتر گزارش کردند. اسکودر و همکاران (۲۰۰۳)، برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد. در این میان، ارزیابی چرخه زندگی (LCA) به‌عنوان روشی پذیرفته‌شده برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات در بخش‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد این راهکار بر مبنای ارزیابی دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست تعیین می‌شود (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۴؛ فینک باینر و همکاران ۲۰۰۶؛ روی و همکاران ۲۰۰۹ و شیری و همکاران ۲۰۱۸). محققین به روش ارزیابی LCA بر روی محصول ذرت در منطقه مغان نشان دادند در میان شاخص‌های زیست‌محیطی بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت به ترتیب برای گروه‌های مؤثر اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و اسیدیته و در میان گروه‌های تخلیه منابع، تخلیه منابع فسیلی

می‌آید (۱/۹۶ در سطح اطمینان ۹۵ درصد)، S^2 برآورد واریانس صفت مورد مطالعه در جامعه، d دقت احتمالی مطلوب و n حجم نمونه است.

که در آن N اندازه جامعه آماری یا تعداد کشاورزان تولیدکننده گندم آبی در منطقه مورد مطالعه، t ضریب اطمینان قابل قبول که با فرض نرمال بودن توزیع صفت موردنظر از جدول t استیودنت به دست

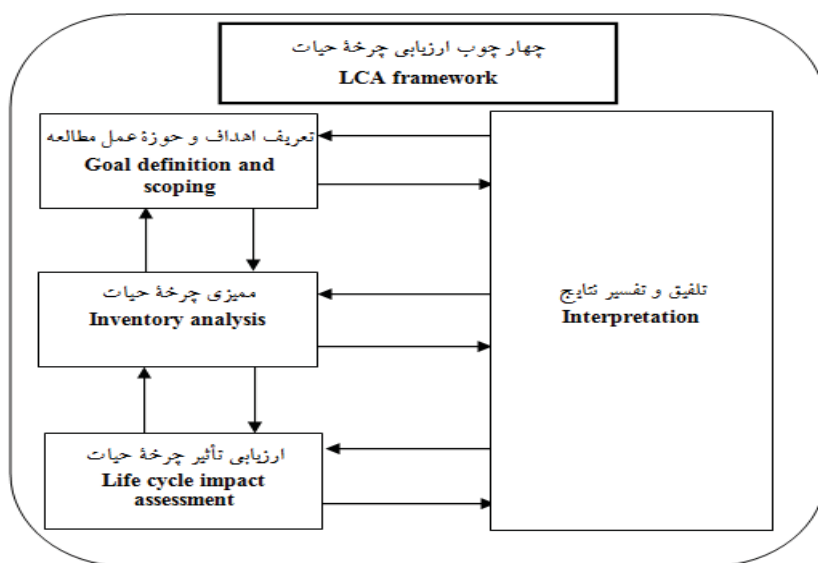
جدول ۱- میانگین میزان مصرف نهاده‌ها و ستاده‌ها در تولید گندم آبی استان اردبیل (ha)

عنوان (ورودی و خروجی)	مقدار در واحد سطح (ha)
نهاده‌ها	
نیروی کارگری (h)	۱۵۸/۱۳
سوخت دیزل (L)	۱۳۱/۰۶
کودهای شیمیایی (Kg)	
نیتروژن (N)	۲۱۹/۱۹
فسفر (P_2O_5)	۷۲/۰۴
پتاسیم (K_2O)	۱۰/۷۳
سموم شیمیایی (kg)	
علف‌کش	۱/۰۵
حشره‌کش	۰/۳۵
قارچ‌کش	۰/۲۷
آب مصرفی (m^3)	۴۹۰۵
ستاده	
دانه گندم (Kg)	۴۴۹۰/۰۶
کاه گندم (kg)	۵۴۷۵/۷۰

روش ارزیابی چرخه حیات

برای محاسبه ارزیابی چرخه حیات بر اساس روش ارائه شده در استاندارد ISO ۱۴۰۴۰، مطابق (شکل ۱) در چهار گام شامل الف) تعریف اهداف و حوزه عمل مطالعه، ب) ممیزی چرخه حیات، ج) ارزیابی تأثیر چرخه حیات و د) تلفیق و تفسیر نتایج انجام گرفت (خرمدل و همکاران ۲۰۱۴).

سازمان بین‌المللی استاندارد (ISO) ارزیابی چرخه حیات را به صورت جمع‌آوری و ارزیابی ورودی‌ها، خروجی‌ها و اثرات زیست‌محیطی بالقوه یک نظام تولید در طول چرخه حیات آن تعریف می‌کند. در دهه اخیر روش ارزیابی چرخه حیات (LCA) به‌عنوان ابزاری مناسب برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در کشاورزی به‌کاربرده شده است. این ابزار، روش مناسبی برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های کشت و ... است. این موضوع در شناخت و درک صحیح از وضعیت موجود برای تعیین تغییرات لازم در نحوه مدیریت و ارائه برنامه‌های مدیریتی نقش بسیار مهمی ایفا می‌کند (ایزو ۲۰۰۶).



شکل ۱- مراحل چهارگانه ارزیابی چرخه حیات (ISO ۲۰۰۶، ۱۴۰۴۰)

تعریف هدف و واحد عملکردی

دارای اثرات منفی زیست‌محیطی، در نظر گرفته شدند. میزان مصرف این نهاده‌ها و مقادیر آلاینده‌های انتشار یافته ناشی از کاربرد آن‌ها بر مبنای واحد عملکردی محاسبه شدند. از آنجایی که میزان انتشار آلاینده‌ها به خاک، آب و هوا متفاوت هستند، لذا به جای اندازه‌گیری، از روش‌های مشخص برای تخمین میانگین انتشار استفاده شد.

تمام مراحل به منظور ارزیابی چرخه حیات تولید گندم آبی در استان اردبیل بود. در مرحله تعریف هدف و حوزه مطالعه، محصول، فرآیند یا فعالیت مورد بررسی تعریف و توصیف می‌گردد. همچنین سامانه تحت مطالعه، مرزهای آن و واحد کارکردی مشخص می‌شوند. هدف از این پژوهش تعیین اثرات زیست‌محیطی تولید یک تن گندم آبی (واحد عملکردی) در استان اردبیل بود. مرز سامانه از مرحله استخراج، تولید و مصرف نهاده‌های تولید درکشت گندم آبی تا دروازه ورودی سیلو است.

ارزیابی تأثیر چرخه حیات

هدف از اجرای این بخش، تجزیه و تحلیل کمی نتایج بخش ممیزی چرخه حیات است. که به سه زیر بخش طبقه‌بندی، نرمال‌سازی و وزندهی تقسیم‌بندی می‌شود. در مرحله طبقه‌بندی، ضریب یا وزن هر آلاینده روی گروه‌های تأثیر اعمال می‌شود بدین منظور، برای هر یک از گروه‌های تأثیر ناشی از کارکرد اکوسیستم، یک ضریب فاکتور مشخص‌سازی تعریف شد جدول (۲). بر اساس روش ارائه شده در استاندارد ۱۴۰۴۰ ISO، گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون خشکی، تغییر کاربری اراضی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاس

ممیزی چرخه حیات

در این مرحله، میزان مصرف نهاده‌ها در نظام تولید گندم آبی مناطق گرمسیر و سردسیر استان اردبیل تعیین و برحسب واحد عملکردی (تن) محاسبه شد. اثرات زیست‌محیطی نیز بر اساس استانداردهای مصرف بین‌المللی برآورد شدند (فینک باینر و همکاران ۲۰۰۶). چهار نهاده سوخت دیزل، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفات و پتاسیم به عنوان مهم‌ترین نهاده‌های

کارکردی و CF_{ij} ضرایب کارآیی هر ترکیب در هر گروه تأثیر و I_i نیز شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر I_m می‌باشد. لازم به ذکر است کارآیی هر ترکیب یا فاکتور طبقه‌بندی در هر گروه تأثیر نشان‌دهنده پتانسیل آن ترکیب در ایجاد اثر مربوطه می‌باشد. پس از آن، شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO با استفاده از معادله (۳) و بر اساس ضرایب موجود نرمال‌سازی شدند (جدول ۳).

$$Ni = \frac{I_i \cdot}{I_{i,ref}} \quad (\text{رابطه ۳})$$

که در این معادله Ni مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر، i به ازای واحد کارکردی، I_i مقدار محاسبه شده (غیر نرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر i و I_{i,ref} مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد.

بودند (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۴ و فینک باینر و همکاران ۲۰۰۶). در مرحله تحلیل سیاهه کلیه نهاده‌های مصرف شده و آلاینده‌های منتشرشده ناشی از کارکرد سامانه تولید گندم آبی در شرایط آب و هوایی استان اردبیل با توجه به مرز سامانه شناسایی و برحسب تابع عملکردی (معادل با یک‌تن گندم) محاسبه شد. به این ترتیب، ابتدا گروه‌های تأثیر فوق‌میزی و تأثیر کارکرد اکوسیستم تولید گندم آبی به صورت کمی تعیین شد. این گروه‌های تأثیر که بسته به ماهیت ممکن است منبع (R) یا عوامل انتشار یافته (E) از اکوسیستم باشند در ضریب تأثیر مربوطه ضرب و تأثیر آن‌ها به ازای واحد عملکردی با استفاده از معادله ۲ مشخص گردید (نیک-خواه و همکاران ۲۰۱۷).

$$I_i = \sum (R_j, E_j) * CF_{ij} \quad (\text{رابطه ۲})$$

که در این معادله: E_j و R_j به این ترتیب میزان مصرف منبع و میزان انتشار آلاینده به ازای واحد

جدول ۲- طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه بر اساس نوع آلاینده و ضرایب یکسان‌سازی

منبع	کارآیی هر ترکیب	ترکیب آلاینده‌ها/تخلیه منابع	گروه تأثیر (واحد)
(سندر و همکاران، ۲۰۰۹؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	CO ₂ =۱, CH ₄ =۲۱, N ₂ O=۳۱۰	CO ₂ , N ₂ O و CH ₄	پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	SO ₂ =۱/۲, NO _x =۰/۵, NH ₃ =۱/۶	SO ₂ , NO _x و NH ₃	اسیدیته (kg SO ₂ eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴؛ نیک‌خواه و همکاران، ۲۰۱۷)	NH ₃ =۴/۴, NO _x =۱/۲	NO _x و NH ₃	اوتریفیکاسیون خشک (kg NO _x eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	۴۲/۸۶	مصرف گازوئیل	تخلیه منابع فسیلی (MJ)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	۰/۲۵	مصرف فسفات	تخلیه منابع فسفات (kg P ₂ O ₅ eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	۰/۱۰۵	مصرف پتاسیم	تخلیه منابع پتاسیم (kg K ₂ O eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۲)	۱	مصرف آب	تخلیه منابع آب (m ³)

فاکتورهای نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه با استفاده از ضرایب موجود در منابع در جدول ۳ ارائه شده است.

زیست‌محیطی و شاخص تخلیه منابع در نظر گرفته می‌شوند. شاخص زیست‌محیطی در این مطالعه برابر با مجموع شاخص‌های نهایی سه گروه تأثیر

برای درک بهتر مقادیر به دست آمده شاخص‌های طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر، در مرحله نرمال‌سازی بی‌بعد می‌شوند. هدف از این مرحله درک اهمیت مقادیر به دست آمده می‌باشد که بدین منظور شاخص‌های طبقه‌بندی هر گروه تأثیر با شاخص‌های مرجع مقایسه می‌شوند (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۴).

برای سامانه تولیدی یک محصول کوچکتر باشد نشان‌دهنده‌ی پتانسیل کمتر آسیب به محیط‌زیست در این سامانه می‌باشد.

$$EcoX = \sum Ni \times Wi \quad (\text{رابطه ۵})$$

گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسون خشکی در نظر گرفته شد. در آخرین مرحله ارزیابی چرخه حیات، شاخص زیست‌محیطی تحت عنوان شاخص بوم شناخت (Eco-Index) که معیار نهایی LCA می‌باشد با استفاده از رابطه ۵ محاسبه می‌شود (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۴). هر چه این شاخص زیست‌محیطی

جدول ۳- فاکتورهای وزن دهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه

منبع	فاکتور وزن دهی	فاکتور نرمال‌سازی (واحد)	گروه تأثیر
(میرحاحی و همکاران، ۲۰۱۳؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۷)	۱/۰۵	۸۱۴۳ (kg CO ₂ eq)	پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)
(میرحاحی و همکاران، ۲۰۱۳؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	۱/۸	۵۲ (kg SO ₂ eq)	اسیدیته (kg SO ₂ eq)
(میرحاحی و همکاران، ۲۰۱۳؛ نیکخواه و همکاران، ۲۰۱۷)	۱/۴	۶۳ (kg NO _x eq)	اوتریفیکاسیون خشکی (kg NO _x eq)
(میرحاحی و همکاران، ۲۰۱۳؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰)	۱/۱۴	۳۹۶۷ (MJ)	تخلیه منابع فسیلی (MJ)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴)	۱/۲۰	۷/۶۶ (kg P ₂ O ₅ eq)	تخلیه منابع فسفات (kg P ₂ O ₅ eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴)	۰/۳۰	۸/۱۴ (kg K ₂ O eq)	تخلیه منابع پتاسیم (kg K ₂ O eq)
(بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۲)	۰/۲۱	۶۲۶/۳۶ (m ³)	تخلیه منابع آب (m ³)

گروه‌های تأثیر مورد مطالعه با استفاده از ضرایب موجود در منابع در جدول ارائه شده است.

تلفیق و تفسیر نتایج

در این قسمت شخص نهایی جهت برتری یک محصول نسبت به محصولات دیگر محاسبه می‌شود. شاخص‌های نهایی در قالب دو گروه شاخص که در این معادله EcoX شاخص زیست‌محیطی بو شناخت به ازای واحد کارکردی Ni مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و Wi وزن مربوط به هر یک از مقادیر Ni می‌باشد.

به‌طورکلی، مشکلات مربوط به تخلیه منابع با مشکلات سایر گروه‌های تأثیر متفاوت است، گروه‌های تأثیر به‌صورت مستقیم روی سلامتی طبیعت و انسان اثر می‌گذارند؛ درحالی‌که تخلیه منابع برای تولید آینده خطرناک است. شاخص تخلیه منابع با استفاده از رابطه ۶ محاسبه می‌شود.

$$RDI = \sum Ni \times Wi \quad (\text{رابطه ۶})$$

در این مرحله مقدار نهایی شاخص هر گروه تأثیر ناشی از تولید یک محصول در یک سامانه به دست می‌آید وزن دهی به معنی ارزیابی هر یک از اثرات زیست‌محیطی بر اساس پتانسیل هر یک در ایجاد آسیب به محیط‌زیست می‌باشد، به طوری که بزرگ‌تر بودن این فاکتور در هر گروه تأثیر نشان‌دهنده این است که این گروه، پتانسیل بیشتری برای لطمه به محیط‌زیست دارد. بر این اساس، شاخص‌های نرمال شده با استفاده از رابطه ۴ و بر اساس ضرایب وزن‌دهی شدند تا شدت تأثیر آن‌ها برحسب وزن (w) هر گروه تأثیر در محاسبات لحاظ گردد (بنتراپ و همکاران، ۲۰۰۴).

$$Wijk = \frac{Cijk}{Tijk} \quad (\text{رابطه ۴})$$

که در این معادله Wijk وزن مربوط به شاخص i در منطقه J در سال k، Cijk مقدار فعلی شاخص i در منطقه J در سال k و Tijk مقدار هدف برای شاخص i در منطقه J در سال k می‌باشد. فاکتورهای وزن‌دهی

برای تولید یک تن ذرت در مغان به ترتیب ۳۲/۲۹ لیتر و ۱۹/۲۵، ۱۷/۵۶ و ۸/۳۳ کیلوگرم در هر تن محصول استحصالی گزارش شده بود (شیری و همکاران ۲۰۱۸). مقایسه این دو پژوهش در استان اردبیل نشان می‌دهد که برای تولید یک تن گندم آبی نسبت به تولید یک تن ذرت میزان کمتری سوخت و کودهای شیمیایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. بدین ترتیب، مصرف این کودها، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید و کاهش منابع تجدیدناپذیر انتشار آلاینده‌ها را نیز به دنبال دارند که این آلاینده‌ها در قالب گروه‌های مختلف تأثیر اثرات سوء زیست‌محیطی مختلفی بر جای می‌گذارند. مهم‌ترین آلاینده‌های انتشار یافته از نیتروژن با منبع کود اوره N_2O ، NH_3 و NO_x هستند طبق تحقیقات صورت گرفته ۱۷ درصد از کل نیتروژن مصرفی در قالب کود اوره به صورت NH_3-N تصعید می‌شود (بنترپ و همکاران ۲۰۰۰ و گوپس و همکاران ۲۰۰۳).

که در این معادله RDI شاخص تخلیه منابع است.

نتایج و بحث

آلاینده‌های انتشار یافته

میزان مصرف ورودی‌ها با توجه به واحد مرجع معادل یک تن دانه در نظام تولید گندم آبی مشخص شد که از مجموع ۷۰۸۹۵ هکتار سطح کشت شده گندم آبی استان بیش از ۵۰۰۰۰ هکتار در سه شهرستان اردبیل، پارس‌آباد و بیله سوار کشت شده بود به عنوان جامعه آماری مطالعه حاضر انتخاب شدند. میزان مصرف نهاده‌های مختلف نظام تولید گندم آبی شامل سوخت گازوئیل با ۲۹/۲۶ لیتر برای هر تن گندم و کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب با ۲۲/۴۶، ۱۴/۰۴ و ۲/۴۲ کیلوگرم برای هر تن دانه گندم برآورد شد (جدول ۴). در پژوهشی، میزان مصرف نهاده‌های سوخت، کودهای شیمیایی نیتروژن، فسفر و پتاسیم

جدول ۴- میزان ورودی‌ها و خروجی نظام تولید گندم آبی

میانگین	واحد	ورودی و خروجی
۲۹/۲۶	لیتر در یک تن	سوخت گازوئیل
۲۲/۴۶	کیلوگرم در یک تن	نیتروژن
۱۴/۰۴	کیلوگرم در یک تن	فسفر
۲/۴۲	کیلوگرم در یک تن	پتاسیم
۴۴۹۰	کیلوگرم در یک هکتار	عملکرد دانه گندم

های مختلف زراعی بعد از مصرف کودهای نیتروژن رخ می‌دهد، بنابراین افزایش مصرف کودهای نیتروژن، می‌تواند افزایش انتشار این گاز را به دنبال داشته باشد. مقدار دی‌اکسید کربن منتشر شده به هوا ۱۲۰/۳۴ کیلوگرم به ازای یک تن دانه گندم برآورد شد (جدول ۵) در همین راستا نتایج برخی بررسی‌ها نشان داده است که بخش زیادی از انتشار دی‌اکسید کربن تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی عمدتاً مربوط به تولید و انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه (۷۴ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشر شده) بوده و بقیه مربوط به استفاده از

میزان انتشار اکسیدهای نیتروژن برای نظام تولید گندم آبی در شرایط استان اردبیل ۰/۹۶ کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه برآورد شد (جدول ۵). در گزارشی میزان انتشار این گاز را برای گندم زمستانه ۲۱ درصد به ازای یک تن دانه در شرایط آب و هوایی آلمان گزارش کردند. دلیل این تفاوت عمدتاً ناشی از مصرف بالاتر کودهای نیتروژن‌دار در کاشت گندم استان اردبیل در مقایسه با گندم کشور آلمان است (بنترپ و همکاران ۲۰۰۴). نتایج بررسی‌ها نشان داده است از آنجا که بالاترین میزان انتشار آمونیاک در اکوسیستم-

ماشین‌آلات (۲۶ درصد از کل دی‌اکسید کربن منتشرشده) هستند (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۲). بدین‌ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که در صورت اعمال مدیریت کم‌نهاد اکوسیستم زراعی بتوان از هر دو طریق به‌ویژه از طریق انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه کاهش انتشار این آلاینده مهم گلخانه‌ای به هوا سپهر و پیامدهای ناشی از آن را موجب شد.

مقدار دی‌اکسید گوگرد انتشاریافته به هوا سپهر به ازای یک واحد کارکردی گندم آبی ۰/۲۹ کیلوگرم، مقدار آمونیاک انتشار یافته به هوا سپهر به ازای یک واحد کارکردی گندم آبی ۳/۸۲ کیلوگرم و مقدار متان انتشاریافته به هوا سپهر به ازای یک واحد کارکردی گندم ۰/۰۱ کیلوگرم به ازای یک تن دانه برآورد شد. مقدار انتشار نیتروژن و نیتروژن کل به آب‌های زیرزمینی به ترتیب ۶/۷۶ و ۱۵/۳۶ کیلوگرم به ازای یک تن دانه گندم برآورد شد. همچنین میزان انتشار فسفر به خاک برای نظام تولید گندم آبی ۰/۱۶ کیلوگرم به ازای یک تن

دانه برآورد شد (جدول ۵). نتایج برخی بررسی‌ها نشان داده است که پتانسیل آبشویی نیتروژن به میزان زیادی متأثر از نوع مدیریت نظام تولیدی و استفاده از نهاده‌های مختلف برای بهبود حاصلخیزی خاک است، به‌طوری‌که مدیریت فشرده به دلیل افزایش تلفات نیتروژن و به‌ویژه نیترات، افزایش ورود آن به آب‌های زیرزمینی را موجب می‌شود. همچنین با توجه به این مطلب که استفاده از خاک‌ورزی حفاظتی و به دلیل غیر متحرک شدن نیتروژن، کاهش تلفات آن را به دنبال دارد (المارز و همکاران ۲۰۰۹). در این میان، با توجه به این‌که کارایی آلاینده N_2O در قالب گروه تأثیر گرمایش جهانی ۳۱۱ برابر گاز CO_2 است (جدول ۱). از آنجایی که در حدود ۳۲ درصد از انتشار جهانی گاز N_2O به بخش کشاورزی مربوط می‌شود (مو ۲۰۱۲). لذا به کارگیری راهکارهای مناسب مدیریتی به‌منظور کنترل مستقیم و غیرمستقیم این آلاینده مهم زیست‌محیطی، اهمیت ویژه‌ای پیدا می‌کند.

جدول ۵-میزان انتشار انواع آلاینده‌های به ازای یک تن دانه در نظام تولید گندم آبی

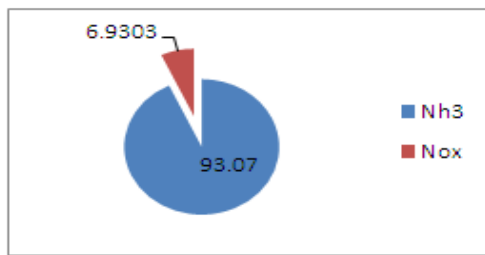
نوع ماده	مقدار ($kg.t\ grain^{-1}$)
انتشار در هوا	
N_2O	۱/۱۳
NH_3	۳/۸۲
NO_x	۰/۹۶
CO_2	۱۲۰/۳۴
CH_4	۰/۰۱
SO_2	۰/۲۹
آفت کش‌ها	۰/۱۵
انتشار در آب	
NO_3	۶/۷۴
N_{tot}	۱۵/۳۶
P_{tot}	۰/۱۶

گروه‌های تأثیر مختلف نشان داده شده‌اند. همان‌طور که در این شکل ملاحظه می‌شود، آلاینده N_2O بیشترین

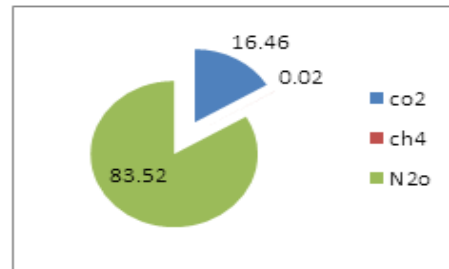
در شکل ۲ میزان تأثیر هر یک از آلاینده‌های انتشاریافته برای تولید یک‌تن گندم آبی در قالب

در چین مربوط به متان و اکسید نیتروژن به ترتیب ۱۱/۳ و ۷۵/۴ معادل دی‌اکسید کربن بود (نی و همکاران ۲۰۱۰).

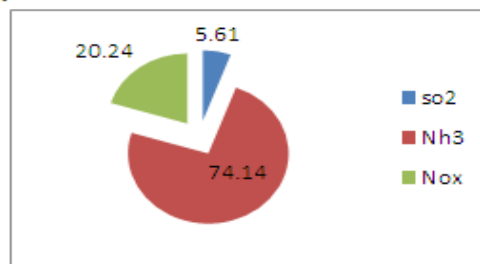
سهم را در گروه تأثیر گرمایش جهانی و آلاینده NH_3 بیشترین سهم، آلاینده‌گی محیط زیست را در قالب گروه تأثیر اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی در تولید گندم آبی به خود اختصاص داده است. محققان دریافتند که بیشترین میزان آلاینده به ازای تولید یک تن دانه ذرت



(ب)



(الف)



(ج)

شکل ۲- سهم انتشار آلاینده‌ها برای گروه‌های تأثیر الف (گرمایش جهانی، ب (اسیدیته و ج) اوتریفیکاسیون خشکی به ازای یک تن دانه در تولید گندم آبی در استان اردبیل

دی‌اکسید معادل برآورد شده است. میزان انتشار کربن دی‌اکسید معادل برای محصول ذرت در مغان، گندم در مرودشت و سوئیس به ترتیب ۲۶۲/۳۳۸،۱/۵۲ و ۳۸۱ برآورد شد (چارلز و همکاران ۲۰۰۶؛ روی و همکاران ۲۰۰۹؛ نیک‌خواه و همکاران ۲۰۱۷ و شیرینی و همکاران ۲۰۱۸). مقایسه نتایج نشان می‌دهد میزان گرمایش جهانی برای تولید گندم آبی در استان اردبیل بالاتر است که مهم‌ترین دلیل آن ناکارایی مصرف انرژی در تولید است. در اکثر مطالعات LCA در بخش کشاورزی، مصرف سوخت، کود شیمیایی و الکتریسیته بیشترین سهم را از اثرات زیست‌محیطی دارند (خوشنویسان و همکاران ۲۰۱۴؛ کانالی و همکاران ۲۰۱۹). شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته به ازای یک واحد

تحلیل شاخص‌های زیست‌محیطی

دی‌اکسید کربن، نیترواکسید و متان، سه گاز مهم در ایجاد گرمایش جهانی هستند. فرآیندهای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون در خاک، مصرف کودهای نیتروژنه و نیز احتراق سوخت‌ها در تولید گندم آبی منجر به انتشار نیترواکسید و آلاینده‌های دیگر به هوا شده است. جدول ۶ مقادیر واقعی شاخص‌های زیست‌محیطی محاسبه شده در تولید گندم آبی به ازای یک تن محصول تولیدی را نشان می‌دهد. یکی از مهم‌ترین گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی مورد بررسی در مطالعات ارزیابی چرخه حیات، شاخص گرمایش جهانی است. در این مطالعه میزان گرمایش جهانی ناشی از تولید یک تن گندم آبی برابر با ۵۸۵/۳۷ کیلوگرم کربن

اوتریفیکاسیون خشکی و آبی به ترتیب $kgNO_x eq$ ۱۸/۰۵ برای یک واحد عملکردی نظام تولید گندم آبی به دست آمد (جدول ۶). این شاخص برای تولید یک تن ذرت در مغان $kgNO_x eq$ ۲۲/۵۸ گزارش شده است (شیری و همکاران ۲۰۱۸)، در نتیجه اثرات مخرب زیست‌محیطی در قالب گروه تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی برای تولید گندم نسبت به ذرت در استان اردبیل کمتر است.

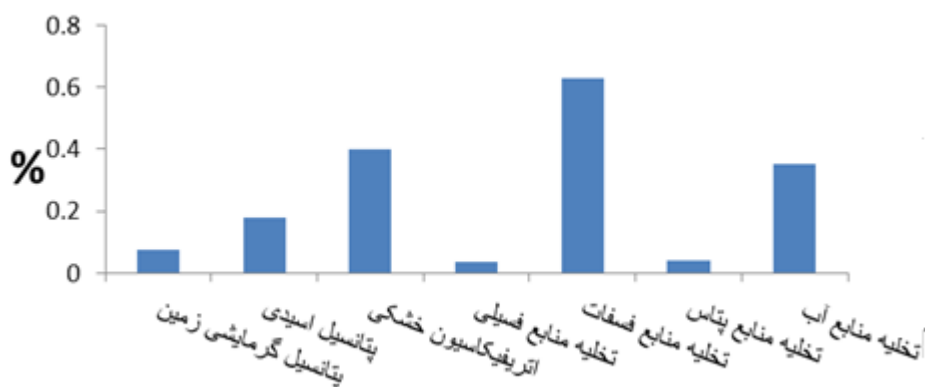
عملکردی نظام تولید گندم آبی $kgSO_2 eq$ ۵/۱۵ به دست آمد. شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر اسیدیته برای تولید یک واحد عملکردی از محصولات مختلف شامل بادام زمینی در استان گیلان، گندم در مناطق مرودشت، گرگان و چین به ترتیب برابر $kgSO_2 eq$ ۶/۷، ۵/۶، ۶/۲۵ و ۴ گزارش شده است (چارلز و همکاران ۲۰۰۶؛ وانگ و همکاران ۲۰۰۷؛ میرحاجی و همکاران ۲۰۱۳ و نیک‌خواه و همکاران ۲۰۱۷). شاخص طبقه‌بندی گروه تأثیر

جدول ۶- شاخص‌های طبقه‌بندی و نرمال‌سازی برای تولید گندم آبی در استان اردبیل

گروه‌های تأثیر	طبقه‌بندی شاخص	نرمال‌سازی شاخص
پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)	۵۸۵/۳۷	۰/۰۷۱
اسیدیته ($kg SO_2 eq$)	۵/۱۵	۰/۰۹۹
اوتریفیکاسیون خشکی ($kg NO_x eq$)	۱۵/۰۵	۰/۲۸۶
تخلیه منابع فسیلی (MJ)	۱۲۵۴/۰۸	۰/۰۳۲
تخلیه منابع فسفات ($kg P_2O_5 eq$)	۴/۰۱	۰/۶۲۸
تخلیه منابع پتاسیم ($kg K_2O eq$)	۰/۲۵	۰/۰۳۱
تخلیه منابع آب (m^3)	۱۰۵۴/۶۰	۱/۶۸۳

خشکی، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع پتاس به ترتیب برابر با ۰/۰۷۵، ۰/۱۷۸، ۰/۴۰۱، ۰/۰۳۶، ۰/۶۲۸، ۰/۰۴۰ و ۰/۳۵۳ بود. (شکل ۳).

شاخص‌های اثرات زیست‌محیطی و تخلیه منابع تولید یک تن گندم آبی در استان اردبیل در قالب گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون



شکل ۳ - شاخص‌های اثرات زیست‌محیطی در تولید یک تن گندم آبی

زیست‌محیطی را در تولید گندم آبی در استان اردبیل به همراه داشته است. پس از این گروه، بالاترین پتانسیل

نتایج نشان می‌دهد که اوتریفیکاسیون خشکی و پتانسیل اسیدی به این ترتیب بیشترین تأثیر سوء

کننده نیتروژن به صورت کشت مخلوط، خاک‌ورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست‌محیطی این نظام تولیدی بر گروه‌های مؤثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست‌محیطی را موجب شد. همچنین پیشنهاد می‌شود بررسی‌هایی در زمینه ترکیب روش ارزیابی چرخه حیات با مدل‌های بهینه‌سازی با نگرش کاهش اثرات زیست‌محیطی تولید گندم صورت گیرد.

نتیجه‌گیری

نتایج ممیزی چرخه حیات (LCA) نشان داد بیشترین اثر در پتانسیل گرمایش جهانی مربوط به گاز (N₂O) و در ایجاد اثر پتانسیل اسیدی شدن و اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی گاز آمونیاک (NH₃) بود. برآورد شاخص‌های زیست‌محیطی (EcoX) و یا تخلیه محیطی (RDI) برای گروه‌های تأثیر نشان داد که ارزش‌های EcoX و RDI برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتریفیکاسیون اکوسیستم خشکی و تخلیه منابع فسیلی، فسفات، پتاسیم و منابع آبی به ترتیب برابر با ۰/۰۷۵، ۰/۱۷۸، ۰/۴۰۱، ۰/۰۳۶، ۰/۱۶۲۸، ۰/۰۴۰ و ۰/۳۵۳ به دست آمد. نتایج ارزیابی اثرات زیست‌محیطی با استفاده از ارزیابی چرخه حیات نشان داد که بیشترین سهم اثرات زیست‌محیطی به ترتیب مربوط به گروه‌های تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی و تخلیه منابع فسفات بود. بنابراین، مدیریت مصرف بهینه کودهای شیمیایی به‌ویژه کود نیتروژن و فسفر و جایگزینی آن با انواع کودهای آلی و همچنین کاربرد کودهای زیستی می‌تواند به کاهش اثرات منفی زیست‌محیطی تولید گندم آبی در استان اردبیل در گروه‌های تأثیر اوتریفیکاسیون خشکی و تخلیه منابع فسفات کمک کند.

آسیب به محیط‌زیست در تولید گندم آبی مربوط به گروه تأثیر تخلیه منابع فسفات بود. شاخص زیست‌محیطی برای تولید گندم آبی در استان اردبیل شامل سه گروه تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته و اوتریفیکاسیون خشکی معادل ۰/۶۵ به دست آمد. که محققان برای تولید گندم با مصرف ۱۴۴ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و با در نظر گرفتن این گروه‌های تأثیر، شاخص زیست‌محیطی را حدود ۰/۲ محاسبه کردند (بنتراپ و همکاران ۲۰۰۴). شاخص زیست‌محیطی برای بادام‌زمینی در استان گیلان ۰/۵۵ گزارش کردند (نیکخواه و همکاران ۲۰۱۷). از دلایل شاخص زیست‌محیطی نسبتاً بالای تولید گندم آبی در استان اردبیل، مصرف نسبتاً زیاد کودهای شیمیایی است. با توجه به پتانسیل آلودگی زیاد تأمین نیتروژن از منبع کود اوره، پیشنهاد می‌گردد که برای تولید گندم آبی در استان از کودهای آلی، کودهای زیستی با پتانسیل آلودگی زیست‌محیطی کمتر و یا از گیاهان خانواده بقولات در تناوب کشت با گندم به منظور تأمین بخشی از نیاز نیتروژن گندم استفاده شود. به‌علاوه، بررسی‌ها بیانگر آن است که اغلب کشاورزان گندم‌کار در استان اردبیل، از مقدار مصرف بهینه کودهای شیمیایی بی‌اطلاع‌اند. بنابراین، اجرای برنامه‌های آموزشی ترویجی مناسب، به منظور اطلاع‌رسانی در زمینه اهمیت آزمایش خاک و نیاز کودی گندم، تأثیر چشمگیری بر کاهش خطرات زیست‌محیطی این محصول استراتژیک در استان اردبیل خواهد داشت. شاخص تخلیه منابع (تخلیه منابع فسیلی، فسفات و پتاس) برای تولید یک تن گندم آبی در استان اردبیل ۰/۷۰۴ به دست آمد (شکل ۳). با توجه به مصرف بیشتر کودهای شیمیایی و سوخت در تولید گندم در استان اردبیل، این شاخص برای استان اردبیل مقدار بیشتری می‌باشد. بدین ترتیب، چنین به نظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاد نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت-

سپاسگزاری

جهاد کشاورزی شهرستان های تابعه به جهت فراهم نمودن امکانات موردنیاز و همکاری لازم برای اجرای پروژه تشکر و قدرانی به عمل می آید.

بدین وسیله از تمامی حمایت ها و مساعدت های معاونت تولیدات گیاهی و اداره فناوری های مکانیزه سازمان جهاد کشاورزی استان اردبیل و مدیریت های

منابع مورد استفاده

- Almaraz JJ, Zhou X, Mabood F, Madramootoo C, Rochette P, Ma BL and Smith DL. 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil and Tillage Research* 104, 134-139.
- Anonymous. 2015. Agricultural statistics center for information and communication Assistance of technology, Planning and Economic, Ministry of Agriculture. (In Persian).
- Brentrup F, Kusters J, Lammel J, Barraclough P and Kuhlmann H. 2004. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology, II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20, 265-279.
- Brentrup F, Küsters J, Lammel J and Kuhlmann H. 2002. Life cycle impact assessment of land use based on the Hemeroby concept. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 7, 339–348.
- Buratti C, Barbanera M and Fantozzi F. 2009. Environmental Impact Assessment of Fiber Sorghum (Sudan-Grass) Production Systems For Biomass Energy Production In a Central Region of Italy.
- Finkbeiner M, Inaba A, Tan RBH, Christiansen K and Klüppel HJ. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, 80–85.
- Gasol CM, Gabarrell X, Anton A, Rigola M, Carrasco J, Ciria P and Rieradevall J. 2007. Life cycle assessment of a *Brassica carinata* bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy*, 31(8), 543-555
- Ghasemi-Mobtaker H, Keyhani A, Mohammadi A, Rafiee Sh and Akram A. 2010 Sensitivity analysis of energy inputs for barley production in Hamedan province of Iran. *Agriculture, Ecosystem and Environment*; 137:367-72.
- Goebes MD, Strader R and Davidson C. 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States. *Atmospheric Environment*, 37(18), 2539-2550.
- ISO. (2006) 14040. 2006. Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework. European Committee for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Kamkar B and Mahdavi Damghani M. 2008. Principles of sustainable agriculture. Publications University of Mashhad. 315 pages.
- Khanali MA, Akram M, Mohammadnia Galeshklamei H, Hosseinzadeh B and Elhami B. 2019. Evaluating the energy flow and environmental effects of cake production in guilan province by life cycle assessment approach. *Biosystem journal*. 569-579. (In Persian).

- 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).
- Khoshnevisan B, Bolandnazar E, Shamshirband S, Motamed H, Badrul N, Mat L and Kiah, MLM. 2015. Decreasing environmental impacts of cropping systems using life cycle assessment (LCA) and multi-objective genetic algorithm. *Journal of Cleaner Production*, 86, 67-77.
- Khoshnevisan B, Rafiee S, Omid M, Mousazadeh H and Clark S. 2014. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system in Iran. *Journal of Cleaner Production*, 1-10.
- Koocheki A, Nasiri Mahallati M, and Kiani MR. 2014. Long-term forecasting of demand for fertilizers in agriculture. *Ecological Agriculture*, 4 (1), 1-14. (In Persian).
- MOE Ministry Of Energy. 2012. Energy balance in Iran. From <http://www.moe.gov.ir>.
- Mousavi-Avval H, Rafiee S, Jafari A and Mohammadi A. (2011). Optimization of energy consumption for soybean production using Data Envelopment Analysis (DEA) approach. *Applied Energy*, 88(11): 3765-3772.
- Nie SW, Gao WS, Chen YQ, Sui P and Eneji AE. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-dose. *Journal of Cleaner Production*, 18, 1530-1534.
- Nikkhah A, Royan M, Khojastehpour M and Bacenetti J. 2017. Environmental impacts modeling of Iranian peach production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 75, 677-682.
- Parajuli R, Kristensen IBS, Trydeman Knudsen M, Mogensen L, Corona A, Birkved M, Peña N, Graversgaard M and Dalgaard T. 2017. Environmental life cycle assessments of producing maize, grass-clover, ryegrass and winter wheat straw for biorefinery. *Journal of Cleaner Production*, 3859-3871.
- Roy P, Nei D, Orikasa T, Xu Q and Okadome H. 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90, 1-10.
- Sadiq MS, Singh IP, Makama SA, Umar SM, Isah MA and Grema IJ. 2016. Agrarian crisis and steps to combat it: Evidence of GHG emission (CO₂) in sesame production in Jigawa State, Nigeria. *Indian Journal of Economics and Development*, 12(1a): 361-368.
- Schröder J, Aarts H, Ten Berge H, Van Keulen H and Neeteson J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*. 20, 33-44.
- Shiri MR, Ataei R and Golzardi F. 2018. Life cycle assessment (LCA) for a maize production system under Moghan climatic conditions. *Environmental Sciences*, 16(1): 191-206.
- Soltani A, Rajabi MH, Zeinali E and Soltani E. 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. *Electronic Journal of Crop Production*. 3, 201-218.
- Tadayonpour N, Sabzghabaei GR and Dashti S. 2019. Evaluating the Environmental Impacts of the Bell Pepper Production System Using the Life Cycle Assessment Technique (Case study: Dezful County) *Agriculture Science and Sustainable Production*, 29(2). 39-51 (In Persian).

- Valae S, Häkkinen T, Shemeikka Ketomaki J and Jung N. 2019. Impact of renewable energy technologies on the embodied and operational GHG emissions of a nearly zero energy building. *Engineering*, 22. 439-450.
- Zand S. 2014. Technical efficiency compare broiler chicken and laying chicken breeding unit in Alborz province with help of data envelopment analysis (DEA) and modeling energy categories, economy and environmental of that with computational intelligence. MSc. Agricultural engineering and technology college, Tehran University. (In Persian).