نشریه تولید گیاهان زراعی
جلد هشتم، شماره اول، بهار ۹۴
۶۲-۴۳
http://ejcp.gau.ac.ir

ارزیابی چرخه حیاتی (LCA) تولید چغندرقند در سیستم‌های مختلف در خراسان

افشین سلطانی[۱]، امیربهزاد بذرگر[۲]، علیرضا کوچکی[۳]، ابراهیم زینلی[۴]، علیرضا قائمی[۵] و *امیر حجارپور[۶]

[۱]استاد گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، [۲]دانشجوی سابق دکتری گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و استادیار گروه زراعت، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد نیشابور، [۳]استاد گروه زراعت، دانشگاه فردوسی مشهد، [۴]دانشیار گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع‌طبیعی گرگان، [۵]استادیار بخش تحقیقات چغندرقند، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، [۶]دانشجوی دکتری اکولوژی گیاهان زراعی گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۰/۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۲/۱۳

چکیده

ارزیابی چرخه حیاتی (LCA) ابزاری برای سنجش اثرات زیست‌محیطی تولید یک محصول در کل چرخه حیاتی آن است. هدف از این مطالعه ارایه نحوه کاربرد LCA، ارزیابی زیست‌محیطی سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند به‌عنوان یک محصول استراتژیک در کشور و مقایسه آن با الگوهای تولید در کشور سوئیس بود. برای این منظور ۲۶ مکان از مناطق تحت کشت چغندرقند در استان‌های خراسان رضوی، شمالی و جنوبی بر اساس سه سیستم تولید مکانیزه، نیمه‌مکانیزه و سنتی انتخاب و کلیه داده‌های مزرعه‌ای موردنیاز جمع‌آوری شدند. سپس کلیه منابع (ورودی‌ها) و انتشارات زیست‌محیطی (خروجی‌ها) در فرآیند تولید و زیر فرآیندهای وابسته تعیین، فهرست برداری و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها در طبقات اثر موردنظر کمی‌سازی شد. نتایج این مطالعه نشان داد که به ازای هر تن محصول تولیدی در خراسان میزان پتانسیل گرمایش جهانی (۴۸۸/۸ کیلوگرم معادل CO_2)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (۰/۶۴ کیلوگرم معادل PO_4)، پتانسیل اکسیداسون فتوشیمیایی (۰/۳ کیلوگرم معادل C_2H_4)، پتانسیل تخلیه ازن (۸۲/۹ میلی‌گرم معادل CFC-11) و پتانسیل اسیدی شدن (۲/۲ کیلوگرم معادل SO_2) بیشتری (تا ۴۰ برابر در برخی طبقه‌های اثر) در مقایسه با شرایط سوئیس (به‌عنوان حد مطلوب) تولید خواهد شد. در این میان سهم سیستم‌های تولید مکانیزه چغندرقند به ازای هر تن محصول تولیدی کمتر از سیستم سنتی است و نتایج حاکی از برتری زیست‌محیطی نظام‌های مکانیزه نسبت به سنتی می‌باشد. در سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند در خراسان فرآیند آبیاری بیشترین نقش را در ایجاد اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند دارد. شرایط اقلیمی منطقه و وجود خشکسالی، باعث می‌شود تا انرژی زیادی صرف آبیاری شود، که تأمین این انرژی زیاد به‌علت وابستگی به سوخت‌های فسیلی اثرات زیست‌محیطی بالایی را سبب می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آنالیز مشارکت، اثرات زیست‌محیطی، طبقات اثر

*مسئول مکاتبه: amiragro65@gmail.com

مقدمه

کشاورزی و صنایع وابسته به آن یکی از بزرگ‌ترین بخش‌های اقتصادی دنیا بوده و بنابراین از مصرف‌کنندگان عمده انرژی و سایر منابع طبیعی نیز به‌شمار می‌رود. تولید، نگهداری و توزیع محصولات کشاورزی سهم بزرگی در انتشار گازهای گلخانه‌ای و ایجاد جنبه‌های مختلف تغییر اقلیم به‌عنوان بزرگترین چالش پیش روی انسان دارد. مشکلات زیست‌محیطی دیگری نظیر انتشار آلاینده‌های زیست‌محیطی و پیامدهای آن نظیر اسیدی شدن و یوتریفیکاسیون[1] نیز حاصل استفاده از نهاده‌های مختلف در تولید محصولات کشاورزی است (روی و همکاران، ۲۰۰۹). کشاورزی همچنین منبع اصلی چندین آلاینده مهم محیط‌زیست می‌باشد (برنتراپ و همکاران، ۲۰۰٤ الف و ب؛ بریکود و هاسچایلد، ۲۰۰٦؛ ون درورف و ترنن، ۲۰۰۸). برای مثال ۹۳ درصد آمونیاک از کشاورزی ناشی می‌شود (هاسچایلد و ونزل، ۱۹۹۸). از این‌رو امروزه برای استفاده پایدار از منابع، مطالعه جنبه‌های زیست‌محیطی سیستم‌های تولید و توزیع غذا، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و ارزیابی بهره‌وری منابع ضروری می‌باشد.

ارزیابی چرخه‌حیاتی[2] (LCA) ابزاری است برای سنجش جنبه‌های زیست‌محیطی تولید یک محصول در طی چرخه حیاتی آن؛ به‌عبارت دیگر با استفاده از این ابزار تمامی اثراتی که از آغاز تا شکل‌گیری یک محصول یا فرآیند ویژه بر محیط‌زیست تحمیل می‌شود، ارزیابی و محاسبه می‌شود (روی و همکاران، ۲۰۰۹). مفهوم چرخه حیاتی به‌وسیله ابزار کمی LCA اجرایی شده و توسط سازمان جهانی استاندارد (ISO سری ۱٤۰٤۰) استاندارد شده است. LCA به‌عنوان یک ابزار پیشرفته آنالیز سیستم‌های زیست‌محیطی شناخته می‌شود و قابلیت هدایت جامعه جهانی را به سوی ایجاد الگوهای تولید و مصرف پایدار دارد (براندا و همکاران، ۲۰۰۹). متأسفانه استفاده از این ابزار قدرتمند و فراگیر در کشور ما مورد توجه و اقبال شایسته نبوده است. سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) برای اولین بار به ارزیابی چرخه حیاتی در تولید گیاهان زراعی در ایران پرداختند. ایشان نتیجه گرفتند که تولید گندم در گرگان دارای اثرات زیست‌محیطی قابل‌توجهی از نظر تخلیه انرژی غیرقابل تجدید، گرمایش جهانی، یوتریفیکاسیون، اکسیداسیون فتوشیمیایی، اسیدی شدن و تخلیه ازن می‌باشد و از این لحاظ فاصله زیادی با حد مطلوب دارد؛ این حد مطلوب در مطالعه ایشان تولید گندم در باروئیس فرانسه و ساکسونی- آنهالت آلمان در نظر گرفته شده بود.

1- Eutrophication
2- Life Cycle Assessment

از اولین مطالعات صورت گرفته بر روی چغندرقند می‌توان به بذرگر (۲۰۱۱) اشاره کرد که به ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند در سیستم‌های مختلف تولید در خراسان پرداختند. همچنین میرحاجی و همکاران (۲۰۱۲) به ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند با روش ارزیابی چرخه حیات (LCA) در استان خراسان جنوبی پرداختند. در این مطالعه تنها به برآورد شاخص‌های نهایی زیست‌محیطی اکتفا شده و مقادیر این شاخص‌ها عنوان نشده است، همچنین بین سیستم‌های مختلف تولید و یا مقایسه با یک سیستم تولید بهینه مقایسه‌ای صورت نگرفته است. طبقات اثری که در مطالعه ایشان مورد مطالعه قرار گرفته محدود به ٤ طبقه اثر بوده است که به‌صورت کلی انتخاب شده‌اند، علاوه‌بر این، مطالعه ایشان از لحاظ گستردگی تنها ٤٠٠ هکتار از مزارع مربوط به یک شرکت خاص را پوشش داده در حالی‌که مطالعه حاضر به بررسی مزارع چغندرقند در ٢٦ منطقه از سه استان خراسان شمالی، رضوی و جنوبی با ۷ طبقه اثر متفاوت پرداخته است. این سه استان که از این پس به اختصار خراسان نامیده می‌شوند در شرق ایران با وسعت ٢٤٢/٦٧٣ کیلومترمربع واقع شده‌اند و طبق آمار جهاد کشاورزی در سال ۲۰۱۰، در مجموع با سطح زیر کشتی بالغ بر ٢٢/٤٦٨ هکتار، ٤٠ درصد از کل سطح زیر کشت چغندرقند در ایران را به خود اختصاص داده‌اند. لازم به ذکر است که استان خراسان رضوی بیشترین سطح کشت چغندرقند را در بین این استان‌ها در اختیار دارد.

این پژوهش سعی دارد تا علاوه‌بر ارزیابی زیست‌محیطی سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند به‌عنوان یک محصول استراتژیک در کشور و نمایاندن تفاوت‌های زیست‌محیطی در شیوه‌های مختلف تولید و مقایسه آن با الگوهای تولید در کشورهای پیشرفته، در ادامه پژوهش سلطانی و همکاران (۲۰۱۰)، به معرفی روش LCA به‌عنوان یک ابزار برای تجزیه و تحلیل بار زیست‌محیطی[1] حاصل از تولید محصولات کشاورزی در کشور بپردازد.

مواد و روش‌ها

برای طبقه‌بندی و کمی‌سازی اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند از روش LCA (ISO، ٢٠٠٦) استفاده شد. بر این اساس، روش انجام LCA در چهار مرحله بیان می‌گردد:

الف) هدف و میدان کاری[2]: هدف از این مطالعه مقایسه اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند در سیستم‌های مختلف در منطقه خراسان بود. همچنین برای نمایش فاصله تا حد مطلوب، اثرات

1- Environmental burden
2- Goal and scope

زیست‌محیطی تولید در ایران با متوسط تولید در شرایط سوئیس مقایسه شد. خراسان در شرق ایران بزرگترین تولید کننده چغندرقند کشور بوده و ٤٠ درصد از کل سطح زیر کشت چغندرقند کشور را در اختیار دارد. سه سیستم تولیدی مورد ارزیابی در این مطالعه شامل سیستم‌های مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی بود. مرزهای این سیستم[1]، دروازه کارخانه[2] در نظر گرفته شد، یعنی کلیه ورودی‌ها و فرآیندهای موردنیاز در چرخه تولید محصول و تحویل آن تا کارخانه جهت فرآوری و استحصال شکر در نظر گرفته شدند. واحد کارکردی[3] مورد استفاده یک تن چغندرقند در نظر گرفته شد؛ به‌این معنی که اثرات زیست‌محیطی به ازای یک تن وزن تر ریشه محاسبه می‌شود. واحد کارکردی توصیف کمی کارکرد سیستم تولید محصول برای استفاده به عنوان مرجع در یک مطالعه LCA است (وایدما و همکاران، ۲۰۰٤).

به‌دلیل آن که سیستم تولید چغندرقند دارای دو محصول خروجی شامل ریشه چغندرقند و شاخ و برگ است، تخصیص اثرات زیست‌محیطی بر اساس این دو خروجی در مدل LCA انجام شد. استفاده از تخصیص برمبنای درآمد اقتصادی در LCA محصولات کشاورزی رایج است (سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰؛ ربیتزر و همکاران، ۲۰۰٤). در این مطالعه تخصیص بر اساس نسبت ارزش اقتصادی ریشه و سربرگ تولیدی برمبنای قیمت پایه سال ۲۰۰۹ محاسبه شد. درآمد کشاورز از محل تولید یک هکتار چغندرقند در هر سه سیستم تولیدی تقریبا معادل ۹٤/٦ درصد از محل تولید چغندرقند و ٥/٤ درصد از محل تولید سربرگ بوده است (جدول ۱). بنابراین این نسبت‌ها برای تخصیص بار زیست‌محیطی بین خروجی‌های سیستم تولید در نظر گرفته شد.

جدول ۱- میانگین عملکرد، درآمد ناخالص و ضریب تخصیص خروجی‌های مزرعه چغندرقند در سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند در خراسان بر اساس قیمت‌های سال ۲۰۰۹.

	واحد	سنتی	نیمه مکانیزه	مکانیزه
عملکرد ریشه	تن در هکتار	۲۳/۸٥	۳٥/۲۰	٥٦/۹٤
عملکرد سر برگ	تن در هکتار	۹/٥٤	۱٤/۰۸	۲۲/۷۸
عیار قند	درصد	۱۷/۸٦	۱۷/۹۸	۱۸/۰۰
درآمد ناخالص از ریشه	ریال در هکتار	۱٦۹۱٥٤٤۰	۲٥۲۲۰۱٦۹	٤۰۷٤۳۰۰۹
درآمد ناخالص از سربرگ	ریال در هکتار	۹٥٤۲۸٦	۱٤۰۸۰۰۰	۲۲۷۷۷۷۸
درصد تخصیص به ریشه	درصد	۹٤/٦۲	۹٤/٦۹	۹٤/٦٥

1- System boundary
2- Factory gate
3- Functional unit

ب) صورت‌برداری از چرخه حیاتی (LCI)[1]: این بخش پرکارترین و زمان‌برترین مرحله انجام LCA است (روی و همکاران، ۲۰۰۹). در این مرحله باید کلیه منابع (ورودی‌ها) مورد نیاز و انتشارات زیست‌محیطی (خروجی‌ها) در فرآیند تولید و فرآیندهای وابسته تعیین و فهرست‌برداری شوند. برای این منظور مناطق کشت چغندرقند در ناحیه خراسان بر اساس حوزه فعالیت کارخانجات قند در سه استان به ۱۰ منطقه جغرافیایی تقسیم و بر اساس سه سیستم مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در صورت وجود در هر منطقه، ۲٦ مکان تعیین گردید. داده‌های موردنیاز برای LCI در این مطالعه مانند داده‌های کاشت، برداشت، عملیات مزرعه‌ای و مصرف سوخت مرتبط با آن‌ها، کود، آفت‌کش‌ها، حمل و نقل مزرعه‌ای و جاده‌ای و آبیاری از طریق پرسشنامه و به روش چهره به چهره در مکان‌های ۲٦ گانه در خراسان به‌دست آمده و سپس پردازش و دسته‌بندی شد. مشخصات هر یک از مکان‌ها در جدول ۱ مقاله بذرگر و همکاران (۲۰۱٤) آورده شده است. انتشارات حاصل از فرآیند تولید در هر مزرعه نیز با استفاده از روش‌های مختلف محاسبه شد. میزان انتشارات فلزات سنگین بر اساس برآورد سالانه ورود به خاک (از محل کود، سموم، بذر و رسوب) و خروج از خاک (توسط برداشت محصول و آبشویی و فرسایش) محاسبه شد (ون درورف و ترنن، ۲۰۰۸). سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) نیز از این روش برای محاسبه میزان انتشارات فلزات سنگین در گندم استفاده کرده‌اند. داده‌های موردنیاز شامل میزان فلزات سنگین در کودها، بذر، اندام‌های گیاهی و رسوب عناصر سنگین از اتمسفر بر اساس نمچک و کاگی (۲۰۰۷)، سلطانی و همکاران (۲۰۱۰)، دریکوت (۲۰۰٦)، کلر و همکاران (۲۰۰۰) و نمچک و ارزینگر (۲۰۰۵) به‌دست آمد. بخشی از فسفر در نظام‌های زراعی به‌صورت آبشویی (هدر رفت فسفر به‌صورت فسفات محلول به آب‌های زیرزمینی)، رواناب (هدررفت فسفر به‌صورت فسفات محلول به آب‌های جاری) و فرسایش خاک (فرسایش ذرات خاک حاوی فسفر) به آب‌های جاری و زیرزمینی تلف می‌شود و می‌تواند سبب یوتریفیکاسیون شود. کمی‌سازی هدر رفت فسفر در این مطالعه بر اساس مدل SALCA-P توسعه‌یافته به‌وسیله مرکز تحقیقات کشاورزی رکنهولز- تانیکون، زوریخ- سوئیس (ART)، انجام گرفت (پراسون ، ۲۰۰٦؛ نمچک و کاگی، ۲۰۰۷؛ نمچک و ارزینگر، ۲۰۰۵؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰). مقدار P_2O_5 در کودهای شیمیایی و آلی مختلف از والتر و همکاران (۲۰۰۱) به‌دست آمد. مقدار P_2O_5 در کود دامی دراین محاسبات ۱/۱ درصد در نظر گرفته شد. در این مطالعه با فرض عدم فرسایش خاک در مزرعه، تلفات فسفر ناشی از فرسایش خاک صفر در نظر گرفته شد. سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) نیز در مطالعه خود به روش مشابهی عمل کردند.

1- Life cycle inventory

شبیه‌سازی تلفات نیتروژن در مزارع کشت چغندرقند به تفکیک سیستم‌های مختلف به‌وسیله مدل SUNDIAL (اسمیت و همکاران، ۱۹۹٦) انجام شد. جزییات نحوه کمی‌سازی انتشارات نیتروژن و بحث‌های تحلیلی مرتبط با آن توسط بذرگر و همکاران (۲۰۱٤) ارایه شده است.

برای ممیزی اثرات زیست‌محیطی مرتبط با کاربرد ادوات و ماشین‌های کشاورزی در عملیات زراعی به‌دلیل نبود اطلاعات برای ایران از منابع و اطلاعات مربوط به اروپا بر اساس آمان (۲۰۰۱) به نقل از نمچک و کاگی (۲۰۰۷) و فریشکنیخت و همکاران (۲۰۰٤) استفاده شد. این اثرات شامل فرآیندهای تولید، نگهداری، تعمیر، به‌کارگیری ماشین‌ها و ادوات و همچنین مصرف سوخت، میزان انتشارات حاصل از احتراق سوخت در طی استفاده و همچنین انتشارات به خاک حاصل از استهلاک لاستیک‌های ماشین‌ها و ادوات طی مدت استفاده است. انتقال ادوات به مزرعه (فاصله برای کلیه ادوات در همه سیستم‌ها معادل ۱ کیلومتر در نظر گرفته شد) و اتصال ادوات به تراکتور، بازگشت به محل نگهداری و انفصال ادوات در حوزه فرآیند کاری هر یک از عملیات مزرعه‌ای در نظر گرفته شد. در ایجاد LCI چغندرقند در خراسان زیر ساخت‌ها شامل ساخت، نگهداری و استهلاک ماشین‌ها و ساختمان‌ها و تولید و حمل و نقل کودها و آفتکش‌ها و کلیه حلقه‌های وابسته به زیر فرآیندهای کاشت، داشت و برداشت محصول دیده شده است (دونز و همکاران، ۲۰۰۷). تولید برق با استفاده از نرم‌افزار SimaPro 7.3.0 (گادکاپ و همکاران، ۲۰۰۸) برای ایران مدل‌سازی و بر اساس آن زیر فرآیند آبیاری طراحی و مورد استفاده قرار گرفت. به‌دلیل تفاوت نوع و مقدار حامل‌های انرژی مصرفی به ازای هر مترمکعب آبیاری در سیستم‌های مختلف، بر اساس میزان الکتریسیته و سوخت مصرفی (جدول ۲) سه مدل آبیاری برای هر یک از سیستم‌های سه گانه ایجاد و در LCA چغندرقند در سیستم‌های مختلف به‌کار رفت.

پ) ارزیابی تأثیر در چرخه حیاتی[1]: شامل پتانسیل گرمایش جهانی[2]، پتانسیل یوتریفیکاسیون[3]، پتانسیل اسیدی شدن[4]، تقاضا برای انرژی غیر تجدیدشونده[5]، پتانسیل تخلیه ازن[6] بود که به‌همراه طبقه اثر اشغال زمین[7] به‌عنوان طبقات اثر محیطی[8] در این مطالعه در نظر گرفته شدند (پنینگتون و همکاران،

1- Life Cycle Impacts Assessment
2- Global Warming Potential
3- Eutrophication Potential
4- Acidification Potential
5- Non-Renewable Energy Demand
6- Ozone Depletion Potential
7- Land Use
8- Environmental Impact Categories

۲۰۰٤؛ سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰). برای ارزیابی اثر چرخه حیاتی از روش EPD[1] استفاده شد، هر چند روش‌های متعدد دیگری نیز وجود دارد (گادکاپ و همکاران، ۲۰۰۸).

ت) تفسیر[2]: در این مرحله نتایج حاصل جهت مقایسه اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند در سیستم‌های مختلف در منطقه خراسان و همچنین مقایسه با متوسط تولید در شرایط سوئیس مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج و بحث

میزان استفاده از منابع محیطی در طی تولید چغندرقند در هر هکتار از مزارع کشت مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی به‌ترتیب معادل ۲۹٦۳۸۰، ۱۸۳۳۰۱ و ۱۲۷۳۱۷ مگاژول در هکتار تشعشع خورشیدی دریافتی و ۲۵۵۳۳، ۱۵۷۹۲ و ۱۰۹۸۰ کیلوگرم CO_2 جذب شده (ترسیب شده) در هکتار بود (جدول ۳). با توجه به‌میزان انرژی ریشه و شاخ و برگ چغندرقند که به‌ترتیب معادل ۱٦/٤۳ و ۱۸/٤ مگاژول بر کیلوگرم در نظر گرفته شد، انرژی خورشیدی به دام افتاده به‌طور میانگین برابر با ۵۳۳۳/۸ مگاژول در هر تن بیوماس برداشت شده (وزن تر) از مزارع چغندرقند در سه سیستم تولیدی بود. همچنین با لحاظ درصد کربن در ریشه و شاخ و برگ چغندرقند، به‌طور میانگین ٤٦۰ کیلوگرم CO_2 در هر تن بیوماس برداشتی در سه سیستم تولیدی ترسیب شده است.

جدول ۲- نوع و مقدار حامل‌های انرژی مصرفی برای ۱ مترمکعب آبیاری در سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند در خراسان.

حامل انرژی مصرفی	واحد	سنتی	نیمه مکانیزه	مکانیزه
الکتریسیته	کیلو وات ساعت در مترمکعب	۱/۲۵	۰/۹٤	۱/۲٦
سوخت فسیلی	کیلوگرم در مترمکعب	۰/۱۲	۰	۰

جدول ۳- میزان استفاده از منابع محیطی در طی تولید چغندرقند در هر هکتار از مزارع کشت سنتی، نیمه مکانیزه و مکانیزه در خراسان.

منبع	واحد	مقدار			
		نظام سنتی	نظام نیمه مکانیزه	نظام مکانیزه	میانگین کل
تشعشع خورشیدی	مگاژول در هکتار	۱۲۷۳۱۷	۱۸۳۳۰۱	۲۹٦۳۸۰	۲۱۱۷۲۰
CO_2	کیلوگرم در هکتار	۱۰۹۸۰	۱۵۷۹۲	۲۵۵۳۳	۱۷۸٦۸

1- Environmental Product Declarations
2- Interpretation

نتایج صورت‌برداری در خصوص ورودی‌های مزرعه چغندرقند در هر یک از سه سیستم در جدول (٤) آورده شده است. همچنین در این جدول انواع و مقدار انتشارات زیست‌محیطی در طی جریان تولید چغندرقند در سیستم‌های مختلف تولید در خراسان برای یک تن محصول نشان داده شده است.

جدول ٤- خلاصه فهرست‌بردای ورودی‌ها و خروجی‌ها در ارزیابی چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های مختلف تولید در خراسان.

			واحد	سنتی	نیمه مکانیزه	مکانیزه
نهاده‌ها						
	کل انرژی		MJ	٦٧٨٨	٤٩١٦	٣٨٩٦
	آب آبیاری		m^3	٤٩٦	٤٠٦	٢٢٣
	کود (عناصر پر مصرف)		kg	١١/٤	١٠/١	٦/٩
	کود (عناصر کم مصرف)		kg	٠/٢	٠/٣	٠/٢
	کل آفتکش[1]		kg	٠/١٠٨	٠/١٤٦	٠/٠٨٤
	عملیات مزرعه‌ای		ha	٠/٣	٠/٥	٠/٤
	حمل و نقل	کل	tkm	٦٢/٣	٦٤/٣	٢٨/٦
		جاده‌ای[2]	tkm	٦٢/١	٦٣/٨	٢٨/٠
		مزرعه‌ای[3]	tkm	٠/٣	٠/٦	٠/٥
	اشغال زمین [4]		ha.y	٠/٠٤	٠/٠٣	٠/٠٢
انتشارات						
	انتشار به آب					
		نیترات	kg	٠/٩٣	٠/٥٣	٠/٣١
		کادمیوم	mg	٢/٠١	١/٢٧	٠/٦٩
		مس	mg	١٢٥/٣٤	٩٠/١٧	٥١/٢٢
		روی	mg	٦١٢/٧٧	٤٢٩/٧٦	٢٥٦/٤٩
		سرب	mg	١/٦٤	١/٣٠	٠/٨٨
		کروم	mg	٨٤٩/٨٧	٥٥٦/٦٥	٣٠٧/٣٨
		فسفات	kg	٠/٠١٤	٠/٠١٠	٠/٠٠٦
	انتشار به خاک					
		کادمیوم	mg	٢٩٦/٨١	٢٥٢/٠٢	٩٦/٦٥
		مس	mg	-٢٧١٩/٦٨	-٢٥٦٩/١٤	-٢٨١٢/١٨
		روی	mg	-٢٢٤١/٩٤	-٢٣٦٤/٩٠	-٣٥٩٠/٨٩
		سرب	mg	٣١/٣٨	١٨/٤٠	٠/٤١
		نیکل	mg	١٥٧/١٤	١٢٥/٤٧	-٢١/٠٢
		کروم	mg	٦٩٦/٨٢	٧٤٨/٠٦	١٦٧/٦٩
	انتشار به هوا					
		آمونیاک	kg	٠/٤٧	٠/٦٤	٠/٣٧
		N_2O	kg	٠/١٠	٠/٠٨	٠/٠٦
		NOx	kg	٠/٠٢	٠/٠٢	٠/٠١
		CO_2	kg	٨/٩٣	٧/٦٠	٥/١٥

۱- بر اساس ماده مؤثره، ۲- عملکرد چغندر تن در هکتار × مسافت از مزرعه تا کارخانه به کیلومتر، ۳- حاصل‌ضرب مجموع وزن ادوات استفاده شده در مسافت در مزرعه معادل ۱ کیلومتر، ٤- اشغال زمین معادل هکتار در سال برای یک تن چغندرقند تولید شده

در بین مزارع مورد بررسی عملکرد ریشه تصحیح شده برای ۱۶ درصد عیار قند بین ۲۰ تا ۸۵ تن در هکتار متغیر بود. نتایج تجزیه واریانس نیز حاکی از اختلاف معنی‌دار میانگین تولید در سیستم‌های مکانیزه، نیمه‌مکانیزه و سنتی با هم بوده (جدول ۵) که این میانگین‌ها به‌ترتیب برابر ٦٤/٠٦، ۳۹/٦٥ و ۲٦/٦٤ تن در هکتار بودند (جدول ٦).

جدول ۵- تجزیه واریانس پتانسیل گرمایش جهانی (کیلوگرم معادل CO_2)، پتانسیل تخلیه ازن (میلی‌گرم معادل CFC-11)، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی (کیلوگرم معادل C_2H_4)، پتانسیل اسیدی شدن (کیلوگرم معادل SO_2)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (کیلوگرم معادل PO_4)، تقاضا برای انرژی غیرقابل تجدید (مگاژول) و اشغال زمین (مترمربع) ناشی از چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند و عملکرد غده چغندرقند تصحیح شده براساس ۱٦ درصد عیار قند (برحسب تن در هکتار) در سیستم‌های مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در شرایط خراسان.

منبع تغییر	درجه آزادی	پتانسیل گرمایش جهانی	پتانسیل تخلیه ازن	پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی	پتانسیل اسیدی شدن	پتانسیل یوتریفیکاسیون	تقاضا برای انرژی غیر قابل تجدید	اشغال زمین	عملکرد تصحیح شده
سیستم تولید	۲	۲۳٦۲۸۱/٦*	۷۰۲۱/۳*	۰/۱۰۲۱*	۳/٥۳٤ns	۰/۳۳۹۹*	٦٤۸۰۰۰٥۲*	۱۳۲۰۳۰/۷**	۲۹٥٥/۲٦**
باقی‌مانده	۲۳	٥۷٤۹٦/٦	۱۷۰٤/۹	۰/۰۲٦	۱/۲۲۳	۰/۰۸۲۸	۱٦٤۰٦۳۸۸	۱۳۳٥۳/۲	۱٤۲/۷۸
سطح احتمال معنی‌داری		۰/۰۲۹۸	۰/۰۲۹٦	۰/۰٤٦۳	۰/۰۷٦	۰/۰۲۹۹	۰/۰۳۳٥	۰/۰۰۰۸	۰/۰۰۰۱

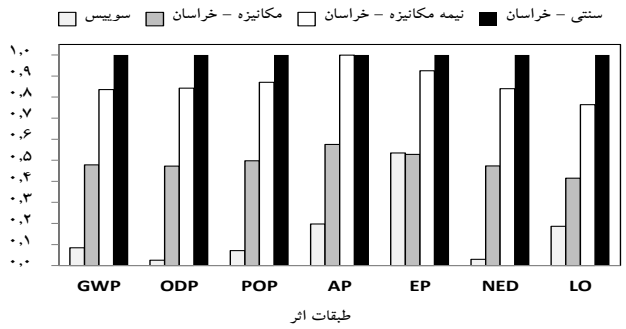
*معنی‌دار در سطح ۵ درصد **معنی‌دار در سطح ۱ درصد.

جدول ٦- مقایسه میانگین پتانسیل گرمایش جهانی (کیلوگرم معادل CO_2)، پتانسیل تخلیه ازن (میلی‌گرم معادل CFC-11)، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی (کیلوگرم معادل C_2H_4)، پتانسیل اسیدی شدن (کیلوگرم معادل SO_2)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (کیلوگرم معادل PO_4)، تقاضا برای انرژی غیرقابل تجدید (مگاژول) و اشغال زمین (مترمربع) ناشی از چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در شرایط خراسان، ایران و میانگین تولید در شرایط سوئیس.

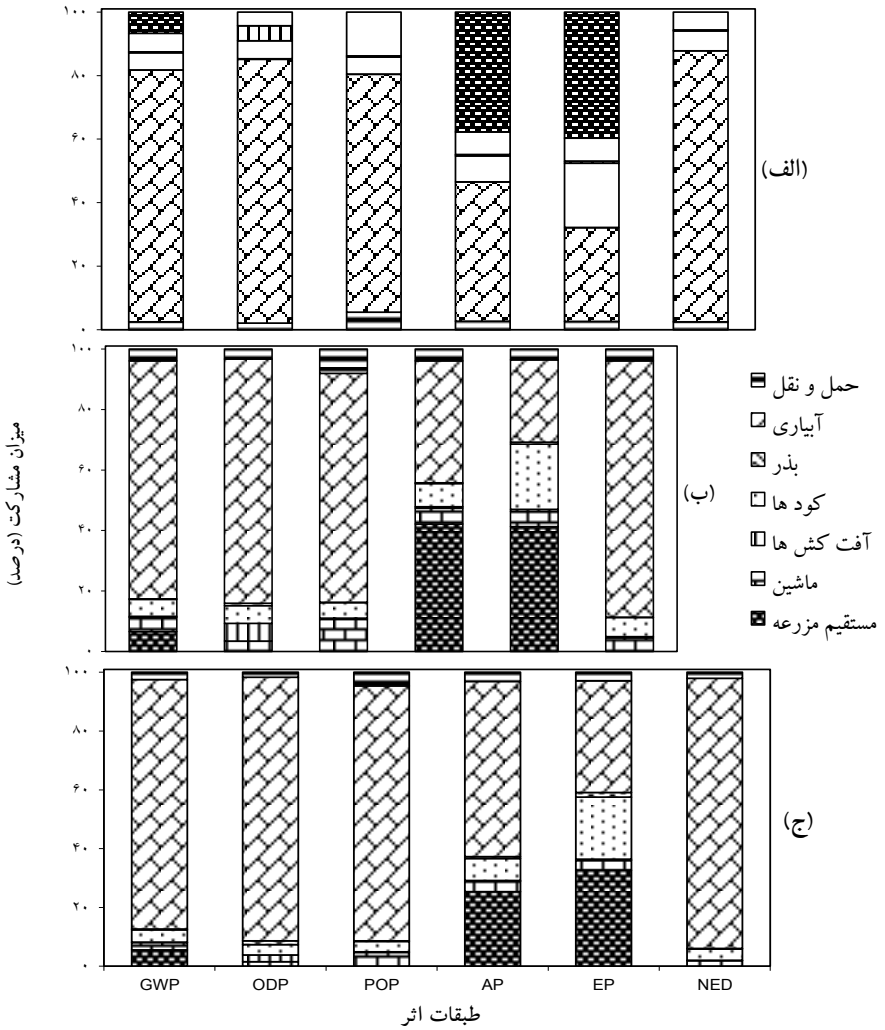
منبع تغییر	پتانسیل گرمایش جهانی	پتانسیل تخلیه ازن	پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی	پتانسیل اسیدی شدن	پتانسیل یوتریفیکاسیون	تقاضا برای انرژی غیر قابل تجدید	اشغال زمین	عملکرد تصحیح شده
سنتی- خراسان	٦۳۳/۸a	۱۰۷/٤a	۰/٤۲a	۲/٥۸a	۰/۷۹a	۱۰۳٦۲a	٤۳٤/۳a	۲٦/٦٤c
نیمه‌مکانیزه- خراسان	٥۲۹/۸ab	۹۰/٥ab	۰/۳۷ab	۲/٥۸a	۰/۷۳a	۸۷۰۰ab	۳۳۱/۸	۳۹/٦٥
مکانیزه- خراسان	۳۰۲/۹b	٥۰/۷b	۰/۲۱b	۱/٤۹a	۰/٤۱b	٤۹۰۲b	۱۸۰/۳b	٦٤/۰٦a
متوسط تولید- سوئیس	٥۳/٤	۲/۷	۰/۰۳	۰/٥۱	۰/٤۲	۳۰۳/۱۳	۸۱	۷۲/۳۱

حروف مشابه در یک ستون نشان‌دهنده عدم تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد هستند (مقایسات میانگین بر اساس آزمون LSD و برای سیستم‌های تولید در خراسان انجام شده است).

ارزیابی اثرات: نتایج تجزیه واریانس اثرات زیست‌محیطی ناشی از چرخه حیاتی یک تن چغندرقند نشان‌دهنده آن بود که بین سیستم‌های مختلف تولید به لحاظ پتانسیل ایجاد گرمایش جهانی اختلاف معنی‌داری وجود دارد (جدول ۵). دلایل متفاوت طبیعی و انسانی سبب ایجاد گرمایش جهانی می‌شود اما عموما آن را ناشی از افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای در اثر فعالیت‌های انسانی می‌دانند (بیر، ۲۰۱۱)، که می‌تواند سبب تغییرات زیادی در الگوهای جهانی اقلیم شود. برای گزارش میزان گازهای گلخانه‌ای تولید شده، تمامی گازهای تولید شده با معادل دی‌اکسیدکربن که بیانگر پتانسیل گرمایش جهانی است، گزارش می‌شوند. جدول (٦) میانگین نتایج ارزیابی اثر چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های تولید مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در خراسان را به‌همراه این نتایج برای تولید یک تن چغندرقند در شرایط سوئیس (نمچک و کاگی، ۲۰۰۷) نشان داده است. نتایج ارزیابی اثر تولید چغندرقند در سوئیس برای متوسط تولید در سال‌های ۱۹۹٦ تا ۲۰۰۳ با میانگین عملکرد ۷۲/۳ تن در هکتار است. در سیستم سنتی تولید در شرایط خراسان به ازای تولید هر تن چغندرقند، ٦۳۳/۸ کیلوگرم معادل CO_2 گاز گلخانه‌ای به اتمسفر منتشر می‌شود که به‌طور معنی‌داری بیش از سیستم مکانیزه بود اما اختلاف معنی داری با سیستم نیمه مکانیزه نداشت. این نتایج نشان می‌دهد که تولید هر تن چغندرقند در بهترین شرایط (مکانیزه) در خراسان، ۳۰۲/۹ کیلوگرم معادل CO_2 منتشر می‌کند که بیش از ۵ برابر سوئیس است. میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای طی فرآیند تولید چغندرقند در سیستم سنتی در خراسان نیز ۱۲ برابر این انتشارات در سوئیس است (شکل ۱). سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) مقدار انتشارات دارای پتانسیل گرمایش جهانی در گرگان را ٦۲۰ کیلوگرم معادل CO_2 به ازای تولید یک تن محصول گندم گزارش کردند.



شکل ۱- مقایسه نسبی پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)، پتانسیل تخلیه ازن (ODP)، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی (POP)، پتانسیل اسیدی شدن (AP)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (EP)، تقاضا برای انرژی غیرقابل تجدید (NED) و اشغال زمین (LO) ناشی از چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در شرایط خراسان، ایران و میانگین تولید در شرایط سوئیس بر اساس روش EPD (گادکاپ و همکاران، ۲۰۰۸) (مقایسات نسبت به سیستم دارای بیشترین اثر زیست‌محیطی در هر طبقه اثر انجام شده است).



شکل ۲- سهم حمل و نقل، آبیاری، بذر، کودها، آفت‌کش‌ها، کاربرد ماشین‌آلات و انتشارات مستقیم مزرعه در پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)، پتانسیل تخلیه ازن (ODP)، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی (POP)، پتانسیل اسیدی شدن (AP)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (EP) و تقاضا برای انرژی غیرقابل تجدید (NED) ناشی از چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های مکانیزه (الف)، نیمه مکانیزه (ب) و سنتی (پ) در شرایط خراسان.

اعتقاد بر آن است که انتشاراتی مانند کلروفلوروکربن‌ها و گازهای هالوژنه سبب تخریب لایه ازن در استراتوسفر می‌شوند (بیر و همکاران، ۲۰۰۳). در چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در خراسان با

مکانیزه شدن شیوه تولید، میزان آلاینده‌هایی که سبب تخلیه ازن استراتوسفری می‌شوند به‌طور معنی‌داری کاهش یافت (جدول ٦) به‌طوری که از ۱۰۷/٤ میلی‌گرم معادل CFC-11 در تولید سنتی به ۵۱ میلی گرم معادل CFC-11 در تولید مکانیزه رسید، هرچند که این مقدار بسیار بیشتر از تولید این آلاینده ها در شرایط اروپا با ۲/۷ میلی‌گرم معادل CFC-11 بود (شکل ۱). مقدار انتشار گازهای دارای پتانسیل تخلیه ازن در شرایط اقلیمی گرگان طی فرآیند تولید یک تن گندم معادل ٤٦/٦ میلی‌گرم معادل CFC-11 گزارش شده است (سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰). تخریب لایه ازن می‌تواند باعث اثراتی مثل سرطان پوست، ورود خسارت‌های مولکولی به مواد، صدمه به گیاهان و حیوانات گردد که به‌علت افزایش عبور ماوراءبنفش رخ می‌دهند (بیر و همکاران، ۲۰۰۳).

پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی (مه دود) عمدتا ناشی از تشکیل ازن در سطح زمین است که خود تحت اثر واکنش‌های بین اکسیدهای نیتروژن و ترکیبات آلی فرار در نور خورشید قرار دارد (بیر، ۲۰۱۱). به ازای تولید هر تن چغندرقند در سیستم مکانیزه در خراسان آلاینده‌هایی به اتمسفر وارد می‌شوند که معادل ۰/۲۱ کیلوگرم C_2H_4 دارای پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی هستند (جدول ٦). این میزان کمتر از دو سیستم تولیدی دیگر بوده و به‌طور معنی‌داری کمتر از سیستم سنتی تولید بود اما با مقدار انتشار این آلاینده‌ها در سیستم نیمه مکانیزه تفاوت معنی‌داری نداشت (جدول ٦). مقدار انتشارات دارای پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی در طی چرخه حیاتی تولید چغندرقند در خراسان بر اساس نوع سیستم تولیدی بین ۷ تا ١٤ برابر انتشارات مشابه در شرایط سوئیس است. سرعت تشکیل ازن در لایه تروپوسفر به‌وسیله واکنش‌های پیچیده شیمیایی تعیین می‌شود که تحت تأثیر غلظت NOx، ترکیبات آلی فرار و همچنین درجه حرارت، نور خورشید و جریان‌های همرفت قرار دارد. یافته‌های اخیر نشان می‌دهد که منواکسیدکربن و متان نیز در تشکیل ازن مؤثرند (بیر و همکاران، ۲۰۰۳). نتایج سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) بیانگر آن بود که مقدار این انتشارات طی تولید یک تن گندم در شرایط گرگان معادل ۰/۵ کیلوگرم C_2H_4 است.

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که در چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند مقدار انتشار موادی که سبب اسیدی شدن می‌شوند در سیستم‌های مختلف تولید تفاوت معنی‌داری نداشت (جدول ۵) هرچند که مقدار این انتشارات با افزایش مکانیزاسیون از ۲/۵۸ در سیستم‌های سنتی به ۱/٤۹ کیلوگرم معادل SO_2 در هر تن چغندرقند برداشتی کاهش یافت (جدول ٦). به لحاظ اثرات زیست‌محیطی در این طبقه اثر نیز تفاوت سیستم‌های تولیدی در ایران با شرایط اروپا زیاد و در بهترین

حالت ۳ برابر آن بود (شکل ۱). مهم‌ترین مواد دارای پتانسیل اسیدی شدن در اکوسیستم‌ها، دی‌اکسیدسولفور و اکسیدهای نیتروژن هستند که در جریان تولید در کشاورزی عمدتا از مصرف سوخت‌های فسیلی ناشی می‌شوند، اگرچه آمونیاک حاصل از مصرف کودهای شیمیایی در مزرعه نیز از عوامل مهم اسیدی شدن است (انگستروم و همکاران، ۲۰۰۹). این انتشارات به‌وسیله مجموعه فرآیندهای پیچیده انتقال اتمسفری و شیمیایی سبب اسیدی‌سازی شده و این به نوبه خود ایجاد اثرات زیان باری بر اکوسیستم‌ها، جمعیت‌های گیاهی و جانوری می‌نماید (بیر و همکاران، ۲۰۰۳). نتایج گزارش شده توسط سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) نشان می‌دهد که میزان انتشارات دارای پتانسیل اسیدی شدن به ازای تولید یک تن گندم در گرگان (٦/٧ کیلوگرم معادل SO_2) بسیار بیشتر از نتایج حاصل از مطالعه حاضر برای چغندرقند بود.

کمترین میزان رهاسازی موادی که سبب یوتریفیکاسیون می‌شوند در بین سه سیستم تولید چغندرقند در خراسان مربوط به سیستم تولیدی مکانیزه با ۰/٤۲ کیلوگرم معادل PO_4 در هر تن محصول برداشتی بود که این مقدار با مقدار انتشار این مواد آلاینده در شرایط سوئیس تقریبا برابر بود (جدول ٦). این امر می تواند به‌دلیل کمتر بودن مقدار آبشویی نیترات در سیستم مکانیزه خراسان (به میزان ۰/۳۱ کیلوگرم نیتروژن به ازای هر تن چغندرقند، جدول ٤) نسبت به میزان آبشویی در تولید چغندرقند در سوئیس باشد. نمچک و کاگی (۲۰۰۷) مقدار این آبشویی را در سوئیس ۰/۵۹ کیلوگرم نیتروژن به ازای هر تن چغندرقند گزارش کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که میزان انتشاراتی که می‌تواند سبب یوتریفیکاسیون شوند در دو سیستم دیگر به‌طور معنی‌داری بیش از سیستم مکانیزه بود (جدول ۵). یوتریفیکاسیون عموما وابسته به اثرات زیست‌محیطی رهاسازی مقادیر بیش از اندازه مواد مغذی است که سبب تغییر در ترکیب گونه‌ای اکوسیستم‌ها شده و میزان تولید بیوماس را افزایش می‌دهد. این خود سبب زنجیره‌ای از پیامدهای زیان بار شامل کاهش تنوع زیستی و تولید ترکیبات شیمیایی سمی برای انسان، دام و سایر پستانداران می‌شود (بیر و همکاران، ۲۰۰۳). سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) مقدار این انتشارات برای تولید یک تن گندم را ۲/۲۹ کیلوگرم معادل PO_4 گزارش کردند.

مقدار انرژی غیرقابل تجدید مورد استفاده در چرخه حیاتی تولید یک تن چغندرقند در سیستم‌های مختلف در خراسان به‌طور معنی‌داری متفاوت بوده و با افزایش مکانیزاسیون کاهش یافت (جدول ٦). تقاضا برای این نوع انرژی در سیستم تولید مکانیزه ٤۹۰۲ مگاژول بر تن و در سیستم تولید سنتی با با بیش از دو برابر افزایش، ۱۰۳٦۲ مگاژول برای تولید یک تن چغندرقند بود. این در حالی است که در

بهترین حالت یک تن چغندرقند در شرایط سوئیس با ٦ درصد این میزان انرژی تولید می‌شود (جدول ٦ و شکل ۱). مقدار تقاضای انرژی غیرقابل تجدید برای تولید یک تن گندم در گرگان ٦٦٤۰ مگاژول گزارش شده است (سلطانی و همکاران، ۲۰۱۰). مقدار کل انرژی مصرفی در انگلیس بسته به نوع خاک و عملیات مزرعه‌ای و سیستم‌های تولیدی بین ۲۷٤ تا ۵۵۷ مگاژول (تزلواکیس و همکاران، ۲۰۰۵) و در ژاپن ۵۲۰ مگاژول (کوگا، ۲۰۰۸) در هر تن چغندرقند گزارش شده است. با در نظر گرفتن تفاوت‌ها در معادل‌های انرژی مورد استفاده برای محاسبه این مقادیر، عملکرد و عیار قند و حدود مرزهای سیستم در نظر گرفته شده در پژوهش‌های مختلف، این نتایج نشان‌دهنده تفاوت قابل ملاحظه در مقدار انرژی مصرفی در فرآیندهای تولید چغندرقند در اروپا و ژاپن نسبت به سیستم‌های مختلف تولید در خراسان است. شرایط اقلیمی ایران و وجود خشک‌سالی، باعث می‌شود تا انرژی زیادی صرف آبیاری شود، این امر می‌تواند دلیل این اختلاف قابل توجه باشد که در بخش آنالیز مشارکت به آن پرداخته خواهد شد.

مقدار زمین اشغال شده برای تولید یک تن چغندرقند در سیستم تولید سنتی ٤۳٤ مترمربع در سال بود که تفاوت معنی‌داری با سیستم نیمه‌مکانیزه (۳۳۲ مترمربع در سال) نداشت (جدول ٦). این مقدار در سیستم مکانیزه با ۱۸۰ مترمربع در سال به‌طور معنی‌داری کمتر از دو سیستم دیگر بود. مقدار اشغال زمین برای تولید چغندرقند در سوئیس ۸۱ مترمربع در سال به ازای یک تن چغندرقند بود (جدول ٦). این امر نشان دهنده آن است که برای تولید هر تن چغندرقند در خراسان بین ۲ تا ۵ برابر بیشتر زمین اشغال می‌شود.

آنالیز مشارکت: اثرات زیست‌محیطی نهایی ناشی از تولید یک محصول را می‌توان حاصل جمع اثرات فرآیندهایی دانست که در جریان تولید محصول مشارکت دارند. کمی‌سازی جداگانه اثرات این فرآیندها به‌صورت لایه‌های تولید آنالیز مشارکت[1] گفته می‌شود (ولاد، ۲۰۰۹). آنالیز مشارکت می‌تواند ابزاری مهم در درک نقش هر فرآیند یا گروه فرآیندهای مشابه در نتایج ارزیابی اثرات زیست‌محیطی باشد.

سهم هر یک از فرآیندهای مؤثر در تولید چغندرقند در سیستم‌های مکانیزه، نیمه مکانیزه و سنتی در خراسان در پتانسیل گرمایش جهانی، پتانسیل تخلیه ازن، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی، پتانسیل اسیدی شدن، پتانسیل یوتریفیکاسیون و تقاضا برای انرژی تجدیدناپذیر در شکل ۲ نشان داده شده است. به‌طور کلی می‌توان چنین نتیجه گرفت که در سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند در خراسان فرآیند آبیاری بیشترین سهم را در ایجاد اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند داشته است (شکل ۲).

1- Contribution analysis

دلیل این امر می‌تواند نیاز آبی بالا و هزینه‌های بالای زیست‌محیطی تولید برق موردنیاز برای آبیاری در ایران باشد.

در این مطالعه مدل تولید برق مورد استفاده در آبیاری بر اساس منابع انرژی مورد استفاده در ایران ایجاد و مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد که استفاده از مدل تولید برق در ایران نسبت به مدل‌های تولید در اروپا تفاوت زیادی در اثرات زیست‌محیطی تولید در کشاورزی داشت. این تفاوت عمدتا ناشی از استفاده از مولدهای برق با اثرات زیست‌محیطی کم مانند تولید برق بادی، آبی و هسته‌ای در این کشورها نسبت به تولید برق مبتنی‌بر سوخت‌های فسیلی در ایران است. به‌عنوان مثال مقدار معادل CO_2 گازهای گلخانه‌ای آزاد شده در طی فرآیند آبیاری برای تولید یک تن چغندرقند با استفاده از برق تولیدی در ایران بیش از ۲ برابر و میزان آلاینده‌های CFC-11 تولید شده در حدود ۵ برابر تولید همین میزان محصول با استفاده از برق تولیدی در ایالات متحده (اکواین ونت، ۲۰۱۰) است. بنابراین به‌نظر می‌رسد عدم استفاده از مدل تولید برق مورد استفاده در آبیاری بر اساس مولدهای انرژی مورد استفاده در ایران می‌تواند یکی از دلایل کم بودن میزان مشارکت فرآیندهای وابسته به تولید برق و کم بودن کلی اثرات زیست‌محیطی تولیدات کشاورزی در مطالعات مشابه باشد. یکی دیگر از دلایل اختلافات، نیازهای متفاوت آبی در ایران به‌عنوان یک کشور خشک با کشورهای اروپایی نظیر سوئیس است. در بیشتر نواحی کشور سوئیس، بارندگی به‌عنوان یک عامل محدود کننده برای کشاورزی به حساب نمی‌آید و مزارع و مراتع این کشور نیازی به آبیاری ندارند. این یک قاعده کلی در سوئیس و اروپا برای اکثر گیاهانی است که در پایگاه داده‌های اکواین ونت[1] ثبت شده‌اند (نمچک و کاگی، ۲۰۰۷). بنابراین شرایط اقلیمی خراسان و وجود خشک‌سالی، باعث شده است تا نیاز به آبیاری، بیشتر احساس شود و تأمین این نیاز آبی نیز، خود از طریق انرژی‌هایی صورت گرفته که اثرات زیست‌محیطی بالایی داشته‌اند.

بعد از آبیاری، انتشارات مستقیم از مزرعه و تولید و عرضه کودهای شیمیایی دارای نقش بیش‌تری در ایجاد اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند بودند (شکل ۲). سلطانی و همکاران (۲۰۱۰) انتشارات مستقیم از مزرعه، کودها و عملیات زراعی را دارای بیشترین سهم در تولید گازهای گلخانه‌ای طی تولید گندم در گرگان دانستند. لازم به ذکر است که در مطالعه ایشان به‌این علت که بارندگی کافی

1- Ecoinvent

جهت تولید گندم در گرگان وجود دارد، آبیاری به‌عنوان فرآیندی جداگانه مورد تجزیه مشارکت فرآیندها قرار نگرفته بود.

نتیجه‌گیری نهایی

نتایج این مطالعه نشان داد که به ازای هر تن محصول تولیدی در خراسان میزان پتانسیل گرمایش جهانی (٤٨٨/٨ کیلوگرم معادل CO_2)، پتانسیل یوتریفیکاسیون (۰/٦٤ کیلوگرم معادل PO_4)، پتانسیل اکسیداسون فتوشیمیایی (۰/۳کیلوگرم معادل C_2H_4)، پتانسیل تخلیه ازن (۸۲/۹ میلی‌گرم معادل CFC-11) و پتانسیل اسیدی شدن (۲/۲ کیلوگرم معادل SO_2) بیشتری (تا ٤۰ برابر در برخی طبقه‌های اثر) در مقایسه با یک مدل تولید بهینه در سوئیس، اروپا (به‌عنوان حد مطلوب) تولید خواهد شد. همچنین تقاضا برای انرژی غیرقابل تجدید (۷۹۸۸ مگاژول) و استفاده از زمین در خراسان بیشتر از این حد مطلوب است. در این میان سهم سیستم‌های تولید مکانیزه چغندرقند به ازای هر تن محصول تولیدی کمتر از سیستم سنتی است. اگرچه ممکن است سیستم‌های سنتی در واحد سطح اثرات زیست‌محیطی کمتری داشته باشند اما بیشتر بودن عملکرد تولیدی در سیستم مکانیزه و استفاده کارآمدتر از نهاده‌ها مانند بهره‌گیری از سیستم‌های آبیاری فشرده و همچنین نزدیکی مزارع مکانیزه به کارخانجات قند باعث بهبود کارایی زیست‌محیطی در سیستم‌های مکانیزه در ازای تولید یک تن محصول چغندرقند در خراسان شده است و نتایج حاکی از برتری زیست‌محیطی نظام‌های مکانیزه نسبت به سنتی می‌باشد.

در سیستم‌های مختلف تولید چغندرقند در خراسان فرآیند آبیاری بیشترین سهم را در ایجاد اثرات زیست‌محیطی تولید چغندرقند داشت. نیاز به آبیاری در تولید محصولات زراعی در کشور همواره وجود داشته و تأمین این نیاز آبی در ایران خود از طریق منابعی صورت می‌گیرد که اثرات زیست‌محیطی بالایی دارند. از آن‌جا که در این مطالعه مدل تولید برق مورد استفاده در آبیاری بر اساس منابع انرژی مورد استفاده در ایران ایجاد گردید، بنابراین امکان بهبود زیست‌محیطی فرآیند تولید چغندرقند با تکیه بر بهبود شیوه مدیریت مزرعه‌ای، توجه به کاهش وابستگی سیستم‌های تولید کشاورزی به مصرف برق، اصلاح زیست‌محیطی فرآیندهای زیر بنایی تولید و استفاده از مولدهای انرژی پاک در تولید برق (مانند استفاده از مولدهای تولید برق بادی، آبی و هسته‌ای) وجود دارد که مطالعات میان رشته‌ای بیشتری را می‌طلبد.

منابع

1.Bare, J. 2011. TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0 Clean Technologies and Environmental Policy. 1-10.
2.Bare, J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W., and McKone. T. 2003. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. J. Ind. Ecol., 6: 49-78.
3.Bazrgar, A. 2011. Life Cycle Assessment (LCA) of sugar beet production in various production systems in Khorasan. A Thesis Submitted for the Degree of Ph.D. in Agronomy, Gorgan University of Agricultural Science and Natural Resources. 201p.
4.Bazrgar, A.B., Soltani, A., Koochaki, A., Zeinali, E., Ghaemi, A., and Hajarpoor, A. 2014. Simulation of nitrogen losses in sugar beet production in various production systems in Khorasan. Electron. J. Soil Mamage. Sustain Prod.
5.Birkved, M., and Hauschild, M.Z. 2006. Pest LCI- model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. Ecol. Model., 198: 433-51.
6.Mirhaji, H., Khojastepoor, M., Abaspoor, M.H., and Mahdavi-Shahri, M. 2012. Environmental impact study of sugar beet (*Beta Vulgaris* L) production using life cycle assessment (Case study: South Khorasan region). J. Agroecol., 4(2): 112-120.
7.Brandao, M., Pennington, D.W., Pant, R., Pretato, U., Wolf, M., Chomkhamsri, K., and Goralczy, M. 2009. The International Reference Life Cycle Data System, Proceeding of Life Cycle Assessment IX Conference, Boston September 29 to October 2nd 2009. 4p.
8.Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. 2004a. Environmental impactassessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. Eur. J. Agron., 20: 247–264.
9.Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H., and Barraclough, P. 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. Eur. J. Agron., 20: 265–279.
10.Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Faist Emmengger, M., Frischknecht, R., Heck, T., Jungbluth, N., Roder, A., and Tuschmid, M. 2007. Life cycle inventories of energy systems: Results for current systems in Switzerland and other UCTE countries, ecoinvent report No. 5. Paul Scherrer Institute Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, CH.
11.Draycott, P. 2006. Sugar beet (Word Agriculture Series), Blackwell publication. ISBN 10: 1-4051-1911X. 465p.
12.Ecoinvent, 2010. Ecoinvent data v1.3, Final reports ecoinvent 2006 No. 1–15, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2006.

13. Engström, R., Wadeskog, A., and Finnveden, G. 2009. Environmental assessment of Swedish agriculture, Ecol. Eco. 60: 550–563.
14. Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Doka, G., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., and Spielmann, M. 2004. Overview and Methodology-coinvent data v1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent), D¨ubendorf. Ecoinvent Report 1, 75p.
15. Goedkoop, M., Oele, M., de Schryver, A., and Vieira, M. 2008. SimaPro Database Manual: Methods library. PRé Consultants, the Netherlands.
16. Hauschild, M., and Wenzel, H. 1998. Environmental Assessment of Products. Scientific Background, vol. 2. Chapman and Hall, London. 565p.
17. ISO, 2006. ISO 14040-Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework. ISO 14040-International Organization for Standardization, ISO, Geneva, 20p.
18. Keller, C., Kayser, A., Keller, A., and Schulin, R. 2000. Heavy Metal Uptake by Agricultural Crops form Sewage-Sludge Treated Soils of the Upper Swiss Rhine Valley and the Effect of Time. Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils. I.K. Iskandar, Lewis Publishers, Boca Raton: 273-292.
19. Koga, N. 2008. An energy balance under a conventional crop rotation system in northern Japan: Perspectives on fuel ethanol production from sugar beet. Agric. Ecosyst. Environ., 125: 101–110.
20. Nemecek, T., and Erzinger, S. 2005. Modelling representative life cycle inventories for Swiss arable crops. Int. J. LCA., 10: 68–76.
21. Nemecek, T., and Kagi, T. 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report Eco invent V2.0 NO. 15a. Agroscope Reckenholz- Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dubendorf, CH.
22. Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliete, O., Rydberg, T., and Rebitzer, G. 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environ. Int., 30: 721–739.
23. Prasuhan, V. 2006. Erfassung der PO4-Austrage fur die Okobilanzierung SALCA Phosphor. Agroscope Rekenholz Tanikon ART, 20p.
24. Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W., Suh, S., Weidema, B.P., and Pennington, D.W. 2004. Life cycle assessment. Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environ. Int., 30: 701–720.
25. 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. J. Food. Engin., 90: 1-10.
26. Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E., and Soltani, E. 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan, Electron. J. Plant. Product., 3: 201-218.

27. Tzilivakis, J., Warner, D., May, M., Lewis, K., and Jaggard, K. 2005. An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. Agric. Syst., 85: 101-119.
28. Van der Werf, H.M.G., and Turunen, L. 2008. The environmental impacts of the production of hemp and flax textile yarn. Ind. Crops Prod., 27: 1–10.
29. Volad, M. 2009. Development and Application of Mathematical Programs for Contribution Analysis in Life Cycle Assessment. Thesis for Master of Science in Energy and Environment, Norwegian University of Science and Technology Department of Energy and Process Engineering.
30. Walther, U., Ryser, J.P., and Flisch, R. 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau Nährstoffgehalte pflanzlicher und tierischer Produkte, AGRAR For-schung. 8: 74-76.
31. Weidema, B., Wenzel, H., Petersen, C., and Hansen, K. 2004. The product, functional unit and reference flows in LCA. Environ. News. 70.

EJCP., Vol. 8(1): 43-62
http://ejcp.gau.ac.ir

Life Cycle Assessment (LCA) of sugar beet production in various production systems in Khorasan

A. Soltani[1], A.B. Bazrgar[2], A.R. Koochaki[3], E. Zeinali[4], A.R. Ghaemi[5] and *A. Hajarpoor[6]

[1]Professor, Dept. of Agronomy, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, [2]Former Ph.D. Student, Dept. of Agronomy, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources and Assistant Prof., Dept. of Agronomy, Neyshabur Branch, Islamic Azad University, Neyshabur, Iran, [3]Professor, Dept. of Agronomy, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, [4]Assistant Prof., Dept. of Agronomy, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Sugar Beet Research Department, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources, [6]Research Center, Ph.D. Student, Dept. of Agronomy, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Received: 12/24/2013 ; Accepted: 05/03/2014

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a method that evaluates all environmental effects of a product during its life cycle. The objective of this study was to introduce LCA to Iranian scientific community and to use it in assessment of environmental impact of different production systems of sugar beet in former Khorasan province, west of Iran, compared to Swiss condition. The data were gathered regarding materials and processes from traditional, semi-mechanized and mechanized production systems in 26 regions of 11 geographic areas of Khorasan (current North, Razavi and South Khorasan provinces), the inventory analysis. Then, all the resources (inputs) and environmental emissions (outputs) were quantified under environmental impact category. The results indicated that there is a significant gap between Khorasan and Swiss (optimum situation) in terms of environmental impacts per each ton of sugar beet production (up to 40 times in some of environmental impact category). Moreover this study demonstrated that mechanized sugar beet production system is more environmental friendly regarding to depletion of non-renewable energy sources, global warming, eutrophication, photochemical oxidation, acidification, land use and ozone layer depletion among various systems of sugar beet production in Khorasan. Contribution analysis indicated that irrigation had the greatest role in creating environmental impacts. Climatic condition of this region and the existence of drought led to spend a lot of energy for irrigation. Providing this energy causes high environmental impacts due to the dependence on fossil fuels.

Keywords: Contribution analysis, Environmental impacts, Impact category

*Corresponding author: amiragro65@gmail.com