

## ارزیابی اثرات زیست‌محیطی ارقام مختلف شلتوک برنج (*Oryza sativa* L.) در شهرستان کردکوی

زهرا همایونی<sup>۱</sup>، لیلی ابوالحسنی<sup>۲\*</sup> و محمود صبحی<sup>۳</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۲/۳۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۷/۱۵

همایونی، ز.، ابوالحسنی، ل.، و صبحی، م. ۱۳۹۷. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی ارقام مختلف شلتوک برنج (*Oryza sativa* L.) در شهرستان کردکوی. بوم‌شناسی کشاورزی، ۱۰(۲): ۵۸۰-۶۰۲.

### چکیده

این مطالعه با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات به بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید شلتوک در ارقام مختلف برنج (*Oryza sativa* L.)، (طارم هاشمی، طارم سنگی، شیرودی، فجر و ندا) مزارع شهرستان کردکوی واقع در استان گلستان می‌پردازد. این بررسی با به‌کارگیری روش ارزیابی چرخه حیات (LCA) به تخمین پیامدهای زیست‌محیطی کشت ارقام مختلف موجود در منطقه پرداخته شده است. روش LCA، با استفاده از مؤلفه‌های، میزان مصرف نهاده‌های طبیعی به تحلیل پیامدهای مخرب حاصل از مصرف منابع در نظام‌های تولیدی می‌پردازد و با شناسایی، نوع نهاده‌های مصرفی، انرژی مورد استفاده، مواد مصرفی در فرآیند تولیدی، اثرات و ضایعات تولیدشده را محاسبه می‌نماید. با استفاده از این روش می‌توان به ارزیابی پتانسیل اثرات گرمایش جهانی، اسیدیته، اتروفیکاسیون خشکی، اکسیداسیون فتوشیمیایی، اثر سمیت بر انسان (برای کادمیوم موجود در فسفات)، اثر سمیت کادمیوم بر زمین، اثر سمیت کادمیوم بر آب شیرین، تخلیه منابع فسیلی، تخلیه منابع فسفات، پتاسیم و آب پرداخت. نتایج پژوهش نشان داد که در میان اثرات زیست‌محیطی برآورد شده، پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی بالاترین اثر را در تولید برنج دارا می‌باشد. همچنین دو اثر زیست‌محیطی تخلیه‌ی منابع فسفات و تخلیه‌ی منابع آبی از اثرات زیست‌محیطی مهم دیگر در کشت برنج می‌باشند. به‌طور متوسط در تولید برنج، میزان سه اثر پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی، اثر تخلیه منابع آبی و اثر تخلیه منابع فسفات به ترتیب معادل ۲/۰۳۳، ۱/۲۹۶ و ۰/۸۹۶ ارزیابی شده است. در بین اثرات زیست‌محیطی بررسی شده در این مطالعه، سه اثر زیست‌محیطی مربوط به اسیدیته، اتروفیکاسیون خشکی و سمیت بر آب به‌عنوان کمترین اثر محیط‌زیستی مخرب برای میانگین ارقام برنج شناسایی شده‌اند. همچنین بررسی ارقام مختلف نشان داد که در بین ارقام مختلف رقم طارم هاشمی و طارم سنگی بالاترین میزان پتانسیل ایجاد آلودگی را در بین سایر ارقام مختلف به ازای تولید یک تن شلتوک در هکتار دارا هستند. پایین‌ترین میزان مجموع شاخص‌های اثرات را در بین ارقام مورد بررسی مربوط به رقم ندا می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** اثر غیرمستقیم ازت، انتشار آلودگی، تخلیه منابع، طبقه بندی پیامدهای نامطلوب، مخاطرات نهاده‌های شیمیایی

### مقدمه

دنبال خواهد داشت (Kirchmann & Thorvaldsson, 2000; Koocheki et al., 2016). از جمله تأثیرات فعالیت‌های کشاورزی بر محیط‌زیست می‌توان مواردی از قبیل؛ آبشویی نیترات به منابع آب-های سطحی و زیرزمینی، شور شدن خاک، اسیدی شدن و انتشار گازهای گلخانه‌ای اشاره کرد (Kirchmann & Thorvaldsson, 2000) که تداوم این اثرات سبب چالش‌های جدی برای کارشناسان محیط‌زیست و سیاست‌مداران خواهد شد (Hatili et al., 2006; Dastan et al., 2013). در این راستا کشورها با تغییر سیاست‌های

بخش کشاورزی از مهم‌ترین بخش‌های اثرگذار به محیط‌زیست می‌باشد. فعالیت‌های کشاورزی از حیث، ارتباط تنگاتنگ آن با (خاک، آب و...) محیط‌زیست، اثرات مخرب و نامطلوبی بر محیط‌زیست به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد اقتصاد کشاورزی، استادیار و استاد، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد  
\* - نویسنده مسئول: (Email: [l.abolhasani@um.ac.ir](mailto:l.abolhasani@um.ac.ir))

پتانسیل اثرات زیست‌محیطی در برنج به مقایسه پیامدهای نامطلوب ناشی از زراعت برنج در ارقام مختلف (طارم سنگی، طارم هاشمی، فجر، ندا، شیرودی) نیز می‌پردازد.

بر این اساس مطالعات بسیاری بر نحوه اثر میزان مصرف نهاده‌ها بر محیط‌زیست صورت گرفته است. محققان بسیاری به ارزیابی پیامدهای نامطلوب ناشی از فعالیت‌های انسانی پرداخته‌اند. شش روش نقشه‌برداری ریسک زیست‌محیطی (ERM<sup>۱</sup>)، ارزیابی چرخه حیات (LCA<sup>۲</sup>)، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی (EIA<sup>۳</sup>)، سیستم‌های چند-عاملی (MAS<sup>۴</sup>)، رهیافت برنامه‌نویسی چندگانه (LP<sup>۵</sup>)، شاخص‌های کشاورزی- زیست‌محیطی (AEI<sup>۶</sup>) برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی وجود دارد (Payraudeau & Van der Werf, 2005).

در میان این روش‌ها مطالعات بسیاری LCA را روشی مناسب برای بررسی اثرات زراعت محصولات معرفی نمودند (Canals et al., 2006; Roy et al., 2009; Noori et al., 2013; Ashworth et al., 2015). در این رهیافت، فرآیند گهواره تاگور محصول در سیستم‌های زراعی در نظر گرفته می‌شود. این روش در سال‌های اخیر برای نشان دادن اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی مورد استفاده فراوانی قرار گرفته است (Carlsson kanyama et al., 2013; Meisterling et al., 2009; Roy et al., 2009; Sherwani et al., 2010; Bojaca et al., 2014; Bjorklund, 2013; Suleiman & Rosentrater, 2014; Kucukvar et al., 2014; Khoshnevisan et al., 2014; Pang et al., 2015; Meiev et al., 2015; Bacenetti et al., 2016; Fusi et al., 2016).

از جمله مطالعاتی که با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات به بررسی اثرات زیست‌محیطی پرداختند، می‌توان به سلطانی و همکاران (Soltani et al., 2015) به ارزیابی زیست‌محیطی سیستم‌های مختلف تولید چغندر (*Beta vulgaris L.*) کشور (استان‌های خراسان شمالی، جنوبی و رضوی) و مقایسه آن با الگوهای تولید در سوئیس پرداختند. نتایج نشان داد که نظام‌های مکانیزه برتری زیست‌محیطی نسبت به نظام سنتی دارند. خجسته پور و همکاران (Khojastepour et al., 2014) به بررسی اثرات زیست‌محیطی پنبه (*Gossypium*

گذشته خود در استفاده از منابع طبیعی، سعی بر کاهش اثرات مخرب، درعین حال حفظ تولید را دارند (Jaruwongwittaya & Chen, 2010; Fila, Bacenetti, 2015; Hosseini et al., 2013; Khajastepour et al., 2013; Ghadiryanfal et al., 2016; Tilman et al., 2002).

از جمله فعالیت‌های کشاورزی که آلودگی قابل‌توجهی را سبب می‌گردد، کشت برنج (*Oryza sativa L.*) می‌باشد. در ایران، برنج دومین محصول استراتژیک بعد از گندم (*Triticum aestivum L.*) محسوب می‌شود که جزء اقلام اصلی سبد مصرفی خانوار به شمار می‌رود. مصرف سرانه برنج در داخل کشور ۱۰۰ گرم در روز است و ایران رتبه ۱۳ را در مصرف برنج در جهان داراست (Hormozi et al., 2012).

با وجود نقش کلیدی این محصول در ایجاد امنیت غذایی و اشتغال، مصرف بی‌رویه نهاده‌ها به دلیل عدم آگاهی کشاورزان و نبود کنترل در مصرف نهاده‌های اولیه چون کودهای شیمیایی، اثرات مخرب زیست‌محیطی فراوانی را بر جای می‌گذارد (Zhang et al., 2010; Tilman et al., 2001; Wang & Wu, 2010). از جمله پیامدهای کشت برنج می‌توان به انتشار گازهای گلخانه‌ای چون NO<sub>x</sub>، N<sub>2</sub>O، CO<sub>2</sub>، SO<sub>x</sub>، SO<sub>2</sub>، NH<sub>3</sub>، CH<sub>4</sub> و NMVOC اشاره نمود. مصرف بالای کودهای شیمیایی در برنج انتشار گازهای گلخانه‌ای را چندین برابر می‌کند. استفاده از کودهای شیمیایی علاوه بر انتشار گازها، آلودگی آب و خاک را به همراه خواهد داشت (Mohammadi et al., 2014; Nikkiah et al., 2013; Veisi et al., 2015). از طرفی مصرف فراوان آب در تولید برنج، همچنین مصرف انرژی‌های تجدیدناپذیری چون گازوئیل برای پمپاژ آب به خصوص در کشورهای توسعه‌نیافته فرآیند تخلیه منابع آبی و منابع تجدیدناپذیر را به همراه دارد.

محصول برنج از حیث جایگاه آن در سبد مصرفی خانوار، محصولی استراتژیک محسوب می‌شود. با توجه به این‌که مصرف کودشیمیایی در کشت برنج بالاتر از سایر محصولات می‌باشد، به همین جهت اثرات برجای مانده از مصرف این کودها نیز قابل توجه خواهد بود. استان گلستان جایگاه چهارم را در کشت برنج دارا بوده و همچنین از جمله استان‌های پرمصرف کود شیمیایی محسوب می‌گردد (Amiri, 2016). به همین سبب این مطالعه سعی بر شناسایی پیامدهای نامطلوب حاصل از مصرف نهاده‌ها را در زراعت برنج در شهرستان کردکوی دارد. همچنین این بررسی ضمن بررسی

۱- Environmental risk mapping

۲- Life cycle assessment

۳- Environmental impact assessment

۴- Multi agent system

۵- Multiple linear programming

۶- Agro- Environmental indicators

L. در شمال کشور پرداختند. آن‌ها دریافتند که اثر اتروفیکاسیون خشکی و تخلیه منابع فسیلی از مهم‌ترین اثرات کشت پنبه در منطقه می‌باشد. نیکخواه و همکاران (Nikkhah et al., 2013) به ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید بادام‌زمینی (*Arachis hypogaea* L.) در گیلان پرداختند. شش اثر گرمایش جهانی، اسیدیته، اوتروفیکاسیون خشکی، تخلیه منابع فسیلی، فسفات، پتاسیم مد نظر قرار گرفت. در میان اثرات مورد بررسی، اثر تخلیه منابع فسیلی و اثر اتروفیکاسیون خشکی بالاترین اثرات زیست‌محیطی را بر جای گذاشته بودند. خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2013) به بررسی اکوسیستم‌های آبی و دیم تولید جو (*Hordeum vulgare* L.) در کشور بر اساس میزان مصرف نیتروژن با استفاده از LCA پرداخته‌اند. گروه‌های اثری که مورد بررسی واقع‌شدن شامل اسیدی شدن، اختناق دریاچه و گرمایش جهانی پرداخته است. میر حاجی و همکاران (Mirhaji et al., 2012) با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات بر روی محصول چغندر به بررسی چهار اثر از جمله گرمایش جهانی، اسیدیته، تخلیه منابع فسیلی و تخلیه منابع آبی در استان خراسان جنوبی و شرکت سهامی زراعی خضری پرداختند. نتایج نشان داد که اثر تخلیه منابع آبی در تولید چغندر قند استان خراسان بیش‌ترین اثر را از اثرات مورد بررسی شده به خود اختصاص داده است.

هم‌چنین تاکنون مطالعات زیادی در زمینه کاهش مخاطرات زیست‌محیطی در کشورهایی چون تایوان، یانگ و همکاران (Yang et al., 2009)؛ چین، ژانگ و همکاران (Zhang et al., 2010) و ژاپن، کوجا و تاجیما، هاکازونو و هایاشی (Koga & Tajima, 2011)؛ Hokazono & Hayashi, 2012) صورت پذیرفته است. وانگ و همکاران (Wang et al., 2007) به بررسی اثرات زیست‌محیطی گندم و ذرت (*Zea mays* L.) با استفاده از روش LCA در شمال چین پرداخته است. اثراتی که در این مطالعه اثراتی چون تغییرات هوا و اقلیم، تخلیه انرژی، اسیدی شدن و سمیت مدنظر قرار گرفته است.

ژیا و یان (Xia & Yan, 2011) در بررسی خود برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی اقتصادی اثرات نیتروژن در تایپو چین انجام دادند؛ اثراتی چون تأثیر گرمایش جهانی، اسیدیته، اتروفیکاسیون، به ازای تولید یک کیلوگرم برنج را مورد تحلیل قرار دادند. یافته‌های آن‌ها نشان داد که استفاده بهینه از کودهای نیتروژن، علاوه بر کاهش اثرات زیست‌محیطی، سود اقتصادی را نیز افزایش خواهد داد. لین و فاکوشیما (Lin & Fukushima, 2016) با استفاده از روش LCA به

بررسی اثراتی چون پتانسیل گرمایشی زمین، مصرف آب و انرژی مورد استفاده در برخی مزارع برنج تایوان پرداختند. وانگ و همکاران (Wang et al., 2007) به بررسی اثرات زیست‌محیطی گندم و ذرت با استفاده از روش LCA در شمال چین پرداخته است. اثراتی که در این مطالعه اثراتی چون تغییرات هوا و اقلیم، تخلیه انرژی، اسیدی شدن و سمیت مدنظر قرار گرفته است. نتیجه تحقیق تأکید بر میزان اثرگذاری چشمگیر کود نیتروژن بر محیط‌زیست به‌دست آمده است.

با نظر به مطالعات گذشته در زمینه نحوه محاسبه اثرات زیست‌محیطی نامطلوب نهاده‌های ورودی مزارع، می‌توان دریافت که اثر گرمایش جهانی، اسیدی شدن، اتروفیکاسیون و تخلیه منابع آب از جمله اثراتی بودند که در اکثر مطالعات مورد بررسی قرار گرفته‌اند. مواردی چون اثر سمیت (حاصل از کودهای مصرفی و سموم شیمیایی)، اکسیداسیون فتوشیمیایی در مطالعات محدودی مورد توجه و بررسی قرار گرفته‌اند. در بحث تخلیه منابع، در ارزیابی مصرف کودهایی چون فسفات و پتاس بررسی‌های محدودی صورت گرفته است. در مجموع می‌توان گفت که بررسی‌های گسترده‌ای در اثرات زیست‌محیطی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی مطالعات صورت پذیرفته است (Khoshnevisan et al., 2014; Mohammadi et al., 2014; You & Zhang, 2016). به همین علت این مطالعه به ارزیابی زیست‌محیطی با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات در کشت برنج می‌پردازد که بتواند کمکی برای رسیدن به راهبردی در جهت دستیابی به توسعه پایدار باشد. روش LCA، استفاده از مؤلفه‌های میزان مصرف نهاده‌های طبیعی و پیامدهای مخرب حاصل از مصرف منابع به تحلیل نظام‌های تولیدی می‌پردازد و با شناسایی نوع نهاده‌های مصرفی، انرژی مورد استفاده، مواد مصرفی در فرآیند تولیدی، اثرات و ضایعات تولیدشده را محاسبه می‌نماید (Roy et al., 2009).

اهمیت ارزیابی زیست‌محیطی فعالیت‌های انسانی سبب شد که استفاده از این روش به‌سرعت گسترش یابد. از این‌رو، این بررسی در نظر دارد که حداکثر تلاش برای دستیابی به محاسبه بیشتر اثرات نامطلوبی ایجاد می‌شود در زمینه مصرف سوخت و سایر نهادهای مصرفی توسط شالی‌کاران را داشته باشد.

#### مواد و روش‌ها (منطقه مورد مطالعه):

موقعیت جغرافیایی استان گلستان در مختصات ۵۳ درجه و ۵۱

نمونه‌گیری تصادفی ساده برای تعیین تعداد نمونه استفاده شد. برای تعیین حجم نمونه از فرمول زیر استفاده شده است.

$$n = \frac{N \cdot (t \cdot s)^2}{Nd^2 + (t \cdot s)^2} \quad \text{معادله (۱)}$$

دقیقه تا ۵۶ درجه و ۲۲ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۸ دقیقه عرض شمالی در بخش شمال کشور قرار گرفته است. شهرستان کردکوی در بخش شرقی گلستان واقع است. شهرستان کردکوی دارای ۲۸ روستا در حوضه منطقه‌ای خود می‌باشد (National Institute of Ststistic, 2012). این بررسی از روش

جدول ۱- مقدار میانگین مصرف نهاده‌ها و تولید ستاده‌ها در تولید یک تن شلتوک برنج به ازای هر رقم

Table 1- Average consumption of inputs and output in the production of paddy rice, one for each varies

نمونه‌ها (واحد) Inputs (Unite)	رقم طارم سنگی Variety (Tarom sangi)	رقم طارم هاشمی Variety (Tarom Hashemi)	رقم شیرودی Variety (Shirudi)	رقم فجر Variety (Fajr)	رقم ندا Variety (Neda)
بذر (کیلوگرم) Seed (kg)	96.04	95.86	96.34	110.40	112.54
<b>ماشین‌ها (ساعت) Machines (h)</b>					
تراکتور Tractor	19.56	18.24	20.03	23.17	22.44
نشاکار Planting	1.26	1.70	1.03	1.99	1.7
کمباین Combine	3.57	3.7	4.07	3.85	4.08
<b>سموم شیمیایی (لیتر) Chemical pesticides (L)</b>					
علف‌کش Herbicide	2.59	3.29	6.88	6.20	8.24
قارچ‌کش Fungicides	1.4	1.33	4.21	5.56	7.22
حشره‌کش insecticide	1.78	1.51	5.10	5.98	2.29
<b>کود شیمیایی (کیلوگرم) Fertiliser (kg)</b>					
اوره Urea	202.23	196.02	210.01	262.24	238.59
فسفات Phosphate	85.22	96.86	125.28	119.14	117.72
پتاسیم Potassium	123.37	120.36	184.18	151.29	144.84
گوگرد Sulphur	12.95	9.36	26.41	20.17	13.34
سولفات آمونیوم Ammonium sulphate	6.03	20.42	19.98	38.35	14.96
کود مرغی Chicken manure	6.47	9.47	15.83	12.83	16.74
پتاس بالا High potash	0.28	0.28	0.37	0.42	0.30
الکتريسيته (كيلوات ساعت) Electricity (Kwh)	5837.82	4346.02	9381.35	3863.39	3703.79
آب آبیاری (مترمکعب) Water (m <sup>3</sup> )	3166.065	2848.00	3092.60	3865.45	3317.55
سوخت دیزل (لیتر) Diesel fuel (L)	284.44	293.89	286.89	354.71	345.69

می‌باشد<sup>۴</sup> (Iribarren & Vazquez-rowe, 2013; ISO, 2006) ; (Irrarte et al., 2010).

### مرحله اول (تعریف هدف و حوزه مطالعاتی)

در این مرحله هدف از تحقیق و اثرات مورد بررسی تعیین می‌گردد. همان‌طور که بیان شد همگام با سایر مطالعات اثراتی چون گرمایش جهانی (GWP<sup>۵</sup>)، اسیدیته (AP<sup>۶</sup>)، اتروفیکاسیون خشکی (EP<sup>۷</sup>)، تخلیه منابع آبی (WC<sup>۸</sup>)، تخلیه منابع فسیلی (FC<sup>۹</sup>) برای این مطالعه هم در نظر گرفته شده است. علاوه بر موارد ذکر شده پتانسیل اثر اکسیداسیون فتوشیمیایی (POP<sup>۱۱</sup>)، اثر سمیت بر انسان (بر اثر کادمیوم (Cd<sup>۱۱</sup>) موجود در فسفات) (HTP<sup>۱۲</sup>)، اثر سمیت کادمیوم بر زمین (TETP<sup>۱۳</sup>)، اثر سمیت کادمیوم بر آب شیرین (AETP<sup>۱۴</sup>)، تخلیه منابع فسفات (P<sup>۱۵</sup>)، پتاسیم (K<sup>۱۶</sup>) برای ارقام مختلف برنج مورد بررسی قرار گرفته است.

### اثر کاهش منابع طبیعی

پتانسیل این اثرات اشاره به فرآیند استفاده از منابع طبیعی چون مواد معدنی (پتاسیم، فسفات)، سوخت‌های فسیلی و منابع آبی در طی مراحل کشت محصول داشته و به‌علت استفاده از این منابع کاهش ذخایر مربوطه و در نتیجه محدود کردن دسترسی آیندگان به چنین منابعی را خواهیم داشت (Brenttrup et al., 2004; Guinee, 2001).

که در آن  $n$ : حجم کل نمونه انتخابی،  $N$ : حجم کل جامعه موردبررسی،  $t$ : (درصد خطای معیار، ضریب اطمینان قابل قبول (۱/۹۶)،  $s$ : انحراف معیار صفت مورد مطالعه و  $d$ : دقت احتمالی می‌باشد. برای تعیین واریانس جامعه، پیش مطالعه‌ای با ۳۰ نمونه از کشاورزهای منطقه موردبررسی قرار گرفت و واریانس این نمونه بر اساس صفت اندازه مزارع محاسبه شد. در نهایت با به‌کارگیری فرمول کوکران ارقام تعداد نمونه موردنظر ۲۳۷ مزرعه مشخص گردید. داده‌های از طریق پرسشنامه و مصاحبه از کشاورزان منطقه به‌دست آمده است. ارقامی که در این مطالعه در نظر گرفته شده است، غالب‌ترین ارقام در این مناطق به شمار می‌آیند. جدول زیر به بررسی نهادهای مصرفی به ازای تولید یک تن شلتوک در هر رقم کشت شده در منطقه می‌پردازد.

در تمامی نهادهای مصرفی در هر تن شلتوک رقم کشت‌شده نشان داد که ارقام دانه بلند مرغوب (طارم سنگی و طارم هاشمی) به نسبت ارقام پرمحصول (شیرودی، فجر و ندا) نهادهای بیش‌تری را برای تولید یک‌تن دانه شلتوک مورد استفاده قرار می‌دهند. با در نظر گرفتن مقدار مصرفی نهادهای در هکتار، نتایج مقادیر مصرفی کود شیمیایی در ارقام پرمحصول از ارقام دانه بلند مرغوب بیش‌تر بوده است. مصرف کود پتاسیم، فسفات، اوره، الکتریسیته، آب آبیاری در ارقام پرمحصول به‌ترتیب ۱/۲۷، ۱/۲۸، ۱/۱۵، ۱/۰۶ و ۱/۱۰ برابر ارقام دانه بلند مرغوب به‌دست آمده است.

### روش LCA

سازمان استاندارد جهانی (ISO) در طول سال‌های ۲۰۰۰-۱۹۹۰ میلادی سه دستورالعمل موسوم به ISO14040، ISO14041 و ISO14042 برای محاسبه LCA محاسبه کرد (Finkbeiner et al., 2006; ISO, 2006). به‌طور کلی مراحل LCA به چهار مرحله تقسیم می‌شود که شامل مرحله تعریف هدف و حوزه مطالعه<sup>۲</sup>، تعیین ورودی و خروجی سامانه<sup>۳</sup>، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و مرحله تفسیر نتایج

۴- Integration and interpretation

۵- Global warming potential

۶- Acidification potential

۷- Terrestrial Eutrophication Potential

۸- Water consume

۹- Fossil fuel consumption

۱۰- Photochemical oxidation

۱۱- Cadmium

۱۲- Human toxicity potential

۱۳- Terrestrial ecotoxicity potential

۱۴- Aquatic ecotoxicity, fresh water potential

۱۵- Phosphate consumption

۱۶- Potash consumption

۱- International Organization for Standardization

۲- Objectives and definition of scope

۳- Life cycle inventory (LCI) analysis

پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی به دلیل انتشار ترکیبات نیتروژن دار  $\text{NO}_x$  و  $\text{NH}_3$  در خاک ایجاد می‌گردد. این اثر برحسب  $\text{NO}_x$  یکسان‌سازی و جمع می‌شود.

#### مرحله دوم (تعیین ورودی و خروجی سامانه):

در این مرحله ورودی و خروجی سیستم‌های زراعی مشخص می‌شود. ورودی‌ها شامل تمام نهاده‌های مصرفی از قبیل: سوخت‌های مصرفی، الکتروسیته، میزان آب مصرفی، بذر، کود، نیروی کار، آفت‌کش‌ها و کلیه منابع موردنیاز که برای تولید هر کیلوگرم شلتوک برنج مورد استفاده قرار می‌گیرد. خروجی‌های سامانه شامل اثرات و آلودگی‌های ایجاددی در فرآیند تولید که بر محیط‌زیست وارد می‌گردد را در برمی‌گیرد. درمجموع آلاینده‌های ساطع‌شده از سیستم زراعی شامل:  $\text{CH}_4$ ،  $\text{NH}_3$ ،  $\text{SO}_2$ ،  $\text{SO}_x$ ،  $\text{CO}_2$ ،  $\text{N}_2\text{O}$ ،  $\text{NO}_x$ ،  $\text{NO}$  می‌باشد (Mirhaji et al., 2013; Molafilabi et al., 2012; Brentrup et al., 2004).

#### برآورد مقادیر آلاینده‌های انتشاریافته

انتشار آلاینده‌ها برای هر سه محیط خاک، آب و هوا متفاوت می‌باشد و اندازه‌گیری دقیق اثرات انتشاریافته با توجه به محدودیت‌های مالی، زمانی امکان‌پذیر نمی‌باشد. لذا از روش‌های مشخصی که در مطالعات و گزارش‌های زیست‌محیطی در مناطق مختلف جهان انجام شده می‌توان برای تخمین میانگین انتشار می‌توان استفاده نمود (Brentrup et al., 2000). با محاسبه انتشار گازهای آلاینده در محیط می‌توان اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات مختلف را به‌دست آورد.

#### مرحله سوم، ارزیابی تأثیر چرخه حیات

هدف این مرحله تفسیر تمامی ورودی‌ها و خروجی‌های تولیدی از زراعت برنج در منطقه می‌باشد که سه مرحله را در برمی‌گیرد:

طبقه‌بندی، نرمال‌سازی و وزن‌دهی (Mirhaji et al., 2012; Brentrup et al., 2004).

#### مرحله طبقه‌بندی

هر گروه اثر متشکل از اجزایی از گازها هستند. با قرار دادن هر آلاینده منتشرشده در هر گروه اثری که در ایجاد آن نقش دارند، می‌توان

#### اثر گرمایش زمین

این اثر از انتشار گازهایی چون  $\text{CO}_2$ ،  $\text{N}_2\text{O}$ ،  $\text{CH}_4$  که بیش‌ترین نقش را بر ایجاد گرمایش غیرطبیعی کره زمین و پیامد تغییر اقلیم ایفا می‌کنند، به‌وجود می‌آید. این شاخص برحسب  $\text{CO}_2$  یکسان‌سازی می‌شود (Khorramdel et al., 2013; Brentrup et al., 2004).

#### اثر سمیت

این اثر شامل تمامی آلودگی‌هایی است که باعث می‌شوند که محیط‌زیست انسان آلوده شود. استفاده از کود فسفات، سبب انتشار عنصر کادمیوم به محیط می‌شود که در نتیجه دو نوع سمیت به محیط انتشار پیدا می‌کند.

#### الف) اثر سمیت کادمیوم (Cd) بر زندگی انسان

این اثر میزان اثر عامل آلودگی بر سلامت انسان را مورد تحلیل قرار می‌دهد. به عبارتی شدت میزان اثر آلودگی که بر بدن خواهد گذاشت، مورد تحلیل قرار می‌دهد.

#### اثر سمیت کادمیوم (Cd) بر اکوسیستم

پنج نوع اثر سمیت در طبقه‌بندی اکوسیستم، وجود دارد که در اینجا به دو نوع اثر سمیت بر زمین و اثر سمیت بر آب شیرین پرداخته می‌شود.

#### اثر اکسیداسیون فتو شیمیایی

پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی از تشکیل لایه اوزون در لایه‌های تحتانی اتمسفر پدیدار می‌شود. با تشکیل این لایه اثرات بسیار مخربی بر محیط‌زیست برجای خواهد گذاشت. اثر اکسیداسیون فتو شیمیایی از انتشار گازهای  $\text{CO}$ ،  $\text{CH}_4$  و  $\text{SO}_2$  حاصل می‌گردد و برحسب  $\text{C}_2\text{H}_4$  یکسان‌سازی می‌گردد (Guinee, 2001).

#### اثر اسیدی شدن

پتانسیل اسیدی شدن، میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی که سبب اسیدی شدن اکوسیستم‌های خشکی و آبی می‌شود را نشان می‌دهد. این شاخص برحسب کیلوگرم  $\text{SO}_2$  بیان می‌گردد.

#### اثر اتروفیکاسیون خشکی:

عملکرد  $CF_{ij}$ ، مؤلفه طبقه‌بندی برای ترکیب  $Z$  موجود در گروه تأثیر  $i$ ، شاخص طبقه‌بندی در هر گروه تأثیر که نشان‌دهنده پتانسیل آن ترکیب در ایجاد اثر مربوطه می‌باشد. شاخص طبقه‌بندی و کارایی هر ترکیب در جدول ۱ آورده شده است.

گروه‌بندی در انتشار اثرات ایجاد نمود. در نهایت با ضرب کردن میزان هر آلاینده در فاکتور طبقه‌بندی یا کارایی آن و جمع این مقادیر برای هر گروه از اثرات به یک شاخص طبقه‌بندی می‌توان دست‌یافت (Mirhaji et al., 2012). هر شاخص اثر  $i$ ، از رابطه زیر بحاسبه شد.

$$ICI_i = \sum_j [(E_j \text{ or } R_j) \cdot CF_{ij}] \quad (2)$$

در معادله (۲)،  $E_j$  و  $R_j$ ؛ انتشار ترکیب  $Z$  یا مصرف منبع  $Z$  بر هر واحد از

جدول ۲- ضرایب انتشار انواع آلاینده‌ها از مصرف نهاده و فعالیت‌ها

Table 2-Emission factors for inputs and activities

آلاینده‌ها Pollutants	کود شیمیایی (کیلوگرم) Fertilizer (kg)	سوزاندن باقی‌مانده‌های گیاهی (کیلوگرم) Burning plant residues (kg)	الکتریسیته (کیلووات ساعت) Electricity (KWH)	سوخت دیزلی (لیتر) Diesel fuel (l)	منابع References
CH <sub>4</sub>	173×10 <sup>-6</sup>	2.77×10 <sup>-6</sup>	-	-	(Gasol et al., 2007; Liu et al., 2010; IPCC, 2007; Tzilivakis et al., 2005)
N <sub>2</sub> O	18.1×10 <sup>-6</sup>	0.882×10 <sup>-6</sup>	0.0184	3.853×10 <sup>-3</sup>	(Tzilivakis et al., 2005; Brentrup et al., 2004)
NO	5.729×10 <sup>-6</sup>	4.61×10 <sup>-5</sup>	0.0588	0.012	(Liu et al., 2010; EEA, 2013)
NO <sub>x</sub>	0.022	4.61×10 <sup>-5</sup>	1.18×10 <sup>-3</sup>	3.85×10 <sup>-4</sup>	(Gasol et al., 2007; EEA, 2013)
CO <sub>2</sub>	2.73	2.26×10 <sup>-6</sup>	0.033	8.824	(Gasol et al., 2007; Tzilivakis et al., 2005; EEA, 2013; EEA, 2013)
CO	0.636	0.061	0.0336	5.620	(IPCC, 2010)
NH <sub>3</sub>	2.896×10 <sup>-5</sup>	0.038	0.02944	6.146×10 <sup>-3</sup>	(Gasol et al., 2007; EEA, 2013)
SO <sub>2</sub>	0.4×10 <sup>-2</sup>	1.411×10 <sup>-6</sup>	-	-	(Tzilivakis et al., 2005)
NMVOC	-	-	0.4×10 <sup>-3</sup>	-	(EEA, 2013)
CD	-	-	0.704	-	(EEA, 2013)
SO <sub>x</sub>	-	-	0.4×10 <sup>-3</sup>	-	(EEA, 2013)

جدول ۳ - طبقه‌بندی گروه‌های تأثیر مورد مطالعه در سامانه تولید شلتوک بر اساس نوع آلاینده و ضرایب یکسان‌سازی

Table 3- Classifying the impact groups according to the type of contaminants in grain production and standardization coefficients

گروه تأثیر Impact category	آلاینده pollutant	کارایی هر ترکیب characterization factors	منابع References
گرمایش جهانی (kg CO <sub>2</sub> ) Global warming	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub> =1; CH <sub>4</sub> =21; N <sub>2</sub> O=310	(Brentrup et al., 2004)
اسیدیته (kg SO <sub>2</sub> ) Acidification	NH <sub>3</sub> , S <sub>2</sub> O, NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub> =1.2; NO <sub>x</sub> =0.5; NH <sub>3</sub> =1.6	(Brentrup et al., 2004)
اتروفیکاسیون خشکی (kg NO <sub>x</sub> ) Terrestrial eutrophication	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub> =4.4; NO <sub>x</sub> =1.2	(Brentrup et al., 2004)
اکسیداسیون فتوشیمیایی (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) Photochemical oxidation	CH <sub>4</sub> , SO <sub>2</sub> , CO	CH <sub>4</sub> =0.006 ; SO <sub>2</sub> =0.048 ; CO=0.027	(Guinee, 2001)
اثر سمیت بر انسان (kg 1,4-DCB-equiv) Human toxicity	Cd	3.98×10 <sup>-3</sup>	(Brentrup et al., 2004)
اثر سمیت CD بر زمین (kg 1,4-DCB-equiv) Terrestrial Eco toxicity	Cd	1.7×10 <sup>+2</sup>	(Brentrup et al., 2004)
اثر سمیت CD بر آب شیرین (kg 1,4-DCB-equiv) Aquatic Eco toxicity, fresh water	Cd	7.8×10 <sup>+2</sup>	(Brentrup et al., 2004)
تخلیه منابع فسیلی (MJ) Fossil fuel consumption	مصرف گازوئیل Gasoline consumption	42.86	(Brentrup et al., 2004)

تخلیه منابع فسفات (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) Phosphate consumption	مصرف فسفات The use of phosphates	0.25	(Brenttrup et al., 2004)
تخلیه منابع پتاسیم (kg K <sub>2</sub> O) Potash consumption	مصرف پتاسیم Potassium consumption	0.105	(Wang et al., 2010)
تخلیه منابع آبی (مترمکعب) Water consumption (m <sup>3</sup> )	مصرف آب Water consumption	1	(Brenttrup et al., 2004)

### نرمال‌سازی

### وزن دهی

پس از طبقه‌بندی اثرات در مرحله قبل و شناسایی اهمیت داده‌ها و همچنین آماده‌سازی برای مرحله وزن‌دهی از نرمال‌سازی استفاده می‌شود. لذا نیاز به داده‌های بدون واحد می‌باشد که از تقسیم هر اثر بر یک فاکتور نرمال‌سازی حاصل می‌گردد (Mirhaji et al., 2012; Brenttrup et al., 2004). که با استفاده از معادله ۳ محاسبه شد.

$$N_i = \frac{ICI_i}{ICI_{i, ref}} \quad \text{معادله (۳)}$$

در رابطه (۳)،  $N_i$ ؛ مقدار نرمال شده شاخص مربوط به تأثیر  $i$  به ازای یک واحد عملکرد محصول،  $ICI$ ؛ مقدار غیر نرمال شاخص مربوط به گروه تأثیر،  $ICI_{i, ref}$ ؛ مقدار شاخص مربوط به مقدار محاسبه شده هر گروه تأثیر در مرحله طبقه‌بندی می‌باشد.

برای هر اثر محیط‌زیستی و بر اساس میزان مخاطره‌آمیز بودن آن، یک اهمیت وزنی برای آن در نظر گرفته می‌شود. به صورتی که گروهی با کارایی مخاطره‌آمیز بیشتر، وزن بیشتری دریافت خواهند نمود (Mirhaji et al., 2012; Brenttrup et al., 2004).

$$W_{ijk} = \frac{CI_{ijk}}{T_{ijk}} \quad \text{معادله (۴)}$$

$W_{ijk}$ ، وزن مربوط به هر اثر  $i$ ، برای زمان  $j$  و مکان  $k$ ،  $CI_{ijk}$  ارزش فعلی برای هر دسته از اثرات  $i$  و  $T_{ijk}$  ارزش شاخص هدف برای هر دسته تأثیر  $i$  می‌باشند. جدول عامل نرمال‌سازی و وزن‌دهی به صورت بالا می‌باشد.

جدول ۴- فاکتور وزن‌دهی و نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر

Table 4- The effect of weighting and normalization factor groups

گروه تأثیر Impact category	فاکتور نرمال‌سازی Normalization factor	فاکتور وزن‌دهی Weighting factor	منابع References
گرمایش جهانی (kg CO <sub>2</sub> ) Global warming	8143	1.05	(Wang et al., 2007)
اسیدیته (kg SO <sub>2</sub> ) Acidification	52	1.8	(Wang et al., 2007)
اتروفیکاسیون خشکی (kg NO <sub>x</sub> ) Terrestrial eutrophication	63	1.4	(Mirhaji et al., 2013)
اکسیداسیون فتوشیمیایی (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) Photochemical oxidation	9.69	0.8	(Guinee, 2001)
اثر سمیت بر انسان (kg 1,4-DCB-equiv) Human toxicity	7.5×10 <sup>-3</sup>	-	(Brenttrup et al., 2004)
اثر سمیت CD بر زمین (kg 1,4-DCB-equiv) Terrestrial Eco toxicity	1.5×10 <sup>+2</sup>	-	(Brenttrup et al., 2004)
اثر سمیت CD بر آب شیرین (kg 1,4-DCB-equiv) Aquatic Eco toxicity, fresh water	1.24×10 <sup>+2</sup>	-	(Brenttrup et al., 2004)
تخلیه منابع فسیلی (MJ) Fossil fuel consumption	39167	1.14	(Wang et al., 2007)
تخلیه منابع فسفات (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) Phosphate consumption	7.66	0.20	(Brenttrup et al., 2004)
تخلیه منابع پتاسیم (kg K <sub>2</sub> O) Potash consumption	8.14	1.20	(Wang et al., 2010)



**مرحله چهارم، تلفیق و تفسیر نتایج**

شاخص‌های نهایی به دو صورت گروه‌های حاصل از تخلیه منابع و اثرات زیست‌محیطی ایجادشده جمع‌بندی و مقایسه می‌گردند. برای اثراتی چون گرمایش جهانی، اسیدیته، اتروفیکاسیون خشکی، اکسیداسیون فتوشیمیایی، اثر سمیت بر زمین و انسان از این معادله استفاده می‌گردد:

$$Ecox = \sum N_i \cdot W_i \quad (5)$$

هر چه مقدار شاخص Ecox به‌دست آمده کوچک‌تر باشد، نشان‌دهنده پتانسیل کم‌تر آسیب به محیط‌زیست می‌باشد. شاخص زیست‌محیطی تخلیه منابع از اثرات زیست‌محیطی آن به‌صورت مجزا محاسبه می‌شود. تخلیه منابع اثرات درازمدت بهره‌گیری از منابع را برای آیندگان مدنظر دارد. این شاخص نیز بدین‌صورت محاسبه می‌شود:

$$RDI = \sum N_i \cdot W_i \quad (6)$$

**نتایج و بحث**

در مزارع مورد مطالعه، کودهای شیمیایی (از قبیل اوره، پتاسیم، فسفات)، سوخت فسیلی، آب و الکتریسیته نهاده‌های اصلی هستند که تولید آلودگی را باعث می‌شوند. مصرف این نهاده‌ها، آلاینده‌هایی را ایجاد می‌کنند که می‌توان آن‌ها را در گروه‌های نیتروژن (N)، کربن (C)، گوگرد (S) و فسفر (P) تقسیم‌بندی نمود که در بخش بعد به بررسی میزان تولید هر کدام از آلاینده‌ها می‌پردازیم.

**متوسط آلاینده‌های انتشار یافته به ازای تولید شلتوک برنج**

نتایج تحلیل جدول ۵ نشان می‌دهد که همه نهاده‌های مصرفی به‌جز کودهای شیمیایی فسفات و پتاسیم تولید گازهای آلاینده شامل NH<sub>3</sub>، NO، NO<sub>x</sub>، NO<sub>2</sub> و CO<sub>2</sub> را باعث می‌شوند.

اما در بین نهاده‌های مصرفی، کود ازت مهم‌ترین عامل برای انتشار گازهای فوق می‌باشد. لازم به ذکر است که گازهای CO و CO<sub>2</sub> منتشرشده از مصرف کود ازت ناشی از فرآیند تولید آن در خارج از محیط زراعی بوده است. به همین سبب تولید این گازها به‌عنوان

اثر غیرمستقیم استفاده از کود ازت در نظر گرفته شده است. نتایج این مطالعه نشان داد که ۴۹ درصد میزان کل انتشار CO<sub>2</sub> مربوط به اثر غیرمستقیم کود اوره بوده که این نتیجه با مطالعه برنتروپ و همکاران (Brentrup et al., 2004) که میزان ۵۹ درصد انتشار دی‌اکسید کربن برای تولید گندم را ناشی از انتشار غیرمستقیم تولید کود اوره تخمین زده‌اند، مطابقت دارد. در مطالعات دیگری که برای محصول زعفران (*Crocus sativus* L.) توسط ملافیلابی و همکاران (Molafilabi et al., 2013) انجام گرفته است، بیشترین منبع انتشار گاز دی‌اکسید کربن را مصرف کود اوره معرفی نموده‌اند.

دو عامل، سوزاندن بقایای گیاهی در مزرعه و مصرف کود فسفات باعث انتشار عنصر کادمیوم به محیط می‌شوند که این عنصر خود سبب ایجاد پتانسیل اثر سمیت بر انسان و اکوسیستم می‌شود. کود فسفات بیش‌ترین سهم انتشار عنصر کادمیوم (Cd) را دارا بوده است. سوزاندن بقایای گیاهی علاوه بر انتشار کادمیوم، انتشار SO<sub>x</sub> را نیز ناشی می‌شود. مصرف سوخت‌های فسیلی علاوه بر انتشار گازهای متداول NH<sub>3</sub>، NO، NO<sub>x</sub>، NO<sub>2</sub> و CO، تنها عامل انتشار گازهایی چون CH<sub>4</sub> و SO<sub>2</sub> هستند.

**برآورد و مقایسه اثرات زیست‌محیطی تولید شلتوک برنج با سایر محصولات کشاورزی**

اثرات زیست‌محیطی مختلف حاصل از انتشار آلاینده‌های تولیدشده در کشت برنج در شکل ۱ که نشان‌دهنده میانگین شاخص نرمال شده اثرات زیست‌محیطی محصول برنج به ازای تولید یک‌تن شلتوک است، نشان داده شده است. نمودار میانگین شاخص نرمال شده اثرات زیست‌محیطی محصول برنج به‌ازای تولید یک‌تن شلتوک به‌صورت شکل ۱ می‌باشد.

اثرات زیست‌محیطی برآورد شده در کشت برنج نشان می‌دهد که پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی بالاترین اثر را در تولید برنج دارا می‌باشد. همچنین دو اثر زیست‌محیطی تخلیه منابع فسفات و تخلیه منابع آبی از اثرات زیست‌محیطی مهم دیگر در کشت برنج می‌باشند. به‌طور متوسط در تولید برنج، سه اثر پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی، اثر تخلیه منابع آبی و اثر تخلیه منابع فسفات به‌ترتیب معادل ۲/۰۳۳، ۱/۲۹۶ و ۰/۸۹۶ ارزیابی شده است. در بین اثرات

معرفی گردیده است. به‌عنوان مثال، خجسته پور و همکاران (Khojastepour et al., 2013) که به بررسی اثرات زیست‌محیطی پنبه در شمال کشور پرداختند، بیش‌ترین تأثیر مربوط به گروه اتروفیکاسیون خشکی و تخلیه منابع فسیلی بوده است.

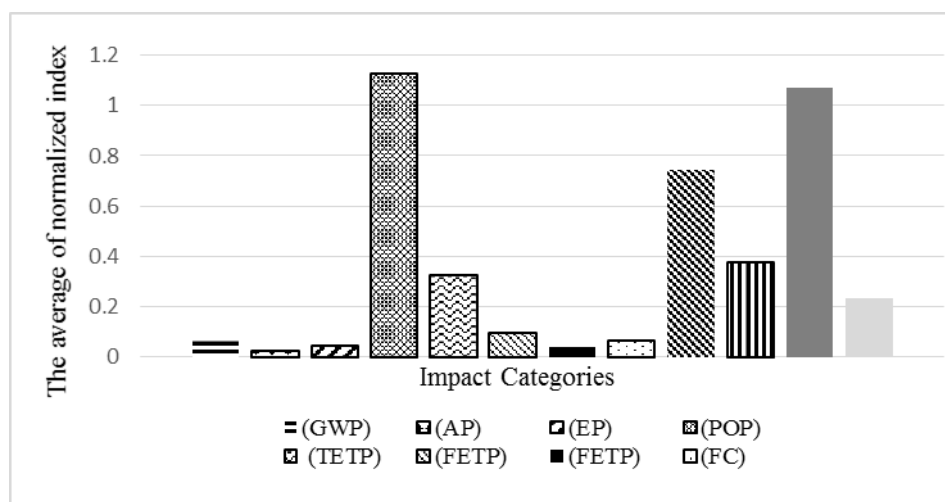
زیست‌محیطی بررسی شده در این مطالعه، سه اثر زیست‌محیطی مربوط به اسیدیته، اتروفیکاسیون خشکی و سمیت بر آب به‌عنوان کمترین اثر محیط‌زیستی مخرب برای میانگین ارقام برنج شناسایی شده‌اند.

این در حالی است که در اکثر مطالعاتی که بر روی محصولات زراعی صورت گرفته اثر اتروفیکاسیون خشکی نمونه‌ای از اثرات غالب

جدول ۵- میزان انتشار (کیلوگرم به ازای تولید یک تن شلتوک برنج) برای مزارع برنج  
Table 5- Release rate (kg per ton of paddy) for rice fields

منبع انتشار Source Release	ترکیبات انتشار یافته Published compounds	طارم سنگی Tarom sangi	طارم هاشمی Tarom hashemi	شیرودی Shirudy	فجر Fajr	ندا Neda
کود اوره Urea	NH <sub>3</sub>	0.28135	0.29785	0.12155	0.16743	0.13533
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	NH <sub>3</sub>	0.00367	0.004993	0.00051	0.00196	0.00175
سوخت دیزلی Diesel fuel	NH <sub>3</sub>	0.00269	0.00247	0.00103	0.00144	0.00126
الکتریسیته Electricity	NH <sub>3</sub>	0.0049	0.00318	0.00276	0.00079	0.00087
کود اوره Urea	NO	0.5627	0.5957	0.2431	0.33478	0.27065
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	NO	0.00734	0.00985	0.00101	0.00392	0.00349
سوخت دیزلی Diesel fuel	NO	0.00537	0.00493	0.00207	0.00287	0.00252
الکتریسیته Electricity	NO	0.0098	0.00635	0.00553	0.00015	0.00174
کود اوره Urea	NO <sub>x</sub>	0.01758	0.01862	0.0076	0.01046	0.00846
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	NO <sub>x</sub>	0.00023	0.00015	0.000065	0.00009	0.00079
سوخت دیزلی Diesel fuel	NO <sub>x</sub>	0.00017	0.00015	0.000065	0.00009	0.00079
الکتریسیته Electricity	NO <sub>x</sub>	0.00031	0.0002	0.00017	0.00004	0.00005
کود اوره Urea	NO <sub>2</sub>	0.17584	0.18616	0.07597	0.01046	0.08458
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	NO <sub>2</sub>	0.00229	0.00308	0.00032	0.00122	0.00109
سوخت دیزلی Diesel fuel	NO <sub>2</sub>	0.00168	0.00154	0.00065	0.0009	0.00079
الکتریسیته Electricity	NO <sub>2</sub>	0.00306	0.00199	0.00173	0.00049	0.00054
کود اوره Urea	CO <sub>2</sub>	405.933	348.537	166.455	232.107	203.669
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	CO <sub>2</sub>	0.00424	0.00569	0.00059	0.00226	0.00202
سوخت دیزلی Diesel fuel	CO <sub>2</sub>	252.2875	232.425	97.5283	135.427	118.581
الکتریسیته Electricity	CO <sub>2</sub>	212.436	137.737	119.898	34.1436	37.7492
کود اوره Urea	CO	249.618	271.581	110.832	145.222	121.64
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	CO	0.00665	0.00892	0.00092	0.00355	0.00317
سوخت دیزلی Diesel fuel	CO	161.322	148.042	62.12	68.295	75.5294
الکتریسیته Electricity	CO	135.309	87.7305	76.3684	21.7475	24.0441
سوخت دیزلی Diesel fuel	CH <sub>4</sub>	0.01605	0.01473	0.00618	0.00858	0.00751

الکتریسیته Electricity	CH <sub>4</sub>	0.00962	0.00623	0.00543	0.00155	0.00171
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	SO <sub>x</sub>	0.00005	0.000067	0.000069	0.00007	0.00004
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	NM VOC	0.00005	0.000067	0.000069	0.000027	0.000024
سوزاندن باقیمانده گیاهی Burning plant residues	CD	0.08773	0.11782	0.01212	0.04684	0.04178
سوخت دیزلی Diesel fuel	SO <sub>2</sub>	0.03154	0.02895	0.1215	0.01687	0.01477



شکل ۱- میانگین شاخص نرمال شده برای ارقام برنج  
Fig. 1- Normalized index for all varieties of rice

تولید محصول برنج بیان شده‌اند. نتایج مطالعه هاسلر (Hosler, 2014) نیز نشان داد که تخلیه منابع فسیلی یکی از مهم‌ترین اثرات زیست‌محیطی در مراحل تولید و حمل‌ونقل کودهای شیمیایی می‌باشد.

در برآورد LCA باید به این نکته توجه نمود که در نظر گرفتن میزان هر اثر بستگی به مقادیر آلاینده آن دارد. از این رو در نظر گرفتن نهاده‌های آلاینده مختلف در هر مطالعه و تعداد ترکیبات منتشرشده هر منبع می‌تواند سبب تفاوت در تعیین اثرات غالب حتی در یک مطالعه شود. بنابراین این مطالعه با تفصیل کامل، نهاده‌های در نظر گرفته‌شده و آلاینده‌های ناشی از آن را معرفی نموده است. در جدول ۶ میانگین شاخص نهایی تخمین زده شده، برای برنج آورده شده است. در ادامه متن مقایسه‌ای در ارتباط با میزان شاخص نهایی برنج با سایر محصولات انجام خواهد گرفت.

اثر گرمایش جهانی متشکل از سه گاز CO<sub>2</sub>، N<sub>2</sub>O، CH<sub>4</sub> می‌باشد. نتایج این مطالعه نشان داد که در بین گازهای تشکیل‌دهنده اثر گرمایش جهانی که شامل (۱۴۶۸/۶) CO<sub>2</sub>، (۱۴۶/۲۸۷) N<sub>2</sub>O،

مورن و همکاران (Mouron et al., 2006) با استفاده از روش LCA به بررسی اثرات زیست‌محیطی سیب (Mentzelia pumila) (Torr. & A. Gray) در نیوزلند پرداخته‌اند، بیش‌ترین اثر مربوط به گروه تأثیر اثر سمیت آب و اتروفیکاسیون بوده است.

در مطالعه هاسلر (Hasler, 2014) که به ارزیابی اثرات کودهای شیمیایی، از مرحله استخراج آن‌ها از مواد خام تا تولید و مصرف آن‌ها در مزارع آلمان می‌پردازد، در مرحله مصرف کود شیمیایی اتروفیکاسیون بیش‌ترین اثر را به همراه داشته است. نتایج مربوط به ابرپاتنه و همکاران (Irarte et al., 2010) در بررسی بر روی محصولات آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.) و کلزا (*Brassica napus* L.) نشان داد که بالاترین اثر زیست‌محیطی مربوط به گروه گرمایش جهانی و اتروفیکاسیون خشکی می‌باشد. آن‌ها مصرف و تولید بیش از حد کود نیتروژن، مصرف سوخت‌های فسیلی در جهت انجام عملیات مختلف خاک‌ورزی را علت پدید آمدن این اثرات معرفی نموده‌اند. در بحث پتانسیل تخلیه منابع، تخلیه‌ی منابع فسفات و آبی، از جمله غالب‌ترین اثرات زیست‌محیطی ناشی از

محصولات نشان می‌دهد که متوسط عملکرد تولید یک‌تن برنج می‌تواند پیامد گرمایش جهانی بیش‌تری را به نسبت سایر محصولات زراعی پدید آورد. در مقابل پتانسیل گرمایش جهانی که برنج ایجاد نموده است به نسبت سایر مطالعات صورت گرفته بر روی محصول برنج کمتر بوده که این خود به سبب عوامل مختلفی چون نیمه مکانیزه بودن مزارع و استفاده از نیروی کار انسانی بیش‌تر در مراحل کشت باشد.

می‌باشند و برحسب کربن دی‌اکسید معادل تخمین زده شده‌اند، کربن دی‌اکسید مهم‌ترین گاز از نظر منشأ ایجاد این اثر می‌باشد. این در حالی است که مطالعات انجام شده در مزارع ژاپن توسط کوجا و تاجیما، هوکازونا و هایاشی (Koga & Tajima, 2011; Hokazono & Hayashi, 2012) نشان داد که گاز متان در مزارع برنج مهم‌ترین عامل برای اثر گرمایش بوده است. هم‌چنین، مقایسه پتانسیل گرمایش جهانی ایجادشده توسط کشت برنج با سایر

جدول ۶- میانگین شاخص نهایی اثرات زیست‌محیطی برنج  
Table 6- The final index means of Rice's environmental impact

گروه تأثیر Impact category	شاخص نهایی Final index	گروه تأثیر Impact category	شاخص نهایی Final index
گرمایش جهانی (kg CO <sub>2</sub> ) Global warming	0.145	اثر سمیت CD بر آب شیرین (kg 1,4-DCB-equiv) Aquatic Eco toxicity, fresh water	0.0392
اسیدیته (kg SO <sub>2</sub> ) Acidification	0.07	تخلیه منابع فسیلی (MJ) Fossil fuel consumption	0.120
اتروفیکاسیون خشکی (kg NO <sub>x</sub> ) Terrestrial eutrophication	0.08	تخلیه منابع فسفات (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) Phosphate consumption	0.896
اکسیداسیون فتو شیمیایی (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) Photochemical oxidation	2.032	تخلیه منابع پتاسیم (kg K <sub>2</sub> O) Potash consumption	0.456
اثر سمیت بر انسان (kg 1,4-DCB-equiv) Human toxicity	0.325	تخلیه منابع آبی (مترمکعب) Water consumption (m <sup>3</sup> )	1.296
اثر سمیت CD بر زمین (kg 1,4-DCB-equiv) Terrestrial Eco toxicity	0.093		

جدول ۷ - مقایسه اثر نهایی گرمایش در تولید یک‌تن از محصولات مختلف  
Table 7- Compares The final effect of heating in the production of one of the various products

نوع محصول Type of product	میزان اثر The amount of effect	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	مطالعه Study
گندم Wheat	0.139	1.043	(Wang et al., 2007)
ذرت Corn	0.066	2.19	(Wang et al., 2007)
برنج Rice	0.22	0.659	(Wang et al., 2010)
پنبه Cotton	0.0025	58.00	(Khojaste pur, 2015)
چغندر قند Sugar beet	0.024	6.041	(Tzilivakis et al., 2005)
برنج Rice	2.9	0.050	(Blengini et al., 2009)
زعفران Saffron	0.12	1.208	(Molafilabi et al., 2013)
پنبه Cotton	3.153	0.045	(Ullah et al., 2015)
برنج Rice	2.97	0.048	(Thanawong et al., 2014)

نسبت غلات بسیار کمتر بوده است. در مقابل اثر اسیدی شدن در هر تن برنج تولیدشده برابر مقدار پتانسیل تولیدی یک‌تن بنه زعفران می‌باشد. در ارتباط با محصولات چوب‌پنبه و سیب‌زمینی (*Solanum tuberosum* L. مقدار پتانسیل اسیدی شدن در محصول برنج تا پنج برابر پنبه هم در مطالعات داخلی تخمین زده شده است.

در پتانسیل اسیدی شدن، سه ترکیب  $\text{NH}_3$ ،  $\text{SO}_2$  و  $\text{NO}_x$  مؤثر می‌باشد که ترکیب  $\text{NH}_3$  مهم‌ترین عامل در شکل‌گیری این اثر شناخته‌شده است. به‌طور متوسط تولید برنج با ارقام مورد مطالعه به-ترتیب انتشار  $\text{NH}_3$ ،  $\text{SO}_2$ ،  $\text{NO}_x$  را به‌میزان ۰/۶۱۴، ۱/۰۲۱ و ۱/۶۳۶ برحسب کیلوگرم دی‌اکسید سولفور را باعث می‌شود. بررسی مطالعاتی که به اثر اسیدی شدن در محصولات مختلف پرداخته‌اند نیز در جدول ۷ آورده شده است. با بررسی جدول زیر می‌توان دریافت که پتانسیل اسیدی شدن در تولید هر تن برنج به

جدول ۸ - مقایسه مطالعات مختلف در اثر پتانسیل اسیدی شدن

Table 8- Compare the different studies on the potential effects of acidification

نوع محصول Type of product	میزان اثر The amount of effect	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	مطالعه Study
گندم Wheat	0.126	0.555	(Wang et al., 2007)
ذرت Corn	0.088	0.795	(Wang et al., 2007)
برنج Rice	0.46	0.125	(Wang et al., 2010)
پنبه Cotton	0.0127	5.511	(Khojaste pur, 2015)
زعفران Saffron	0.07	1	(Mollafilabi et al., 2013)
سیب‌زمینی Potato	0.012	5.833	(Esmaeilpur et al., 2015)
گندم Wheat	0.34	0.205	(Khorramdel et al., 2013)
پنبه Cotton	0.051	1.372	(Ullah et al., 2015)
برنج Rice	0.04	1.75	(Thanawong et al., 2014)

جدول ۹ - مقایسه مطالعات مختلف در اثر پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی

Table 9- Comparison of different studies on the effects of eutrophication Terrestrial eutrophication

نوع محصول Type of product	میزان اثر The amount of effect	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	منبع References
گندم Wheat	0.060	1.33	(Wang et al., 2007)
ذرت Corn	0.078	1.02	(Wang et al., 2007)
پنبه Cotton	0.0210	3.80	(Khojaste pur, 2015)
زعفران Saffron	0.08	1	(Mollafilabi et al., 2013)

سیب‌زمینی Potato	0.015	5.33	(Esmailpur et al., 2015)
پنبه Cotton	0.056	1.42	(Ullah et al., 2015)
برنج Rice	0.08	1	(Thanawong et al., 2014)

با وجود اهمیت اثر سمیت بر زندگی انسان و اکوسیستم (آبی و خشکی) بسیاری از مطالعات خارجی و داخلی که به بررسی ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در محصولات زراعی پرداخته‌اند، از بررسی این اثر صرفه نظر کرده‌اند. در بررسی‌های داخلی نیز مطالعه‌ای که برآورد اثر سمیت را مورد ارزیابی قرار داده باشد، یافت نشد. این مطالعه سه نوع اثر سمیت انسان، آب و زمین را با در نظر گرفتن عامل انتشار کادمیوم مورد ارزیابی قرار می‌دهد. مقایسه‌ای سه اثر با سایر مطالعات در جدول ۹ آورده شده است.

در ایجاد اثر پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی ترکیبات تشکیل‌دهنده‌ای شامل دو گاز  $\text{NO}_x$  و  $\text{NH}_3$  نقش مهمی را ایفا می‌کنند. در این بین  $\text{NH}_3$  نقش مؤثری در تشکیل پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی ( $\text{kg NO}_x$ ) به دنبال داشته است. متوسط میزان انتشار  $\text{NO}_x$  و  $\text{NH}_3$  در این اثر برابر  $0/289$  و  $0/465 \text{ Kg NO}_x$  می‌باشد. اثر پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی را با سایر بررسی‌های انجام پذیرفته پیرامون این اثر را در جدول ۸ بررسی می‌کنیم. پتانسیل اثر اتروفیکاسیون ناشی از برنج بالاتر از محصولات بیان شده در جدول محاسبه شده است.

جدول ۱۰ - مقایسه مطالعات مختلف در اثر پتانسیل سمیت  
Table 10- Compare the different studies of potential toxicity

محصول Product	اثر سمیت بر انسان Human toxicity	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	اثر سمیت بر خشکی Terrestrial eco-toxicity	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	اثر سمیت بر آب Freshwater aquatic eco-toxicity	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	مطالعه Study
گندم Wheat	0.012	27.083	0.006	15.500	-	-	(Wang et al., 2007)
ذرت Corn	0.055	5.900	0.015	6.200	-	-	(Wang et al., 2007)
پنبه Cotton	2.780	0.116	5.448	0.017	1.01	0.038	(Ullah et al., 2015)
برنج Rice	-	-	-	-	0.28	0.14	(Thanawong et al., 2014)

پایین عملکرد دانه، مدیریت نادرست بر نحوه مصرف آب خود می‌تواند از جمله علل دو برابر شدن اثر تخلیه آب در برنج استان گلستان به نسبت چین باشد. در مقایسه اثر فوق با سایر محصولاتی چون چغندر قند (*Beta vulgaris* L.) نشان داد که چغندر قند یک سوم میانگین ارقام برنج، آب مصرف می‌نماید (Mirhaji et al., 2012). برآورد اثر پتانسیل تخلیه منابع فسیلی به ازای تولید یک تن شلتوک برنج نیز نشان داد که میزان مصرف سوخت فسیلی در کشت برنج منطقه کردکوی بسیار بیش‌تر از کشت برنج در شمال چین

در مزارع مورد مطالعه حاضر، اثر تخلیه آب در مقایسه با مطالعات دیگر بیش‌تر اندازه‌گیری شده است. برنج محصولی است که برای تولید آن به منابع آبی فراوانی نیاز است. با این حال میانگین اثر نهایی تخلیه منابع آبی در تولید برنج در کردکوی به نسبت محصول برنجی که در چین توسط وانگ و همکاران (Wang et al., 2010) که بر روی محصول برنج انجام گرفته، بیش‌تر است. نتیجه مربوط به برآورد اثر تخلیه آب نشان می‌دهد که تفاوت در رقم‌های کشت‌شده، نیاز آبی متفاوت هر رقم، مقاومت ارقام در تنش‌های آبی و در نهایت بهره‌وری

شیرودی) به‌طور جداگانه انجام شد. نتایج مربوط به شاخص نهایی (پس از نرمال‌سازی و وزن‌دهی) در شکل ۲ نشان داده شده است. از آن جایی که اعداد مربوط به اثرات مختلف نرمال‌سازی و وزن‌دهی شده‌اند، میزان هر اثر قابل‌مقایسه با یکدیگر می‌باشند.

می‌باشد (Wang et al., 2010).  
اثر پتانسیل تخلیه منابع فسفات و پتاسیم در کشت برنج نسبت به سایر محصولات کشاورزی بسیار بالا است. دلیل این امر آن است که این دو عنصر از اصلی‌ترین عناصر مورد نیاز رشد گیاه برنج می‌باشند. از طرف دیگر بر طبق اظهارات کشاورزان منابع خاک منطقه به لحاظ این دو عنصر غنی نمی‌باشد و این امر باعث می‌شود که کشاورزان سطح بالایی از مصرف این دو کود را داشته باشند.

#### مقایسه ارقام برنج در ایجاد اثرات زیست‌محیطی

محاسبات مربوط به انتشار گازهای فوق در ارقام مختلف دانه بلند مرغوب (طارم هاشمی و طارم سنگی) و ارقام پرمحصول (ندا، فجر و

جدول ۱۱- مقایسه مطالعات مختلف در اثر پتانسیل تخلیه منابع

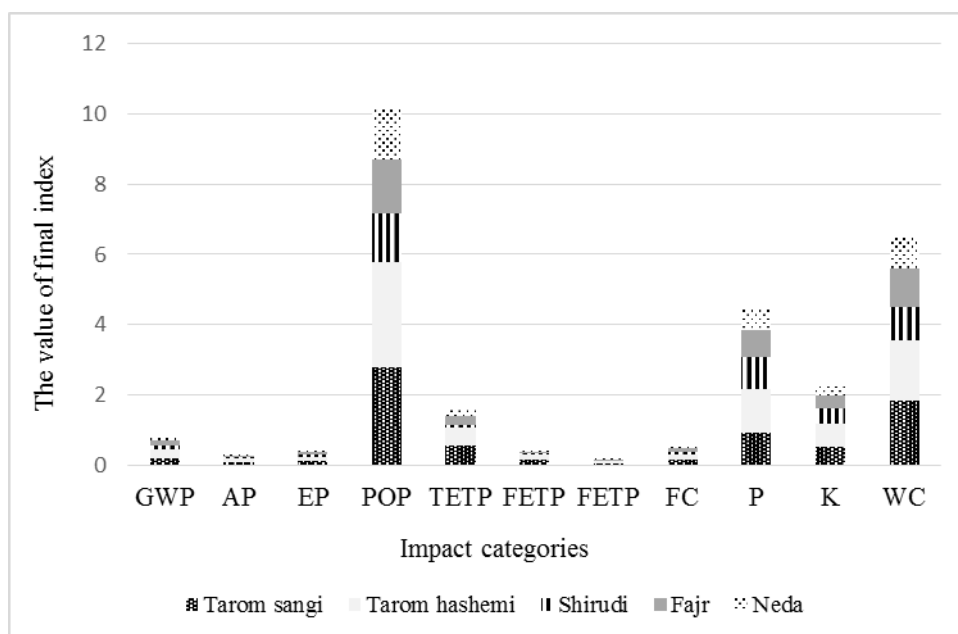
Table 11- Compare the different studies on the potential effects of resource depletion

اثرات Impacts	محصول product	میزان اثر The amount of effect	تفاوت با اثر نهایی برنج The difference with the Final index of rice	مطالعه Study
تخلیه منابع فسیلی Fossil fuel consumption	کیوی Kiwi	0.01	12	(Nikkhah et al., 2016)
تخلیه منابع فسفات Phosphate consumption	کیوی Kiwi	0.4	2.24	(Nikkhah et al., 2016)
تخلیه منابع پتاسیم Potash consumption	کیوی Kiwi	0.03	15.2	(Nikkhah et al., 2016)
تخلیه منابع فسیلی Fossil fuel consumption	پنبه Cotton	0.269	0.44	(Khojaste pur, 2015)
تخلیه منابع فسفات Phosphate consumption	پنبه Cotton	0.0158	56.70	(Khojaste pur, 2015)
تخلیه منابع پتاسیم Potash consumption	پنبه Cotton	0.0004	1140	(Khojaste pur, 2015)
تخلیه منابع آب Water consumption	برنج Rice	0.64	1.98	(Wang et al., 2010)
تخلیه منابع آب Water consumption	چغندر Sugar beet	0.07	18.12	(Mirhaji et al., 2012)

ارقام برنج نشان می‌دهد. در تمامی اثرات بررسی شده در این پژوهش، ارقام دانه بلند مرغوب (طارم سنگی و طارم هاشمی) نسبت به ارقام پرمحصول (شیرودی، فجر و ندا) به دلیل بازمی‌تولید در هکتار همواره دارای اثرات زیست‌محیطی بیش‌تری بوده‌اند.

دامنه شاخص نهایی اثرات در هر پنج رقم مورد بررسی از ۰/۰۰۸۰ تا ۲/۹۷۵ متغیر می‌باشد که بیش‌ترین اثر مربوط به پتانسیل اکسیداسیون فتوشیمیایی در طارم هاشمی و کمترین مقدار در اثر سمیت بر آب در رقم شیرودی می‌باشد.

شکل ۲ مقایسه بین شاخص نهایی در تمامی اثرات را برای کلیه



شکل ۲- بررسی شاخص نهایی اثرات در ارقام برنج  
 Fig. 2- The final index effect on all varieties of rice

شیرودی، فجر و ندا ۱/۰۷، ۷/۷، ۲/۳ و ۲/۶ برابر اثر سمیت بر انسان 1,4-DCB-equiv بر جای می‌گذارد. در سه گروه اثر سمیت مورد بررسی، میزان پتانسیل سمیت برای رقم شیرودی کمترین مقدار بوده است. در کشت این رقم کمترین مقدار کود فسفات مورد استفاده قرار گرفته‌اند که سبب کاهش آلودگی سمیت بر اکوسیستم و انسان شده است.

### نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر به بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید برنج در ارقام مختلف برنج در شهرستان کردکوی، استان گلستان در سال زراعی ۱۳۹۴-۱۳۹۵ پرداخته است. نهادهای آلاینده‌ای که در این مطالعه با استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات مورد استفاده قرار گرفته‌اند شامل: مصرف کودهای شیمیایی (کود اوره، فسفات، پتاسیم و سولفات آمونیوم)، سوخت فسیلی، الکتروسیته، آب می‌باشند. در میان تمامی نهادهای آلاینده، مصرف کود اوره به‌طور مستقیم بالاترین میزان انتشار آلاینده‌ها را به دنبال داشته است. نتایج شاخص نهایی نشان می‌دهد که سه اثر پتانسیل اکسیداسیون فتو شیمیایی، تخلیه منابع آبی و تخلیه منابع فسفات، غالب‌ترین اثرات در یک‌تن شلتوک می‌باشند. برای کاهش اثرات ناشی از تولید برنج می‌توان راهکارهای زیر را پیشنهاد کرد:

در ایجاد اثر پتانسیل گرمایش جهانی، طارم هاشمی بالاترین میزان این اثر را به خود اختصاص داده که نسبت پتانسیل گرمایش جهانی ایجاد شده در رقم طارم هاشمی در مقایسه با ارقام طارم سنگی، شیرودی، فجر و ندا معادل ۱/۰۶، ۲/۱۴، ۱/۸۵، ۲/۰۱ برابر تخمین زده شده است.

بر اساس تخمین‌های انجام شده برای اثر پتانسیل اسیدی شدن، رقم طارم هاشمی بیش‌ترین مقدار پتانسیل اسیدی شدن (kg SO<sub>2</sub>) را به ازای هر تن شلتوک تولیدی را دارا بوده است. رقم طارم هاشمی در مقایسه با سایر ارقام طارم سنگی، شیرودی، فجر و ندا به ترتیب معادل ۱/۱۳، ۲/۴۰، ۲، ۲/۱۳ برابر پتانسیل اسیدی شدن را به دنبال دارد.

تخمین اثر اتروفیکاسیون خشکی (kg NO<sub>x</sub>) به ازای تولید هر تن شلتوک در هر گروه از ارقام برنج نشان داد که رقم طارم هاشمی بیش‌ترین میزان پتانسیل را میان سایر ارقام داشته است. میزان پتانسیل اثر اتروفیکاسیون خشکی طارم هاشمی در مقایسه با ارقام طارم سنگی، شیرودی، فجر و ندا به ترتیب برابر ۱/۱۲، ۲/۳۰، ۱/۹، ۲/۱۰ پتانسیل اتروفیکاسیون خشکی را ایجاد می‌نماید.

بیش‌ترین شاخص طبقه‌بندی برای پتانسیل سمیت بر انسان، زمین و آب به‌ازای تولید هر تن شلتوک برنج مربوط به رقم طارم سنگی ارزیابی شده که بالاترین میزان سمیت را در هر سه گروه دارا است. رقم طارم سنگی در مقایسه با سایر ارقام طارم هاشمی،



ماشین‌آلات را در مزرعه کاهش داد که نتیجه این امر کاهش مصرف سوخت و آلاینده‌های ناشی از مصرف سوخت می‌باشد. باید توجه داشت که استفاده از ماشین‌آلات فرسوده و عدم استفاده از ادوات کشاورزی جدید مثل کمباین‌های برداشت برنج می‌تواند خود عاملی در جهت استفاده نامناسب و غیرضروری از ماشین‌آلات محسوب گردد. با به‌کارگیری ادواتی چون کمباین مخصوص برداشت برنج می‌توان استفاده از ماشین‌آلات دروگر و کمباین غلات جهت جداسازی دانه شلتوک را به یک مرحله کاهش داد. این امر خود سبب کاهش زمان برداشت، هزینه و سهولت کار می‌گردد.

در بین ارقام کشت‌شده در این شهرستان، ارقام دانه بلند مرغوب (طارم هاشمی و سنگی) پیامدهای زیست‌محیطی بالایی را باعث می‌شوند. تولید رقم طارم سنگی و رقم طارم هاشمی اثرات زیست‌محیطی بالایی نسبت به سایر ارقام را ایجاد می‌کند. پیشنهاد می‌شود که در مطالعات آینده شیوه‌های زراعی جدید مانند اصلاحات ژنتیکی برای کاهش این اثرات در رقم طارم سنگی و رقم طارم هاشمی مورد تحلیل و بررسی قرار گیرد.

ارقام دانه بلند مرغوب (طارم هاشمی و سنگی) علی‌رغم پیامدهای زیست‌محیطی بالا و عملکرد تولید پایین‌تری که نسبت به ارقام پرمحصول (شیرودی، فجر و ندا) دارند، به دلیل مرغوبیت و محبوبیتی که از جهت عطر، طعم، بازارپسندی و قیمت دارا هستند؛ موردتوجه شالی‌کاران قرار می‌گیرند. با توجه به موارد ذکرشده و تقاضای این نوع برنج در بازار نمی‌توان سطح زیر کشت این ارقام را تنها به دلیل پیامدهای آلودگی که برجای می‌گذارند، کاهش داد. بلکه بایستی با کنترل و مدیریت نحوه صحیح استفاده از نهاده‌های آلاینده، از پیامدهای ناشی از کشت این ارقام کاست.

از آنجایی که بخش قابل‌توجهی از آلودگی‌های انتشاریافته مربوط به سوزاندن بقایای گیاهی در مزرعه بوده است، جهت کاهش آلودگی پیشنهاد می‌شود راهکارهای جایگزین از جمله استفاده از کاه و کلش به منظور خوراک دام مورد بررسی قرار گیرد. این کار می‌تواند هم به عنوان منبع درآمدی برای کشاورز مطرح گردد و هم سطح آلودگی را کاهش دهد همچنین تشویق کشاورزان به کاشتن ارقام اصلاح‌شده می‌تواند با افزایش عملکرد دانه، تولید کمتری از کاه و کلش را به همراه داشته باشد.

استفاده از کود شیمیایی به‌ویژه کود ازت از پرمصرف‌ترین نهادهای مورد استفاده در کشت برنج می‌باشد. استفاده بالای این نهاده اثرات متفاوتی را بر محیط‌زیست بر جای می‌گذارد. به همین دلیل با در نظر گرفتن این جنبه که ۵۸ درصد مزارع دارای تناوب کشت با سایر محصولاتی چون گندم، جو، باقلا (*Vicia faba* L.)، شبدر (*Lactuca sativa* L.) می‌باشند، پیشنهادی شود که با وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب کشت نیاز مزرعه از کودهای شیمیایی کاهش دهند که خود امکان کاهش انتشار آلاینده‌ها و اثرات ناشی از آن‌ها را باعث می‌شود.

با توجه به این که مصرف سوخت فسیلی از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های موجود در کشت برنج می‌باشند. استفاده بی‌رویه و پی‌درپی ماشین‌آلات در مزرعه شدت انتشار آلاینده‌ها را در مزرعه افزایش می‌دهد. با نظر به این که تناوب کشت برنج با سایر غلات خود عاملی برای افزایش شدت عملیات خاک‌ورزی در زمین می‌باشد. با تخصیص دادن زمین‌های مناسب برای شالی‌کاری و عدم تناوب کشت با محصولاتی چون گندم، جو، کلزا می‌توان میزان استفاده از

## منابع

- Abbasi, M. 2016. Management of Agriculture Golestan Province. <http://www7.irna.ir/fa/News/81661406>. (Accessed 8 Oct 2016). (In Persian)
- Amiri, B. 2015. Head of Department of Crop Sciences, Agriculture and Natural Resources, University of Mazandaran. <http://www.irna.ir/fa/News/81623112>. (Accessed 27 Jun 2016). (In Persian)
- Ashworth, A.J., Taylor, A.M., Reed, D.L., Allen, F.L., Keyser, P.D., and Tyler, D.D. 2015. Environmental impact assessment of regional switchgrass feedstock production comparing nitrogen input scenarios and legume-intercropping systems. *Journal of Cleaner Production* 87: 227-234.
- Bacenetti, J., Pessina, D., and Fiala, M. 2016. Environmental assessment of different harvesting solutions for short rotation coppice plantations. *Science of the Total Environment* 541: 210-217.
- Blengini, G.A., and Busto, M. 2009. The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management* 90: 1512-1522.
- Björklund, A. 2012. Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environmental Impact Assessment Review* 32: 82-

87.

Bojacá, C.R., Wyckhuys, K.A., 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. 2004. 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: 247-264.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. 2002. Impact assessment of abiotic resource consumption conceptual considerations. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7: 301-307.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5: 349-357.

Carlsson-Kanyama, A., Ekström, M.P., and Shanahan, H. 2003. Food and life cycle energy inputs: consequences of diet and ways to increase efficiency. *Ecological Economics* 44: 293-307.

Dastan, S., Soltani, A., Mohammadi, G., and Maddani, H. 2013. Global warming potential of carbon dioxide emissions and energy consumption in the paddy planting. *Journal of Agroecology* 6(4): 823-835. (In Persian with English Summary)

EEA. 2004. [http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/N/nonmethane\\_volatile\\_organic\\_compound](http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/N/nonmethane_volatile_organic_compound) [WWW, visited 13 Feb. 2004].

EMEP, E. 2013. EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency, Copenhagen.

Erdal, G., Esengün, K., Erdal, H., and Gündüz, O. 2007. Energy use and economical analysis of sugar beet production in Tokat province of Turkey. *Energy* 32: 35-41.

Esmailpur, B., Khorramdel, S., and Amin Ghafori, A. 2014. Analysing environmental effects of potato production systems based on of nitrogen fertilizer using life cycle assessment. *Journal of Crop Production* 8: 199-224. (In Persian with English Summary)

FAO, 2003. World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO Perspective. <http://www.fao.org>.

Fiala, M., and Bacenetti, J. 2012. Model for the economic, energy and environmental evaluation in biomass productions. *Journal of Agricultural Engineering* 43: 5.

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., and Klüppel, H.J. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11: 80-85.

Fusi, A., Castellani, V., Bacenetti, J., Cocetta, G., Fiala, M., and Guidetti, R. 2016. The environmental impact of the production of fresh cut salad: a case study in Italy. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21: 162-175.

Gasol, C.M., 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: 543-555.

Ghadiryfar, M., Rosentrater, K.A., Keyhani, A., and Omid, M. 2016. A review of macroalgae production, with potential applications in biofuels and bioenergy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54: 473-481.

Ghorbani, M., Heidari Kamalabadi, R., and Karimi, H. 2010. Assess citizen satisfaction Mashhad urban bus network services. *Journal of Mashhad Study* 3: 25-47. (In Persian with English Summary)

Guinée, J. 2001. Handbook on life cycle assessment-operational guide to the ISO standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6: 255-255.

Hatirli, S.A., Ozkan, B., and Fert, C. 2006. Energy inputs and crop yield relationship in greenhouse tomato production. *Renewable Energy* 31: 427-438.

Hokazono, S., and Hayashi, K. 2012. Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. *Journal of Cleaner Production* 28: 101-112.

Hormozi, M.A., Asoodar, M.A., and Abdeshahi, A. 2012. Impact of mechanization on technical efficiency: A case study of rice farmers in Iran. *Procedia Economics and Finance* 1: 176-185.

Hasler, K., Bröring, S., Omta, S.W.F., and Olf, H.W. 2015. Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy* 69: 41-51.

Hosseini, S.E., Andwari, A.M., Wahid, M.A., and Bagheri, G. 2013. A review on green energy potentials in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 27: 533-545.

- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). National Greenhouse Gas Inventories Programme. Online at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- Iribarren, D., and Vázquez-Rowe, I. 2013. Is labor a suitable input in LCA+ DEA studies? Insights on the combined use of economic, environmental and social parameters. *Social Sciences* 2: 114-130.
- 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* 18: 336-345.
- ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management– Life Cycle Assessment– Principles and Framework.
- Jaruwongwittaya, T., and Chen, G. 2010. A review: renewable energy with absorption chillers in Thailand. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14: 1437-1444.
- Khojastehpour, M., Nikkhah, A., and Hashemabadi, D. 2015. A comparative study of energy use and greenhouse gas emissions of canola production. *International Journal of Agricultural Management and Development* 5: 51-58.
- Khojastepur, M., Taherirad, A., and Nikkhah, A. 2014. Life Cycle Assessment cotton production in Golestan Province based on biomass production, energy and money. *Iranian Journal of Biosystems Engineering* 46: 95-104. (In Persian with English Summary)
- Khorrandel, S., Ghorbani, R., and Amin Ghafari, A. 2013. Compare the environmental impact of production systems in rainfed and irrigated barley using life cycle assessment. *Journal of Plant Production Research* 22: 243-264. (In Persian with English Summary)
- Khoshnevisan, B., Rajaeifar, M.A., Clark, S., Shamahirband, S., Anuar, N.B., Shuib, N.L.M., 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.
- Kirchmann, H., and Thorvaldsson, G. 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy* 12: 145-161.
- Koga, N., and Tajima, R. 2011. Assessing energy efficiencies and greenhouse gas emissions under bioethanol-oriented paddy rice production in northern Japan. *Journal of Environmental Management* 92: 967-973.
- Kooceki, A., Nassiri Mahallati, M., Mahluji rad, M., and Fallahpour, F. 2013. Economic value of wheat production in ecosystems services (*Triticum aestivum* L.) in Khorasan. *Journal of Agroecology* 8: 612- 627. (In Persian with English Summary)
- Koochakvar, M., Noori, M., Egilmez, G., and Tatari, O. 2014. Stochastic decision modeling for sustainable pavement designs. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19(6): 1185-1199.
- Lin, H.C., and Fukushima, Y. 2016. Rice cultivation methods and their sustainability aspects: organic and conventional rice production in industrialized tropical monsoon Asia with a dual cropping system. *Sustainability* 8: 529.
- Liu, C., Zheng, X., Zhou, Z., Han, S., Wang, Y., Wang, K., and Yang, Z. 2010. Nitrous oxide and nitric oxide emissions from an irrigated cotton field in Northern China. *Plant and Soil* 332: 123-134.
- Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., and Stolze, M. 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products—are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149: 193-208.
- 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.
- Mirhaji, H., Khojastepur, M., Abbaspurfard, M., and Mahdavi Shahri, M. 2012. Environmental impact assessment sugar beet production using life cycle assessment (Case study: South Khorasan province). *Journal of Agroecology* 4: 112-120. (In Persian with English Summary)
- Mirhaji, H., Khojastepur, M., Abbaspurfard, M., and Mahdavi Shahri, M. 2013. Environmental impact evaluation wheat production in Iran Marvdasht. *Journal of Natural Environment, Natural Resources* 66: 232-223. (In Persian with English Summary)
- Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., and Nonhebel, S. 2014. Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 30: 724-733.
- Mouron, P., Nemecek, T., Scholz, R. W., and Weber, O. 2006. Management influence on environmental impacts in an apple production system on Swiss fruit farms: combining life cycle assessment with statistical risk assessment.

Agriculture, Ecosystems and Environment 114: 311-322.

National Institute of Statistic. 2012. Report on Economic, Social, Cultural, Golestan Province. <http://www.amar.org.ir>. (In Persian)

Nikkhah, A., Taheri rad, A., Khojastepur, M., Emadi, B., and Peyman, H. 2013. Environmental impact peanut production (*Arachis hypogaea* L.) in Astaneh Ashrafieh, Gilan Province. Journal of Agroecology 6: 373-382. (In Persian with English Summary)

Nikkhah, A., Emadi, B., Soltanali, H., Firouzi, S., Rosentrater, K.A., and Allahyari, M.S. 2016. Integration of life cycle assessment and Cobb-Douglas modeling for the environmental assessment of kiwifruit in Iran. Journal of Cleaner Production 137: 843-849.

Noori, M., Kucukvar, M., and Tatari, O. 2015. A macro-level decision analysis of wind power as a solution for sustainable energy in the USA. International Journal of Sustainable Energy 34: 629-644.

Pang, M., Zhang, L., Wang, C., and Liu, G. 2015. Environmental life cycle assessment of a small hydropower plant in China. The International Journal of Life Cycle Assessment 20: 796-806.

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

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

Sherwani, A.F., and Usmani, J.A. 2010. Life cycle assessment of solar PV based electricity generation systems: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14: 540-544.

Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., and Fixen, P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture, Ecosystems and Environment 133: 247-266.

Soltani, A., Barzgar, A., Kooceki, A., Zinali, A., Ghaemi, A., and Hajar pur, A. 2015. Life Cycle Assessment (LCA) of sugar beet production in Khorasan in different systems. Journal of Crop Production 1: 42-62. (In Persian with English Summary)

Suleiman, R.A., and Rosentrater, K.A. 2014. Techno-economic analysis (TEA) and life cycle assessment (LCA) of maize storage in developing countries. 2014 Montreal, Quebec Canada July 13–July 16, 2014 (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Thanawong, K., Perret, S.R., and Basset-Mens, C. 2014. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. Journal of Cleaner Production 73: 204-217.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., and Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418: 671-677.

Tilman, D., Socolow, R., Foley, J.A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., and Williams, R. 2009. Beneficial biofuels-the food, energy, and environment trilemma. Science 325: 270-271.

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: 101-119.

Ullah, A., Perret, S. R., Gheewala, S. H., and Soni, P. 2016. Eco-efficiency of cotton-cropping systems in Pakistan: an integrated approach of life cycle assessment and data envelopment analysis. Journal of Cleaner Production 134: 623-632.

Veisi, H., Heidari, G., and Sohrabi, Y. 2015. The effect of two species of mycorrhizal fungi and different levels of humic acid and fertilizers on yield and (*Helianthus annuus* L.) yield components of sunflower. Journal of Agroecology 8: 567-582. (In Persian with English Summary)

Wang, M., Wu, W., Liu, W., and Bao, Y. 2007. Life cycle assessment of the winter wheat-summer maize production system on the North China Plain. The International Journal of Sustainable Development and World Ecology 14: 400-407.

Wang, M., Xia, X., Zhang, Q., and Liu, J. 2010. Life cycle assessment of a rice production system in Taihu region, China. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 17: 157-161.

Xia, Y., and Yan, X. 2011. Life-cycle evaluation of nitrogen-use in rice-farming systems: implications for economically-optimal nitrogen rates. Biogeosciences 8: 3159-3168.

Yang, S.S., Lai, C.M., Chang, H.L., Chang, E.H., and Wei, C.B. 2009. Estimation of methane and nitrous oxide emissions from paddy fields in Taiwan. Renewable Energy 34: 1916-1922.

Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., and Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on

yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139: 469-475.

You, H., and Zhang, X. 2016. Ecoefficiency of Intensive Agricultural Production and Its Influencing Factors in China: An Application of DEA-Tobit Analysis. *Discrete Dynamics in Nature and Society*.



## Environmental Impact Assessment of Different Varieties of Rice (*Oryza sativa* L.) Paddy in the Kordkoy

Z. Homayouni<sup>1</sup>, L. Abolhassani<sup>2\*</sup> and M. Sabuhi<sup>3</sup>

Submitted: 21-0-2017

Accepted: 07-10-2017

Homayouni, Z., Abolhassani, L., and Sabuhi, M. 2018. Environmental impact assessment of different varieties of rice paddy in the Kordkoy. Journal of Agroecology. 10(2): 580-602.

### Introduction

Agriculture is one of the most important effective sections toward the environment. One of the agricultural activities impact on the environment can be issues such as nitrate leaching to groundwater and surface resources, soil salinization, acidification and greenhouse gas emissions. Planting rice is an activity that causes a significant amount of pollution. Rice can be counted as an essential grain all over the world. In Iran, rice is the second most important crop after wheat, which is part of the main items of household consumption basket. Per capita consumption of rice in the country is 100 grams per day and Iran is ranked 13<sup>th</sup> in the world rice consumption. As the farmers are unaware and mostly ignorant of the fact, they use an inordinate amount of primary inputs like chemical fertilizers that are detrimental to the environment. Noticing the importance and strategic role of this product, hereby this study investigated the environmental effects of rough rice of different kinds (Tarim hashemi, Tarom sangi, Neda, Fajr and Shirudi) by evaluating the cycle of life.

### Materials and Methods

The area in this study is located in Kordkuy, Golestan. The sampling is done by random interviews with the farmers. LCA method was used according to the extent of natural factors in order to analyze the defective consequences due to use of the resources. By identifying the utilized elements, energy, material in the production procedure, the effects and defects can be estimated. Using this method, one can evaluate the potential effects on global warming, acidity, Terrestrial Eutrophication Potential, photochemical oxidation, and the toxicity effect on human (caused by Cadmium in phosphate), Terrestrial Eco toxicity potential, Aquatic Eco toxicity, fresh water potential, Fossil fuel consumption, Phosphate consumption, Potash consumption, and Water Consume.

### Results and Discussion

Chemical fertilizers (like urea, potassium, phosphate), fossil fuels, water and electricity are the causes of the pollution on the farms in this study. Using these inputs creates contaminants that can be categorized as nitrogen (N), carbon (C), sulphur (S), and phosphorus (P). Among all the inputs Nitrogen fertilizers is the most important factor to spread the mission of air pollutants. The estimated environmental effects in planting rice show that photochemical oxidation potential has the highest effect on producing rice. Moreover, depletion of phosphate and water resources are the other important effects as the result of planting rice. On average three effective factors like photochemical oxidation potential, depletion of phosphate and water resources are evaluated as 2.033, 1.296, and 0.896, respectively. And some other environmental effects like acidity, Terrestrial Eutrophication Potential, toxicity of water have the least destructive effects on average. Among all the other figures, Tarim hashemi and Tarom sangi figures have the highest range of creating pollution estimated as 1 ton rough rice per hectare and the least is determined to be a figure related to Neda variate. The final indicator shows the range of this variation from 0.0080 to 2.975. The most photochemical oxidation potential is attributed to Tarim hashemi and the least toxicity effect on water is recognized by the figures in Shirudi. In all the investigated effects in this study, the long-grain rice figures (Tarim hashemi, Tarom sangi) were shown to have more detrimental effects compared to productive igrues (Neda, Fajr and Shirudi) since it has less output.

1, 2 and 3- MSc Student of Agricultural Economics, Assistant Professor, Professor, Department of Agricultural Economics, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran, respectively.

(\*- Corresponding author Email: l.abolhassany@gmail.com)

## Conclusion

The results of the study show that the figures with the highest output in production (Neda, Fajr and Shirudi) although has used more of the inputs , could spread less pollution in the estimate of 1 ton rough rice per hectare. By planting varieties that produce higher yields the amount of pollution reduced, can be reduced. Also, in order to reduce the amount of pollution, controlling the inputs can decrease the amount of pollution. The biggest pollutants such as nitrogen fertilizers that can be replaced by fertilizers such as stabilizers Nitrogen plants. This solution may reduce the emissions of pollutants from nitrogen fertilizers on the farm.

**Keywords:** Classification impacts, Environmental hazards, Evaluating the cycle of life, Indirect effects of Nitrogen, Spreading the pollution