Iranian Journal of Soil and Water Research ISNN: 2423-7833
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

Evaluation of Environmental Impacts and Economic Performance of Agricultural Water Distribution and Consumption Systems in Sefidrood Irrigation and Drainage Network

Somaye Janatrostami[1]✉, Seyyed Kave Sadeghpour[2]
1. Corresponding Author, Department of Water Engineering, College of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran. Email: janatrostami@guilan.ac.ir
2. Department of Water Engineering, College of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran. Email: kave.sadeghpour@gmail.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Jan. 4, 2022

Revised: Apr. 22, 2022

Accepted: Sep. 13, 2022

Published online: Oct. 23, 2022

Keywords:
Eco-Efficiency,
Agricultural water systems,
Environmental impact,
Economic performance.

ABSTRACT

This study was done in Sefidrood Irrigation and Drainage Network. Paddy rice and tea gardens were selected as agricultural products. The environmental performance of the system was evaluated by selected environmental impacts categories such as climate change, Eutrophication, etc. Economic performance was also determined by using the total added value of the system's final products, according to water use and the adopted management practices. Finally, the value of area vulnerability was evaluated by assessing the eco-efficiency of these categories. The results showed that the most important environmental impact categories were climate change, human toxicity, aquatic eco-toxicity, and fossil fuels depletion because of high use of fertilizers and chemical pesticides, the combustion of diesel fuels in agricultural machinery and water pumps. So that the ratio percentage of the mentioned parameters were 48.9, 47.9, and 2.4% of the impact values of the climate change group, respectively. Furthermore, type I, II, and III indexes were defined for the environmental impact assessment of tea and rice, by which the tea indices were accordingly higher than those of rice due to their higher environmental impacts. For example, in the climate change group, the ratio of type I, II, and III indexes of tea to rice was calculated to be 1.4, 4.2, and 2.7, respectively. In addition, the economic performance of rice per hectare was approximately 70% more than the one of tea, however, the economic performance per cubic meter of water consumption in rice was only 8% more than the one in tea, due to high water consumption. Finally, the comparison of eco-efficiency indexes of different groups showed that the lowest eco-efficiency was obtained for climate change and fossil fuels depletion. In addition, the analysis showed that despite of the greatest environmental impacts of rice, the highest eco-efficiency index was related to rice due to higher economic performance compared to tea.

Cite this article: Janatrostami, S., & Sadeghpour, S. K. (2022). Evaluation of environmental impacts and economic performance of agricultural water distribution and consumption systems in Sefidrood irrigation and drainage network. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 53 (8), 1937-1955.
© The Author(s).
Publisher: University of Tehran Press.
DOI: http//doi.org/ 10.22059/ijswr.2022.336826.669175

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۳، شماره ۸ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و عملکرد اقتصادی سامانه‌های توزیع و مصرف آب کشاورزی در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

سمیه جنت‌رستمی[1]✉، سید کاوه صادق‌پور[2]

۱. نویسنده مسئول، گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران، ایمیل: janatrostami@guilan.ac.ir

۲. گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران، ایمیل: kave.sadeghpour@gmail.com

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۱۴
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۲/۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۶/۲۲
تاریخ انتشار: ۱۴۰۱/۸/۱

واژه‌های کلیدی:
اکو-بهره‌وری،
سامانه‌های آب کشاورزی،
اثرات زیست‌محیطی،
عملکرد اقتصادی.

چکیده

این مطالعه در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود انجام شد. شالیزارهای برنج و باغات چای به عنوان محصولات کشاورزی مورد بررسی انتخاب شدند. عملکرد زیست‌محیطی با مجموعه‌ای از موضوعات زیست‌محیطی از جمله تغییر اقلیم، تغذیه‌گرایی و غیره ارزیابی شد. عملکرد اقتصادی نیز با استفاده از کل ارزش افزوده محصولات نهایی سیستم اندازه‌گیری شد. در نهایت، با ارزیابی شاخص اکو-بهره‌وری موضوعات تاثیرگذار زیست‌محیطی، سیستم مورد مطالعه ارزیابی شد. نتایج نشان داد که مهم‌ترین موضوعات تأثیرگذار زیست‌محیطی، تغییرات آب و هوایی، سمیت انسانی، سمیت زیست‌محیطی آبزیان و کاهش سوخت‌های فسیلی به دلیل استفاده زیاد از کودها و آفت‌کش‌های شیمیایی، احتراق سوخت دیزل در ماشین‌آلات کشاورزی و پمپ‌های آب است. به طوری که، سهم هر یک از پارامترهای نامبرده به ترتیب ۴۸/۹، ۴۷/۹ و ۲/۴ درصد در مقدار اثرات موضوع تغییر اقلیم بدست آمد. علاوه بر این، در ارزیابی اثرات زیست‌محیطی دو محصول چای و برنج شاخص‌های نوع I، II و III تعریف شد که با توجه به مقادیر بدست آمده به طور کلی به دلیل بالاتر بودن اثرات زیست‌محیطی باغات چای نسبت به شالیزارهای برنج، شاخص‌های نوع I، II و III باغات چای بیشتر از شالیزارهای برنج بدست آمد. به عنوان مثال در موضوع اثرات تغییر اقلیم، نسبت شاخص نوع I، II و III چای به برنج به ترتیب ۱/۴، ۴/۲ و ۲/۷ محاسبه شد. علاوه بر این، سود اقتصادی محصول برنج در هر هکتار تقریباً ۷۰ درصد بیشتر از چای بوده است، اما سود اقتصادی به ازای هر مترمکعب مصرف آب برنج به دلیل مصرف بالای آب در برنج، تنها ۸ درصد بیشتر از چای بوده است. در نهایت، مقایسه شاخص‌های اکو-بهره‌وری موضوعات مختلف نشان داد که کمترین شاخص اکو-بهره‌وری برای تغییر اقلیم و کاهش سوخت‌های فسیلی به‌دست آمد. علاوه بر این، آنالیزها نشان داد که علی‌رغم بیشترین اثرات زیست‌محیطی شالیزارهای برنج، به دلیل سود اقتصادی بالاتر نسبت به چای، بیشترین شاخص اکوبهرهوری مربوط به شالیزارهای برنج است.

استناد: جنت‌رستمی، سمیه؛ صادق‌پور، سیدکاوه. (۱۴۰۱). ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و عملکرد اقتصادی سامانه‌های توزیع و مصرف آب کشاورزی در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود. *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۳ (۸)، ۱۹۵۵-۱۹۳۷.

DOI: http//doi.org/10.22059/ijswr.2022.336826.669175

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

مقدمه

آب یکی از منابع مهم و اساسی در کشاورزی است. مدیریت پایدار منابع آب در فعالیت‌های کشاورزی نقش اساسی در پایداری محصولات کشاورزی و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها دارد. از این رو ، فعالیت‌های کشاورزی علاوه بر اینکه باید کارآمد و سازگار با محیط زیست باشد، باید در دسترس ذینفعان باشد و منجر به بهبود دسترس‌پذیری مواد غذایی شود (Pretty, 2008). بنابراین، فعالیت‌های جدید کشاورزی باید با استفاده از رویکردی ارزیابی شود که شامل همه تعاملات بین فرآیندهای مختلف مربوط به سیستم استفاده از آب کشاورزی باشد.

مفهوم اکو- بهره‌وری[1] (EE) در سال ۱۹۹۲ توسط Schaltegger and Sturn برای اولین بار به صورت مطالعات دانشگاهی مطرح شد (Willard, 2002)، پس از آن در بین محققان به محبوبیت زیادی دست یافت و به طور گسترده در دنیای تجارت نیز مورد استفاده قرار گرفت (Jollands et al., 2004). بررسی مطالعاتی که تاکنون در این زمینه انجام شده است نشان داد که تاکنون از این مفهوم در تولید محصولات کشاورزی (Cerutti et al., 2013; Quariguasi-Frota-Neto and Bloemhof, 2012)، شرکت‌های اقتصادی (Hahn et al., 2010) و بخش‌های صنعتی (Oggioni et al., 2011; Wang et al., 2011) استفاده شده است. پیشوند "اکو" در اکو- بهره‌وری بیانگر عملکرد اقتصادی و اکولوژیکی است. بنابراین، اکو- بهره‌وری ارزش اقتصادی را به همراه اثرات اکولوژیکی نشان می‌دهد و به صورت ارزش اقتصادی هر فعالیت کشاورزی تقسیم بر اثرات زیست‌محیطی آن فعالیت محاسبه می‌شود (Rüdenauer et al., 2005). ترکیب معیارهای اقتصادی و زیست‌محیطی برای ارزیابی پایداری سیستم کشاورزی ضروری است. تحقیقاتی که اخیرا انجام شده است عمدتا بر روی ادغام جنبه های اقتصادی و زیست‌محیطی با استفاده از ارزیابی اکو-بهره‌وری متمرکز شده است. به دلیل قابلیت این روش در ارائه عملکرد زیست‌محیطی و اقتصادی محصولات و منابع ورودی به سیستم، اکو-بهره وری به عنوان معیاری برای آنالیز پایداری سیستم کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد که منجر به تولید ارزش بیشتر با کمترین اثرات زیست‌محیطی، افزایش تولیدات کشاورزی و بهبود امنیت غذایی می‌شود (Canaj et al., 2021; Park et al., 2010; Keating et al., 2010). بنابراین ارزیابی اکو-بهره‌وری زنجیره تامین مواد غذایی، سیاست‌های مدیریت منابع و اقدامات زراعی از نظر حفظ منابع طبیعی از اهمیت بالایی برخوردار است. در این راستا، تفکر چرخه زندگی به عنوان یک مفهوم کلیدی در آنالیز سیستماتیک روش‌های کشاورزی به شمار می‌رود (Todorovic et al., 2018). اگرچه هیچ شاخص استانداردی برای اندازه گیری مقادیر اقتصادی و زیست‌محیطی وجود ندارد (Koskela and Vehmas, 2012)، اما روش ارزیابی چرخه زندگی[2] (LCA) اغلب برای محاسبه اثرات زیست‌محیطی استفاده می‌شود (ISO, 2006) و همه موضوعات بین‌المللی شاخص‌های اکو-بهره وری را با ارزیابی چرخه زندگی و هزینه چرخه زندگی[3] (LCC) ارزیابی می‌کنند (Müller and Sturm, 2001). تاکنون LCA به طور گسترده در ارزیابی محصولات کشاورزی مانند گوجه فرنگی (Page et al., 2012; Canaj et al., 2020)، چغندرقند (Brentrup et al., 2001) ، گندم زمستانی (Brentrup et al., 2004)، گندم الجزایری (Todorovic et al., 2018)، زیتون (Fotia et al., 2021)، باغات انگور (Canaj et al., 2021) و محصولات لبنی مانند شیر یا پنیر (Cederberg and Mattsson, 2000) استفاده شده است.

بسیاری از شاخص‌های ساده مانند تولید ناخالص داخلی[4] (GDP) در برابر انتشارات دی‌اکسیدکربن (CO_2)، مصرف آب در مقیاس کلان، واحد تولید در واحد فاضلاب و فشار زیست‌محیطی در مقیاس خرد (Gomez-Limon et al., 2012; Koskela and Vehmas, 2012) برای ارزیابی تغییرات سیستمی و ارتباط با ذینفعان ناهمگن از طریق کل زنجیره ارزش یک فرآیند تولید/خدمات قابل استفاده نیستند (Todorovic et al., 2016). بنابراین، برای بررسی رفتار پویای یک سیستم محصول/خدمات، ارزیابی در مقیاس خرد نیاز به تمرکز بر تعامل بین مقیاس خرد و کلان دارد (Todorovic et al., 2016). معیار اکو-بهره‌وری در مقیاس خرد شامل کل زنجیره ارزش و کلیه ذینفعان اصلی است و می‌تواند برای ارزیابی تعاملات و ناهمگنی بین سیستم‌های مختلف تولید، صنایع و بازیگران مورد استفاده قرار گیرد (Levidow et al., 2016). برای حمایت از مدیریت کارآمدتر آب می‌توان با ترکیب مزایای گسترده زیست‌محیطی برای جامعه و مزایای اقتصادی برای کشاورزان در سیستم آب کشاورزی تبادل دانش پیوسته‌ای را ایجاد کرد (Levidow et al., 2014b). ارزیابی اکو- بهره‌وری یک سیستم مصرف آب و تخمین بهبود مورد انتظار اکو-بهره‌وری با توجه به اقدامات/فن‌آوری‌های جدید، موضوع چالش برانگیزی از نظر

---

1 Eco-Efficiency
2 Life Cycle Assessment
3 Life Cycle Costing
4 Gross Domestic Product

مفهومی و روش‌شناختی است. این روش دیدگاه جدیدی در سامانه‌های مصرف آب است که تجزیه و تحلیل پارامترهای زیست‌محیطی و اقتصادی سامانه و توصیف چگونگی ارتباط و تبادلات این دو پارامتر را انجام می‌دهد. به دلیل پیچیده بودن تعیین تبادلات زیست‌محیطی و اقتصادی، در محاسبات و فهم آسان‌تر ارتباطات بین این دو پارامتر از ابزارهای SEAT[1] (ابزار تجزیه و تحلیل زیست‌محیطی) و EVAT[2] (ابزار ارزیابی اقتصادی سیستم) استفاده می‌شود. این ابزارها، دو دیدگاه زیست‌محیطی و اقتصادی را در یک چارچوب مدل‌سازی ترکیب می‌کنند. تاکنون محققان زیادی از این رویکرد در ارزیابی اکو-بهره‌وری سیستم‌های آبی کشاورزی، شهری و صنعتی استفاده کردند (Levidow et al., 2014a; Levidow et al., 2014b; Levidow et al., 2016; Todorovic et al., 2016; Mehmeti et al., 2016 and Arampatzis et al., 2016; Canaj et al., 2022; Abbi-Saab et al., 2019; Canaj et al., 2019; Fotia et al., 2021; Todorovic et al., 2018).

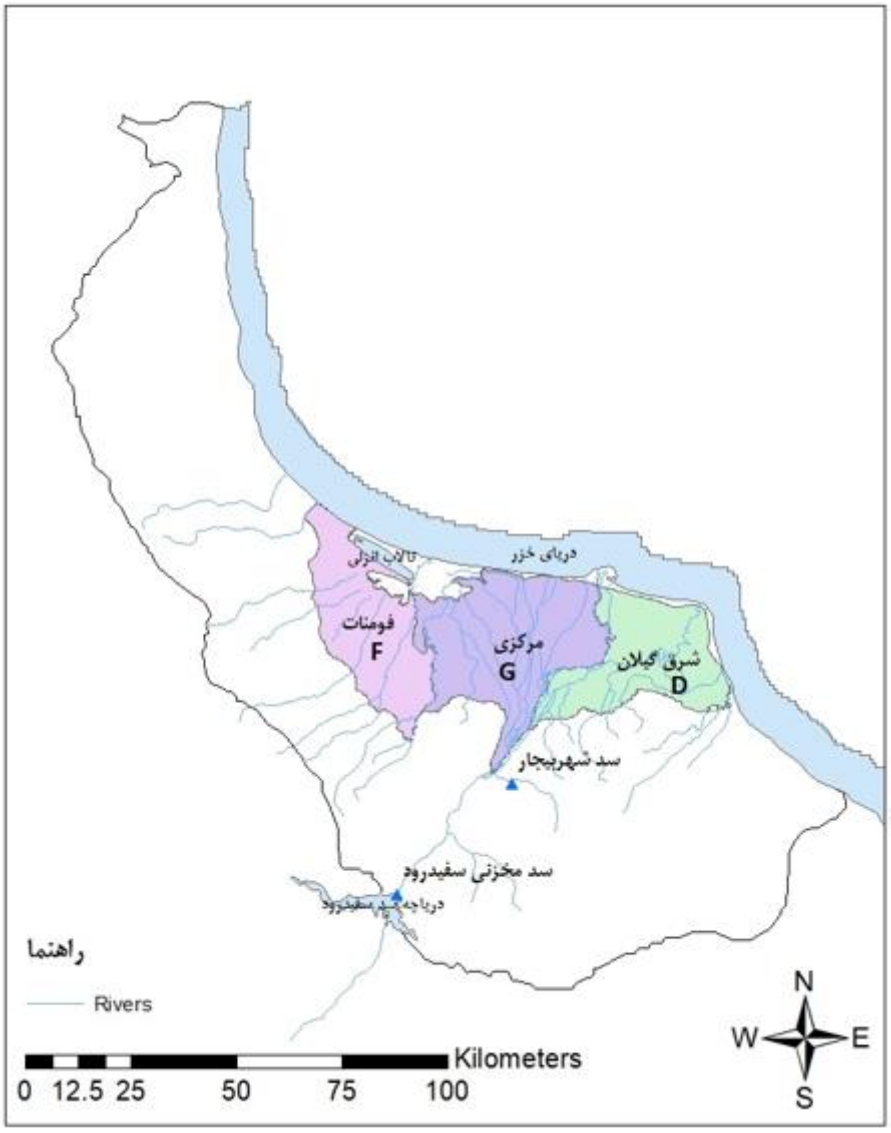
مطالعات انجام شده در مورد استفاده از روش LCA و ارزیابی شاخص اکو-بهره‌وری در سیستم کشاورزی نشان داد که تاکنون این ارزیابی در مقیاس شبکه آبیاری در ایران انجام نشده است، بنابراین در این مطالعه برای ارزیابی اکو-بهره‌وری سیستم مصرف آب کشاورزی در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود واقع در شمال ایران از روش LCA و محاسبه شاخص اکو-بهره‌وری استفاده شد. با توجه به موارد ذکر شده، هدف اصلی این مطالعه، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و اقتصادی و عملکرد اکو-بهره‌وری مربوط به زنجیره ارزش آب در شبکه آبیاری است که این تجزیه و تحلیل در مقیاس واقعی منطقه، شامل زنجیره تامین و مصرف آب است و می‌تواند ارتباط بین عملگرهای غیرهمگن را مورد بررسی قرار دهد. در این روش، عملکردهای زیست‌محیطی با استفاده از شاخص‌های مبتنی بر LCA ارزیابی می‌شود در حالی‌که، عملکرد اقتصادی با استفاده از کل ارزش افزوده ناشی از مصرف آب و روش‌های مدیریتی اتخاذ شده محاسبه می‌شود.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود در ساحل غربی دریای خزر در استان گیلان با احداث سد مخزنی سفیدرود به گنجایش ۱۸۰۰ میلیون مترمکعب از سال ۱۳۴۰ اجرایی شد. مساحت این شبکه در حال حاضر حدود ۱۸۹۰۰۰ هکتار است که از سه ناحیه آبیاری فومنات (F)، مرکزی (G) و شرق گیلان (D) تشکیل شده است. رودخانه سفیدرود به عنوان منبع اصلی تامین آب شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود بوده که آب رها شده از سد سفیدرود توسط سدهای انحرافی و همچنین کانال‌های منشعب از آن‌ها، به نواحی مختلف شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود منتقل می‌شود. در این مطالعه بعد از مقایسه سطح زیرکشت محصولات مختلف در سه ناحیه آبیاری شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود، دو محصول برنج و چای مورد بررسی قرار گرفت. موقعیت منطقه مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است. آب مورد نیاز اراضی واقع در شبکه از منابع آب‌های زیرزمینی و سطحی تامین می‌شود. آب‌های زیرزمینی از طریق پمپاژ از چاه‌های حفر شده در این مناطق بدست می‌آید که از طریق پمپ‌های برقی و دیزلی پمپاژ می‌شود و آب‌های سطحی علاوه بر رودخانه‌های محلی و آب‌بندان‌ها از طریق سد مخزنی سفیدرود با استفاده از سدهای انحرافی و همچنین کانال‌های منشعب از آن‌ها، به نواحی مختلف شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود انتقال داده می‌شود. برای مشخص کردن سطح زیرکشت برنج و چای در هر ناحیه از اطلاعات سازمان جهاد کشاورزی استفاده شد که در جدول ۱ آورده شده است. درصدهای ذکر شده در جدول نسبت به مساحت کل ناحیه آبیاری است.

1 Systemic Environmental Analysis Tool
2 Economic Value chain Analysis Tool



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه

جدول ۱- سطح زیرکشت محصولات منتخب در نواحی عمرانی

نام محصول	سطح زیر کشت در ناحیه آبیاری D		سطح زیر کشت در ناحیه آبیاری G		سطح زیر کشت در ناحیه آبیاری F	
	هکتار	درصد	هکتار	درصد	هکتار	درصد
برنج	۵۴۵۵۵	۶۶	۷۸۵۰۳	۶۶	۵۶۷۷۵	۶۷
چای	۱۵۵۳/۴۱	۱/۹۰	۱۰۰/۴۸	۰/۰۸	۸۴۱/۶۹	۱
مساحت کل	۸۱۶۱۵		۱۱۸۲۵۰		۸۴۳۱۴	

چارچوب روش

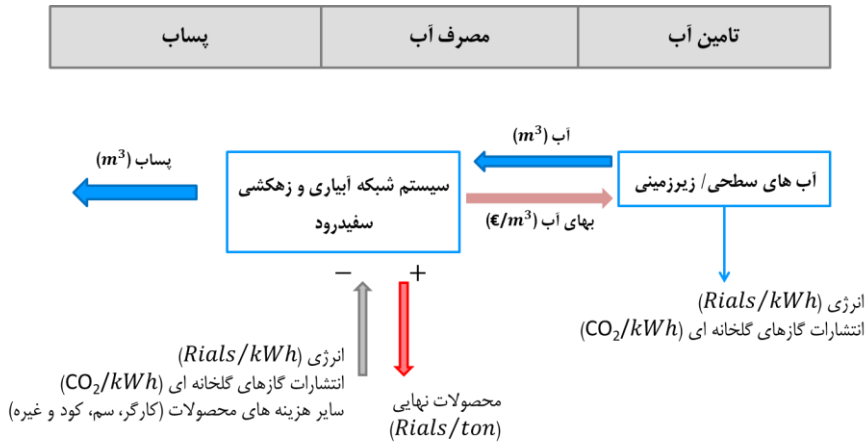
روش مورد استفاده برای ارزیابی سیستم مورد مطالعه، بر اساس ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و عملکرد اکو-بهره‌وری در زنجیره ارزش آب است. این روش بر مبنای سیستم است و تفاوت آن با روش‌های دیگر (مانند روش‌هایی بر مبنای محصول) در بکارگیری ارزیابی چرخه زندگی (LCA) است (Brentrup et al., 2004; Pelletier et al., 2008). گام های اصلی این روش شامل آنالیز سیستم فیزیکی، رسم زنجیره ارزش آب و محصولات تولید شده و ارزیابی اکو-بهره‌وری سیستم فعلی منطقه است. ارزیابی اکو-بهره‌وری، ابزاری کمی است که با استفاده از آن اثرات زیست‌محیطی در منطقه مورد مطالعه با توجه به ارزش محصولات کشاورزی تولید شده مورد بررسی قرار می‌گیرد.

اثرات زیست‌محیطی با استفاده از روش ارزیابی چرخه زندگی (LCA) که بر اساس ایجاد فهرستی از جریان‌های اولیه (انرژی مصرفی،

منابع ورودی و خروجی‌های زیست‌محیطی) است که امکان ارزیابی اثرات چرخه زندگی[1] (LCIA)، تعریف و ارزیابی پتانسیل اثرات زیست محیطی مربوط به ورودی‌ها و خروجی‌های تعریف شده را ممکن می‌سازد. ارزیابی ارزش با توجه به چرخه کامل زندگی یک سیستم محصول، برحسب واحدهای پولی تعریف می‌شود و برای تعیین عملکرد اقتصادی از کل ارزش افزوده[2] (TVA) استفاده می‌شود. در پایان، کمی‌سازی اکو-بهره‌وری به صورت نسبتی از "ارزش اقتصادی ایجاد شده" به "اثرات زیست‌محیطی" بیان می‌شود (Schaltegger et al., 2003). آنالیز مورد بررسی بر اساس ابزارهای مدل‌سازی جدیدی به نام Systemic Environmental Analysis Tool (SEAT) و Economic Value chain Analysis Tool (EVAT) انجام می‌شود که توسط تیم تحقیقاتی EcoWater ارائه شده است (EcoWater, 2014).

اثرات زیست‌محیطی

سیستم کشاورزی در سه ناحیه F، G و D شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود شامل سه مرحله تامین آب، مصرف آب و اثرات زیست‌محیطی (پساب) است. هر یک از مراحل نامبرده شامل چند فرآیند است، مرحله تامین آب شامل چهار منبع تامین آب به صورت آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی است که آب‌های سطحی از طریق سه روش انتقال مستقیم آب از سد سفیدرود به سیستم شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود و توزیع آن در نواحی آبیاری، بهره‌برداری مستقیم از رودخانه‌های محلی و آب‌بندان‌ها تخصیص داده می‌شود. در منابع آب‌های زیرزمینی، این آب‌ها از طریق پمپاژ مستقیم از چاه‌ها مورد استفاده کشاورزان (کاربران) قرار می‌گیرند. مرحله دوم، مرحله مصرف آب توسط کشاورزان برای کشاورزی در شالیزارهای برنج و باغات چای است که برای تولید هر یک از این محصولات، علاوه بر مصرف آب، به موارد دیگری مانند انرژی، سموم و کودهای کشاورزی و غیره نیاز دارند. در مرحله سوم، اثرات زیست‌محیطی تولید محصولات کشاورزی مورد بررسی قرار می‌گیرد. این اثرات می‌تواند اثرات منفی ناشی از بقایای مواد مصرفی کشاورزی در محیط زیست باشد، مانند انتشارات نیتروژن و فسفر ناشی از مصرف کودهای کشاورزی، انتشار گازهای گلخانه‌ای در اثر مصرف انرژی، کاربری اراضی و ورود پساب‌های آلوده به سموم مصرفی و کودها به منابع آب سطحی و زیرزمینی و خاک‌ها باشد که اکوسیستم پایین‌دست را به مخاطره می‌اندازد. اثر متقابل بین عملگرها و مراحل و فرآیندهای بین آن‌ها در سیستم کشاورزی نواحی آبیاری واقع در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود در شکل ۲ آورده شده است.

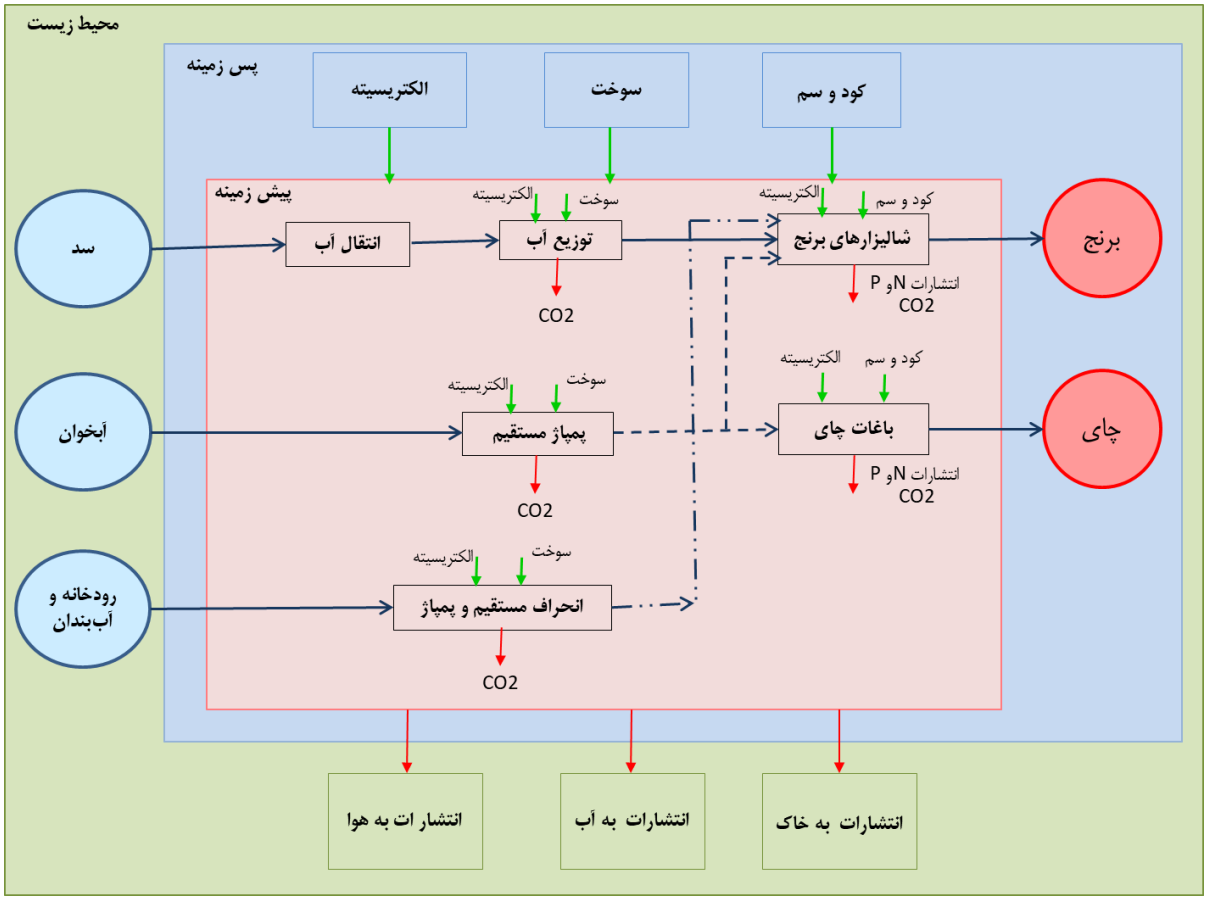


شکل ۲- مراحل، فرآیندها و عملگرهای زنجیره تامین آب در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

در ارزیابی زیست‌محیطی و اکو-بهره‌وری با استفاده از رویکرد چرخه زندگی در زنجیره تامین آب، اثرات زیست‌محیطی منابع و مواد ورودی به سیستم، مصرف انرژی و کودها و سموم مصرفی در کشاورزی مورد بررسی قرار می‌گیرد (شکل ۳). با توجه به مرزهای سیستم مورد استفاده در LCA، تجزیه و تحلیل‌ها بر اساس تئوری "گهواره تا گور[3]" انجام می‌شود که در آن چرخه زندگی محصولات به‌صورت جزئی بررسی می‌شود، مانند شروع از استخراج منابع ورودی (گهواره) تا نقطه‌ای که محصولات از مرزهای سیستم کشاورزی خارج می‌شود

1 Life Cycle Impact Assessment
2 Total Value Added
3 cradle to grave

(قبل از مصرف). بنابراین در این ارزیابی‌ها مصرف محصولات تا پایان زندگی آن بررسی نمی‌شود. خلاصه ای از مهمترین داده‌های کشاورزی در جدول‌های ۲ تا ۴ ارائه شده است. شایان ذکر است این مقادیر با توجه به گزارشات شرکت سهامی آب منطقه‌ای و جهاد کشاورزی استان گیلان استخراج شده است.



شکل ۳- دیاگرام چرخه زندگی در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

جدول ۲- داده های مربوط به کشاورزی

پارامترها	برنج			چای		
ناحیه آبیاری	F	G	D	F	G	D
مساحت (ha)	۵۶۷۷۵	۷۸۵۰۳	۵۴۵۵۵	۸۴۱/۶۹	۱۰۰/۴۵	۱۵۵۳/۴۱
راندمان آبیاری (٪)	۵۰	۴۲	۴۳		۵۰	
نیاز خالص آبیاری (m^3/ha)		۴۵۹۰			۲۸۰۰	
کود مصرفی (kg/ha)		۴۵۰			۱۴۰۰	
انرژی مصرفی وسایل نقلیه (kW)		۱۰۳۹/۵			۱۵۳۸/۱	
نیروی کار (hr)		۸۵۰			۳۴۰۴	

جدول ۳- سموم و آفت‌کش‌های مورد استفاده در منطقه

محصولات	فیبرونیل (kg/ha)	کارتاب هیدروکلراید (kg/ha)	دیازینون ۶۰٪ (l/ha)	دیازینون ۱۰٪ (kg/ha)
برنج	۴۰	۳۰	-	۲
چای	-	-	۱/۵	-

جدول ٤- کودهای مورد استفاده در منطقه

محصولات	اوره (kg/ha)	کلراید پتاسیم (kg/ha)	فسفات (kg/ha)	سولفات منیزیم پتاسیم (kg/ha)	دلومیت (kg/ha)
برنج	۲۰۰	۲۰۰	۵۰	-	-
چای	۸۰۰	-	۱۰۰	۳۰۰	۲۰۰

ارزیابی اقتصادی

برای تعیین زنجیره ارزش اقتصادی در عملگرهای سامانه مدل‌سازی شده در SEAT و تعاملات بین آن‌ها، ابزار مدل‌سازی EVAT، به SEAT اضافه شده است. نرم‌افزار EVAT، کل ارزش افزوده مصرف آب و خروجی اقتصادی خالص را برای هر عملگر محاسبه می‌کند. این نرم‌افزار، بر اساس مدل توسعه داده شده در SEAT ساخته می‌شود و اطلاعات اقتصادی را از کاربر دریافت می‌کند. به عبارت دیگر، ابتدا مدل تهیه شده در SEAT، در نرم‌افزار EVAT فراخوانی می‌شود و ارزش اقتصادی هر یک از فعالیت‌ها، ورودی‌ها و خروجی‌های سامانه توسط کاربر تعیین می‌شود. در پایان، با استفاده از معادله‌های ۱، ۲ و ۳، کل ارزش افزوده[1] (TVA) و خروجی اقتصادی خالص عملگرها تخمین زده می‌شود. عملکرد اقتصادی یک عملگر بر اساس خروجی اقتصادی خالص[2] (NEO) تعیین می‌شود، در حالی‌که کل ارزش افزوده سیستم با استفاده از روش اکوواتر در ارزیابی اکو-بهره‌وری از طریق معادله ۱ برآورد می‌شود:

$$TVA = EVU\text{-}TFC_{WS}\text{-}TFC_{ww}\text{-}TIC$$ رابطه ۱)

که EVU، ارزش افزوده اقتصادی۳ ناشی از مصرف آب؛ TFC_{WS}، هزینه تامین آب۴ هر یک از مصارف؛ TFC_{ww}، هزینه تصفیه فاضلاب و TIC، هزینه سرمایه‌گذاری کل سالانه و سایر هزینه‌های اضافی که باعث ارتقای زنجیره ارزش سیستم می‌شود. به عبارت دیگر، EVU، کل سودهای مصرف مستقیم آب است که با استفاده از روش ارزش باقیمانده تخمین زده می‌شود:

$$EVU = TVP - EXP_{NW}$$ رابطه ۲)

که TVP، کل ارزش محصولات در بازار۵ و EXP_{NW}، هزینه‌های غیروابسته به آب در مرحله مصرف آب است. تمام عبارت‌های معادله ۱و ۲ بر حسب واحد پولی در سال است.

EVAT، برای محاسبه سود خالص خروجی هر عملگر i (NEO_i)، از رابطه زیر استفاده می‌کند:

$$NEO_i = WS_i - VP_i - FC_i - IC_i$$ رابطه ۳)

که WS_i، درآمد خالص عملگرها از خدمات آب (درآمدهای ناشی از خدمات منهای هزینه‌های خدمات دریافتی) را نشان می‌دهد؛ VP_i، ارزش محصول(ها) ؛ FC_i، هزینه‌های مالی و IC_i، هزینه‌های سرمایه‌گذاری سالانه هر عملگر هستند.

هزینه‌ی کل به دو بخش هزینه‌های ثابت و هزینه‌های متغیر تقسیم می‌شود. هزینه‌های ثابت مربوط به یک هکتار سطح زیرکشت برنج شامل: اجاره بهاء زمین، تهیه پلاستیک و پوشش خزانه است که با توجه به آمار موجود در سال ۱۳۹۸، این هزینه‌ها تقریبا ۴۸ میلیون ریال است که عمر مفید تقریبی آن یک سال در نظر گرفته شد و هزینه‌های ثابت باغات چای شامل هزینه‌های اصلاح و مرمت باغ، حصارکشی، زهکشی، تعمیر زهکش‌ها، خرید لوازم مربوطه از قبیل سبد، زنبیل و غیره است که با توجه به آمار سازمان چای استان گیلان در سال ۱۳۹۸، این هزینه‌ها در هر هکتار تقریبا ۱۴ میلیون ریال گزارش شد که عمر مفید تقریبی آن ۵ سال است.

هزینه‌های متغیر هزینه‌هایی هستند که با مقدار محصول تولید شده ارتباط دارند و با تغییر مقدار تولید، هزینه‌های متغیر نیز تغییر می‌کنند. هزینه‌های متغیر مربوط به یک هکتار سطح زیرکشت برنج شامل: هزینه سوخت ماشین‌آلات و پمپ‌های استخراج آب زیرزمینی، برق مصرفی، نیروی انسانی، بذر، سموم و کودهای مصرفی هستند و هزینه‌های متغیر باغات چای شامل هزینه‌های سوخت ماشین‌آلات و پمپ‌های استخراج آب زیرزمینی، نیروی انسانی، کودها و سموم مصرفی است. در جدول ۵ هزینه‌های متغیر هر یک از محصولات برنج و چای و درآمد حاصل از فروش آن‌ها آورده شده است.

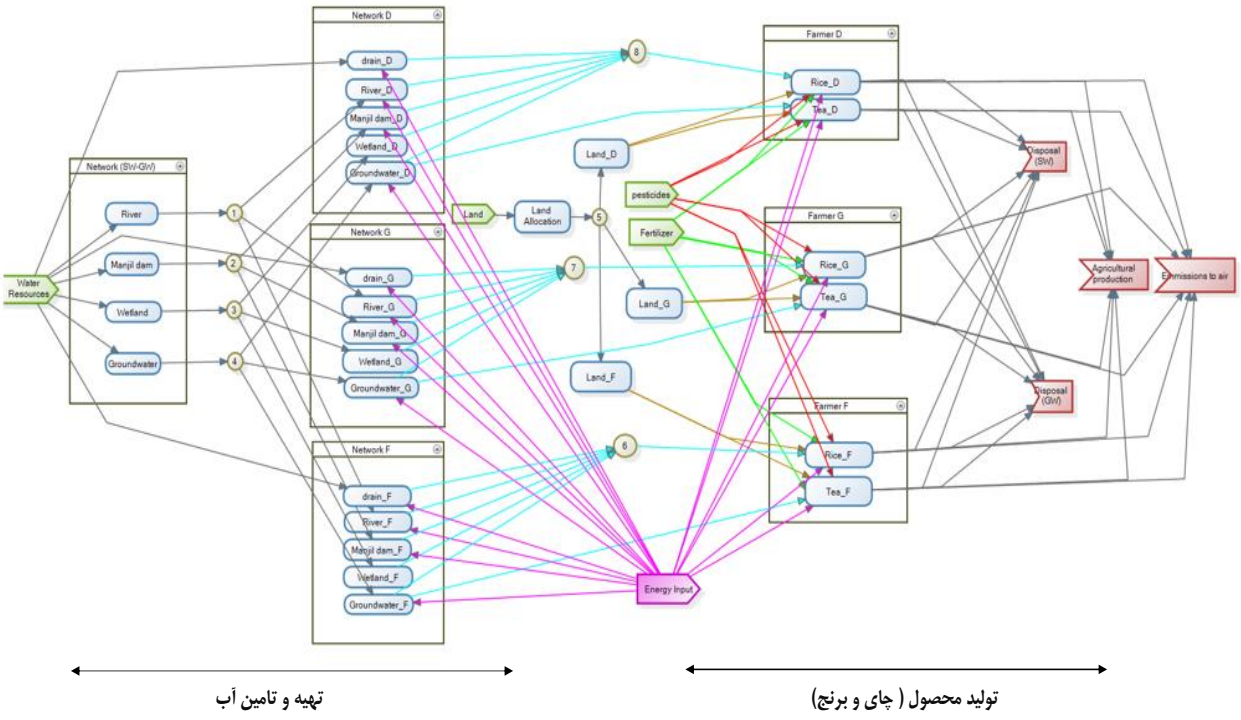
1 Total Value Added
2 Net Economic Output
3 Economic Value from the water Use
4 Total Financial Cost
5 Total market Value of Product

جدول ۵- هزینه‌های مواد مصرفی و درآمد محصولات

نوع هزینه	پارامتر	واحد	قیمت (ریال)
هزینه	سوخت	Lit	۴۰۰۰
	برق	kWh	۲۴۲
	نیروی انسانی (برنج)	hr	۲۰۰۰۰۰
	نیروی انسانی (چای)	hr	۱۰۰۰۰۰
	اوره	kg	۱۱۰۰۰
	سولفات پتاسیم	kg	۲۳۴۰۰
	کلرور پتاسیم	kg	۱۳۰۰۰
	فسفات آمونیوم	kg	۶۰۰۰۰
	دولومیت	kg	۳۳۰۰۰
	دیازینون(گرانوله) ۱۰٪	kg	۱۷۰۰۰۰
	دیازینون ۶۰٪	L	۷۶۰۰۰۰
	کارتاپ هیدروکلرید	kg	۱۴۰۰۰۰
	فیپرونیل	kg	۱۵۰۰۰۰
درآمد	برنج	kg	۱۲۶۰۰۰
	چای	kg	۳۷۰۰۰

علاوه بر این هزینه‌ها، هزینه تعرفه آب نیز اعمال می‌شود که به ازای هر هکتار سطح زیرکشت محصول توسط سازمان مربوطه (شرکت آب منطقه‌ای) دریافت می‌گردد. طبق تعرفه آب بهای سال ۱۳۹۸، کشاورزان موظفند برای شبکه‌های نیمه مدرن به ازای هر هکتار کشت برنج ۴۵۳۶۰۰۰ ریال و برای اراضی چای به ازای هر هکتار ۱۵۲۷۰۰۰ریال بپردازند.

با توجه به رویکرد چرخه زندگی سیستم مورد مطالعه با استفاده از ابزارهای SEAT و EVAT مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۴). سیستم نشان داده شده در شکل ۴، از دو بخش اصلی "تهیه و تامین آب" و " تولید محصول (چای و برنج)" تشکیل شده است. در این سامانه هر کدام از لینک‌ها نشان‌دهنده تهیه و توزیع منابع اولیه مورد نیاز برای تهیه محصول، تولید محصول و انتشار آلاینده‌های منابع مورد استفاده به آب و هوا هستند.



شکل ٤- شماتیک مدل در SEAT و EVAT

نتایج و بحث

تحلیل سامانه‌های منابع آب

مقادیر سالانه جریان‌های LCI مربوط به شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود که از مدل SEAT به‌دست‌آمده است به تفکیک سه ناحیه آبیاری F، G و D در جدول ۶ آورده شده است. با توجه به مقادیر ذکرشده در این جدول مجموع آب مصرفی کشاورزی در یک شبکه MCM ۱۶۵۲/۸ است که شامل آب رهاسازی شده از سد سفیدرود، رودخانه‌های محلی، آب‌بندان‌ها، آب زیرزمینی و پمپاژ از زهکش‌ها می شود. با توجه به مقادیر سطح زیرکشت برنج و چای، بیشترین حجم آب مصرفی کشاورزی در شبکه مربوط به ناحیه آبیاری G است که ۴۵/۲٪ از مجموع آب مصرفی را شامل می‌شود. از نظر نوع منبع آبی در تأمین نیاز آبی کشاورزی شبکه آبیاری و زهکشی، مقادیر ۸۰/۹٪ از آب رهاسازی شده از سد سفیدرود، ۵/۴٪ از رودخانه‌های محلی، ۲/۹٪ از آب‌بندان ها، ۷/۲٪ از آب زیرزمینی و ۳/۴٪ از طریق پمپاژ زهکش‌ها تأمین می‌شود؛ بنابراین با احتساب زهکش‌ها و آب‌بندان‌ها به‌عنوان منابع آب سطحی، در کل شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود حدود ۹۳٪ از نیازهای آبی از طریق منابع آب سطحی تأمین می‌شود و مابقی از طریق منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شود. نسبت تأمین نیازهای آبی از منابع آب زیرزمینی در سه ناحیه F، G و D به ترتیب ۱۷/۹، ۳/۲ و ۴/۱ درصد است. مقایسه مقادیر ارائه شده بیانگر این مطلب است که بیشترین درصد تامین نیازهای آبی از منابع آب سطحی موجود در ناحیه آبیاری G اتفاق می‌افتد (۹۶/۸٪)، به طوری‌که این ناحیه، دارای بیشترین سهم از منابع آب سطحی موجود در شبکه است. میزان سهم آب مصرفی نسبت به سطح زیرکشت در سه ناحیه F، G و D به ترتیب ۷/۴، ۹/۵ و ۸/۵ هزارمترمکعب بر هکتار است که به دلیل وسعت بیشتر اراضی شالیزاری در ناحیه آبیاری G، این ناحیه دارای بیشترین میزان مصرف آب است. البته برای برقراری عدالت اجتماعی باید موضوع کمبود آب و نیازهای تامین نشده در هر یک از نواحی را نیز در نظر گرفت که خارج از بحث این مطالعه است.

کمترین نیاز آبی مربوط به باغات چای است که حدود ۵۶۰۰ مترمکعب بر هکتار است و از طریق آب زیرزمینی تأمین می‌شود. در منطقه موردمطالعه به دلیل بارش قابل‌توجه در فصل‌های غیرزراعی، بیلان سالانه آب‌های زیرزمینی مناسب است و در صورت رعایت توزیع مکانی یکنواخت در برداشت از منابع آب زیرزمینی و رعایت تعادل بیلان آب زیرزمینی، برداشت این حجم از آب برای تأمین نیاز آبی باغات چای بلامانع است. کل محصولات کشاورزی در شبکه ۶۸۸۵۲۸/۵ تن است که با توجه به اینکه سطح زیرکشت شالیزارهای برنج دارای بیشترین مساحت در شبکه است بیشترین مقدار محصول (حدود ۹۷٪) را شامل می‌شود (جدول ۶).

کل مصرف انرژی برای انحراف و توزیع آب سطحی در زمین‌های کشاورزی، پمپاژ آب زیرزمینی و سوخت موردنیاز ماشین‌آلات کشاورزی حدود Gwh ۲۰۷/۷ است که ۹۹/۱٪ آن از طریق سوخت‌های دیزلی تأمین می‌شود و مابقی آن از طریق الکتریسیته تأمین می شود. بنابراین سوخت‌های دیزلی نقش مهمی در کشاورزی شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود دارد و سهم هر یک از نواحی آبیاری F، G و D به ترتیب ۳۱، ۴۰ و ۲۹ درصد از کل سوخت دیزلی مورداستفاده برای تأمین انرژی موردنیاز در کشاورزی است. انرژی موردنیاز برای پمپاژ آب زیرزمینی از طریق پمپ‌های آب الکتریکی و دیزلی تأمین می‌شود. با توجه به اینکه ۴۳/۴٪ از کل آب برداشتی از آب زیرزمینی از طریق پمپ‌های الکتریکی پمپاژ می‌شود، نسبت انرژی الکتریکی موردنیاز به مقدار کل آب پمپاژ شده برحسب کیلووات‌ساعت بر مترمکعب در هر یک از نواحی آبیاری F، G و D به ترتیب ۲/۳، ۱/۶ و ۱/۳ درصد است. نسبت کل انرژی موردنیاز برای پمپ‌های الکتریکی و دیزلی برای پمپاژ آب زیرزمینی برحسب کیلووات‌ساعت بر مترمکعب در کل شبکه تقریباً ۲/۰ و ۵/۲ درصد است. کل حجم آب برداشتی از آب زیرزمینی Mm^3 ۱۱۹/۸ است که ۵۶/۶ درصد از آن با استفاده از پمپ‌های دیزلی برداشت می‌شود. علاوه بر این کل انرژی مورداستفاده توسط ماشین‌آلات کشاورزی Gwh ۲۰۱/۲ است که توسط سوخت‌های دیزلی تأمین می‌شود. بیشترین مصرف انرژی در ماشین‌آلات کشاورزی مربوط به محصول برنج است (Gwh ۱۹۷/۳) که ۹۸/۱٪ از کل انرژی مصرفی در ماشین‌آلات است. میزان انرژی مصرفی ناشی از سوخت‌های دیزلی در ماشین‌آلات کشاورزی Gwh ۶۰/۳ ، ۸۱/۸ و ۵۹/۱ به ترتیب در ناحیه‌های آبیاری F، G و D می‌باشد. علی‌رغم مساحت کم باغات چای نسبت به شالیزارهای برنج، انرژی مورداستفاده ماشین‌آلات کشاورزی در باغات چای حدود ۰/۰۱۹ برابر شالیزارهای برنج است.

با توجه به مصرف بالای سوخت‌های دیزلی برای تأمین انرژی موردنیاز تولید محصولات کشاورزی موجود در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود، بررسی اثرات زیست‌محیطی آن ضروری است. با توجه به جدول ۶، در کل شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود حدود ۹۹/۱٪ از انرژی مصرفی در بخش کشاورزی از طریق سوخت‌های دیزلی تأمین می‌شود. بنابراین بیشترین گازهای گلخانه‌ای در فعالیت‌های کشاورزی

از طریق سوخت‌های دیزلی منتشر می‌شود.

با توجه به جدول ۷، مجموع گازهای گلخانه‌ای انتشاریافته ناشی از مصرف سوخت‌های دیزلی حدود $51/5\times10^{6}$ $kg\text{-}CO_2\text{-}q$ است که به ترتیب ۳۰/۷، ۴۰/۱ و ۲۹/۲ درصد از این مقدار مربوط به ناحیه آبیاری F، G و D می‌باشد. علاوه بر انتشارات به هوا، انتشارات به آب نیز در جدول ۶ آورده شده است. کل انتشارات ناشی از عملیات کشاورزی به فاضلاب $379/8\ Mm^3$ است که ۶۰ ٪ از آن وارد آب سطحی و مابقی از طریق نفوذ وارد منابع آب زیرزمینی می‌شود. علاوه بر این، انتشارات N و P ناشی از مصرف کودهای شیمیایی و سموم کشاورزی نیز وارد آب سطحی و زیرزمینی می‌شود که مقادیر آن در جدول ۶ آورده شده است.

جدول ٦- داده‌های موجود چرخه زندگی بدست آمده از مدل SEAT در منطقه مورد مطالعه

منابع	پارامتر	مقادیر				واحد
		F	G	D	مجموع	
منابع آب	سد سفیدرود	۳۰۳/۵	۶۸۷/۲	۳۴۷/۲	۱۳۳۷/۹	MCM
	رودخانه	۲۶/۷	۲۲/۶	۴۰/۲	۸۹/۶	MCM
	آب بندان	۱۱/۴	۱/۴	۳۶/۱	۴۸/۹	MCM
	زهکش	۸/۹	۱۳/۰	۳۴/۸	۵۶/۷	MCM
	آب زیرزمینی	۷۶/۴	۲۳/۸	۱۹/۷	۱۱۹/۸	MCM
منابع افزودنی	برق	۸۸۰۶۸۵/۸	۴۴۸۱۶۲/۱	۵۷۳۸۳۹/۱	۱۹۰۲۶۸۷/۰	kWh
	سوخت دیزلی	۶۳۰۸۳۰۹۲/۹	۸۳۲۴۹۹۹۳/۶	۵۹۹۵۶۰۷۸/۳	۲۰۶۲۸۹۱۶۴/۷	kWh
	کود اوره	۱۲۰۲۸۳۵۲/۰	۱۵۷۸۰۹۶۰/۰	۱۲۱۵۳۷۲۸/۰	۳۹۹۶۳۰۴۰/۰	kg
	کود فسفر	۲۹۲۲۹۱۹/۰	۳۹۳۵۱۹۵/۰	۲۸۸۳۰۹۱/۰	۹۷۴۱۲۰۵/۰	kg
	کود پتاس	۱۱۶۰۷۵۰۷/۰	۱۵۷۳۰۷۳۵/۰	۱۱۳۷۷۰۲۳/۰	۳۸۷۱۵۲۶۵/۰	kg
	کود دلومیت	۱۶۸۳۳۸/۰	۲۰۰۹۰/۰	۳۱۰۶۸۲/۰	۴۹۹۱۱۰/۰	kg
	سم دیازینون (۶۰٪)	۱۲۶۲/۵	۱۵۰/۷	۲۳۳۰/۱	۳۷۴۳/۳	Lit
	سم دیازینون (۱۰٪)	۱۱۳۵۵۰/۰	۱۵۷۰۰۶/۰	۱۰۹۱۱۰/۰	۳۷۹۶۶۶/۰	kg
	سم کارتاپ هیدروکلرید	۱۷۰۳۲۵۰/۰	۲۳۵۵۰۹۰/۰	۱۶۳۶۶۵۰/۰	۵۶۹۴۹۹۰/۰	kg
	سم فیپرونیل	۲۲۷۱۰۰۰/۰	۳۱۴۰۱۲۰/۰	۲۱۸۲۲۰۰/۰	۷۵۹۳۳۲۰/۰	kg
	زمین	۵۷۶۱۶/۷	۷۸۶۰۳/۵	۵۶۱۰۸/۴	۱۹۲۳۲۸/۶	ha
انتشارات به هوا	دی اکسیدکربن (CO_2)	۴۶۱۲۶۵۸۰/۰	۶۱۳۶۷۴۵۲/۵	۴۴۴۱۰۶۶۵/۹	۱۵۱۹۰۴۶۹۸/۳	kg
	متان (CH_4)	۱۵۹۰/۹	۲۰۷۶/۴	۱۵۱۲/۵	۵۱۷۹/۸	kg
	مونوکسیدکربن (CO)	۴۴۲۶/۱	۵۷۷۴/۵	۴۲۰۷/۸	۱۴۴۰۸/۴	kg
	دی‌اکسیدهای سولفور (So_x)	۳۱/۶	۴۱/۲	۳۰/۱	۱۰۲/۹	kg
	اکسیدهای نیتروژن (NO_x)	۴۴۲/۶	۵۷۷/۵	۴۲۰/۸	۱۴۴۰/۸	kg
	نیتروژن اکسید (O_2N)	۱۲۵۱۲۵/۸	۱۶۵۷۳۰/۰	۱۲۵۰۲۴/۸	۴۱۵۸۸۰/۶	kg
انتشارات به آب	نیتروژن ورودی به آب سطحی	۲۵۵۶۵۵۸/۴	۳۵۳۲۸۳۵/۹	۲۴۵۸۰۸۱/۸	۸۵۴۷۴۷۶/۱	kg
	نیتروژن ورودی به آب زیرزمینی	۱۹۳۷۵/۷	۲۵۴۰۸/۶	۱۹۵۸۶/۱	۶۴۳۷۰/۴	kg
	فسفر ورودی به آب سطحی	۱۴۷۶۳۶۱/۶	۲۰۳۶۹۷۸/۹	۱۴۲۱۷۰۸/۷	۴۹۳۵۰۴۹/۲	kg
	فسفر ورودی به آب زیرزمینی	۸۰۴۹۳/۸	۱۰۸۳۷۴/۹	۷۹۳۹۴/۱	۲۶۸۲۶۲/۸	kg
فاضلاب	آب سطحی	۵۹/۵	۱۰۱/۹	۶۶/۵	۲۲۷/۹	MCM
	آب زیرزمینی	۳۹/۷	۶۷/۹	۴۴/۳	۱۵۱/۹	MCM
محصول	برنج	۲۰۰۶۹۹/۶	۲۷۷۵۰۸/۱	۱۹۲۸۵۱/۹	۶۷۱۰۵۹/۷	ton
	چای	۵۸۹۱/۸	۷۰۳/۲	۱۰۸۷۳/۹	۱۷۴۶۸/۹	ton

در جدول ۷، مقادیر انتشارات به هوا برحسب $kg\text{-}co_2\text{-}eq$ آورده شده است. بر اساس این جدول، انتشارات CH_4، CO، NO_X و SO_X (حدود ۰/۰۱۴ ٪ از کل انتشارات) بسیار کمتر از انتشارات CO_2 و N_2O است. بخارات آمونیاک (NH_3) منبع اصلی آمونیاک جزء گازهای

گلخانه‌ای نیست درحالی‌که مقداری از نیتروژن آن در اتمسفر می‌تواند از طریق رسوبات اتمسفری دوباره به خاک بازگردد. همچنین مقدار مشخصی از آن می‌تواند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون شود و یا به‌صورت اکسید نیتروژن (N_2O) تبدیل شود. انتشارات N_2O یکی از منابع اصلی انتشارات مزارع کشاورزی است که اغلب از طریق مصرف کودهای آلی و شیمیایی تولید می‌شود. کل انتشارات مستقیم و غیرمستقیم N_2O از خاک‌های کشاورزی برای کل شبکه ۴۰۰/۴ $Mkg\text{-}CO_2\text{-}q$ است که بیشترین و کمترین مقدار آن $Mkg\text{-}CO_2\text{-}q$ ۱۲۰/۳ و ۱۵۹/۵ مربوط به نواحی F و G است. با توجه به جدول ۶، بیشترین انتشارات به هوا مربوط به سموم کشاورزی، سوخت‌های دیزلی و کودهای شیمیایی است که به ترتیب ۴۵/۷، ۳۳/۸ و ۱۹/۵ درصد از کل حجم انتشارات ورودی به هوا را تشکیل می‌دهند.

جدول ۷- حجم انتشارات ورودی به هوا

منابع انتشار	پارامتر	نوع محصول	مقادیر			مجموع
			F	G	D	
برق	CO_2	برنج	۵۶۰۴۴۵/۰	۳۱۴۷۶۶/۷	۳۶۴۵۶۳/۲	۱۲۳۹۷۷۴/۸
		چای	۶۴۸۴۱/۹	۳۴۲۸/۴	۴۲۸۶۲/۶	۱۱۱۱۳۲/۹
دیزل	CH_4	برنج	۱۵۴۷/۳	۲۰۵۸/۲	۱۴۳۹/۵	۵۰۴۵/۰
		چای	۳۳/۴	۴/۱	۶۳/۳	۱۰۰/۸
	CO	برنج	۴۳۳۲/۵	۵۷۶۲/۹	۴۰۳۰/۷	۱۴۱۲۶/۱
		چای	۹۳/۵	۱۱/۶	۱۷۷/۱	۲۸۲/۲
	CO_2	برنج	۱۵۴۷۳۲۹۷/۴	۲۰۵۸۱۸۸۶/۰	۱۴۳۹۵۳۰۲/۰	۵۰۴۵۰۴۸۵/۴
		چای	۳۳۴۰۵۷/۵	۴۱۴۲۹/۳	۶۳۲۵۳۴/۵	۱۰۰۸۰۲۱/۳
	NO_x	برنج	۴۳۳/۳	۵۷۶/۳	۴۰۳/۱	۱۴۱۲/۶
		چای	۹/۴	۱/۲	۱۷/۷	۲۸/۲
	N_2O	برنج	۴۶۴۲/۰	۶۱۷۴/۶	۴۳۱۸/۶	۱۵۱۳۵/۱
		چای	۱۰۰/۲	۱۲/۴	۱۸۹/۸	۳۰۲/۴
	SO_x	برنج	۳۰/۹	۴۱/۲	۲۸/۸	۱۰۰/۹
		چای	۰/۷	۰/۱	۱/۳	۲/۰
کودهای شیمیایی	CO_2	برنج	۸۳۴۵۹۲۵/۰	۱۱۵۳۹۹۴۱/۰	۸۰۱۹۵۸۵/۰	۲۷۹۰۵۴۵۱/۰
		چای	۴۹۳۷۹۴/۳	۵۸۹۳۱/۰	۹۱۱۳۳۹/۰	۱۴۶۴۰۶۴/۳
	N_2O	برنج	۱۱۴۹۱۲/۶	۱۵۸۸۹۰/۱	۱۱۰۴۱۹/۳	۳۸۴۲۲۲/۰
		چای	۵۴۷۱/۰	۶۵۲/۹	۱۰۰۹۷/۲	۱۶۲۲۱/۱
سموم کشاورزی	CO_2	برنج	۲۰۸۴۷۷۸۰/۰	۲۸۸۲۶۳۰۱/۶	۲۰۰۳۲۵۹۶/۰	۶۹۷۰۶۶۷۷/۶
		چای	۶۴۳۸/۹	۷۶۸/۴	۱۱۸۸۳/۶	۱۹۰۹۱/۰
کاربری اراضی	CH_4	برنج	۱۰/۲	۱۴/۱	۹/۸	۳۴/۰
		چای	-	-	-	-

عملکرد اثرات زیست‌محیطی در کل سیستم

نتایج اثرات زیست‌محیطی فعالیت‌های کشاورزی در حال انجام شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود به‌صورت اثرات زیست‌محیطی نوع I (تقسیم‌بر کیلوگرم محصول)، نوع II (تقسیم‌بر مترمکعب آب مصرفی) و نوع III (تقسیم‌بر سطح زیرکشت برحسب هکتار) در جدول ۹ آورده شده است. اثرات زیست‌محیطی از حاصل‌ضرب فاکتور اثرات زیست‌محیطی بر مقدار کل جریان الکتریسیته، سوخت دیزلی و کودهای نیتروژن و فسفر به دست می‌آید. اثرات زیست‌محیطی به ۱۱ موضوع اصلی تغییر اقلیم، تغذیه‌گرایی، اسیدشدگی، سمیت انسانی، تنفس مواد غیرآلی، سمیت آبزیان، سمیت خشکی، شکل لایه ازن، کاهش مواد معدنی، کاهش سوخت‌های فسیلی و کاهش آب زیرزمینی تقسیم می شود که در این مطالعه، با توجه به شرایط اقلیمی منطقه به دلیل اینکه تغذیه آبخوان بزرگ‌تر از تخلیه آن در مقیاس سالانه است، شاخص کاهش آب زیرزمینی حذف شده است. بنابراین، تنها ۱۰ موضوع تاثیرگذار زیست‌محیطی موردبررسی قرار می‌گیرد که تغییر اقلیم، تغذیه‌گرایی و اسیدشدگی از مهمترین موضوعات تاثیرگذار زیست‌محیطی است. این موضوعات با استفاده از فاکتورهای تاثیرگذار بر محیط‌زیست ارائه شده در جدول ۸ محاسبه می‌شود. لازم به ذکر است که در این مرحله، به دلیل یکسان بودن نوع محصولات منتخب و روش آبیاری در هر

یک از ناحیه‌های آبیاری F، G و D، اثرات زیست‌محیطی به صورت کلی و در کل شبکه آبیاری و زهکشی ارزیابی می‌شود.

جدول ۸- فاکتورهای اثرات زیست‌محیطی (ELCD, 2013; USLCI, 2013)

موضوع	الکتریسیته (1/ kWh)	دیزل (1/kg)	کود نیتروژن (1/kg)	کود فسفاته (1/kg)
تغییر اقلیم (kg CO2 eq)	۰/۷۰۷۸۷	۰/۳۸۱۹۹	۱/۹۳۰۰۶	۰/۳۹۰۹۷
تغذیه‌گرایی (kg PO4-3 eq)	۰/۰۰۰۱۷	۰/۰۰۰۱۸	۰/۰۰۰۳۵	۰/۰۶۷۲۴
اسیدشدگی (kg SO2- eq)	۰/۰۰۴۰۷	۰/۰۰۲۵۷	۰/۰۲۳۳۹	۰/۰۲۱۹۷
سمیت انسانی (kg 1,4-DB eq)	۰/۰۹۱۵۹	۰/۰۳۷۸۲	۰/۶۴۹۵۱	۰/۱۶۳۱۶
تنفس مواد غیرآلی (kg 1,4-DB eq)	۰/۰۰۰۵۹	۰/۰۰۰۳۵	۰/۰۰۳۱۴	۰/۰۰۳
سمیت آبزیان (kg 1,4-DB eq)	۰/۰۰۱۸۴	۰/۰۰۲۹۶	۰/۲۲۸۹۶	۰/۰۸۸۵۳
سمیت خشکی (kg 1,4-DB eq)	۰/۰۰۰۹	۰/۰۰۱۰۱	۰/۰۰۰۲۲	۰/۰۰۰۶۳
شکل لایه ازن (kgC2H4, eq)	۰/۰۰۰۱۸	۰/۰۰۰۲۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۹۳
کاهش مواد معدنی (kg Fe, eq)	۰/۰۰۰۱۹	۰/۰۰۰۸۴	۰	۰
کاهش سوخت‌های فسیلی (kg oil, eq)	۰/۰۶۰۳۴	۱/۱۹۴۳۸	۰/۹۷۸۰۴	۰/۱۴۸۳۳

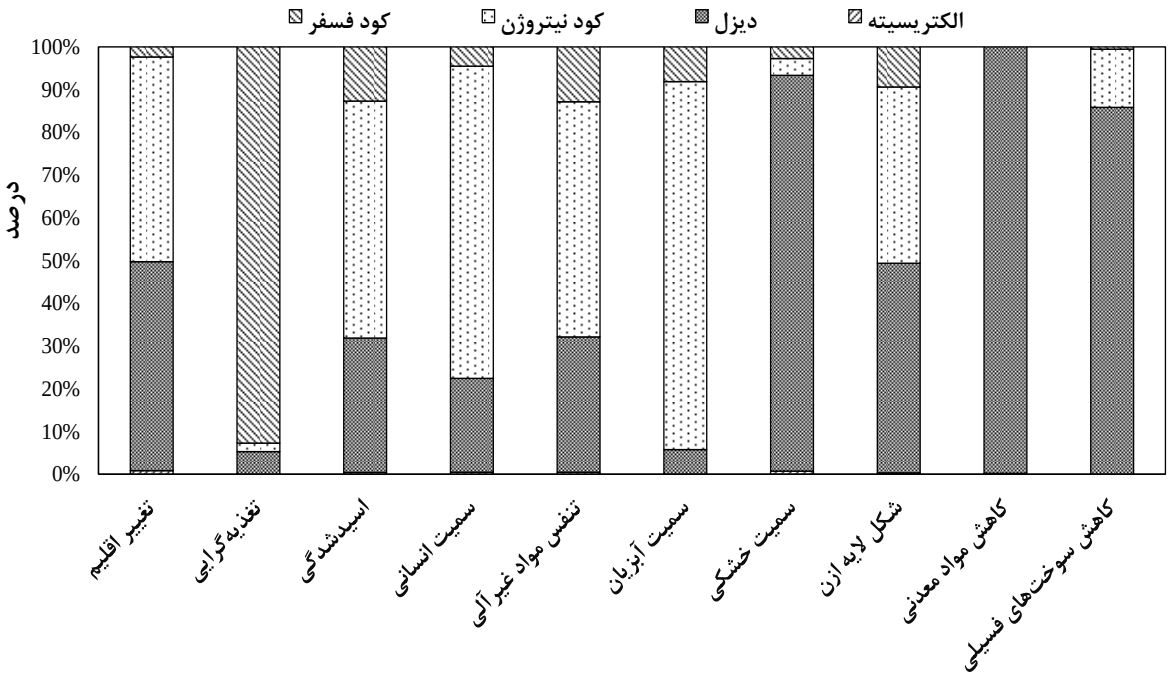
جدول ۹- مقادیر اثرات زیست‌محیطی شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

موضوع	اثر زیست‌محیطی	شاخص نوع I (1/kg)	شاخص نوع II ($1/m^3$)	شاخص نوع III (1/ha)
تغییر اقلیم (kg CO2 eq)	۱۶۱۰۸۶۸۳۶/۹	۰/۲۳۴۰	۰/۰۹۷۵	۸۳۷/۵۶۱
تغذیه‌گرایی (kg PO4-3 eq)	۷۰۶۴۴۱/۲	۰/۰۰۱۰	۰/۰۰۰۴	۳/۶۷۳
اسیدشدگی (kg SO2- eq)	۱۶۸۶۶۵۶/۹	۰/۰۰۲۴	۰/۰۰۱۰	۸/۷۶۹
سمیت انسانی (kg 1,4-DB eq)	۳۵۵۲۱۸۹۲/۴	۰/۰۵۱۶	۰/۰۲۱۵	۱۸۴/۶۹۳
تنفس مواد غیرآلی (kg 1,4-DB eq)	۲۲۸۰۳۱/۴	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۱/۱۸۶
سمیت آبزیان (kg 1,4-DB eq)	۱۰۶۲۶۴۴۳/۴	۰/۰۱۵۴	۰/۰۰۶۴	۵۵/۲۵۲
سمیت خشکی (kg 1,4-DB eq)	۲۲۴۹۹۳/۳	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۱/۱۶۹
شکل لایه ازن (kgC2H4, eq)	۹۶۸۱۱/۴	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱	۰/۵۰۳
کاهش مواد معدنی (kg Fe, eq)	۱۷۳۶۴۴/۴	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۰/۹۰۳
کاهش سوخت‌های فسیلی (kg oil, eq)	۲۸۷۰۳۲۸۲۵/۲	۰/۴۱۶۹	۰/۱۷۳۷	۱۴۹۲/۴۱۰

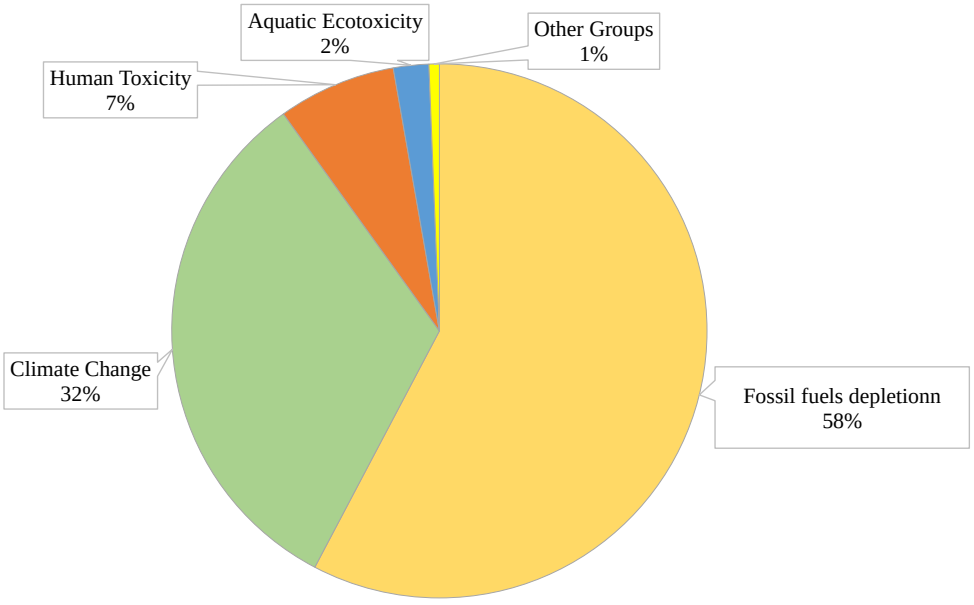
سهم هر یک از اثرات زیست‌محیطی منابع افزودنی مانند کودهای فسفر و نیتروژن، سوخت‌های دیزلی و الکتریسیته در موضوعات زیست‌محیطی در شکل ۵ نشان داده‌شده است. سهم پارامترهای مختلف می‌تواند موضوع اثرات زیست‌محیطی را تعیین کند. به‌عنوان‌مثال موضوع زیست‌محیطی تغییر اقلیم به میزان مصرف کودهای نیتروژن و فسفر، سوخت دیزلی و الکتریسیته بستگی دارد. با توجه به مقدار قابل توجه سوخت دیزلی و مصرف کودهای شیمیایی در سیستم کشاورزی، این فاکتورها نقش مهمی را در موضوع تغییر اقلیم، سمیت انسانی، سمیت آبزیان و تخلیه سوخت‌های فسیلی دارد. با توجه به نتایج، سوخت‌های دیزلی به دلیل مصرف قابل توجه این سوخت‌ها در فعالیت‌های کشاورزی، دارای بیشترین تاثیر (۴۸/۹٪) در مقدار موضوع زیست‌محیطی تغییر اقلیم است که $۱۶۱/۱\times۱۰^{۶}$ kg CO2 eq برآورد شد (جدول ۹). کود نیتروژن نیز با ۴۷/۹ ٪ ، در رتبه بعدی بیشترین تأثیر بر موضوع زیست‌محیطی تغییر اقلیم قرار می‌گیرد.

انتشار مواد مغذی مانند نیتروژن و فسفر در محیطزیست باعث تغییر کیفیت آب و ایجاد پتانسیل تغذیه‌گرایی می‌شود. با توجه به مقادیر فاکتورهای ارائه شده در جدول ۸، به دلیل سهم بیشتر فسفر در تغذیه‌گرایی، منبع اصلی تغذیه گرایی کود فسفر (۹۲/۷ ٪) است و سوخت‌های دیزلی با ۵/۳ ٪ در رتبه بعدی بیشترین تاثیر بر موضوع تغذیه‌گرایی قرار می‌گیرد (جدول ۹). پتانسیل اسیدشدگی در اثر بخارات آمونیاک (NH_3) و آبشویی NH_3 و PO_4^{-3} ایجاد می‌شود. علاوه بر این، مصرف کودهای نیتروژن و فسفر در موضوعات زیست‌محیطی سمیت انسانی، تنفس غیر آلی، اکو سمی آبزیان، فتو شیمیایی، تشکیلات ازت و تخلیه سوخت فسیلی نیز دارای اهمیت است. به طور کلی مقادیر جدول ۹ و شکل ۵ بیانگر این مطلب است که در منطقه مورد مطالعه مصرف بالای کودهای شیمیایی به خصوص کودهای نیتروژن‌دار و سوخت‌های دیزلی در فعالیت‌های کشاورزی بیشترین تاثیر را در مقادیر موضوعات مختلف اثرات زیست‌محیطی دارند. مقادیر درصد

موضوعات مختلف زیست‌محیطی در شکل ۶ آورده شده است، با توجه به این شکل، موضوع تغییراقلیم، تخلیه سوخت فسیلی و سمیت انسانی به ترتیب مهمترین موضوعات زیست‌محیطی در کل شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود هستند. بنابراین در نظر گرفتن چنین نکته‌ای در تصمیم‌گیری‌های مربوط به کشاورزی منطقه تاثیر قابل توجهی از لحاظ زیست‌محیطی خواهد داشت. محاسبه موضوعات مختلف اثرات زیست‌محیطی در شاخص نوع I، II و III درجه اهمیت هر یک از موضوعات زیست‌محیطی را نسبت به محصولات تولیدی و آب مصرف شده جهت آبیاری و سطح زیرکشت این محصولات نشان می‌دهد که در ادامه برای بررسی جزئی‌تر و تعیین میزان تاثیر هر یک از محصولات در موضوعات مختلف اثرات زیست‌محیطی، هر یک از محصولات برنج و چای جداگانه موردبحث قرار می‌گیرد.



شکل ۵- درصد تاثیر منابع افزودنی (کودهای فسفر و نیتروژن، سوخت‌های دیزلی و الکتریسیته) بر سیستم کشاورزی منطقه



شکل ٦- درصد تاثیر موضوعات مختلف زیست‌محیطی در منطقه

جدول ۱۰- مقادیر اثرات زیست‌محیطی محصول برنج در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

موضوع	اثر زیست‌محیطی	شاخص نوع I (1/kg)	شاخص نوع II ($1/m^3$)	شاخص نوع III (1/ha)
تغییر اقلیم (kg CO2 eq)	۱۵۵۴۸۵۰۰۴	۰/۲۳۱۷	۰/۰۹۴۹	۸۱۹/۰۶۲
تغذیه‌گرایی (kg PO4-3 eq)	۶۸۸۲۱۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۴	۳/۶۲۵
اسیدشدگی (kg SO2- eq)	۱۶۲۳۴۷۷/۹	۰/۰۰۲۴	۰/۰۰۱	۸/۵۵۲
سمیت انسانی (kg 1,4-DB eq)	۳۴۰۱۷۶۳۸	۰/۰۵۰۷	۰/۰۲۰۸	۱۷۹/۱۹۸
تنفس مواد غیرآلی (kg 1,4-DB eq)	۲۱۹۵۱۰/۳	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۱/۱۵۶
سمیت آبزیان (kg 1,4-DB eq)	۱۰۱۳۵۰۲۲	۰/۰۱۵۱	۰/۰۰۶۲	۵۳/۳۸۹
سمیت خشکی (kg 1,4-DB eq)	۲۲۰۱۸۳/۶	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۱/۱۵۹
شکل لایه ازن (kgC2H4, eq)	۹۳۶۲۷/۳	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۱	۰/۴۹۳
کاهش مواد معدنی (kg Fe, eq)	۱۷۰۲۲۷/۷	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۱	۰/۸۹۷
کاهش سوخت‌های فسیلی (kg oil, eq)	۲۸۰۲۱۷۹۲۴	۰/۴۱۷۶	۰/۱۷۱	۱۴۷۶/۱۲۹

جدول ۱۱- مقادیر اثرات زیست‌محیطی محصول چای در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

موضوع	اثر زیست‌محیطی	شاخص نوع I (1/kg)	شاخص نوع II ($1/m^3$)	شاخص نوع III (1/ha)
تغییر اقلیم (kg CO2 eq)	۵۶۰۱۸۳۳/۳	۰/۳۲۰۷	۰/۴۰۰۸	۲۲۴۴/۷۲۹
تغذیه‌گرایی (kg PO4-3 eq)	۱۸۲۳۱/۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱۳	۷/۳۰۶
اسیدشدگی (kg SO2- eq)	۶۳۱۷۹	۰/۰۰۳۶	۰/۰۰۴۵	۲۵/۳۱۷
سمیت انسانی (kg 1,4-DB eq)	۱۵۰۴۲۵۴/۸	۰/۰۸۶۱	۰/۱۰۷۶	۶۰۲/۷۷۵
تنفس مواد غیرآلی (kg 1,4-DB eq)	۸۵۲۱/۱	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۶	۳/۴۱۵
سمیت آبزیان (kg 1,4-DB eq)	۴۹۱۴۲۱	۰/۰۲۸۱	۰/۰۳۵۲	۱۹۶/۹۱۹
سمیت خشکی (kg 1,4-DB eq)	۴۸۰۹/۷	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۳	۱/۹۲۷
شکل لایه ازن (kgC2H4, eq)	۳۱۸۴/۱	۰/۰۰۰۲	۰/۰۰۰۲	۱/۲۷۶
کاهش مواد معدنی (kg Fe, eq)	۳۴۱۶/۷	۰/۰۰۰۲	۰/۰۰۰۲	۱/۳۶۹۶
کاهش سوخت‌های فسیلی (kg oil, eq)	۶۸۱۴۹۰۱/۵	۰/۳۹۰۱	۰/۴۸۷۶	۲۷۳۰/۸۲۲

مقادیر موضوعات مختلف اثرات زیست‌محیطی در جدول‌های ۱۰ و ۱۱ برای هر یک از محصولات برنج و چای به تفکیک آورده شده است. با توجه به مقادیر ارائه شده در این دو جدول، به جز دو موضوع سمیت خشکی و کاهش مواد معدنی در شاخص نوع I، به طور کلی شاخص نوع I، II و III باغات چای بیشتر از شالیزارهای برنج است. به عنوان مثال در موضوع اثرات تغییر اقلیم، نسبت شاخص نوع I، II و III چای به برنج به ترتیب ۱/۴، ۴/۲ و ۲/۷ است و این بیانگر این نکته مهم است که اثرات زیست‌محیطی باغات چای بسیار بیشتر از شالیزارهای برنج است. به طوری‌که مقدار اثرات زیست‌محیطی تغییر اقلیم در باغات چای ۲۲۴۴/۷ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بر هکتار است در حالی که در شالیزارهای برنج این مقدار ۸۱۹/۱ است. در مطالعات انجام شده توسط Follet (2001)، West and Marland (2002) و Todorovic et al, (2016) گزارش شده است که این مقدار در اراضی تحت آبیاری بین ۴۵۸ تا ۱۰۴۵ کیلوگرم دی‌اکسیدکربن معادل بر هکتار است که مقدار بدست آمده برای باغات چای در مطالعه حاضر بالاتر از محدوده مورد بررسی در گذشته است بنابراین مدیران و تصمیم‌گیران منطقه در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی برای کاهش اثرات زیست‌محیطی باید نوع محصولات منطقه را در نظر بگیرند و به دنبال کاهش عواملی باشند که سبب افزایش اثرات زیست‌محیطی در منطقه می‌شوند.

ارزیابی عملکرد اقتصادی

نتایج عملکرد اقتصادی هر یک از محصولات در جدول ۱۲ آورده شده است. این نتایج با استفاده از داده‌های اقتصادی و جریان‌های موجود در چرخه زندگی محاسبه شدند. شایان‌ذکر است که هزینه‌های مالیات برای آلودگی انتشارات کشاورزی در نظر گرفته نشده است و کل ارزش افزوده با عنوان سود خالص برحسب میلیون ریال بر حجم آب مصرفی و سطح زیر کشت گزارش شده است. در مقیاس سالانه سود

خالص در کل شبکه آبیاری ۷۱۱۸۰۲۳۷/۵۳ میلیون ریال تخمین زده‌شده است که معادل ۳۷۰/۹۷ میلیون ریال بر هکتار و ۰/۰۴۳ میلیون ریال بر مترمکعب آب مصرف می‌باشد. بیشترین خروجی اقتصادی مربوط به شالیزارهای برنج است که مقدارش ۷۰۶۲۲۳۴۷/۸۱ میلیون ریال در سال است که می‌تواند به دلیل سطح زیر کشت بالای محصول باشد. مقایسه سود اقتصادی هر یک از محصولات در واحد سطح زیرکشت نشان می‌دهد که سود اقتصادی یک هکتار از شالیزارهای برنج تقریبا ۱/۷ برابر باغات چای است اما در صورت مقایسه سود اقتصادی در واحد مترمکعب آب مصرفی، سود اقتصادی شالیزارهای برنج ۱/۰۸ برابر باغات چای است که این بیانگر این نکته است که علی‌رغم سود اقتصادی بالای برنج نسبت به چای، مقدار آب مصرفی برنج بالاست. بنابراین مقدار سود خالص تا حد زیادی به نوع محصول و حجم آب مصرفی بستگی دارد.

جدول ۱۲- عملکرد اقتصادی هر یک از محصولات در شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود

محصول	هزینه (میلیون ریال در سال)	درآمد (میلیون ریال در سال)	سود خالص (میلیون ریال در سال)	سود خالص سالانه (میلیون ریال در هکتار)	سود خالص سالانه (میلیون ریال در مترمکعب)
چای	۸۸۴۵۷/۷	۶۴۶۳۴۷/۵	۵۵۷۸۸۹/۷	۲۲۳/۵	۰/۰۳۹
برنج	۱۳۹۳۱۱۶۸/۷	۸۴۵۵۳۵۱۶/۵	۷۰۶۲۲۳۴۷/۸	۳۷۲/۰	۰/۰۴۳
کل شبکه	۱۴۰۱۹۶۲۶/۵	۸۵۱۹۹۸۶۴/۰	۷۱۱۸۰۲۳۷/۵	۳۷۰/۱	۰/۰۴۳

شاخص اکو-بهره‌وری

با توجه به تعریف شاخص اکو- بهره‌وری و مقدار کل ارزش افزوده در هر یک از سناریوهای تعریف شده، مقدار شاخص‌های اکو-بهره‌وری هر یک از محصولات برنج و چای برای موضوعات مختلف زیست‌محیطی در کل شبکه آبیاری و زهکشی در جدول ۱۳ آورده شده است. نتایج ارائه‌شده نسبت عملکرد اقتصادی به موضوعات اثرات زیست‌محیطی مختلف را ارائه داده و ارزش‌افزوده اقتصادی در برابر اثرات زیست‌محیطی خاص نشان می‌دهد. مقایسه شاخص‌های اکو بهره‌وری موضوعات مختلف نشان داد که کمترین شاخص اکو-بهره‌وری برای تغییر اقلیم و کاهش سوخت‌های فسیلی به‌دست آمد. علاوه بر این، آنالیزها نشان داد که علی‌رغم بیشترین اثرات زیست‌محیطی شالیزارهای برنج، به دلیل سود اقتصادی بالاتر نسبت به چای، بیشترین شاخص اکو-بهره‌وری مربوط به شالیزارهای برنج است.

جدول ۱۳- شاخص‌های اکو-بهره‌وری در سیستم مورد مطالعه

موضوع	شاخص اکو-بهره‌وری (میلیون ریال بر واحد موضوع)		
	چای	برنج	کل شبکه
تغییر اقلیم (kg CO2 eq)	۰/۱	۰/۵	۰/۴
تغذیه‌گرایی (kg PO4-3 eq)	۳۰/۶	۱۰۲/۶	۱۰۰/۸
اسیدشدگی (kg SO2- eq)	۸/۸	۴۳/۵	۴۲/۲
سمیت انسانی (kg 1,4-DB eq)	۰/۴	۲/۱	۲
تنفس مواد غیرآلی (kg 1,4-DB eq)	۶۵/۵	۳۲۱/۷	۳۱۲/۲
سمیت آبزیان (kg 1,4-DB eq)	۱/۱	۷	۶/۷
سمیت خشکی (kg 1,4-DB eq)	۱۱۶	۳۲۰/۷	۳۱۶/۴
شکل لایه ازن (kgC2H4, eq)	۱۷۵/۲	۷۵۴/۳	۷۳۵/۲
کاهش مواد معدنی (kg Fe, eq)	۱۶۳/۳	۴۱۴/۹	۴۰۹/۹
کاهش سوخت‌های فسیلی (kg oil, eq)	۰/۱	۰/۳	۰/۲

نتیجه‌گیری

ارزیابی شاخص اکو-بهره‌وری سیستم‌های مصرف آب و پیش‌بینی تخمین بهبود اکو-بهره‌وری در اثر کاربرد نوآوری‌های آینده، مسئله‌ای است که از نظر مفهومی و روش‌شناختی، چالش‌برانگیز است. در این شاخص از یک دیدگاه جدید استفاده می‌شود که علاوه بر مسائل اقتصادی و جنبه‌های زیست‌محیطی، مفاهیم بهره‌وری آب و نهاده‌های تولید نیز در نظر گرفته می‌شود. در این مطالعه برای ارزیابی شاخص

اکو-بهره‌وری در بررسی‌های اقتصادی و زیست‌محیطی یک سامانه کشاورزی از ابزارهای در دسترس مجموعه اکو-واتر، SEAT و EVAT استفاده شد.

کاربرد روش ارائه شده در این مطالعه نشان داد که روش ارزیابی شاخص اکو-بهره‌وری می‌تواند ابزار ارزشمندی برای ارزیابی تکنولوژی‌های مورد استفاده در راستای افزایش بهره‌وری اقتصادی و کاهش اثرات زیست‌محیطی باشد. محاسبه موضوعات مختلف اثرات زیست‌محیطی اطلاعات ارزشمندی از نظر الگوی کشت، مصرف انرژی و انتشار گازهای گلخانه‌ای، هزینه‌های تولید و قیمت محصولات کشاورزی در اختیار مدیران منطقه قرار می‌دهد تا بتوانند بهترین جایگزین‌ها را با توجه به هدف موردنظر انتخاب کنند. در این مطالعات وضعیت کنونی شبکه آبیاری و زهکشی ارزیابی شد و نقاط ضعف و قوت هر یک از محصولات برنج و چای در کل شبکه از نظر اقتصادی و زیست‌محیطی مورد بررسی قرار گرفت. بنابراین می‌توان با تعریف سناریوهایی از جمله استفاده از منابع انرژی تجدیدپذیر، مصرف آب آبیاری و مدیریت استفاده از کودها و سموم شیمیایی در راستای بهبود شاخص اکو-بهره‌وری گام برداشت.

به طور کلی نتایج بدست آمده در این مطالعه نشان داد که شاخص اکو-بهره‌وری سامانه به میزان قابل توجهی به نوع محصولات کشاورزی و راندمان آب، قیمت بازار، منابع آب (آب‌های سطحی یا زیرزمینی)، انواع پمپ‌های آب (دیزلی یا برقی) و درجه مکانیزاسیون کشاورزی بستگی دارد. بنابراین، برای بهبود شاخص اکو-بهره‌وری می‌توان از فناوری‌های جدید صرفه‌جویی در مصرف آب، جایگزینی پمپ‌های دیزلی با پمپ‌های الکتریکی، اتخاذ سیاست‌های جدید قیمت‌گذاری آب و افزایش درجه مکانیزاسیون کشاورزی استفاده کرد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

Abi Saab, M.T., Jomaa, I., Skaf, S., Fahed, S., and Todorovic, M. (2019). Assessment of a Smartphone Application for Real-Time Irrigation Scheduling in Mediterranean Environments. *Water*, 11, 252.

Arampatzis, G., Angelis-Dimakis, A., Blind, M., and Assimacopoulos, M. (2016). A web-based Toolbox to support the systemic eco-efficiency assessment in water use systems. *Journal of Cleaner Production*, 138(2), 181-194.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. (2001). Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*, 14 (3), 221-233.

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

Canaj, K., Mehmeti, A., Cantore, V., and Todorovic, M. (2020). LCA of tomato greenhouse production using spatially differentiated life cycle impact assessment indicators: an Albanian case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 6960–6970.

Canaj, K., Morrone, D., Roma, R., Boari, F., Cantore, V., and Todorovic, M. (2021). Reclaimed Water for Vineyard Irrigation in a Mediterranean Context: Life Cycle Environmental Impacts, Life Cycle Costs, and Eco-Efficiency. *Water*, 13, 2242.

Canaj, K., Parente, A., D'Imperio, M., Boari, F., Buono, V., Toriello, M., Mehmeti, A., and Montesano, F.F. (2022). Can Precise Irrigation Support the Sustainability of Protected Cultivation? A Life-Cycle Assessment and Life-Cycle Cost Analysis. *Water*, 14,6.

Cederberg, C., and Mattsson, B. (2000). Life cycle assessment of milk production e a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, 8, 49-60.

Cerutti, A., Beccaro, G.L., Bagliani, M., Donno, D., and Bounous, G. (2013). Multifunctional Ecological Footprint Analysis for Assessing Eco-efficiency: A Case Study of Fruit Production Systems in Northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 40, 108-117.

EcoWater, 2014. EcoWater Toolbox [accessible after registration].

Follett, R. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil & Tillage Research*, 61 (1), 77-92.

Fotia, K., Mehmeti, A., Tsirogiannis, I., Nanos, G., Mamolos, A.P., Malamos, N., Barouchas, P., and Todorovic, M. (2021). LCA-Based Environmental Performance of Olive Cultivation in Northwestern Greece: From Rainfed to Irrigated through Conventional and Smart Crop Management Practices. *Water*, 13, 1954.

Gomez-Limon, J.A., Picazo-Tadeo, A.J., and Reig-Martínez, E. (2012). Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. *Land Use Policy*, 29 (2), 395-406.

Hahn, T., Figge, F., Liesen, A., and Barkemeyer, R. (2010). Opportunity cost-based analysis of corporate eco-efficiency: a methodology and its application to the CO2-efficiency of German companies. *Journal of Environmental Management*, 91, 1997–2007.

Hinterberger, F., Bamberger, K., Manstein, C., Schepelmann, P., Schneider, F., and Psangerberg, J. (2000). Eco-efficiency of regions: How to improve competitiveness and create jobs by reducing environmental pressure. Vienna, Sustainnabl Europe Research Institute (sERI).

Huppes, G., and Ishikawa, M. (2005). Eco-efficiency and its terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9 (4), 43-46.

Jollands, N., Lermit, J., and Patterson, M. (2004). Aggregate eco-efficiency indices for New Zealandda principal components analysis. *Journal of Environmental Management*, 73, 293-305.

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

Koskela, M., and Vehmas, J. (2012). Defining eco-efficiency: a case study on the finnish forest industry. *Business Strategy and the Environment*, 21(8), 546-566.

Levidow, L., Lindgaard-Jørgensen, P., Nilsson, A., Alongi Skenhall, S., and Assimacopoulos, D. (2016). Process eco-innovation: assessing meso-level ecoefficiency in industrial water-service systems. *Journal of Cleaner Production*, 110, 54e65.

Levidow, L., Lindgaard-Jørgensen, P., Nilsson, Å., Skenhall, S.A., and Assimacopoulos, D. (2014a). Eco-efficiency improvements in industrial water-service systems: assessing options with stakeholders. *Water Science & Technology*, 69, 2113-2121.

Levidow, L., Lindgaard-Jørgensen, P., Nilsson, Å., Skenhall, S.A., and Assimacopoulos, D. (2014b). Process eco-innovation: assessing meso-level eco-efficiency in industrial water-service systems. *Journal of Cleaner Production*, 1-12.

Lv, B., and Yang, J. (2006). Review of methodology and application of eco-efficiency. *Acta Oecologica*, 26, 3898–3906.

Mehmeti, A., Todorovic, M., and Scardigno, A. (2016). Assessing the eco-efficiency improvements of Sinistra Ofanto irrigation scheme. *Journal of Cleaner Production*, 138(2), 208-216.

Müller, K., and Sturm, A. (2001). Standardized Eco-efficiency Indicators. Ellipson, Basel.

Oggioni, G., Riccardi, R., and Toninelli, R. (2011). Eco-efficiency of the world cements industry: A data envelopment analysis. *Energy Policy*, 39, 2842–2854.

Page, G., Ridoutt, B., and Bellotti, B. (2012). Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production. *Journal of Cleaner Production*, 32, 219-226.

Park, S.E., Howden, S.M., Crimp, S.J., Gaydon, D.S., Attwood, S.J., and Kokic, P.N. (2010). More than eco-efficiency is required to improve food security. *Crop Science*, 50 (1), 132-141.

Pelletier, N., Arsenault, N., and Tyedmers, P. (2008). Scenario modeling potential ecoefficiency gains from a transition to organic agriculture: life cycle perspectives on Canadian canola, corn, soy, and wheat production. *Environmental Management*, 42 (6), 989-1001.

Pretty, J. (2008). Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 447-465.

Quariguasi-Frota-Neto, J., and Bloemhof, J. (2012). An Analysis of the Eco-Efficiency of Remanufactured Personal Computers and Mobile Phones. *Production and Operations Management*, 27(10), 101-114.

Rudenauer, I., Gensch, C.O., Griesshammer, R., and Bunke, D. (2005). Integrated environmental and economic assessment of products and processes e a method for eco-efficiency analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9 (4), 105-116.

Schaltegger, S., and Burritt, R. L. (2000). Contemporary environmental accounting: Issues, concepts and practice. Scheffield: Greenleaf Publishing.

Schaltegger, S., and Sturm, A. (1992). Ecology Induced Management Decision Support. Starting Points for Instrument Formation. WWZ-Discussion Paper No.8914, Basel, Switzerland.

Schaltegger, S., Rikhardsson, P.M., Bouma, J.J., and Bennett, M. (2003). Implementing environmental management accounting. status and challenges. EMANEurope Annual Conference at the Aarhus School of Business, 6. 23-24 Jan.

Todorovic, M., Mehmeti, A., and Cantore, V. (2018). Impact of different water and nitrogen inputs on the eco-efficiency of durum wheat cultivation in Mediterranean environments. *Journal of Cleaner Production*, 183:1276-1288.

Todorovic, M., Mehmeti, A., and Scardigno, A. (2016). Eco-efficiency of agricultural water systems: Methodological approach and assessment at meso-level scale. *Journal of Environmental Management*, 165, 62-71.

Wang, Y., Liu, J., Hansson, L., Zhang, K., and Wang, R. (2011). Implementing stricter environmental regulation to enhance eco-efficiency and sustainability: a case study of Shandong Province's pulp and paper industry, China. *Journal of Cleaner Production*, 19(4), 303-310.

West, T.O., and Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91 (1), 217-232.

Willard, B. (2002). The sustainability advantage: Seven business case benefits of a triple bottom line. Gabriola Island, BC: New Society Publishers.