

Original Article

Environmental Impacts of Urban Agriculture: A Case Study of Urban Farming in Mashhad Using Life Cycle Assessment (LCA)

Received: 2025.04.25
Accepted: 2025.09.28

Amirreza Ghorbanian^{1*}, Mahdi khosrowshiri², Farnoush Fallahpour²,
Mostafa Cheshmi²

¹ Department of Biology,
Faculty of IZMB, University
of Bonn, Bonn, Germany

² Department of
Agrotechnology, Faculty of
Agriculture, Ferdowsi
University of Mashhad,
Mashhad, Iran

EXTENDED ABSTRACT

Introduction: In recent decades, growth of urban population is resulted to numerous challenges in food security and environmental sustainability. Urban agriculture has emerged as one of the effective solutions for achieving sustainable food systems. Given the importance of environmental impacts in urban agriculture, it is essential to use precise scientific methods to assess the sustainability of these systems. This study is aimed to evaluate the environmental impacts of urban agriculture in Mashhad using the Life Cycle Assessment (LCA) method and to minimize the environmental impacts of these systems by optimizing the inputs level.

Material and methods: This research was conducted at Barakat Park urban agriculture site, consisting of nine agricultural plots. Data related to the consumption of fertilizers, water, energy, and other agricultural inputs were collected through field observations. To assess the environmental impacts of these plots, the Life Cycle Assessment (LCA) methodology was employed. Key impact categories such as global warming, acidification, eutrophication, and toxicity potentials were calculated based on standard methods. The relationship between production inputs and the calculated impacts were analyzed with multivariate regression and the final model was used for optimization of inputs level to achieve the minimum environmental impacts.

Results and discussion: The results demonstrated significant variability in environmental impacts across different plots. Plot 8 exhibited the highest environmental impact, mainly due to its small size and inefficient resource management, while Plot 1 had the lowest one, indicating better sustainability practices. Regression analysis revealed that plot size, water consumption, and crop yield were key factors influencing environmental impacts. Optimization results suggested that a plot size of approximately 170 m², with water consumption of 8,400 m³/ha and a yield of 18.3 t/ha, minimized all three major impact categories. Under these conditions, water productivity reached 2.2 kg/m³. Achieving this level of efficiency in urban agriculture, particularly in low-input systems, is feasible through optimized water management and sustainable agricultural practices.

Conclusion: Urban agriculture, despite some environmental challenges, has significant potential for ensuring food security in urban areas. This study highlights the necessity of effective resource management and reducing environmental impacts in urban agriculture, particularly in Mashhad. The findings indicate that optimized resource management can substantially mitigate environmental impacts while enhancing agricultural productivity. In this study, the environmental effects were assessed throughout the agricultural production process. However, one of the key advantages of urban agriculture is its ability to reduce reliance on long food supply chains, which plays a crucial role in minimizing environmental pollution. Additionally, most environmental assessments often overlook the socio-economic benefits of urban agriculture, such as improved community engagement, and enhanced well-being. Considering these aspects in future research—alongside effective management strategies to mitigate negative impacts—can facilitate the sustainable expansion of urban agriculture, particularly in metropolitan areas. The insights from this study can assist policymakers and urban planners in developing strategies for sustainable urban agriculture, enhancing food security, and preserving natural resources.

Keywords: Acidification, Eutrophication, Global warming, Greenhouse gases, Optimization, Water productivity

How to cite this article:

Ghorbanian, A. R.,
khosrowshiri, M.,
Fallahpour, F., and
Cheshmi, M. 2026.
*Environmental Impacts of
Urban Agriculture: A Case
Study of Urban Farming in
Mashhad Using Life Cycle
Assessment (LCA)*. Adv.
Environ. Sci. 24 (2): 381-
402.

* Corresponding Author Email Address: s84aghor@uni-bonn.de
DOI: 10.48308/envs.2025.239638.1503



Copyright: © 2026 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

ارزیابی چرخه حیات (LCA) در کشاورزی شهری: مطالعه موردی بوستان برکت در شهر مشهد

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۲/۰۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۷/۰۶

امیررضا قربانیان^{۱*}، مهدی خسروشیری^۲، فرنوش فلاح پور^۲، مصطفی چشمی^۲

چکیده مبسوط

سابقه و هدف: در سال‌های اخیر، رشد جمعیت شهری چالش‌هایی در تأمین غذا و پایداری محیط‌زیست ایجاد کرده است. کشاورزی شهری به‌عنوان راهکاری مؤثر برای توسعه نظام‌های غذایی پایدار مطرح می‌شود. ارزیابی علمی اثرات زیست‌محیطی این نوع کشاورزی ضروری است تا نقاط ضعف و قوت آن مشخص شده و مدیریت منابع، کاهش مصرف انرژی و آلاینده‌ها بهبود یابد. همچنین با توجه به تنوع نظام‌های تولید، این تحلیل باید متناسب با شرایط محلی انجام شود تا سیاست‌گذاری‌های پایدار و مبتنی بر داده شکل گیرد.

مواد و روش‌ها: در این مطالعه اثرات زیست‌محیطی کشاورزی شهری در بوستان برکت که یک مزرعه اجتماعی در شهر مشهد می‌باشد، با استفاده از ارزیابی چرخه‌ی حیات مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های مربوط به مصرف کود، آب، انرژی و سایر نهاده‌های کشاورزی از ابتدای کشت تا برداشت محصولات به‌صورت میدانی جمع‌آوری گردید. در این مطالعه، شاخص‌های کلیدی مانند پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)، اسیدیفیکاسیون، پرمغذایی و سمیت ارزیابی شدند و درنهایت، شاخص بوم‌شناختی محاسبه شد. به‌علاوه، با برازش مدل رگرسیون چند متغیره، اثر مقدار نهاده‌ها بر گروه‌های تأثیر بررسی و میزان نهاده‌ها برای حصول حداقل پیامدهای محیطی بهینه‌سازی شدند.

نتایج و بحث: نتایج نشان داد که اثرات زیست‌محیطی در کشاورزی شهری بوستان برکت، با توجه به مدیریت کم نهاده آن و تمرکز بر استفاده از آفت‌کش‌های بیولوژیک و کودهای آلی، به‌مراتب کمتر از نظام‌های کشاورزی رایج بود. گرچه اثرات زیست‌محیطی محاسبه شده در قطعات مختلف آن تفاوت‌هایی نشان داد. به‌عنوان مثال قطعه شماره هشت در مقایسه با سایر قطعات اثرات زیست‌محیطی بیشتری را در زمینه انتشار گازهای گلخانه‌ای و پدیده پرمغذایی داشت. از جمله عوامل مؤثر بر این تفاوت می‌توان به مساحت کمتر قطعه، نوع محصولات کشت‌شده و مصرف بیشتر منابع اشاره کرد. همچنین شاخص‌هایی مانند اسیدیفیکاسیون، سمیت و پرمغذایی بوم‌نظام‌های خشکی و آبی نیز در این قطعه بیشتر برآورد شد. تحلیل‌های رگرسیونی نشان داد که کاهش مصرف آب و افزایش عملکرد در قطعات کوچک می‌تواند نقش مؤثری در کاهش پتانسیل گرمایش جهانی و پرمغذایی ایفا کند؛ بنابراین، بهینه‌سازی مصرف نهاده‌ها، انتخاب مناسب محصولات و افزایش بهره‌وری منابع به‌ویژه آب، از مهم‌ترین راهکارها برای کاهش اثرات زیست‌محیطی در کشاورزی شهری است. این یافته‌ها می‌توانند مبنای سیاست‌گذاری‌های محیط‌زیستی و توسعه پایدار در حوزه کشاورزی شهری قرار گیرند.

نتیجه‌گیری: نتایج به‌طور کلی نشان می‌دهد که کشاورزی شهری کم نهاده می‌تواند به عنوان الگویی پایدار در جهت تأمین امنیت غذایی جمعیت شهری معرفی گردد و به منظور حداقل سازی اثرات زیست‌محیطی آن بهینه‌سازی اندازه قطعات، نظارت و مدیریت بر مصرف آب و افزایش بهره‌وری آن، همچنین بهینه‌سازی مصرف نهاده‌ها توصیه می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: اسیدیفیکاسیون، بهره‌وری آب، بهینه‌سازی، پرمغذایی، گازهای گلخانه‌ای، گرمایش جهانی

استناد به این مقاله: قربانیان، الف.

ر.، خسروشیری، م.، فلاح پور، ف.، م.

چشمی. ۱۴۰۵. ارزیابی چرخه حیات

(LCA) در کشاورزی شهری: مطالعه

موردی بوستان برکت در شهر مشهد.

فصلنامه علوم محیطی نوین. ۲۴ (۲):

۴۰۳-۳۸۱

* Corresponding Author Email Address: s84aghor@uni-bonn.de

DOI: 10.48308/envs.2025.239638.1503



مقدمه

در دهه‌های اخیر، رشد سریع شهرنشینی و افزایش جمعیت شهری، مشکلات متعددی را در زمینه تأمین غذا و حفظ پایداری زیست‌محیطی به همراه داشته است (ESA, 2018). همچنین پیش‌بینی می‌شود که تقاضای جهانی برای غذا تا سال ۲۰۵۰ به میزان ۵۰ درصد افزایش یابد (FAO, 2017). علاوه‌براین، با افزایش جمعیت شهری، چالش‌های تأمین غذا پیچیده‌تر شده و هزینه‌های تولید و توزیع مواد غذایی افزایش خواهد یافت. این روند موجب افزایش فشار بر منابع طبیعی و اکوسیستم‌های شهری شده و ضرورت توسعه روش‌های کشاورزی پایدار، به‌ویژه در مناطق شهری، بیش‌ازپیش احساس می‌شود (Fallahpour, 2023; El-Raoui *et al.*, 2018). کشاورزی یکی از عوامل کلیدی در بروز مشکلات زیست‌محیطی نظیر تغییرات اقلیمی، کاهش منابع آبی، مصرف انرژی، تخریب و تغییر کاربری زمین و کاهش تنوع زیستی است (Campbell *et al.*, 2017). همه‌گیری کووید-۱۹ نیز نشان داد که امنیت غذایی جهانی به‌شدت آسیب‌پذیر است و سیستم‌های تأمین غذا باید مقاوم‌تر شوند (Zkik *et al.*, 2023).

در این میان، کشاورزی شهری^۱ به عنوان یکی از راهکارهای مؤثر برای دستیابی به سیستم‌های غذایی پایدار مطرح شده است (Armanda *et al.*, 2019). کشاورزی شهری از مزایای متعددی مانند کاهش مسافت حمل‌ونقل مواد غذایی، افزایش دسترسی به محصولات تازه، بهبود کیفیت محیط‌زیست شهری و ایجاد فرصت‌های اقتصادی و اجتماعی برخوردار است (Barthel & Isendahl, 2013; Orsini *et al.*, 2013). بااین‌حال، این نوع کشاورزی نیز از جمله فعالیت‌های بشر است که می‌تواند با اثرات زیست‌محیطی همراه باشد و مدیریت ناصحیح آن منجر به افزایش این اثرات خواهد شد که خود چالش‌های جدیدی را به اکوسیستم شهری می‌افزاید. برخی از مطالعات در مناطق مختلف جهان نیز

نشان داده‌اند که برخی از انواع کشاورزی شهری ممکن است نسبت به کشاورزی روستایی، منابع را به‌طور ناکارآمدتری مصرف کنند (Tharrey *et al.*, 2020; Goldstein. *et al.*, 2016) و در صورت عدم توجه به اصول پایداری، می‌تواند مشابه روش‌های کشاورزی رایج، اثرات زیست‌محیطی قابل‌توجهی در تولید گازهای گلخانه‌ای، تغییر کاربری زمین، آلودگی منابع آب و کاهش تنوع زیستی داشته باشد (Gliessman, 2021; Foley *et al.*, 2011). اما باید توجه شود که این موضوع عمومیت ندارد زیرا کشاورزی شهری طیف گسترده‌ای از سیستم‌های تولید را شامل می‌شود، از جمله، کشاورزی کم‌نهاد در فضای باز، کشاورزی عمودی، نظام‌های کشت هیدروپونیک (آب‌کشت)، ایروپونیک (هوا کشت) و آکواپونیک (کشت تلفیقی با شیلات) که هر یک از این نظام‌ها، الگوی خاصی از مصرف منابع را دارند (Benis, 2015; Game & Primus, 2018; Ferrão, 2018) و اثرات زیست‌محیطی بسته به نوع نظام تولیدی می‌تواند متغیر باشد. بررسی‌های اخیر نشان داده‌اند که برخی روش‌های کشاورزی شهری، به‌ویژه کشاورزی در محیط‌های کنترل‌شده، گرچه مصرف انرژی بسیار بیشتری نسبت به کشاورزی سنتی دارند (Martin and Molin, 2019; Barbosa *et al.*, 2015) اما تولید در واحد سطح در آن‌ها نیز بسیار بیشتر است و در رویکردهای نوین توسعه شهرهای پایدار در جهت ایجاد نظام‌های غذایی بر مبنای اقتصاد چرخشی مورد توجه قرار گرفته‌اند (Fallahpour, 2023). برای مثال، در یک مزرعه هیدروپونیک شهری، تولید کاهو تا ۱۱ برابر بیشتر از روش‌های کشاورزی رایج برآورد شد (Barbosa *et al.*, 2015). همچنین، در برخی موارد، کشاورزی شهری ممکن است به نهادهای بیشتری وابسته باشد (Corcelli *et al.*, 2019). به‌ویژه زمانی که از روش‌های مبتنی بر نور مصنوعی استفاده می‌شود (Goldstein. *et al.*, 2016)، گرچه (2017)

Cleveland *et al.* گزارش کردند که اثرات زیست محیطی کشاورزی شهری در برخی موارد اغراق آمیز گزارش شده است. (2013) Kulaka *et al.* در مطالعه خود، نشان دادند که استفاده از زمین های محدوده شهری جهت فعالیت های کشاورزی، علاوه بر تولید غذا، می تواند مزایای اکولوژیکی نیز به همراه داشته باشد، اما دستیابی به این مزایا همبستگی زیادی با نحوه مدیریت نظام کشاورزی دارد. همچنین، در یک متاآنالیز از ۱۲۲ مطالعه ارزیابی چرخه حیات در حوزه کشاورزی، (2017) Clune *et al.* گزارش کردند که ردپای کربن در کشاورزی شهری با توجه به نوع محصول و روش تولید، می تواند به طور قابل توجهی متفاوت باشد. با این حال، یکی از چالش های اساسی در پژوهش های مرتبط با ارزیابی چرخه حیات در کشاورزی شهری این است که بیشتر ارزیابی های انجام شده، بر معیارهای اقتصادی و اجتماعی متمرکز بوده و جنبه های زیست محیطی به اندازه کافی مورد توجه قرار نگرفته اند (Hamilton *et al.*, 2014). در همین راستا (Weidner *et al.*, 2019) گزارش کردند که ۷۵ درصد از مطالعات ارزیابی چرخه حیات در کشاورزی شهری از داده های واقعی استفاده نکرده اند و ۴۰ درصد از آن ها داده های مربوط به کشاورزی کلاسیک را به کشاورزی شهری تعمیم داده اند. این موضوع می تواند دقت و اعتبار ارزیابی ها را در این حوزه کاهش دهد و ضرورت انجام مطالعات با استفاده از داده های واقعی را جهت تحلیل جامع و مقایسه نظام های کشاورزی شهری نشان دهد.

ارزیابی چرخه حیات^۲ روشی استاندارد برای سنجش اثرات زیست محیطی نظام های تولید از جمله کشاورزی است. این روش می تواند تمامی مراحل تولید، از استخراج مواد اولیه تا پایان چرخه عمر محصول را در نظر گرفته و اثرات زیست محیطی را به طور جامع برآورد کند (ISO14040, 2006). این روش به شناسایی «نقاط داغ»^۳ در تولید محصولات کشاورزی کمک کرده و امکان

مقایسه نظام های مختلف تولید را از نظر مسائل زیست محیطی فراهم می کند (Parajuli *et al.*, 2019). امروزه ارزیابی چرخه حیات در تحلیل کشاورزی شهری نیز مورد توجه قرار گرفته است (Martin & Molin, 2014; Fisher & Karunanithi, 2019). ارزیابی چرخه حیات شامل چهار مرحله اصلی است (ISO 14040, 2006). ابتدا، در مرحله تعریف هدف و دامنه، مشخص می شود که چه جنبه هایی از فرآیند یا محصول مورد بررسی قرار می گیرد و چه محدوده ای دارد، در مرحله ممیزی چرخه حیات، اطلاعاتی در مورد میزان مصرف انرژی، مواد اولیه و انتشار آلاینده ها گردآوری می شود. سپس، در مرحله ارزیابی اثرات، این داده ها دسته بندی شده و اثرات آن ها بر محیط زیست محاسبه می شود. در نهایت و در مرحله آخر، نتایج تفسیر و داده ها مورد تحلیل قرار می گیرند تا به درک بهتری از اثرات زیست محیطی برسیم. همچنین، در این مرحله مطالعه، به دقت مورد بررسی قرار گرفته و راهکارهایی برای بهبود ارائه می شود. داده های مورد نیاز برای این فرآیند می توانند از طریق اندازه گیری های واقعی یا پایگاه های اطلاعاتی مثل GaBi و EcoInvent به دست آیند. از آنجا که ارزیابی چرخه حیات یک فرآیند پویا و تکرارشونده است، در طول بررسی ممکن است با دسترسی به اطلاعات دقیق تر یا به روزتر، داده های جدیدی به تحلیل اضافه شوند. همچنین، در صورت شناسایی نواقص یا نیاز به بهبود روش شناسی، بخش هایی از مطالعه مورد بازبینی و اصلاح قرار می گیرند تا نتایج نهایی با دقت و اعتبار بیشتری ارائه شوند (ISO 14040, 2006).

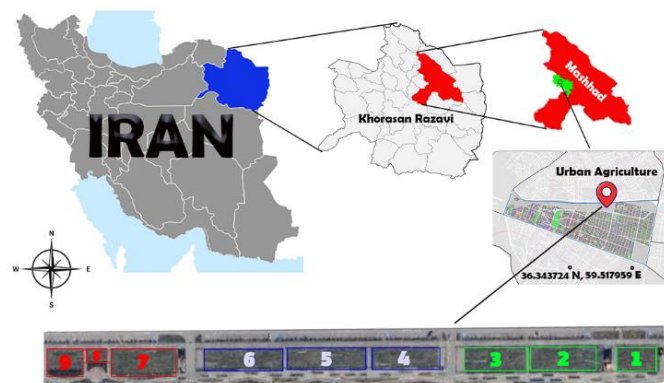
با توجه به چالش های زیست محیطی که اکوسیستم های شهری به ویژه کلان شهرها با آن مواجه هستند، ارزیابی اثرات زیست محیطی احتمالی این نظام های کشت و مقایسه آن با نظام های معمول کشاورزی در خارج از محیط شهری می تواند در برنامه ریزی شهری و مدیریت بهتر این نظام ها مؤثر باشد. گرچه این روش به طور

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش در سال زراعی ۱۴۰۳ در مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت و در فصل کشت بهار و تابستان اجرا شد. بوستان برکت به عنوان نخستین نمونه رسمی کشاورزی شهری اجتماعی در ایران، در کلان‌شهر مشهد احداث شده و هدف آن توسعه پایدار شهری، ارتقای کیفیت زندگی شهروندان و ترویج الگوهای نوین در تولید غذا در بستر شهر است. این بوستان با وسعتی حدود ۱/۵ هکتار، در مختصات جغرافیایی ۵۹ درجه و ۵۱ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۳۴ دقیقه عرض شمالی و در ارتفاع ۱۰۵۵ متر از سطح دریا قرار گرفته است. موقعیت جغرافیایی آن در حدفاصل بلوارهای سیدرضی و دانشجو و در حاشیه بزرگراه امام علی (ع) قرار دارد که دسترسی آسان شهروندان به آن را فراهم می‌سازد. مزرعه مورد مطالعه شامل ۹ قطعه زمین بود که در شکل با شماره‌های ۱ تا ۹ مشخص شده است (شکل ۱).

گسترده در سایر نظام‌های کشاورزی مورد استفاده قرار گرفته است، ولی مطالعات در ارزیابی چرخه حیات در کشاورزی شهری به خصوص در کشورهای در حال توسعه به دلیل عدم دسترسی به داده‌های تجربی، بسیار محدود است (Sanyé-Mengual et al., 2015b). در شهر مشهد به عنوان یکی از کلان‌شهرهای ایران، در سال‌های اخیر اقدامات نوآورانه‌ای در جهت توسعه کشاورزی شهری با همکاری شهرداری مشهد و دانشگاه فردوسی مشهد انجام شده و اولین سایت کشاورزی شهری اجتماعی در این شهر با همکاری حدود ۳۰۰ شهروند در قالب کشت پارک بوستان برکت در سال ۱۴۰۰ در این شهر به بهره‌برداری رسیده است؛ بنابراین، هدف از این پژوهش مطالعه اثرات زیست‌محیطی احتمالی کشاورزی شهری در یک بستر واقعی بود تا بتواند در توسعه پایدار کشاورزی شهری و بهبود روش‌های مدیریتی در سال‌های آتی مورد کاربرد قرار گیرد.



شکل ۱- نقشه مزرعه کشاورزی شهری مورد مطالعه در شهر مشهد

Fig. 1 - Map of the studied urban farm in Mashhad

تعیین مرزهای سیستم

در این مطالعه، مرزهای سیستم در قالب عملیات انجام شده در محدوده مزرعه تعیین شدند و ارزیابی اثرات زیست‌محیطی از زمان ورود نهاده‌ها به مزرعه و در طی فرایندهای کاشت، داشت و برداشت محصول مورد بررسی قرار گرفتند. انتشار آلاینده‌های حاصل از مصرف

نهاده‌ها (کود و سموم)، مصرف سوخت در ماشین‌آلات کشاورزی و فرآیندهای پس از برداشت محصولات اندازه‌گیری شد. مراحل پس از برداشت شامل توزیع، مصرف و مدیریت پسماند که به حمل‌ونقل، نگهداری و هدررفت محصولات غذایی مربوط می‌شوند، در این پژوهش لحاظ نشد. واحد کارکردی در این مطالعه بر

اساس واحد عملکرد (تن بر هکتار) تعیین شد و محاسبات براین اساس صورت گرفت.

مدیریت زراعی و جمع آوری داده‌ها

مدیریت زراعی در نه قطعه زمین با الگوی مدیریتی یکسان و به صورت کم نهاده و با حداقل مصرف نهاده‌های شیمیایی انجام شد. تنوع محصولات کشت‌شده در قطعات قابل توجه

بود و در تمام قطعات مورد مطالعه گیاهان ذرت، نعنا، توت‌فرنگی، آفتابگردان، لوبیا سبز، فلفل دلمه‌ای، فلفل سوزنی، خیار، کدو، بادمجان، گوجه‌فرنگی، تربچه، ریحان، شوید و گشنیز به صورت مشترک کشت شدند و همچنین برخی گیاهان تنها در تعداد محدودی از قطعات کشت شدند (جدول ۱).

جدول ۱- محصولات اختصاصی کشت‌شده در هر قطعه (محصولاتی که در سایر قطعات مشترک نبودند)

Table 1- Specific crops cultivated in each plot (not common across all plots)

قطعه ۱ Plot No. 1	قطعه ۲ Plot No. 2	قطعه ۳ Plot No. 3	قطعه ۴ Plot No. 4	قطعه ۵ Plot No. 5	قطعه ۶ Plot No. 6	قطعه ۷ Plot No. 7	قطعه ۸ Plot No. 8	قطعه ۹ Plot No. 9
-	سیب‌زمینی Potato	سیب‌زمینی Potato	سیب‌زمینی Potato	سیب‌زمینی Potato	سیب‌زمینی Potato	-	-	-
-	طالبی Cantaloupe	طالبی Cantaloupe	طالبی Cantaloupe	طالبی Cantaloupe	-	-	طالبی Cantaloupe	طالبی Cantaloupe
تره Chive	تره Chive	تره Chive	-	-	-	-	تره Chive	تره Chive
-	هندوانه Watermelon	خربزه Melon	خربزه Melon	-	هندوانه Watermelon	هندوانه Watermelon	-	هندوانه Watermelon
-	گل‌گاوزبان Borage	-	-	-	گل‌گاوزبان Borage	-	-	-

در طول فصل کشت، جهت مدیریت آفات از روش‌های کنترل غیرشیمیایی مانند استفاده از کنترل بیولوژیک (رهاسازی زنبورهای براکون)، محلول‌پاشی با استفاده از باکتری‌های باسیلوس، استفاده از تله‌های نوری و فرمونی و همچنین استفاده از سموم گیاهی مانند سم تنداکسیر انجام شد. در ماه‌های تیر و مرداد با توجه به افزایش آلودگی به کنه تارتن دونقطه‌ای (*Tetranychus urticae*)، سه دوره محلول‌پاشی با استفاده از سم معدنی-گیاهی کاورینو ام (Caverino M) صورت گرفت. جهت پیشگیری و مدیریت بیماری‌های قارچی، از قارچ‌کش‌های مورد تأیید در کشاورزی ارگانیک از جمله قارچ‌کش تریکومیکس استفاده

شد. تغذیه گیاهی بر اساس آزمون‌های دوره‌ای خاک و عمدتاً از طریق مصرف کودهای آلی شامل کود مرغی، کودهای معدنی و کود جلبک صورت گرفت. جهت رفع برخی از کمبودهای احتمالی، در طول فصل کشت با توجه به نیاز گیاهان، محل پاشی ریزمغذی‌ها و آمینواسید نیز انجام شد. داده‌ها به صورت میدانی، از طریق مشاهده مستقیم و نمونه‌برداری در طول فصل جمع‌آوری شدند. مصرف سوخت در عملیات زراعی مختلف شامل مراحل آماده‌سازی زمین، محلول‌پاشی و آبیاری برآورد شد. میزان مصرف نهاده‌های مختلف با توجه به ویژگی‌های هر قطعه متفاوت بود (جدول ۲).

جدول ۲- مشخصات زراعی و میزان مصرف نهاده‌های کشت بهاره در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Table 2 - Agricultural Characteristics and Input Consumption in spring cultivation in Urban Farming Plots of Barakat Park

شماره قطعه Plot No.	مساحت Area (m ²)	آب مصرفی Water consumption amount (m ³ / ha)	سموم Pesticides		کود مرغی Poultry manure (Kg/ ha)	سوخت مصرفی (بنزین و گازوئیل) Fuel consumption (gasoline and diesel) (Lit/ ha)	عملکرد کل محصولات (Ton/ ha)
			آفت‌کش غیر شیمیایی Insecticides (Lit/ ha)	قارچ‌کش غیر شیمیایی Fungicides (g/ ha)			
قطعه ۱ Plot No. 1	753.9	9328	3.263	1064.7	24.5	166.5	9.2
قطعه ۲ Plot No. 2	1400.3	10356.2	3.158	894.7	23.7	156.6	14.2
قطعه ۳ Plot No. 3	1106.7	10738.6	3.271	926.5	24.5	175.7	18.3
قطعه ۴ Plot No. 4	901.1	8875.7	3.262	1323.2	65.8	162.2	8.6
قطعه ۵ Plot No. 5	1027.2	9316.8	3.271	1323.2	65.8	166.7	12.3
قطعه ۶ Plot no. 6	1109.7	10000	3.271	1323.2	65.8	166.6	12.6
قطعه ۷ Plot No. 7	941.5	12441.7	3.270	1868.4	74.5	166.6	16.8
قطعه ۸ Plot No. 8	169.2	12411.3	3.250	1870.3	74.5	166.5	2.1
قطعه ۹ Plot No. 9	500.6	8394.9	3.276	1868.4	74.5	166.5	6

آنالیز ممیزی چرخه حیات

در این مرحله، کلیه نهاده‌های مصرف‌شده و آلاینده‌های منتشرشده تعیین و برحسب واحد کارکردی (یک تن محصول) محاسبه شد (Fallahpour et al., 2012). برای ارزیابی هر شاخص از قبیل پتانسیل گرمایش جهانی^۴،

پتانسیل اسیدیفیکاسیون^۵ و پتانسیل پرغذایی^۶ ضرایب مشخصه (CF) تعریف و از روش پیشنهادی برنتروپ و همکاران (Brentrop et al., 2004) برای انجام این ارزیابی استفاده شد (جدول ۳).

جدول ۳- ضرایب مشخصه (CF) هر شاخص
Table 3- Characterization factors (CF) of each Index

پتانسیل گرمایش جهانی (معادل CO ₂ در هر کیلوگرم) Global warming potential (in kg CO ₂ equivalents per kg)	
کربن دی اکسید (CO ₂)	1
متان (CH ₄)	21
نیتروز اکسید (N ₂ O)	310
پتانسیل اسیدیفیکاسیون (معادل SO ₂ در هر کیلوگرم) Acidification (in kg SO ₂ equivalents per kg)	
سولفور اکسید (SO ₂)	1
اکسیدهای نیتروژن (NO _x)	0.28
آمونیاک (NH ₃)	1.3
پتانسیل پرغذایی بوم نظام های خشکی (معادل NO _x در هر کیلوگرم) Terrestrial eutrophication potential (in kg NO _x equivalents per kg emission)	
اکسیدهای نیتروژن (NO _x)	1
آمونیاک (NH ₃)	5
پتانسیل پرغذایی بوم نظام های آبی (معادل P ₂ O ₅ در هر کیلوگرم) Aquatic eutrophication potential (in kg P ₂ O ₅ equivalents per kg emission)	
فسفر پنتا اکسید (P ₂ O ₅)	1
نیترات (NO ₃)	0.1
اکسیدهای نیتروژن (NO _x)	0.13
آمونیاک (NH ₃)	0.35
نیتروژن (N)	0.42
نیترات-نیتروژن (NO ₃ - N)	0.42

اثرات زیست‌محیطی برای هر واحد کارکردی با ضرب هر گروه تأثیر در ضریب مشخصه مربوطه (CF) با استفاده از معادله ۱ تعیین شد.

$$IC_i = \sum (E_j) \times CF_{ij} \quad (1)$$

که در آن IC_i (به عنوان واحد کارکردی) مقدار شاخص به ازای واحد کارکردی در ضریب تأثیر مربوطه ضرب شدند؛ E_j مقدار مصرف منبع j یا مصرف منبع j به ازای واحد کارکردی است و CF_{ij} ضریب تأثیر مربوطه برای انتشار یا مصرف منبع j و IC_i میزان تأثیر گروه i ام می‌باشند. برای مقایسه شاخص‌ها، نتایج نرمال شدند. در جریان

نرمال‌سازی، نتایج شاخص به ازای واحد کارکردی، مطابق با معادله (۲)، به نتایج شاخص مربوطه برای ناحیه مرجع تعریف‌شده مرتبط شدند.

$$N_i = \frac{I_i}{NV_i} \quad (2)$$

که در این معادله، N_i مقدار نرمال شده شاخص گروه مؤثر i به ازای واحد کارکردی تعریف‌شده (هر یکتا محصول)، I_i مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص گروه مؤثر i (به ازای یکتا محصول) و NV_i مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشند. جدول ۴ مقادیر نرمال‌سازی^۷ را برای انواع گروه‌ها بر اساس استانداردهای اروپا نشان می‌دهد (Brentup *et al.*, 2004).

جدول ۴- مقادیر نرمال‌سازی (NV) برای دسته‌های مختلف تأثیر (مقادیر شاخص به ازای هر نفر در اروپا)
Table 4- Normalization values (NV) for the different impact categories (indicator values per person in Europe)

گروه مؤثر	زیرگروه	واحد	ضریب نرمال‌سازی
Impact category	Impact sub-category	Unit	NV ^e Europe
	مصرف فسفات Phosphate consumption	kg P ₂ O ₅	766
تخلیه منابع غیرقابل تجدید Abiotic resources	مصرف پتاس Potash consumption	Kg K ₂ O	8.14
	مصرف سوخت‌های فسیلی Fossil fuel consumption	MJ	1.33 × 10 ⁵
کاربری زمین Land use	کاربری منطقه‌ای زمین Land use, Continental region	ha yr	1.86 × 10 ⁴
تغییر اقلیم Climate change		kg CO ₂ -equiv.	9.73 × 10 ³
	انسان Human	Daly (disability-adjusted life year)	7.50 × 10 ⁻³
سمیت Toxicity	بوم نظام‌های خاکی Terrestrial eco-toxicity	kg 1,4 DCB-equiv.	1.15 × 10 ²
	بوم نظام‌های آبی Aquatic eco-toxicity	kg 1,4 DCB-equiv.	2.88 × 10 ⁵
اسیدیفیکاسیون Acidification		kg SO ₂ -equiv.	47.7
	بوم نظام‌های خاکی Terrestrial eco-toxicity	kg NO _x -equiv.	60.7
پرغذایی Eutrophication	بوم نظام‌های آبی Aquatic eco-toxicity	kg PO ₄ -equiv.	8.56

مدل رگرسیون سپس در معرض حذف گام به گام^{۱۰} متغیرها قرار گرفت تا در نهایت، مدلی با بالاترین قدرت پیش‌بینی به دست آید. مدل نهایی بر اساس شاخص‌های آماری از نظر قدرت برازش (R^2 , R^2_{adj})، عدم وجود چند هم خطی^{۱۱} (VIF^{12} ضریب تورم واریانس) و مستقل بودن واریانس خطا (شاخص دوربین واتسون^{۱۳}) ارزیابی شد. پس از اطمینان از صحت آماری، از مدل رگرسیون نهایی برای بهینه‌سازی مقادیر نهاده‌ها برای به حداقل رساندن اثرات محیطی (حداقل شدن مقدار گروه‌های تأثیر) استفاده شد. محاسبات رگرسیون در محیط Minitab ver. 22 انجام شده و بهینه‌سازی با الگوریتم Optimizer نرم‌افزار صورت گرفت.

نتایج و بحث

میانگین اندازه نه قطعه تحت بررسی در این پژوهش حدود ۸۸۰ مترمربع و میانگین عملکرد اقتصادی از مجموع گیاهان کشت‌شده در هر قطعه حدود ۱/۱ کیلوگرم در مترمربع بود که نشان می‌دهد برای تولید هر کیلوگرم محصول در این سیستم کشاورزی شهری به حدود ۰/۹ مترمربع زمین نیاز است که برای صیفی‌جات با مدیریت کم نهاده عدد قابل قبولی است.

پتانسیل گرمایش جهانی

در این مطالعه مشاهده شد که بیشترین میزان انتشار دی‌اکسید کربن (CO_2) مربوط به قطعه هشت با ۱۱۰۲ کیلوگرم CO_2 معادل بوده است، درحالی‌که کمترین میزان انتشار CO_2 در قطعه یک با ۵۲۴ کیلوگرم CO_2 معادل ثبت شد. علاوه بر این، بیشترین میزان انتشار متان (CH_4) در قطعه هشت با ۲/۷۷ کیلوگرم CO_2 معادل مشاهده شد، درحالی‌که کمترین میزان انتشار CH_4 در قطعه یک با ۱/۳۱ کیلوگرم CO_2 معادل ثبت گردید. در مورد انتشار نیتروز اکسید (N_2O) نیز، بیشترین مقدار انتشار مربوط به قطعه هشت با ۰/۳۵ کیلوگرم CO_2 معادل بود، درحالی‌که کمترین میزان انتشار در قطعه یک با ۰/۱۷ کیلوگرم CO_2 معادل مشاهده شد (جدول ۵).

در نهایت، مقایسه وزن‌دهی شاخص‌های نرمال‌سازی شده با استفاده از معادله ۳ انجام شد تا شدت تأثیر زیست‌محیطی آن‌ها مشخص شود.

$$WFi = \frac{Ci}{Ti} \quad (3)$$

که در آن WFi وزن شاخص i ، Ci مقدار فعلی شاخص و Ti مقدار هدف برای شاخص i است. در مرحله نهایی، یک شاخص زیست‌محیطی به نام شاخص بوم‌شناختی^۸ که معیار نهایی در ارزیابی چرخه حیات است، به صورت زیر محاسبه شد:

$$EcoX = \sum N_i \times WFi \quad (4)$$

که در آن شاخص بوم‌شناختی به عنوان شاخص زیست‌محیطی بوم شناخت به ازای واحد کارکردی (یک تن محصول)، N_i مقدار نرمال شده برای هر گروه مؤثر و WFi وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i می‌باشد. لازم به ذکر است که بر اساس دستورالعمل ISO (۲۰۰۶) نرمال‌سازی، وزن دهی و محاسبه $EcoX$ اختیاری محسوب می‌شوند. در این پژوهش برای کامل شدن مراحل ارزیابی محاسبات فوق بر اساس مقادیر ارائه شده برای اروپا انجام گرفت زیرا در حال حاضر ضرایب منطقه‌ای (برای آسیا یا ایران) در اختیار نمی‌باشد.

بهینه‌سازی سیستم تولید و کاهش پیامدهای محیطی

برای شناسایی تأثیر نهاده‌های تولید بر گروه‌های تأثیر، از مدل رگرسیون چند متغیره استفاده شد. به این منظور ابتدا تمام نهاده‌های مصرف‌شده در هر یک از قطعات تحت بررسی (جدول ۲) به عنوان متغیرهای مستقل و مقادیر محاسبه شده برای هر یک از گروه‌های تأثیر (پتانسیل گرمایش جهانی، پتانسیل پرغذایی، پتانسیل اسیدی شدن و...) به عنوان متغیر وابسته در مدل رگرسیون چند جمله درجه ۲^۹ وارد شدند (معادله ۵).

$$Y_i = \sum_{i=1}^n X_i + \sum_{i=1}^n X_i^2 \quad (5)$$

که در آن Y_i گروه تأثیر i ام و X_i نهاده i ام می‌باشند. این

جدول ۵- مقایسه میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای (CO₂, CH₄ و N₂O) در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Table 5- Comparison of Greenhouse Gas Emissions (CO₂, CH₄ and N₂O) in Urban Agriculture Plots of Barakat Park

گرمايش جهاني Global warming	قطعه ۱ Land 1 (ton)	قطعه ۲ Land 2 (ton)	قطعه ۳ Land 3 (ton)	قطعه ۴ Land 4 (ton)	قطعه ۵ Land 5 (ton)	قطعه ۶ Land 6 (ton)	قطعه ۷ Land 7 (ton)	قطعه ۸ Land 8 (ton)	قطعه ۹ Land 9 (ton)
کربن دی‌اکسید (CO ₂)	524.03	770.45	810.77	854.23	675.03	829.30	592.34	1102.5	838.988
متان (CH ₄)	1.318	1.938	2.039	2.148	1.697	2.086	1.489	2.773	2.11
نیتروژن اکسید (N ₂ O)	0.171	0.251	0.264	0.278	0.22	0.27	0.193	0.359	0.273
کل (معادل CO ₂) (equ Total)	525.52	772.63	813.08	856.66	676.94	831.66	594.02	1105.6	841.37

به‌طور کلی، قطعه هشت بیشترین پتانسیل گرمایش جهانی را با انتشار ۱۱۰۵ کیلوگرم CO₂ به ازای هر تن محصول داشت. یکی از عوامل تفاوت در میزان پتانسیل گرمایش جهانی، مساحت قطعات است و از آنجا که قطعه هشت کمترین مساحت را داشت، این شاخص در آن بیشتر برآورد شد. از سوی دیگر، طراحی سیستم کشاورزی، نوع و تعداد محصولات کشت‌شده در هر قطعه نیز می‌تواند تأثیر مستقیمی بر میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای داشته باشد (Poore & Nemecek, 2018)؛ بنابراین، حتی با مصرف نهاده‌های مشابه، این عوامل به‌طور قابل‌توجهی می‌توانند باعث تفاوت در میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای شوند. Goldstein et al. (2016) نیز گزارش کردند که کشاورزی شهری می‌تواند در برخی شرایط گازهای گلخانه‌ای بیشتری منتشر کند.

پتانسیل اسیدیفیکاسیون

نتایج این مطالعه نشان داد که گاز دی‌اکسید گوگرد (SO₂) در مقایسه با سایر گازها اصلی‌ترین عامل در احتمال اسیدی شدن بود و بیشترین پتانسیل اسیدی شدن در قطعه چهار با ۲/۶ کیلوگرم SO₂ به ازای هر تن انتشار مشاهده شد، درحالی‌که کمترین میزان پتانسیل اسیدی شدن مربوط به قطعه یک با ۱/۲۳ کیلوگرم SO₂ معادل بود. علاوه‌براین، بیشترین میزان اکسیدهای نیتروژن (NO_x) در قطعه چهار

با ۵/۸۸ کیلوگرم SO₂ معادل مشاهده شد، درحالی‌که کمترین میزان انتشار NO_x در قطعه یک با ۲/۸ کیلوگرم SO₂ معادل ثبت گردید. در مورد انتشار آمونیاک (NH₃) نیز، بیشترین مقدار انتشار مربوط به قطعات سه و چهار با ۱۰×^{-۸} ۴۳/۳۴ کیلوگرم SO₂ معادل بود، درحالی‌که کمترین میزان انتشار در قطعات یک و شش با ۱۰×^{-۸} ۲۳/۸۰ کیلوگرم SO₂ معادل مشاهده شد (جدول ۶). در مطالعه حاضر از آنجا که مدیریت بر اساس نظام کشاورزی کم‌نهاد و حداقل استفاده از کودهای شیمیایی صورت گرفت، پتانسیل اسیدی شدن عمدتاً به مصرف سوخت‌های فسیلی در ادوات کشاورزی مربوط بود. (2016) Goldstein et al. نیز نشان دادند که فرآیندهای احتراق سوخت‌های فسیلی و استفاده از کودهای شیمیایی در سیستم‌های کشاورزی شهری می‌تواند انتشار گازهای SO₂ و NO_x را افزایش دهد. استفاده از کودهای نیتروژنی از جمله کودهای آلی همچون کود مرغی نیز می‌تواند در افزایش پتانسیل اسیدی شدن محیط نقش داشته باشد (Poore & Nemecek, 2018). (Dorr et al., 2021) نیز به طور مشابه گزارش کردند که کشاورزی شهری می‌تواند از طریق استفاده از کودهای نیتروژنی و آلاینده‌های ناشی از فرآیندهای احتراق سوخت باعث اسیدیفیکاسیون محیط شود.

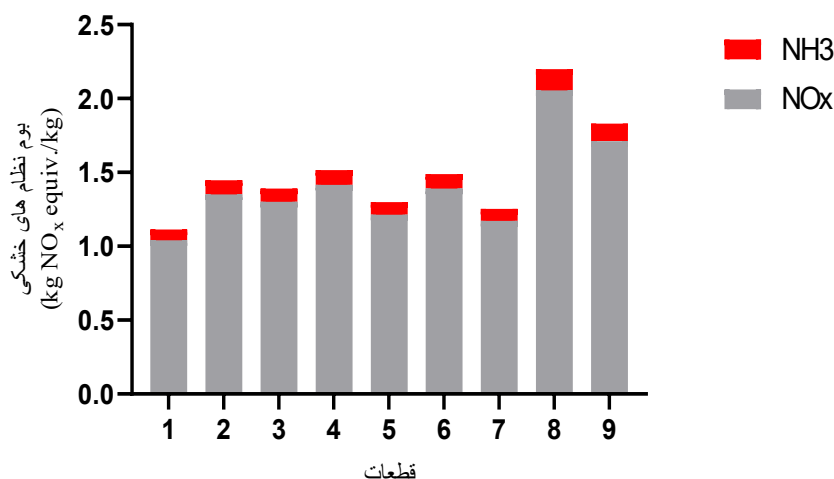
جدول ۶- مقایسه میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای (NO_x و NH₃، SO₂) در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Table 6- Comparison of Greenhouse Gas Emissions (SO₂, NH₃ and NO_x) in Urban Agriculture Plots of Barakat Park

	قطعه ۱	قطعه ۲	قطعه ۳	قطعه ۴	قطعه ۵	قطعه ۶	قطعه ۷	قطعه ۸	قطعه ۹
اسیدیفیکاسیون	Land 1	Land 2	Land 3	Land 4	Land 5	Land 6	Land 7	Land 8	Land 9
Acidification	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)	(ton)
سولفور اکسید (SO ₂)	1.239	2.038	2.563	2.601	1.753	1.929	1.504	1.936	1.822
اکسیدهای نیتروژن (NO _x)	2.804×10^{-6}	4.613×10^{-6}	5.8×10^{-6}	5.887×10^{-6}	3.968×10^{-6}	4.366×10^{-6}	3.404×10^{-6}	4.382×10^{-6}	4.124×10^{-6}
آمونیاک (NH ₃)	23.807×10^{-8}	39.16×10^{-8}	43.349×10^{-8}	43.349×10^{-8}	33.685×10^{-8}	23.807×10^{-8}	37.065×10^{-8}	37.2×10^{-8}	35×10^{-8}
کل Total	≈ 1.24	≈ 2.039	≈ 2.564	≈ 2.602	≈ 1.754	≈ 1.929	≈ 1.505	≈ 1.937	≈ 1.823

پتانسیل پرغذایی بوم نظام‌های خشکی^{۱۴}

نتایج این مطالعه نشان داد که قطعه هشت بیشترین سهم را در پتانسیل پرغذایی بوم نظام‌های خشکی با مقدار ۲/۰۵ کیلوگرم NO_x معادل و ۰/۱۴ کیلوگرم NH₃ معادل داشته است. در مقابل، قطعه یک کمترین سهم با مقدار

۱/۰۴ کیلوگرم NO_x معادل و ۰/۰۷ کیلوگرم NH₃ معادل در این شاخص را داشت. در این میان، اکسیدهای نیتروژن (NO_x) بیشترین تأثیر را بر پرغذایی خشکی داشتند، درحالی‌که آمونیاک (NH₃) تأثیر کمتری داشت (شکل ۲).



شکل ۲- مقایسه میزان اثرات انتشار گازهای گلخانه‌ای (NO_x و NH₃) در بوم نظام‌های خشکی در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Fig. 2 - Comparison of Greenhouse Gas Emissions (NO_x and NH₃) in Terrestrial Environment in Urban Agriculture Plots of Barakat Park

پرغذایی بوم نظام‌های خشکی شامل افزایش نامطلوب زیست‌توده تحت تأثیر افزایش ورودی مواد غذایی می‌باشد. این یافته‌ها مشابه با نتایج Withers *et al.* (2014) است که نشان داد افزایش ورودی مواد معدنی از قبیل نیتروژن و

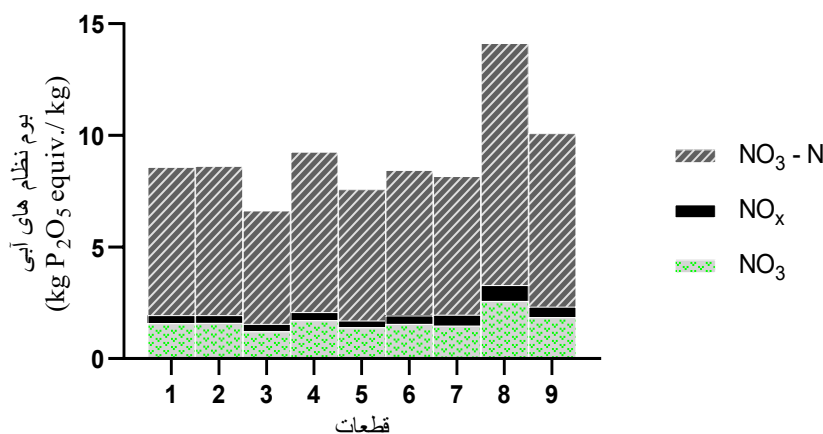
فسفر می‌تواند باعث پرغذایی در بوم‌نظام‌های خشکی شود. همچنین، گزارش شده است که استفاده از کودهای نیتروژنی در کشاورزی می‌تواند باعث افزایش غلظت اکسیدهای نیتروژن در خاک شود که به نوبه خود، باعث

کیلوگرم P_2O_5 ، $2/58$ کیلوگرم NO_3 ، $0/7$ کیلوگرم NO_x و $10/83$ کیلوگرم $NO_3 - N$ معادل نشان داد، از طرفی قطعه پنج کمترین میزان پرغذایی آبی را با مقدار $0/37$ کیلوگرم P_2O_5 ، $1/4$ کیلوگرم NO_3 ، $2/98$ کیلوگرم NO_x و $10/83$ کیلوگرم $NO_3 - N$ معادل نشان داد (شکل ۳). پرغذایی بوم نظام‌های آبی فرآیندی است که در آن مواد مغذی اضافی، به ویژه نیتروژن و فسفر، به اکوسیستم‌های آبی وارد می‌شوند و باعث افزایش رشد جلبک‌ها و سایر گیاهان آبی می‌گردند. رشد بیش‌ازحد جلبک‌ها، باعث کاهش میزان نور خورشید و محدود شدن دسترسی به منابع غذایی برای سایر موجودات آبی می‌شود (EEA, 1998).

رشد بیش‌ازحد گیاهان و کاهش تنوع زیستی در بوم‌نظام‌های خشکی می‌شود (Poore & Nemecek, 2018). این فرآیند باعث تغییرات در ترکیب گیاهی و ساختار اکوسیستم می‌شود که در نهایت به کاهش تنوع زیستی و آسیب به کارکرد اکوسیستم‌ها منتهی می‌گردد. به‌ویژه در مناطق کشاورزی که ورودی‌های نیتروژن و فسفر بیشتر هستند، این اثرات برجسته‌تر می‌باشد و برای کاهش آن‌ها نیاز به مدیریت منابع و کاهش ورودی‌های اضافی مواد غذایی است (Withers et al., 2014).

پتانسیل پرغذایی بوم نظام‌های آبی^{۱۵}

قطعه هشت بیشترین میزان پرغذایی آبی را با مقدار $0/08$



شکل ۳- مقایسه میزان اثرات انتشار گازهای گلخانه‌ای (NO_3 ، $NO_3 - N$ و NO_x) در بوم نظام‌های آبی در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت

Fig. 3 - Comparison of Greenhouse Gas Emissions (NO_x , $NO_3 - N$ and NO_3) in Aquatic Environment in Urban Agriculture Plots of Barakat Park

بهبوددهنده رشد، سموم مورد استفاده برای حفاظت از گیاهان و آلاینده‌های معدنی مانند اکسیدهای نیتروژن، آمونیاک و دی‌اکسید گوگرد هستند (Brentrop et al., 2004). با توجه به این که در بوستان برکت مدیریت آفات و بیماری‌های گیاهی در بخش کشاورزی شهری بر اساس استفاده از ترکیبات غیرشیمیایی، سموم زیستی و عوامل کنترل بیولوژیک صورت گرفت، به‌علاوه، تغذیه گیاهی عمدتاً با استفاده از کودهای آلی انجام شد، مقادیر برآورد شده در رابطه با پتانسیل سمیت فعالیت کشاورزی محدود بود.

پتانسیل سمیت^{۱۶}

نتایج این مطالعه نشان داد که میزان سمیت بوم نظام‌های آبی^{۱۷} در بین قطعات مختلف متغیر بوده و بیشترین مقدار آن در قطعه هشت با 115 کیلوگرم ثبت شده است، درحالی‌که کمترین مقدار در قطعه یک با $67/9$ کیلوگرم مشاهده شد. همچنین، میزان سمیت بوم نظام‌های آب شیرین^{۱۸} نشان داد که قطعه هشت با $49/9$ کیلوگرم بالاترین مقدار را داشته، درحالی‌که کمترین میزان در قطعه یک با $28/3$ کیلوگرم مشاهده شد (جدول ۷). در مطالعات کشاورزی، آلاینده‌ها عمدتاً شامل انواع کودهای

جدول ۷- مقایسه میزان سمیت در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Table 7- Comparison of Toxicity in Urban Agriculture Plots of Barakat Park

سمیت Toxicity	قطعه ۱ Land 1	قطعه ۲ Land 2	قطعه ۳ Land 3	قطعه ۴ Land 4	قطعه ۵ Land 5	قطعه ۶ Land 6	قطعه ۷ Land 7	قطعه ۸ Land 8	قطعه ۹ Land 9
سمیت بوم نظام‌های آبی Marine ecotoxicity (kg)	67.9	105	108	108	91.1	102	68.8	115	101
سمیت سرطان‌زایی Human Carcinogenic Toxicity (Person/Year)	1.06×10^{-6}	1.39×10^{-6}	1.28×10^{-6}	1.32×10^{-6}	1.14×10^{-6}	1.29×10^{-6}	1.04×10^{-6}	1.77×10^{-6}	1.33×10^{-6}
سمیت بوم نظام‌های آب شیرین Freshwater Ecotoxicity(kg)	28.3	43.1	43.5	44.4	37.7	42.1	29.8	49.9	42.2
تریفلورالین Trifluralin(mg)	0.655	1010	1800	1340	1240	2180	1700	2440	4450

شاخص‌های وزن‌دهی

نتایج این مطالعه نشان داد که کشاورزی شهری در مشهد در دسته‌های مختلفی از جمله خدمات بوم نظامی^{۱۹}، دسترسی به آب^{۲۰}، تنوع زیستی^{۲۱}، فناوریهای زیرساختی^{۲۲}، سلامت انسانی^{۲۳} و توانایی بالقوه تخلیه منابع غیرزنده^{۲۴} اثرات زیست‌محیطی مختلفی دارد (جدول ۸). در حوزه خدمات بوم نظامی، مقدار این شاخص در محدوده ۰/۴۶۳ درصد تا ۰/۷۳۵ درصد متغیر بود و بیشترین مقدار آن در قطعه سه مشاهده شد. این نتایج نشان می‌دهد که گرچه مدیریت بخش کشاورزی شهری بوستان برکت به صورت یکپارچه انجام شده است ولی تغییرات جزئی در انتخاب و کشت محصولات و انجام مراحل داشت متفاوت می‌تواند علاوه بر تأثیر در تولید محصولات کشاورزی، بر اثرات زیست‌محیطی و خدمات ارائه شده نیز اثرگذار باشد. یافته‌های این مطالعه با نتایج تحقیق Goldstein (2016) *et al.* همخوانی دارد که مشاهده کردند مدیریت متفاوت نهاده‌ها در کشاورزی شهری می‌تواند اثرات متنوعی بر عملکرد بوم نظام‌ها داشته باشد. در ارتباط با دسترسی به

آب، کمترین مقدار در قطعه هشت (۰/۳۳ درصد) و بیشترین مقدار در قطعه سه (۰/۴۶ درصد) ثبت شد. آبیاری در قطعات مختلف با استفاده از آبیاری تحت فشار و از طریق نوار تیپ صورت گرفت، تفاوت در برآورد مقادیر به‌دست‌آمده در دسترسی به آب می‌تواند به دلیل تفاوت در اندازه قطعات به وجود آمده باشد. در سایر مطالعات کشاورزی شهری در سطح بین‌المللی نیز پیشنهاد شده است که برای افزایش پایداری این روش‌های تولید و کاهش اثرات منفی زیست‌محیطی آن‌ها از الگوهای مدیریتی بهینه و سیستم‌های آبیاری پیشرفته استفاده شود (Marta et al., 2019). از نظر تنوع زیستی، اختلاف زیادی میان قطعات دیده نشد و شاخص اثر بر تنوع زیستی کم و در محدوده ۰/۰۰۲ درصد تا ۰/۰۰۳ درصد قرار داشت که قطعه یک کمترین اثرگذاری را بر تنوع زیستی نشان داد. در حالی که در اکثر نظام‌های کشاورزی، نشان داده شده است که به دلیل مصرف بالای نهاده‌های شیمیایی، اثرات منفی بر تنوع زیستی مقادیر قابل‌توجهی است (Foley. J. A. et al., 2011).

جدول ۸- درصد سهم دسته‌های مختلف اثرات زیست‌محیطی در مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت
Table 8- Percentage Share of Different Environmental Impact Categories in Urban Agriculture Plot of Barakat Park

دسته‌بندی Category	واحد Unit	قطعه ۱ Land 1	قطعه ۲ Land 2	قطعه ۳ Land 3	قطعه ۴ Land 4	قطعه ۵ Land 5	قطعه ۶ Land 6	قطعه ۷ Land 7	قطعه ۸ Land 8	قطعه ۹ Land 9
خدمات بوم نظامی Ecosystem services	%	0.543	0.646	0.735	0.68	0.651	0.654	0.483	0.463	0.546
دسترسی به آب Access to water	%	0.035	0.041	0.046	0.044	0.042	0.042	0.035	0.033	0.035
تنوع زیستی Biodiversity	%	0.0029	0.0033	0.0037	0.0035	0.0034	0.0034	0.0031	0.0031	0.003
فناوریهای زیرساختی Building technology	%	0.0037	0.0044	0.0051	0.0045	0.0043	0.0043	0.0025	0.0024	0.0035
سلامت انسان Human health	%	26.5	31.8	35.6	33.7	32.8	32.3	25.9	25.2	28.2
تخلیه منابع غیرزنده Abiotic resources depletion	%	72.9	67.5	63.7	65.5	66.5	67	73.6	74.3	71.2
مجموع Total	%	100	100	100	100	100	100	100	100	100

می‌کند. این مزایای غیرمستقیم که می‌توانند به بهبود کیفیت زندگی و سلامت انسانی منجر شوند، معمولاً در ارزیابی چرخه حیات لحاظ نمی‌شوند؛ بنابراین شاخص‌های به‌دست‌آمده ممکن است تصویر کاملی از تأثیر واقعی کشاورزی شهری بر سلامت انسان ارائه ندهند و نیازمند بازنگری یا توسعه رویکردهای ارزیابی چرخه حیات با در نظر گرفتن خدمات چندکارکردی کشاورزی شهری باشند.

شاخص تخلیه بالقوه منابع غیرزنده با شاخص تخلیه منابع^{۲۵} سنجیده می‌شود که به میزان وابستگی به منابع تجدیدناپذیر مانند سوخت‌های فسیلی (از جمله گازوئیل و گاز طبیعی) و منابع معدنی (از جمله پتاسیم، سنگ فسفات، لیگنیت و سنگ فسفات) مربوط می‌شود و تخلیه منابع به فرآیندی اشاره دارد که در آن استفاده از منابع غیرتجدیدپذیر منجر به کاهش تدریجی دسترسی به این

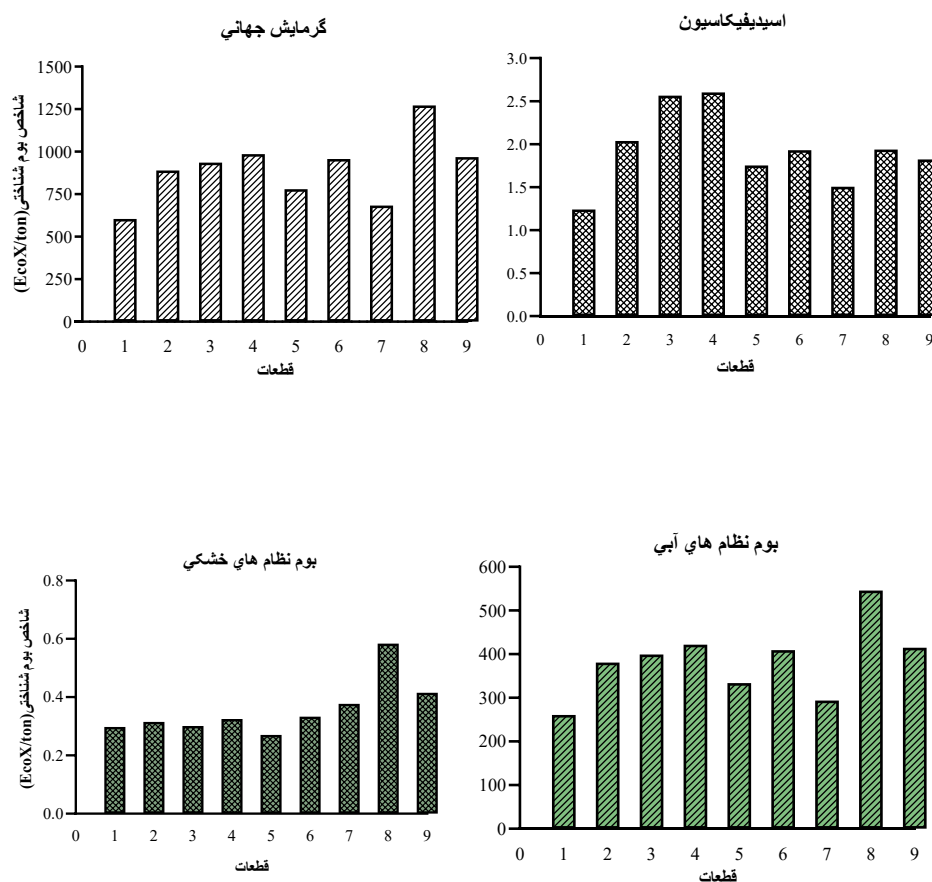
دامنه شاخص تأثیر بر فناوریهای زیرساختی بین ۰/۰۰۲ درصد (قطعه هشت) تا ۰/۰۰۵ درصد (قطعه سه) برآورد شد که یکی از دلایل محدود بودن تغییرات، مدیریت یکپارچه این نوع از کشاورزی می‌باشد. حداکثر شاخص تأثیر بر سلامت انسانی در قطعه شماره سه به میزان ۳۵/۶ درصد برآورد شد. این مقدار عمدتاً در این قطعه به مصرف سوخت‌های فسیلی در مراحل آماده سازی زمین و عملیات داشت مرتبط بود. این نکته حائز اهمیت است که در رویکردهای متداول ارزیابی چرخه حیات، کشاورزی صرفاً به عنوان واحدی تولیدی با اثرات زیست‌محیطی منفی نظیر انتشار گازهای گلخانه‌ای و آلاینده‌ها در نظر گرفته می‌شود. این در حالی است که کشاورزی شهری علاوه بر تولید مواد غذایی، نقش مهمی در بهبود سلامت روان، افزایش فعالیت‌های جسمانی و تقویت مشارکت‌های اجتماعی ایفا

بهینه‌سازی مصرف آب و انرژی، کاهش وابستگی به سوخت‌های فسیلی، به‌کارگیری روش‌های مدیریت پایدار نهاده‌ها، افزایش تنوع زیستی و ادغام کشاورزی شهری در سیاست‌های توسعه پایدار شهری و استفاده از منابع سوخت جایگزین ازجمله راهکارهایی است که می‌تواند به کاهش اثرات زیست‌محیطی این نوع کشاورزی کمک کند.

شاخص بوم‌شناختی

نتایج محاسبه شاخص بوم‌شناختی در قطعات مختلف مزرعه بوستان برکت نشان داد که قطعه هشت بالاترین مقدار شاخص بوم‌شناختی را داشت که نشان‌دهنده بیشترین اثرات زیست‌محیطی در این قطعه است و قطعه یک کمترین مقدار شاخص بوم‌شناختی را داشت که نشان‌دهنده مدیریت بهتر منابع و کاهش اثرات زیست‌محیطی در این قطعه بود (شکل ۴).

منابع برای تولیدات آینده می‌باشد (Brenttrup *et al.*, 2004). بین ۶۳/۷ درصد در قطعه سه تا ۷۴/۳ درصد در قطعه هشت ثبت شد. مقدار بالاتر این شاخص در برخی قطعات نشان‌دهنده مصرف بیشتر نهاده‌ها و وابستگی بیشتر به منابع انرژی غیرقابل تجدید است. همچنین، شاخص تخلیه منابع غیرزنده، بیشترین سهم از اثرات زیست‌محیطی را داشت و مقدار این شاخص در قطعات مختلف متغیر بود. قطعه هشت با ۷۴.۳ درصد بالاترین میزان را داشت که نشان‌دهنده مصرف زیاد سوخت و انرژی است، درحالی‌که قطعه سه کمترین میزان وابستگی را نشان داد که احتمالاً یکی از دلایل برآورد بیشتر این شاخص در قطعه هشت به دلیل اندازه کوچک‌تر این قطعه بوده است. کشاورزی وابسته به سوخت‌های فسیلی می‌تواند اثرات مخرب زیست‌محیطی داشته باشد (Poore and Nemecek, 2018). بنابراین،



شکل ۴- مقادیر شاخص بوم‌شناختی (EcoX) در قطعات مزرعه کشاورزی شهری بوستان برکت

Fig. 4- Aggregated environmental indicator value (EcoX) Values in the Urban Agriculture Plots of Barakat Park

گازهای گلخانه‌ای مانند CO_2 ، CH_4 و N_2O که عمدتاً در فرآیندهای کشاورزی و صنعتی تولید می‌شوند، تأثیر زیادی بر افزایش شاخص پتانسیل گرمایش جهانی دارند. همچنین، آلاینده‌های اسیدی مانند SO_2 ، NO_x و NH_3 که ناشی از سوخت‌های فسیلی و استفاده از کودهای نیتروژنی هستند، به‌طور قابل توجهی بر شاخص اسیدیفیکاسیون اثر می‌گذارند. در بخش‌های پرغذایی بوم نظام‌های خشکی و آبی نیز، استفاده از کودهای نیتروژنی و فسفاتی موجب افزایش آلاینده‌ها و تشدید اثرات زیست‌محیطی می‌شود. برای کاهش این مقادیر، پیشنهاد می‌شود که روش‌های کشاورزی پایدار و منابع انرژی تجدیدپذیر به کار گرفته شوند. در فرایند بهینه‌سازی نهاده‌ها، مدل رگرسیونی برای سه گروه تأثیرگذار یعنی پتانسیل گرمایش جهانی (GWP)،

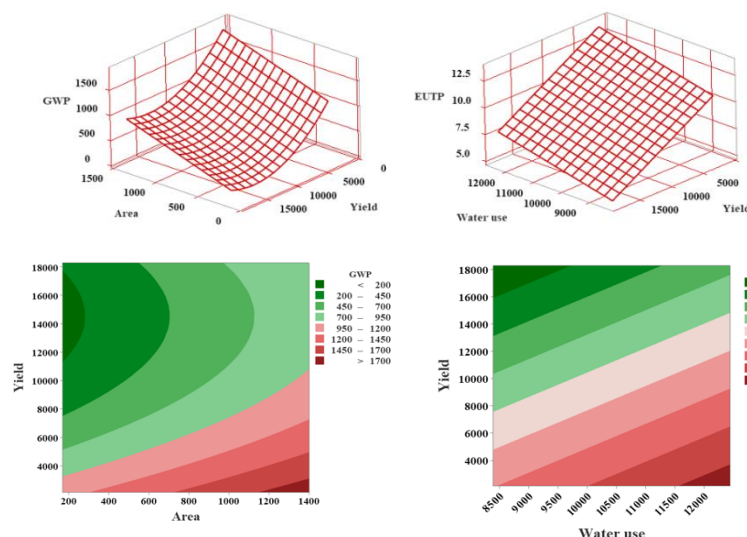
پتانسیل اسیدی شدن (ACDP) و پتانسیل پرغذایی (EUTP) که بیشترین سهم را در میان سایر شاخص‌ها داشتند، برآورد شد. متغیرهای مستقل نهایی در مدل که پس از اعمال روش حذف گام‌به‌گام در مدل باقی ماندند، در جدول ۹ ارائه شده‌اند. یافته‌ها نشان داد که پتانسیل اسیدی شدن عمدتاً تحت تأثیر میزان آب مصرفی و اثر درجه دوم آن قرار داشت. در مقابل پتانسیل پرغذایی در هر قطعه به وسیله میزان آب مصرفی و عملکرد توصیف شد و پتانسیل گرمایش جهانی تحت تأثیر متغیرهایی مانند مساحت، عملکرد و اثر درجه دو عملکرد هر قطعه قرار گرفت. همچنین نتایج نشان داد که ضریب تبیین برای تمام مدل‌های رگرسیون بیش از ۹۰ درصد بود که نشان‌دهنده دقت بالای مدل‌ها بود (جدول ۹).

جدول ۹- متغیرهای مستقل در مدل نهایی برای توصیف سه گروه تأثیر همراه با مقدار ضرایب رگرسیون، سطح احتمال معنی‌داری و مقادیر ضرایب تبیین عادی و تصحیح‌شده برای هر مدل

Table 9- Independent variables in the final model for describing 3 impact groups with regression coefficients, significance level, R-squared and adjusted R-squared for each model

متغیرها Terms	ضرایب Coefficients	مقدار P P-Value	ضریب تبیین R-sq	ضریب تبیین تعدیل‌شده R-sq(adj)
اسیدیفیکاسیون Acidification (ACDP)	میزان آب مصرفی Water use (WU)	4.07×10^{-4}	0.009	95.73%
	میزان آب مصرفی به توان ۲ WU^2	-2.10×10^{-8}	0.057	94.51%
پرغذایی Eutrophication (EUTP)	میزان آب مصرفی Water use	0.000644	0.001	96.75%
	عملکرد Yield (Y)	-0.00036	0.00001	95.67%
گرمایش جهانی GWP	مساحت Area	0.592	0.068	91.16%
	عملکرد Yield	-0.1873	0.017	90.72
	عملکرد به توان ۲ Y^2	6.00×10^{-6}	0.021	

حالی که حداکثر پتانسیل پرغذایی مربوط به قطعاتی بود که بیشترین مصرف آب را داشتند. این نتایج به روشنی نشان می‌دهد که کم‌ترین اثرات محیطی زمانی حاصل خواهد شد که بتوان در قطعات با مساحت کوچک با مصرف آب کمتر عملکرد بیشتری به دست آورد یا به بیان بهتر بهره‌وری آب را افزایش داد. خطوط تراز (شکل ۵) نیز مؤید همین یافته‌هاست، در این شکل‌ها مقادیر کم پتانسیل گرمایش و پرغذایی با رنگ سبز و مقادیر بالای آن‌ها با رنگ قرمز مشخص شده است. برای قرار گرفتن در محدوده سبزرنگ باید آب مصرفی کاهش یافته و عملکردهای بالا از مساحت‌های کوچک (بهره‌وری بالاتر آب) به دست آید.



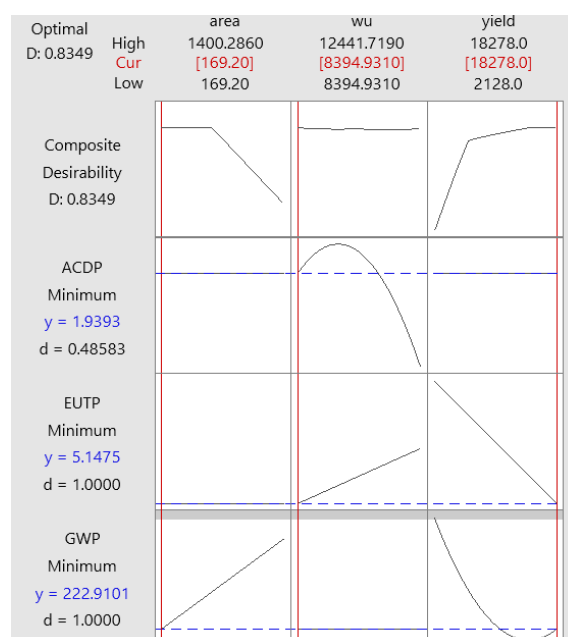
شکل ۵- سطح پاسخ و خطوط تراز مربوط به پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) و پتانسیل پرغذایی (EUTP) که با برازش مدل رگرسیون چند متغیره برای ۹ قطعه کشاورزی شهری تحت بررسی به دست آمد. در نمودارهای خطوط تراز دامنه‌های سبز وضعیت مطلوب و دامنه‌های قرمز وضعیت نامطلوب را مشخص می‌کنند.

Fig. 5- Response surface and contour plots for global warming potential (GWP) and eutrophication potential (EUTP) obtained by fitting multiple regression models for 9 urban agriculture plots. In contour plots green and red domines indicate favorable and unfavorable conditions, respectively.

قطعات تحت بررسی است. لازم به ذکر است که عملکرد محصولات کشاورزی شهری (سبزی و صیفی) بر اساس وزن تر اندازه‌گیری می‌شود و برای این گروه از محصولات بهره‌وری آب در حدود ۳ تا ۴ کیلوگرم بر مترمکعب مقدار معمول در مزارع رایج است. البته در نظام‌های کم نهاده شهری دستیابی به بهره‌وری حدود ۲/۲ کیلوگرم بر مترمکعب با مدیریت بهینه آب چندان دشوار نخواهد بود.

در شکل ۵ سطح پاسخ و خطوط تراز به دست آمده بر اساس مدل رگرسیون نشان داده شده است. نتایج به وضوح نشان‌دهنده فرم درجه دو در مورد پتانسیل گرمایش جهانی و فرم خطی در مورد پتانسیل پرغذایی است. پتانسیل گرمایش به ازای واحد عملکرد با افزایش مساحت قطعات بیشتر شده ولی با افزایش عملکرد (واحد کارکردی) هر قطعه کاهش می‌یابد؛ بنابراین کمترین پتانسیل گرمایش جهانی در قطعاتی حاصل خواهد شد که با مساحت کمتر عملکرد بیشتری داشته باشند. در مورد پتانسیل پرغذایی نیز عملکرد قطعات نقشی مشابه پتانسیل گرمایش داشت به طوری که با افزایش عملکرد، پرغذایی کاهش یافت در

نتایج بهینه‌سازی هم‌زمان میزان متغیرهای مستقل (شکل ۶) نشان داد که در قطعاتی با مساحت حدود ۱۷۰ مترمربع، با مصرف ۸۴۰۰ مترمکعب در هکتار آب و حصول عملکرد معادل ۱۸/۳ تن در هکتار پتانسیل هر سه گروه تأثیر در حداقل ممکن قرار خواهد داشت. در این صورت بهره‌وری آب حدود ۲/۲ کیلوگرم در هکتار است که بیش از ۲ برابر میانگین بهره‌وری آب (یک کیلوگرم به ازای مترمکعب) در



شکل ۶- نتایج بهینه‌سازی هم‌زمان متغیرهای مستقل (مساحت، مصرف آب و عملکرد) برای دستیابی به حداقل پتانسیل گرمایش جهانی و پرغذایی در قطعات کشاورزی شهری

Fig. 6- Simultaneous Optimization Results of Independent Variables (Area, Water Consumption, and Yield) to Achieve Minimum Global Warming Potential and Eutrophication Potential in Urban Agriculture Plots

نتیجه‌گیری

یافته‌های این مطالعه می‌تواند به تصمیم‌گیران و برنامه‌ریزان شهری کمک کند تا سیاست‌هایی را برای توسعه پایدار کشاورزی شهری تدوین کرده و زمینه را برای بهبود امنیت غذایی و حفظ منابع طبیعی فراهم آورند.

سیاسگذاری

نگارندگان این مقاله از شهرداری مشهد و به‌ویژه مدیریت بوستان برکت برای همکاری صمیمانه و حمایت‌های اجرایی و نیز از شهروندان مشارکت‌کننده در طرح کشاورزی شهری برای همراهی ارزشمندشان، صمیمانه سپاس‌گزارند. همچنین از دکتر مهدی نصیری محلاتی بابت راهنمایی‌های علمی و حمایت‌های تخصصی در اجرای این پژوهش، قدردانی می‌گردد.

پی‌نوشت‌ها

¹ Urban agriculture (UA)

² Life cycle assessment (LCA)

³ Hot spots

⁴ Global Warming

⁵ Acidification

کشاورزی شهری با وجود برخی چالش‌های زیست‌محیطی، پتانسیل بالایی در تأمین منابع غذایی دارد. این مطالعه ضرورت توجه ویژه به مدیریت منابع و کاهش اثرات زیست‌محیطی در کشاورزی شهری مشهد را نمایان می‌سازد. نتایج این مطالعه نشان داد که مدیریت بهینه منابع و نهاده‌ها می‌تواند اثرات زیست‌محیطی این نوع از کشاورزی را به‌مراتب کاهش و بهره‌وری آن را افزایش دهد. در این مطالعه اثرات زیست‌محیطی در طی فرایند تولید محصولات کشاورزی ارزیابی شدند، درحالی‌که از جمله مزایای کشاورزی شهری کاهش وابستگی به زنجیره‌های تأمین طولانی مواد غذایی است که نقش اساسی در کاهش آلاینده‌های زیست‌محیطی خواهد داشت. به‌علاوه در ارزیابی‌های زیست‌محیطی کلاسیک، مزایای اجتماعی-اقتصادی کشاورزی شهری کمتر مورد توجه قرار می‌گیرد، توجه به این موارد در مطالعات آینده در کنار راهکارهای مدیریتی به منظور کاهش اثرات منفی، می‌تواند زمینه‌ساز توسعه پایدار کشاورزی شهری به‌ویژه در کلان‌شهرها باشد.

- ¹⁶ Toxicity
- ¹⁷ Marine Ecotoxicity
- ¹⁸ Marine Ecotoxicity
- ¹⁹ Ecosystem Services
- ²⁰ Access to Water
- ²¹ Biodiversity
- ²² Infrastructure technologies
- ²³ Human health
- ²⁴ Resource depletion potential (RDP)
- ²⁵ Resource depletion index (RDI)

- ⁶ Eutrophication
- ⁷ Normalization value (NV)
- ⁸ EcoX
- ⁹ Quadratic multiple linear regression
- ¹⁰ Stepwise
- ¹¹ Multicollinearity
- ¹² Variance Inflation Factor
- ¹³ Durbin-Watson
- ¹⁴ Terrestrial eutrophication
- ¹⁵ Aquatic eutrophication

References

منابع

- Armanda, D.T., Guin'ee, J.B., & Tukker, A. 2019. The second green revolution: innovative urban agriculture's contribution to food security and sustainability – a review. *Global Food Security* 22, 13-24. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.08.002>
- Barbosa, G.L., Almeida Gadelha, F.D., Kublik, N., Proctor, A., Reichelm, L., Weissinger, E., Wohlleb, G.M., & Halden, R.U. 2015. Comparison of Land, Water, and Energy Requirements of Lettuce Grown Using Hydroponic vs. Conventional Agricultural Methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12, 6879-6891. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606879>
- Barthel, S., Isendahl, C. 2013. Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. *Ecological Economics* 86, 224-234. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606879>
- Benis, K., & Ferrão, P. 2018. Commercial farming within the urban built environment – Taking stock of an evolving field in northern countries. *Global Food Security* 17, 30-37. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.03.005>
- Brentrup, F., Ku'sters, J., Kuhlmann, H., 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. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00098-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00098-8)
- Brentrup, F., Kusters, J., Kulmann, H., & Lamme, 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. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)
- Campbell, B., Beare, D., Bennett, E., Hall-Spencer, J., Ingram, J., Jaramillo, F., Ortiz, R., & Ramankutty, N. 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Cleveland, D.A., Phares, N., Nightingale, K.D., Weatherby, R.L., Radis, W., Ballard, J., Campagna M., Kurtz, D., Livingston, K., Riechers, G., & Wilkins, K. 2017. The potential for urban household vegetable gardens to reduce greenhouse gas emissions. *Landscape and Urban Planning* 154, 365-374. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.07.008>
- Clune, S., Crossin, E., & Verghese, k. 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories *Journal of Cleaner Production* 140, 766-783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- Corcelli, F., Fiorentino, G., Petit-Boix, A., Rieradevall, J., & Gabarrellb, X. 2019. Transforming rooftops into productive urban spaces in the Mediterranean. An LCA comparison of agri-urban production and photovoltaic energy generation. *Resour. Conserv. Recycl.* 321-336. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.040>
- Dorr, E., Goldstein, B., Horvath, A., Aubry, C., & Gabrielle, B. 2021. Environmental impacts and resource use of urban agriculture: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Research Letters*, 16(9), 093002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1a39>
- EEA, 1998. EC/Elsevier Science. European Environment Agency.
- El-Raoui, H., Oudani, M., & El Hilali Alaoui, A. 2018. ABM-GIS simulation for urban freight distribution of perishable food. *MATEC web of conferences* 200, 8-1. <https://doi.org/10.1051/mateconf/2018200000>
- ESA. 2018. World Urbanization Prospects: the 2018 Revision - Key Facts. United Nations.
- FAO. 2017. The Future of Food and Agriculture: Trends and Challenges. (Rome).
- Fallahpour, F., Aminghafoori, A., Ghalegolab Behbahani, A., & Bannayan, M. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. *Environment, Development and Sustainability*, 14(6), 979-992. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9367-3>
- Fallahpour, F. 2023. Urban Agriculture. In: *Agroecology in Drylands*, edited by Koochaki, A.,

- Nassiri Mahallati, M., Khorramdel, S., & Khajeh-Hosseini, M., 1468- 1494. Ferdowsi University of Mashhad Publication.
- Fisher, A., & Karunanithi, A. 2014. Contemporary comparative LCA of commercial farming and urban agriculture for selected fresh vegetables consumed in Denver, Colorado Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 405-414
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., & Zaks, D.P. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478 (7369), 337-342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Game, I., Primus, R. 2015. GSDR 2015 brief: urban agriculture end hunger, achieve food security and improved nutrition and promote sustainable agriculture. New York: State University of New York College of Forestry and Environmental Science.
- Gliessman, S.R. 2021. Package price agroecology: the ecology of sustainable food systems. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429177736>
- Goldstein, Paul, B., Zwicky, M., & John, F. 2016. Testing the environmental performance of urban agriculture as a food supply in northern climates. *Journal of Cleaner Production* 135, 984-994. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.004>
- Hamilton, A.J., Burry, K., Mok, H.F., Barker, S.F., Grove, J.R., & Williamson, V.G. 2014. Give peas a chance? Urban agriculture in developing countries. A review. *Agronomy for sustainable development*, 34, 45-73. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0155-8>
- ISO14040. 2006. Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework (International Organisation for Standardization).
- Kulaka, M., Graves, A., & Chatterton, J. 2013. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A Life Cycle Assessment perspective. *Landscape and Urban Planning* 111, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.11.007>
- Martin, M., & Molin, E. 2019. Environmental Assessment of an Urban Vertical Hydroponic Farming System in Sweden. *Sustainability* 11. <https://doi.org/10.3390/su11154124>
- Orsini, F., Kahane, R., Nono-Womdim, R.G., G. 2013. Urban agriculture in the developing world: a review. *Agronomy for sustainable development*, 33, 695-720. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0143-z>
- Parajuli, R., Thoma, G., & Matlock, M.D. 2019. Environmental sustainability of fruit and vegetable production supply chains in the face of climate change: A review. *Science of the Total Environment*, 650, 2863-2879.
- Poore, J., & Nemecek, T. 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Sustainability*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.019>
- Sanyé-Mengual, E., Orsini, F., Oliver-Solà, J., Rieradevall, J., Montero, J.I., & Gianquinto, G. 2015b, Italy. *Agronomy for sustainable development*, 35, 1477-1488. Techniques and crops for efficient rooftop gardens in Bologna, Italy. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 1477-1488. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0331-0>
- Tharrey, M., Sachs, A., Perignon, M., Simon, C., Mejean, C., & Litt, J. 2020. Improving lifestyles sustainability through community gardening: results and lessons learnt from the JArDinS quasi-experimental study. *BMC Public Health*, 20, 1-13. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-09836-6>
- Weidner, T., Yanga, A., & W. Hamm, M. 2019. Consolidating the current knowledge on urban agriculture in productive urban food systems: learnings, gaps and outlook. *Journal of Cleaner Production* 209, 1637-1655. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.004>
- Withers, P.J., Neal, C., Jarvie, H.P., & Doody, D.G. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability* 6(9), 5853-5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- Zkik, K., Belhadi, A., Rehman Khan, S.A., Kamble, S.S., Oudani, M., & Touriki, F.E. 2023. Exploration of barriers and enablers of blockchain adoption for sustainable performance: implications for e-enabled agriculture supply chains. *International Journal of Logistics Research and Applications* 26, (11), 1498–1535. <https://doi.org/10.1080/13675567.2022.2088707>



*This page is intentionally
left blank.*