

## Research Paper

# A Comprehensive Framework for Assessing the Environmental and Economic Impacts of Urban Wastewater Reuse through the Integration of Carbon Footprint, Energy Footprint, Toxicity, and Economic Evaluation \*

Gholamreza Nabi Bidhendi<sup>1</sup> , Homan Garivani<sup>2</sup> , Naser Mehrdadi<sup>3</sup> , Mohammad Javad Amiri<sup>4</sup> 

<sup>1</sup> Professor, Department of Environmental Management, University of Tehran, Corresponding Author. Iran.

<sup>2</sup> PhD student, Department of Environmental Management, University of Tehran, Iran.

<sup>3</sup> Professor, Department of Environmental Management, Department of Environmental Management, University of Tehran, Iran.

<sup>4</sup> Associate Professor, Department of Environmental Management, Department of Environmental Management, University of Tehran, Iran.



10.22080/jsn. 10.22080/JSN.2026.31589.1151

Received:  
April 26, 2026  
Accepted:  
May 9, 2026

**Keywords:**  
Life Cycle Assessment ;  
Wastewater Reuse; Carbon  
and Energy Footprint; Human  
and Ecotoxicity; Life Cycle  
Costing.

## Abstract

Water scarcity in the arid and semi-arid regions of Iran, particularly in the city of Kerman, has intensified the need for sustainable water supply alternatives. Municipal wastewater reuse represents a promising strategy to enhance water resilience; however, selecting an appropriate scenario requires an integrated assessment of environmental, energy, health-related, and economic impacts. This study develops a comprehensive framework for evaluating the environmental and economic implications of wastewater reuse by comparing three management scenarios: (1) conventional treatment with limited reuse, (2) advanced treatment based on MBR and RO technologies, and (3) advanced treatment combined with partial substitution of drinking water production. The methodology is based on Life Cycle Assessment (LCA) in accordance with ISO 14040/44 standards and Life Cycle Costing (LCC). The system boundary includes electricity production, construction, chemical consumption, process emissions, and the substitution effect considered in the third scenario. Key impact categories include Global Warming Potential (GWP), fossil energy consumption, human toxicity (cancer and non-cancer effects), and freshwater ecotoxicity. Modeling was conducted using OpenLCA. Results indicate that Scenario 1 has the lowest carbon and energy footprints (approximately 0.15 kg CO<sub>2</sub>-eq and 1.5 MJ), whereas Scenario 2 generates the highest environmental burden (approximately 1.10 kg CO<sub>2</sub>-eq and 13.9 MJ). Due to the drinking water substitution credit, Scenario 3 significantly reduces its net carbon and energy impacts compared with Scenario 2. Toxicity assessment reveals that heavy metals—particularly zinc, copper, hexavalent chromium, and mercury—are the primary contributors to environmental and human health impacts. Scenario 2 exhibits the highest toxicity levels, Scenario 1 the lowest, and Scenario 3 an intermediate performance. Economic analysis shows strong sensitivity to the discount rate, with unit costs increasing from about 57,944 IRR/m<sup>3</sup> at 3% to 85,917 IRR/m<sup>3</sup> at 12%. Operational expenditures (OPEX) constitute the largest share of annual costs. Overall, Scenario 1 is the least costly but limited in capacity and effluent quality, Scenario 2 is environmentally and economically intensive, and Scenario 3 represents the most balanced option for future wastewater management in Kerman.

\* **Corresponding Author:** Professor, Department of Environmental Management, University of Tehran, Corresponding Author. Iran.

**Address:** Address: , Department of Environmental Management, University of Tehran, Iran. **Email:** ghhendi@ut.ac.ir  
**Tel:** 02161113167



Copyright: © 2025 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/>.

1. Scenario 1 (Conventional Treatment with Limited Reuse): The current state of Kerman's urban wastewater management before transfer to the Butia Steel Complex, where 25% of collected wastewater is treated and used for agriculture.

2. Scenario 2 (Advanced Treatment based on MBR and RO Technologies): 60% of add wastewater, after treatment at the Sharafabad treatment plant, is transferred to the Butia Steel Complex and undergoes final treatment via reverse osmosis (RO).

3. Scenario 3 (Advanced Treatment Combined with Partial Substitution of Drinking Water Production): Similar to Scenario 2, but 40% of the final RO product is transferred to Kerman's drinking water network, substituting part of the groundwater-based drinking water production.

### 3. Research Findings

- **Carbon and Energy Footprints:** Scenario 1 has the lowest carbon and energy footprints (approximately 0.15 kg CO<sub>2</sub>-eq and 1.5 MJ per cubic meter). Scenario 2, due to high energy consumption in advanced processes like RO, creates the highest environmental burden (approximately 1.10 kg CO<sub>2</sub>-eq and 13.9 MJ). Scenario 3, by utilizing the "drinking water substitution credit," significantly reduces its net carbon and energy impacts compared to Scenario 2.

- **Toxicity Assessment:** Heavy metals (particularly zinc (Zn), copper (Cu), hexavalent chromium (Cr(VI)), and mercury (Hg)) are the primary drivers of human and ecological toxicity impacts. Scenario 2 exhibits the highest toxicity levels, Scenario 1 the lowest, and Scenario 3 an intermediate add performance.

- **Economic Analysis:** The unit treatment cost is highly sensitive to the discount rate. As the discount rate increases from 3% to 12%, the unit cost rises from approximately 57,944 Rials per cubic meter to 85,917 Rials per cubic meter. Annual operational expenditures (OPEX) constitute the dominant share of annual costs.

## Extended Abstract

### 1. Introduction

Water scarcity in the arid and semi-arid regions of Iran—particularly in the city of Kerman—has intensified the need to utilize sustainable water supply alternatives. Urban wastewater reuse can enhance water resilience; however, selecting an appropriate scenario requires an integrated assessment of environmental, energy, health-related, and economic impacts. Many previous studies have focused solely on one dimension of impacts, whereas sustainable decision-making necessitates the simultaneous consideration of environmental, energy, toxicity, and economic indicators. This study aims to develop and apply an integrated framework for assessing the environmental and economic impacts of urban wastewater management in Kerman. The proposed framework, integrates carbon footprint, energy footprint, human and ecological toxicity indicators, and economic analysis. It strives to provide a precise and comparative picture of the consequences of each scenario and establish a scientific basis for sustainable wastewater management decision-making in water-scarce regions.

### 2. Research Methodology

The research methodology is based on Life Cycle Assessment (LCA) in accordance with ISO 14040/44 standards and Life Cycle Costing (LCC). The functional unit is defined as the treatment of 1 cubic meter of urban wastewater. The system boundary includes energy production, construction, chemical consumption, process emissions, and the substitution credit (in the third scenario). The main assessment indicators include Global Warming Potential (GWP), fossil energy consumption, human toxicity (carcinogenic and non-carcinogenic), and freshwater ecotoxicity, with modeling conducted using OpenLCA software. The economic evaluation was performed using the Life Cycle Costing method, considering initial capital investment costs (CAPEX) and annual operation and maintenance costs (OPEX). Sensitivity analysis on the discount rate was also examined. Three management scenarios were compared:

## Funding

There is no funding support.

## Authors' Contribution

Authors contributed equally to the conceptualization and writing of the article. All of the authors approved the content of the manuscript and agreed on all aspects of the work

## Conflict of Interest

Authors declared no conflict of interest.

## Acknowledgments

We are grateful to all the persons for scientific consulting in this paper.

Economically, Scenario 1 is the least costly but most limited option, Scenario 2 is the most expensive, and Scenario 3 represents a more balanced option.

## 4. Conclusion

Scenario 1 is the least burdensome option environmentally and economically; however, due to limitations in the quality and volume of usable effluent, it is not a viable option for future development. Scenario 2, producing high-quality water, is the most technologically advanced option but carries a very high environmental burden and economic cost. Scenario 3, combining advanced treatment with partial drinking water substitution, through the creation of a "substitution credit". This scenario not only reduces net carbon and energy impacts but is also evaluated as a more balanced and sustainable option for the future development of Kerman's wastewater management, considering the value of the substituted drinking water. This research demonstrates that decision-making for wastewater reuse requires an integrated multi-criteria assessment, and the proposed framework can serve as a suitable analytical tool for water planners and managers in arid regions. Focusing on reducing energy consumption (particularly in high-pressure processes like RO) and managing heavy metals in sludge and effluent are key points for improving the sustainability of all scenarios.

علمی پژوهشی

## تعیین چارچوبی جامع برای ارزیابی اثرات محیط زیستی و اقتصادی استفاده مجدد از فاضلاب شهری با ادغام ردپای کربن، ردپای انرژی، سمیت و ارزیابی اقتصادی\*

غلامرضا نبی بیدهندی<sup>۱</sup>، هومن گریوانی<sup>۲</sup>، ناصر مهرداد<sup>۳</sup>، محمدجواد امیری<sup>۴</sup>



10.22080/JSN.2026.31589.1151

### چکیده

کمبود آب در مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران، به‌ویژه شهر کرمان، ضرورت بهره‌گیری از گزینه‌های پایدار تأمین آب را تشدید کرده است. استفاده مجدد از فاضلاب شهری می‌تواند تاب‌آوری منابع آب را افزایش دهد، اما انتخاب سناریوی مناسب نیازمند ارزیابی یکپارچه اثرات محیط زیستی، انرژی، سلامت‌محور و اقتصادی است. این رساله با هدف ارائه یک چارچوب جامع برای ارزیابی اثرات محیط زیستی و اقتصادی استفاده مجدد از فاضلاب، سه سناریو را مقایسه می‌کند: (۱) تصفیه مرسوم و استفاده محدود، (۲) تصفیه پیشرفته مبتنی بر MBR و RO، و (۳) تصفیه پیشرفته همراه با جایگزینی بخشی از تولید آب شرب. روش تحقیق بر پایه ارزیابی چرخه حیات مطابق ISO 14040/44 و تحلیل هزینه چرخه عمر (LCC) است و مرز سیستم تولید انرژی، ساخت‌وساز، مواد شیمیایی، انتشارهای فرآیندی و اثر جایگزینی را دربر می‌گیرد. شاخص‌های اصلی شامل گرمایش جهانی (GWP)، مصرف انرژی فسیلی، سمیت انسانی (سرطان‌زا و غیرسرطان‌زا) و اکوتوکسیسیته آب شیرین بوده و مدل‌سازی در نرم‌افزار OpenLCA انجام شده است. نتایج نشان داد سناریوی اول کم‌ترین ردپای کربن و انرژی را دارد (حدود  $0.15 \text{ kgCO}_2\text{eq}$  و  $1.5 \text{ MJ}$ )، درحالی‌که سناریوی دوم بیشترین بار محیط زیستی را ایجاد می‌کند (حدود  $1.10 \text{ kgCO}_2\text{eq}$  و  $13.9 \text{ MJ}$ ). سناریوی سوم به دلیل اثر جایگزینی آب شرب، اثرات خالص انرژی و کربن را نسبت به سناریوی دوم کاهش می‌دهد. در ارزیابی سمیت، فلزات سنگین (به‌ویژه  $\text{Cr(VI)}$ ،  $\text{Cu}$ ،  $\text{Zn}$  و  $\text{Hg}$ ) محرک اصلی اثرات هستند؛ سناریوی دوم بیشترین و سناریوی اول کم‌ترین سمیت را نشان داد و سناریوی سوم در وضعیت میانی قرار گرفت. تحلیل اقتصادی نیز حساسیت بالا به نرخ تنزیل را نشان داد؛ هزینه واحد از حدود  $57,944 \text{ ریال m}^3$  در نرخ  $3\%$  به  $85,917 \text{ ریال m}^3$  در نرخ  $12\%$  افزایش یافت و سهم غالب هزینه‌های سالیانه مربوط به OPEX بود. در مجموع، سناریوی اول کم‌هزینه‌تر اما محدودتر، سناریوی دوم پرهزینه و پریسک و سناریوی سوم متعادل‌ترین گزینه برای توسعه آتی مدیریت فاضلاب کرمان ارزیابی شد.

تاریخ دریافت:

۱۴۰۵/۰۲/۰۶

تاریخ پذیرش:

۱۴۰۵/۰۲/۱۹

کلیدواژه‌ها:

ارزیابی چرخه حیات، ردپای کربن و انرژی، استفاده مجدد از فاضلاب، سمیت انسانی و اکولوژیکی، هزینه چرخه عمر

\* نویسنده مسئول: غلامرضا نبی بیدهندی

آدرس: استاد گروه محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

ایمیل: ghhendi@ut.ac.ir

تلفن: ۰۲۱۶۱۱۱۳۱۶۷

<sup>۱</sup> استاد گروه مدیریت محیط زیست، دانشگاه تهران، نویسنده مسئول. ایران. ghhendi@ut.ac.ir

<sup>۲</sup> دانشجوی دکتری گروه مدیریت محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران. h.garivani61@gmail.com

<sup>۳</sup> استاد گروه مدیریت محیط زیست، گروه مدیریت محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران. mehrdadi@ut.ac.ir

<sup>۴</sup> دانشیار گروه مدیریت محیط زیست، گروه مدیریت محیط زیست، دانشگاه تهران، ایران. mjamiri@ut.ac.ir

## ۱ مقدمه

مطالعه حاضر با هدف توسعه و به کارگیری یک چارچوب یکپارچه برای ارزیابی اثرات محیط زیستی و اقتصادی مدیریت فاضلاب شهری کرمان انجام شده است. در این پژوهش چهار سناریو شامل وضعیت فعلی استفاده صنعتی، تزریق به آبخوان، استفاده کشاورزی و آبیاری فضای سبز شهری مورد بررسی قرار گرفته‌اند. چارچوب پیشنهادی با ادغام شاخص‌های ردپای کربن، ردپای انرژی، سمیت انسانی و اکولوژیکی و تحلیل اقتصادی، تلاش می‌کند تصویری دقیق و مقایسه‌ای از پیامدهای هر سناریو ارائه دهد و مبنای علمی برای تصمیم‌گیری در مدیریت پایدار فاضلاب در مناطق کم‌آب فراهم سازد.

ادبیات پژوهش در حوزه مدیریت فاضلاب شهری طی دو دهه اخیر به سمت ارزیابی‌های یکپارچه حرکت کرده است؛ یعنی رویکردهایی که به جای تمرکز صرف بر عملکرد تصفیه (کیفیت پساب)، هم‌زمان پیامدهای محیط زیستی و اقتصادی را در مقیاس چرخه عمر می‌سنجند. یکی از کارهای پایه در این مسیر، مطالعه Benedetti و همکاران (۲۰۰۸) است که «سامانه یکپارچه فاضلاب شهری» را در سطح کل سیستم (از جمع‌آوری تا تصفیه و دفع/بازیافت) از منظر محیط‌زیستی و اقتصادی ارزیابی می‌کند (Benedetti et al., 2008). این مطالعه نشان داد که ارزیابی عملکرد یک تصفیه‌خانه بدون در نظر گرفتن تعامل آن با شبکه و سایر اجزای سیستم شهری می‌تواند به تصمیم‌های زیر بهینه منجر شود؛ نکته‌ای که بعداً در مطالعات مبتنی بر LCA و LCC نیز به‌عنوان یک اصل کلیدی تکرار شد.

در ادامه این مسیر، بخشی از پژوهش‌ها به‌طور مشخص بر ارزیابی چرخه عمر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و مقایسه گزینه‌های فناورانه تمرکز کرده‌اند. Kamble و همکاران (۲۰۱۹) با یک رویکرد چرخه عمر، عملکرد محیط زیستی و اقتصادی تصفیه‌خانه‌های شهری در هند را بررسی کرده و اهمیت مصرف انرژی و مواد شیمیایی را به‌عنوان محرک‌های اصلی اثرات و هزینه‌ها برجسته می‌کنند (Kamble et al., 2019). در همین راستا، Cicekalan و همکاران (۲۰۲۳) با رویکرد «تکنو-اقتصادی و محیط زیستی»، چندین پیکربندی متداول تصفیه (در مقیاس شهری) را مقایسه می‌کنند و نشان می‌دهند که انتخاب فناوری، علاوه بر کیفیت پساب، به‌شدت به مبادله بین هزینه‌های سرمایه‌ای/ عملیاتی و اثرات محیط زیستی وابسته است (Cicekalan et al., 2023; Kamble et al., 2019). این دسته مطالعات، از یک سو شواهد کمی برای مقایسه فناوری‌ها فراهم می‌کنند و از سوی دیگر نشان می‌دهند که

فاضلاب شهری حاصل فعالیت‌های مسکونی، تجاری، صنعتی و کشاورزی بوده و حاوی طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی، معدنی و میکروبی است که در صورت مدیریت نادرست، می‌تواند تهدیدی جدی برای سلامت انسان و اکوسیستم‌ها باشد. رشد جمعیت، گسترش شهرنشینی و ارتقاء سطح بهداشت عمومی موجب افزایش برداشت از منابع آب سطحی و زیرزمینی و در نتیجه تشدید فشار بر منابع محدود آبی شده است. این فشار فزاینده نه تنها منجر به کاهش کمی منابع آب، بلکه موجب افت کیفیت آب، افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای و تشدید اثرات محیط زیستی در مقیاس محلی و منطقه‌ای شده است (Rizzo et al., 2019). از این رو، جمع‌آوری، تصفیه و بازگرداندن فاضلاب به چرخه طبیعی آب یا استفاده مجدد از آن، به یکی از ارکان اساسی مدیریت پایدار منابع آب تبدیل شده است (Grady Jr et al., 2011).

در ایران، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، بحران آب تحت تأثیر عواملی نظیر خشکسالی‌های مکرر، استقرار صنایع آب‌بر در نواحی کم‌آب، برداشت بی‌رویه از سفره‌های زیرزمینی و ضعف در مدیریت منابع آب تشدید شده است. در چنین شرایطی، استفاده مجدد از فاضلاب شهری به‌عنوان یک منبع آب تجدیدپذیر می‌تواند نقش مهمی در کاهش فشار بر منابع آب طبیعی ایفا کند (Hua et al., 2022). تأمین آب صنایع، کشاورزی و فضای سبز شهری از طریق پساب تصفیه‌شده نه تنها به حفاظت از منابع آب زیرزمینی کمک می‌کند، بلکه از رهاسازی آلودگی در محیط نیز جلوگیری و به تحقق اهداف توسعه پایدار یاری می‌کند.

با وجود مزایای بالقوه استفاده مجدد از فاضلاب، انتخاب سناریوی مناسب مدیریتی نیازمند ارزیابی جامع و چندبعدی است. بسیاری از مطالعات پیشین تنها بر یک بُعد از اثرات، نظیر ردپای کربن یا مصرف انرژی تمرکز داشته‌اند، درحالی‌که تصمیم‌گیری پایدار مستلزم در نظر گرفتن هم‌زمان شاخص‌های محیط زیستی، انرژی، سمیت و ابعاد اقتصادی است. در این راستا، ارزیابی چرخه حیات (LCA) به‌عنوان ابزاری نظام‌مند، امکان سنجش پیامدهای محیط زیستی در کل چرخه عمر سیستم را فراهم می‌کند و در صورت ادغام با تحلیل هزینه چرخه عمر (LCC)، می‌تواند تصویری جامع از پایداری گزینه‌های مختلف ارائه دهد.

«بهترین فناوری» در خلأ تعریف نمی‌شود و وابسته به زمینه انرژی، قیمت‌ها و هدف استفاده مجدد است.

هم‌زمان، ادبیات «پایداری» در مدیریت فاضلاب به سمت ترکیب صریح محیط زیست و اقتصاد در قالب چارچوب‌های ارزیابی حرکت کرده است. Padilla-Rivera و همکاران (۲۰۱۹) ارزیابی پایداری سیستم‌های فاضلاب را با رویکرد محیط زیستی و اقتصادی مطرح کرده و نشان می‌دهند که تحلیل‌های صرفاً محیط زیستی یا صرفاً اقتصادی، برای پشتیبانی تصمیم‌گیری کافی نیستند (Padilla-Rivera et al., 2019). این نگاه، با نتایج مطالعات سیستم‌محور نیز هم‌خوان است؛ زیرا بسیاری از نقاط داغ (مثل انرژی، مواد شیمیایی یا مدیریت لجن) هم‌زمان هم اثرات محیط زیستی را بالا می‌برند و هم هزینه‌های بهره‌برداری را افزایش می‌دهند (Benedetti et al., 2008; Padilla-Rivera et al., 2019).

در سال‌های اخیر، مفهوم «تصفیه‌خانه به‌عنوان ارائه‌دهنده خدمات توسعه‌یافته» نیز پررنگ شده است؛ یعنی تصفیه‌خانه‌ها صرفاً واحد حذف آلاینده نیستند، بلکه می‌توانند در تولید آب بازچرخانی، انرژی و حتی بازیافت منابع نقش داشته باشند. Tsui و همکاران (۲۰۲۲) یک چارچوب روش‌شناختی ارائه می‌کنند که در آن تصمیم‌های فناورانه و مبادلات اقتصادی در تصفیه‌خانه‌هایی با خدمات گسترده‌تر تحلیل می‌شود. پیام کلیدی این خط پژوهش آن است که گسترش خدمات (مثلاً ارتقاء کیفیت برای بازچرخانی صنعتی یا تولید آب با کیفیت بالاتر) معمولاً با افزایش انرژی و هزینه همراه است و باید با ابزارهای مقایسه‌ای شفاف، «هزینه-فایده» و «اثر-فایده» آن در سطح سیستم ارزیابی شود (Tsui et al., 2022).

در کنار این، برخی پژوهش‌ها رویکردهای تصمیم‌گیری و ارزیابی را از منظر حکمرانی و مقررات نیز وارد بحث کرده‌اند. Di Maria و همکاران (۲۰۲۰) یک روش برای مقایسه چارچوب‌های مقرراتی و مدیریتی پساب از منظر پایداری ارائه می‌کنند و نشان می‌دهند که پایداری تنها تابع فناوری نیست، بلکه سیاست‌گذاری، استانداردها و سازوکارهای مدیریت نیز می‌تواند مسیر اثرات را تغییر دهد. این نکته برای استفاده مجدد به‌ویژه مهم است؛ چون سخت‌گیری‌های کیفی، الزامات پایش و شیوه‌های مدیریت ریسک می‌توانند هم هزینه و هم اثرات محیط زیستی را بالا یا پایین ببرند (Di Maria et al., 2020).

درنهایت، ادبیات جدید به سمت استفاده از ابزارهای چندمعیاره و فازی برای تجمیع معیارها نیز حرکت کرده است. Zeng (۲۰۲۴)

نشان می‌دهد که مدل‌های ارزیابی فازی می‌توانند برای ترکیب معیارهای اکولوژیک و اقتصادی در مدیریت منابع آب شهری مفید باشند، خصوصاً زمانی که عدم قطعیت داده‌ها و قضاوت‌های کارشناسی نقش پررنگی دارند. هرچند تمرکز این مطالعه مستقیماً روی تصفیه‌خانه نیست، اما از منظر روش‌شناسی می‌تواند مکمل خوبی برای ادغام نتایج چندمعیاره LCA/LCC باشد (Zeng, 2024). همچنین، Lara-Topete و همکاران (۲۰۲۲) با یک ارزیابی محیط‌زیستی یکپارچه در مدیریت پسماند شهری در یک کشور درحال توسعه، نشان می‌دهند که گذار به اقتصاد چرخشی نیازمند نگاه سیستم‌محور، شفاف‌سازی نقاط داغ و لحاظ کردن شرایط بومی است؛ منطقی که به‌خوبی قابل تعمیم به چرخه آب شهری و بازچرخانی پساب نیز می‌باشد (Lara-Topete et al., 2022).

جمع‌بندی این منابع نشان می‌دهد که شکاف اصلی پژوهش‌ها در بسیاری از موارد، ترکیب هم‌زمان چهار مؤلفه کربن، انرژی، سمیت و اقتصاد در یک چارچوب سازگار با شرایط محلی (اقلیم خشک، محدودیت منابع آب، ساختار انرژی و ریسک‌های اقتصادی مانند نرخ ارز و قیمت برق) است. همچنین، نیاز به روش‌هایی برای تبدیل نتایج چندمعیاره به تصمیم عملی (از طریق ابزارهای MCDA یا مدل‌های فازی) همچنان برجسته است. بر اساس این، رساله حاضر با تمرکز بر شهر کرمان و با ادغام شاخص‌های کلیدی محیط زیستی و اقتصادی، در امتداد ادبیات جدید حرکت کرده و تلاش می‌کند چارچوبی اجرایی و قابل اتکا برای برنامه‌ریزی استفاده مجدد از فاضلاب شهری ارائه دهد (Abyar & Nowrouzi, 2023; Tsui et al., 2022; Benedetti et al., 2008).

در سال ۲۰۲۲، وو و همکاران، به ارزیابی ردپای کربن در فرآیندهای مختلف تصفیه فاضلاب پرداختند. این مطالعه تأثیرات طراحی فرآیند بر ردپای کربن تصفیه‌خانه را از طریق تجزیه و تحلیل دامنه ۱ (انتشار مستقیم)، محدوده ۲ (انتشار غیرمستقیم) و محدوده ۳ (انتشار زنجیره ارزش) ارزیابی کرده است. طراحی پیکربندی جامع در این کار سه فرآیند حذف مواد مغذی شامل فناوری‌های معمولی هوازوی و بی‌هوازوی تصفیه فاضلاب را در نظر گرفته است (Wu et al., 2022).

زاوارتکا و همکاران، در سال ۲۰۲۰، مدلی از ارزیابی محیط زیستی سیستم جمع‌آوری، انتقال و تصفیه فاضلاب ارائه کردند. این مدل براساس یک روش ارزیابی محیط زیستی یک سیستم متشکل از چهار عنصر ایجاد شد: مخازن سپتیک، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب خانگی، سیستم فاضلاب و تصفیه‌خانه فاضلاب مرکزی. برای انجام

انجام شده تاکنون، محدوده مورد مطالعه متفاوت بوده است. بعضی از مطالعات، اثرات مرتبط با هر سه فاز ساخت بهره‌برداری و دفع را در نظر گرفته‌اند (Boulay et al., 2013; Emmerson et al., 2007; Friedrich et al., 1995)، تعدادی از مطالعات اثرات محیط زیستی ناشی از فاز ساخت را در مقایسه با فاز بهره‌برداری ناچیز دانسته‌اند (Lyons et al., 2009). بنابراین تعدادی از مطالعات این فاز را در محاسبات خود وارد نکرده و تنها فاز کارکرد تصفیه‌خانه را در نظر گرفته‌اند (Hospido et al., 2010). تعدادی از تحقیقات فاز ساخت و کارکرد را در محاسبات وارد کرده و تنها فاز دفع لجن را حذف نموده‌اند (Yoshida et al., 2013).

در سال ۲۰۲۲، Shanmugam و همکاران، اثرات زیست‌محیطی و اقتصادی سناریوهای مختلف مدیریت پساب تصفیه‌شده، بیوگاز و لجن خروجی از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب را بررسی کردند. نویسندگان در این پژوهش، روش‌های متنوعی برای مدیریت این سه محصول خروجی از تصفیه‌خانه در نظر گرفته شد (Shanmugam et al., 2022). براساس نتایج، پایدارترین ترکیب برای مدیریت سبز و اقتصادی، استفاده مجدد از پساب تصفیه‌شده در صنعت، استفاده از بیوگاز در پخت و پز منازل مسکونی و استفاده از لجن برای تهویه خاک است. در این پژوهش، واحد عملکردی ۵۰۰۰۰ مترمکعب فاضلاب ورودی روزانه به تصفیه‌خانه در نظر گرفته شده و مرز سیستم از ورودی تصفیه‌خانه تا دفع نهایی مواد خروجی از تصفیه‌خانه است.

طیبی و همکاران، در سال ۲۰۲۳، به ارزیابی پیامدهای زیست-محیطی مرتبط با تصفیه‌خانه فاضلاب و توسعه استراتژی‌هایی برای استفاده مجدد از فاضلاب با حداقل آسیب به محیط زیست و جوامع انسانی پرداختند (Tayyebi et al., 2023). این مطالعه با استفاده از ارزیابی چرخه حیات و استفاده از نرم‌افزار SimaPro برای دو سناریو به بررسی اثرات محیط زیستی تصفیه‌خانه فاضلاب اهواز پرداخته است. سناریوی اول وضعیت فعلی را نشان می‌دهد؛ درحالی-که سناریوی دوم استفاده مجدد از پساب تصفیه‌شده در مزارع را در نظر گرفته است. روش CML2001 سمیت انسانی و گرمایش جهانی را شناسایی کرده، درحالی‌که روش EcoIndicator99 سمیت محیط زیستی و سرطان زا را نشان داده است. به ازای هر ۱ متر مکعب پساب تصفیه‌شده، نتایج نشان داده که اگرچه استفاده از لجن و پساب تصفیه‌شده در کشاورزی باعث صرفه‌جویی قابل توجهی در آب، فسفر و نیتروژن می‌شود، اما به دلیل وجود فلزات سنگین در پساب و لجن، اثرات نامطلوب قابل توجهی ایجاد می‌کند.

ارزیابی محیط زیستی، از تکنیک ارزیابی چرخه حیات استفاده شده است. نتایج به‌دست‌آمده همراه با روش ارزیابی در این مقاله، به‌عنوان ابزاری عملی برای ارزیابی اینکه آیا دستورالعمل‌های کمیسیون اروپا برآورده شده‌اند و همچنین بر چالش‌های پیش روی مدیریت فاضلاب در اقتصاد دایره‌ای غلبه کرده است، تبیین شده‌اند (Zawartka et al., 2020).

در سال ۲۰۲۱، ماریلنی و همکاران، چارچوبی را برای شناسایی، ارزیابی و تجزیه‌وتحلیل رابطه استفاده مجدد فاضلاب-کربن-انرژی-غذا-اقلیم در یک سیستم تصفیه و استفاده مجدد فاضلاب حومه شهری ایجاد کردند. این روش برای تصفیه‌خانه فاضلاب شهری (میلان، ایتالیا) و ناحیه حومه شهری آن به کار گرفته شد تا بیشترین تأییدات و تضادهای ممکن را به دنبال مقررات اتحادیه اروپا ۲۰۲۰/۷۴۱ تعریف کند. نتایج این کار نشان داده که انتقال پیوند استفاده مجدد، ردپای کربن، انرژی و اقلیم از تئوری به عمل می‌تواند مدیریت منابع پایدار را در محیط عملیاتی با کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای (GHG)، صرفه‌جویی کلی انرژی، کاهش تنش آبی و بهینه‌سازی شیوه‌های کشاورزی محقق کند (Marinelli et al., 2021).

آرنا و همکاران، در سال ۲۰۲۰، به بررسی اقتصادی استفاده مجدد از فاضلاب شهری در یکی از شهرهای ایتالیا پرداختند. در این مطالعه، به کمک ابزار تجزیه‌وتحلیل هزینه-منفعت و همچنین در نظر گرفتن اثرات محیط زیستی سناریوهای مختلف استفاده مجدد از فاضلاب شهری را بررسی کردند. در این مقاله با پشتیبانی از داده‌های عملیاتی، آمار رسمی و اسناد بخش، نتایج نشان داده است که تقریباً در تمام سناریوها استفاده مجدد از فاضلاب شهری به منظور آبیاری زمین‌های کشاورزی از منظر اقتصادی و محیط زیستی بسیار بهتر از تخلیه پساب در دریا است (Arena et al., 2020).

تاکنون مطالعات زیادی با استفاده از تکنیک ارزیابی چرخه حیات به منظور ارزیابی اثرات محیط زیستی در سیستم‌های آب و فاضلاب انجام شده است. بعضی از این مطالعات از زمان ورود فاضلاب به تصفیه‌خانه آب و مصرف تا خروجی از تصفیه‌خانه فاضلاب را در نظر گرفته‌اند (Halleux et al., 2008; Hospido et al., 2012; Rahman et al., 2015). با این وجود به دلیل گستردگی بسیار داده‌های مورد نیاز برای انجام مطالعات، در بسیاری از مطالعات محدوده مورد مطالعه کوچک‌تر انتخاب شده است. به‌عنوان مثال در بعضی تنها اثرات ناشی از تصفیه آب در نظر گرفته شده است (Stokes & Horvath, 2010; Stokes & Horvath, 2006). در مطالعات ارزیابی چرخه حیات تصفیه‌خانه‌های فاضلاب

## ۲ روش تحقیق

### ۲-۱- منطقه مورد مطالعه

شرکت فولاد بوتیای ایرانیان در سال ۱۳۹۰ با سرمایه‌گذاری شرکت مادر تخصصی (هلدینگ) توسعه معادن و صنایع معدنی خاورمیانه "میدکو" شروع به کار نمود. این شرکت با هدف تکمیل زنجیره تأمین فولاد کشور و رسالت جلوگیری از خام‌فروشی مواد معدنی اقدام به ایجاد کارخانه‌های تولید کنسانتره، گندله، احیا مستقیم، فولادسازی و ریخته‌گری و نیروگاه سیکل ترکیبی ۴۵۰ مگاواتی نموده است. مجتمع کارخانه‌های فولاد بوتیای ایرانیان با احتساب ۱۰۳ هکتار اراضی فضاهای جنبی و غیر صنعتی مجموعاً در زمینی به مساحت ۶۶۳ هکتار در استان کرمان و در ۲۷ کیلومتری غرب شهر کرمان احداث شده است.



علاوه بر این، متان تولیدشده توسط فرآیندهای تصفیه لجن، هضم و دفع، مضرترین تأثیر را بر گرمایش جهانی داشته است. مقایسه این دو سناریو نشان می‌دهد که استفاده مجدد از پساب در آبیاری مزرعه یک تکنیک سازگارتر با محیط زیست به‌ویژه از نظر اوتروفیکاسیون است.

استفاده از LCA برای ارزیابی محیط زیستی دارای سابقه نسبتاً طولانی است. با وجود این، این روش ارزیابی محیط زیستی کم‌تر در کشورهای درحال توسعه همچون ایران مورد توجه و استفاده قرار گرفته است. تصفیه‌خانه‌های فاضلاب سهم زیادی در ایجاد بارهای محیط زیستی دارند. به همین دلیل مطالعات زیادی در کشورهای مختلف به‌ویژه کشورهای توسعه‌یافته به منظور ارزیابی این ساختارها انجام گردیده است. با توجه به خصوصیات متفاوت فاضلاب و فرآیندهای استفاده‌شده در کشورهای مختلف لزوم انجام مطالعاتی مشابه در کشور به‌شدت احساس می‌شود.

اکثر مطالعات انجام‌شده در زمینه LCA در کشورهای توسعه‌یافته انجام شده است. به دلیل تفاوت شرایط موجود در این کشورها و کشورهای درحال توسعه، نیاز به مطالعاتی مشابه در کشور به‌شدت احساس می‌شود. همچنین در بسیاری از مطالعات انجام‌شده تاکنون، تمرکز بر روی یک قسمت از فرآیند تصفیه فاضلاب بوده است. به‌عنوان مثال تنها تصفیه ثانویه با تصفیه و دفع لجن مورد بررسی قرار گرفته است و مطالعه‌ای جامع که به بررسی کل فرآیندهای انجام‌شده در تصفیه‌خانه فاضلاب بپردازد، از قسمت ورود فاضلاب به تصفیه‌خانه تا تصفیه لجن و دفع آن به‌ندرت یافت می‌شود. همچنین به دلیل حجم وسیع داده‌های مورد نیاز برای انجام LCA در بسیاری از مطالعات از داده‌های فرضی به‌جای داده‌های واقعی استفاده شده است. از دیگر جنبه‌های این تحقیق حجم وسیع فاضلاب تصفیه‌شده است.

در مجموع می‌توان از مرور بر ادبیات انجام‌شده تا این قسمت نتیجه گرفت که انجام مطالعات ارزیابی اثرات محیط زیستی برای صنایع مختلف به منظور درک صحیح اثرات محیط زیستی فعالیت‌ها بسیار لازم و ضروری است. مقایسه سناریوهای مختلف عملیاتی در صنایع با استفاده از ارزیابی چرخه حیات ردپای کربن و انرژی و اثرات محیط زیستی دیدگاه کمی، دقیق و علمی نتیجه خواهد داد که می‌تواند باعث بهبود تصمیم‌گیری‌ها و کاهش اثرات مخرب محیط زیستی در صنایع شود. با توجه به چالش‌برانگیز بودن سیستم تأمین آب صنعتی مجتمع فولاد بوتیا و ابهاماتی که برای اولین طرح صنعتی تصفیه و انتقال فاضلاب شهری در مقیاس ملی وجود دارد، نتایج این طرح پاسخ‌گوی بسیاری از سؤالات ذی‌نفعان خواهد بود.

پارامتر	واحد	غلظت میانگین ورودی	غلظت میانگین خروجی	راندمان درصد حذف
	در لیتر			
COD	میلی گرم در لیتر	۳۷۹	۷۴/۵	۸۰/۳۷
pH		۷/۴۲	۷/۵	۱/۰۷
نیتریت	میلی گرم در لیتر	۲/۳۰	۱/۸۸	۱۸/۲۶
نیترات	میلی گرم در لیتر	۸/۴۶	۶/۷۷	۱۹
TSS	میلی گرم در لیتر	۴۹۰	۶۴/۴	۸۶
TDS	میلی گرم در لیتر	۲۰۶۰	۱۴۰۲	۳۱/۹۵
بی کربنات	میلی گرم در لیتر	۸۰۷	۳۸۲	۵۲/۶
کدورت	نفلومتری	۲۲۲	۱۰/۵	۹۵/۱۵

پساب خروجی از تصفیه‌خانه شرف‌آباد برای شیرین‌سازی و استفاده در صنعت به شرکت فولاد بوتیا، در فاصله ۲۰ کیلومتری، منتقل می‌شود. در تصفیه‌خانه فولاد بوتیا، بازیابی کامل آب به روش تخلیه مایع به میزان صفر بازیابی کامل آب به روش تخلیه مایع به میزان صفر (ZLD<sup>1</sup>) انجام می‌شود. مجتمع فولاد بوتیا به منظور تهیه آب مصرف صنایع خود از جمع‌آوری، انتقال و تصفیه پساب‌ها و فاضلاب شهری کرمان استفاده می‌کند؛ لذا این مجتمع سرمایه‌گذاری قابل توجهی روی سیستم‌های تصفیه و بازچرخانی آب انجام داده است. در ادامه واحد تصفیه و بازچرخانی مجدد آب به‌اختصار تشریح شده است:



شکل ۱. تصویر هوایی تصفیه‌خانه فاضلاب شرف‌آباد شهر و خط انتقال فاضلاب شهری از شهر کرمان به مجتمع فولاد بوتیا تقریباً ۹۵ درصد آب شهر کرمان از منابع زیرزمینی تأمین می‌شود. عمق چاه‌های آب تأمین آب شرب شهر کرمان به ۲۴۰ تا ۲۸۰ متر می‌رسد و بارندگی‌های چند سال اخیر اثر چندانی در تغذیه منابع زیرزمینی چاه‌های عمیق تأمین آب شهر کرمان نداشته است. در حال حاضر خروجی فاضلاب شهری کرمان، ۱۰۰۰ لیتر در ثانیه برآورد که پس از جمع‌آوری به تصفیه‌خانه فاضلاب شرف‌آباد، واقع در شمال شرقی شهر منتقل می‌شود. در شکل زیر، تصویر هوایی تصفیه‌خانه فاضلاب شرف‌آباد نشان داده شده است.

در جدول ۱ غلظت میانگین فاضلاب ورودی و پساب خروجی از تصفیه‌خانه فاضلاب شهر کرمان آورده شده است. همانطور که قابل مشاهده است درصد حذف آلاینده‌های اصلی، کارآمدی سیستم تصفیه‌خانه را نشان می‌دهد.

جدول ۱. غلظت میانگین پارامترهای اصلی فاضلاب ورودی و

#### خروجی تصفیه‌خانه شرف‌آباد

پارامتر	واحد	غلظت میانگین ورودی	غلظت میانگین خروجی	راندمان درصد حذف
BOD	میلی گرم	۲۰۷	۳۹/۸	۸۰/۷۶

<sup>1</sup> Zero Liquid Discharge

## ۲-۲- ارزیابی چرخه حیات ردپای کربن و انرژی

به منظور برآورد اهداف از پیش تعیین شده مطالعه است (Arvanitoyannis, 2008).

مرحله سوم - ارزیابی اثرات چرخه حیات:

در این مرحله اثرات بالقوه ناشی از مصرف منابع محیطی و تولید آلاینده‌ها بر انسان و طبیعت ارزیابی می‌گردد. در واقع هدف از ارزیابی اثر چرخه حیات تفسیر بیشتر داده‌های فهرست چرخه حیات است (Klöppfer & Grahl, 2014) جهت ارزیابی اثرات چرخه حیات زیرسامانه‌های تحت مطالعه، داده‌های به دست آمده از مرحله فهرست چرخه حیات وارد نرم‌افزار و با روش‌های متدوال ارزیابی اثرات مدل‌سازی می‌شود (Alemam et al., 2018). براساس دستورالعمل ISO14042 ارزیابی اثرات چرخه حیات از چهار مرحله تشکیل شده است: انتخاب دسته اثر و طبقه‌بندی، ویژگی‌سازی، نرمال‌سازی و وزن‌دهی.

نرمال‌سازی به منظور یکسان‌سازی واحدها و مقایسه بخش‌های اثر مختلف با یکدیگر انجام خواهد شد. به عبارتی دیگر، یکسان‌سازی واحدها با این هدف انجام می‌شود که عموماً در یک مطالعه ارزیابی چرخه حیات، هریک از بخش‌های اثر، دارای واحد اندازه‌گیری متفاوت هستند، به طوری که مقایسه اهمیت بخش‌های اثر در یک زیرسامانه و همچنین بین زیرسامانه‌های مختلف امکان‌پذیر نیست، برای همین منظور معمولاً از روش نرمال‌سازی استفاده می‌شود، بدین صورت که هر بخش اثر به یک مقدار مرجعی که معمولاً متوسط بار محیط زیستی سالانه در یک کشور یا اقلیم به ازای هر فرد است، تقسیم می‌شود. نرمال‌سازی بخش‌های اثر، واحدهای اندازه‌گیری این بخش‌ها را یکسان می‌سازد و در نتیجه مقایسه بین آن‌ها و کاربریشان به عنوان مقادیر هم‌واحد راحت‌تر می‌شود (Arvanitoyannis, )

مطالعه ارزیابی چرخه حیات براساس منابع علمی مختلف (Bjørn et al., 2018) و در نهایت به صورت استاندارد ISO 14040 توسعه داده شده است (Massoud et al., 2010). در ادامه این مراحل به طور مختصر شرح داده شده است.

مرحله اول - تعریف هدف و دامنه:

در این مرحله، اطلاعات مورد نیاز پژوهش با مراجعه به واحدهای مربوطه جمع‌آوری و ضمن جمع‌آوری اطلاعات اولیه، چارچوب کلی یک مطالعه ارزیابی چرخه حیات شامل نتیجه و عواید حاصل از پژوهش، توصیف واحد عملکردی، سامانه تولید و مرزهای آن، تخصیص منابع و انتخاب بخش‌های اثر مشخص می‌شود. انتخاب مرز سامانه به دلیل اینکه تأثیر زیادی بر روی نتایج حاصل از ارزیابی چرخه حیات می‌گذارد، از جمله اقدامات بسیار مهم و ضروری در این مرحله است. براساس استاندارد ISO14040 واحد عملکردی، عملکرد یک واحد یا سامانه تولید را به عنوان واحد مرجع تعیین می‌کند. در این مرحله همچنین با توجه به اهداف پژوهش سناریوهای مختلف تعیین می‌شود تا اثرات محیط زیستی آن‌ها در نهایت بایکدیگر مقایسه شوند (Finkbeiner et al., 2006).

مرحله دوم - تجزیه و تحلیل فهرست چرخه حیات:

در این مرحله، تمام منابع استفاده شده و انتشار آلاینده‌ها در کل یا بخشی از دوره حیات محصول یا فرآیند که با توجه به واحد عملکردی و مرز سامانه تعیین می‌شوند، در نظر گرفته می‌شود. به عبارتی دیگر فهرست چرخه حیات شامل جمع‌آوری و سازمان‌دهی داده‌های ورودی و خروجی

(2008).

Ecoinvent برای شبیه‌سازی.

## مرحله چهارم - تفسیر نتایج:

## ➤ تفسیر:

- شناسایی عوامل اصلی مؤثر بر اثرات محیط زیستی.
- ارائه توصیه‌هایی برای بهینه‌سازی فرآیند و کاهش انتشار.
- چارچوب ارزیابی براساس اجزای اصلی زیر ساختار یافته است:

در این مرحله نتایج ارزیابی اثرات محیط زیستی سناریوهای مختلف که با استفاده از روش‌های ارزیابی اثرات محیط زیستی ارزشیابی شده است مورد مقایسه، تحلیل و بررسی قرار می‌گیرند. تحلیل و بررسی صورت گرفته به صورت کلی برای هر سناریو و همچنین جزئی برای هر واحد عملیاتی مراحل جمع‌آوری، انتقال و تصفیه فاضلاب و در نهایت مقایسه دقیق روی تفاوت‌های سناریوها انجام می‌شود.

به‌طور خلاصه، روش‌شناسی LCA مطابق با استانداردهای ISO 14040/14044 انجام می‌شود و شامل مراحل زیر

است:

## ➤ تعریف هدف و دامنه:

- انتشار مستقیم: شامل CO<sub>2</sub>، CH<sub>4</sub>، و N<sub>2</sub>O ناشی از فرآیندهای بیولوژیکی و مکانیکی.
- انتشار غیرمستقیم: شامل مصرف انرژی، استفاده از مواد شیمیایی و دفع لجن.

- واحد عملکرد: تصفیه ۱ متر مکعب فاضلاب شهری.

## ➤ تحلیل تراز انرژی:

- نیازهای انرژی در مراحل مختلف تصفیه (مانند هوادهی، تصفیه لجن).
- بازیابی انرژی از طریق استفاده از بیوگاز در سیستم‌های CHP.

- مرزهای سیستم: از ورود جریان ورودی تا تخلیه جریان تصفیه‌شده، شامل مدیریت لجن.

## ➤ تحلیل موجودی:

## ➤ ارزیابی چرخه حیات (LCA):

- دسته‌های اثر محیط زیستی شامل سمیت، تقاضای انرژی و انتشار کربن.

- گردآوری داده‌ها برای ورودی‌های مواد و انرژی، انتشارها و خروجی‌های پسماند.

## ➤ ارزیابی اثرات:

- تحلیل هزینه اقتصادی شامل هزینه‌های ساخت، بهره‌برداری و نگهداری.

- ارزیابی انتشار گازهای گلخانه‌ای، کاهش منابع و تأثیرات سمی.
- استفاده از ابزارهایی مانند نرم‌افزار OpenLCA و پایگاه‌های داده

این مطالعه از ترکیبی از منابع داده اولیه و ثانویه بهره می‌گیرد؛ از جمله داده‌های عملیاتی تصفیه‌خانه‌های موجود، عوامل انتشار مشتق شده از ادبیات علمی و پروفایل‌های انرژی

منطقه‌ای. مفروضات کلیدی عبارت‌اند از:

- ✓ مشخصات استاندارد ورودی‌ها و اهداف تصفیه.
- ✓ پارامترهای عملیاتی ثابت (مانند زمان ماند هیدرولیکی و زمان نگهداری جامدات).
- ✓ عوامل انتشار منطقه‌ای برای تولید برق و تولید مواد شیمیایی.

ردپای کربن (CFP) و ردپای انرژی (EFP) با استفاده از روش‌شناسی‌های ثابت‌شده‌ای محاسبه می‌شوند که برای سیستم‌های تصفیه فاضلاب تطبیق یافته‌اند. محاسبات CFP انتشار گازهای زیر را در نظر می‌گیرند:

- ✓ فرآیندهای لجن فعال (ASP)، هضم بی‌هوازی (AD) و احتراق بیوگاز.
- ✓ انتشارهای فرار ناشی از مدیریت لجن و هوادهی فاضلاب.

مجموع CFP به صورت کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن ( $\text{kgCO}_2\text{eq}$ ) به ازای هر واحد تقاضای اکسیژن شیمیایی حذف شده (COD) بیان می‌شود.

محاسبات انرژی بر تعادل خالص انرژی تمرکز دارند که از تفاوت بین نیاز انرژی و بازیابی انرژی به دست می‌آید. بازیابی انرژی بر اساس تولید بیوگاز، ارزش حرارتی و کارایی CHP مدل‌سازی شده است.

## ۲-۳- ارزیابی اقتصادی

امکان‌سنجی اقتصادی با استفاده از مدل عامل بازیافت سرمایه (CRF) ارزیابی می‌شود که شامل موارد زیر است:

۱. هزینه‌های اولیه ساخت و تجهیزات.
۲. هزینه‌های سالانه بهره‌برداری و نگهداری.
۳. طول عمر پروژه و نرخ بهره.

هزینه‌ها به ازای هر متر مکعب فاضلاب تصفیه‌شده نرمال‌سازی می‌شوند تا مقایسه‌ها میان پیکربندی‌های مختلف تصفیه‌خانه‌های فاضلاب تسهیل گردد.

هدف از این مطالعه، انجام ارزیابی اقتصادی سیستم مدیریت فاضلاب شهری در شهر کرمان است. این ارزیابی شامل کلیه مراحل از جمع‌آوری فاضلاب شهری تا تصفیه در دو مرحله متوالی می‌باشد:

۱. تصفیه‌خانه اول با فرآیند لجن فعال (Activated

Sludge, AS)

۲. تصفیه‌خانه دوم با فناوری اسمز معکوس

(Reverse Osmosis, RO)

نتایج حاصل از این مطالعه می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های راهبردی مربوط به سرمایه‌گذاری، بهینه‌سازی هزینه‌ها و سیاست‌گذاری در حوزه زیرساخت‌های آب و فاضلاب مورد استفاده قرار گیرد. در این ارزیابی از رویکرد تحلیل چرخه عمر هزینه‌ها (Life Cycle Costing) استفاده شده است. هدف از این روش، برآورد هزینه کل پروژه در طول عمر طراحی سیستم با در نظر گرفتن هزینه‌های سرمایه‌گذاری اولیه (CAPEX)، هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری سالیانه (OPEX) و اثر نرخ تنزیل است.

هزینه سرمایه‌ای به مخارج ابتدایی مربوط است که باید پیش از شروع بهره‌برداری انجام شود و شامل خرید و نصب تجهیزات، عمران ساختمان‌ها، شبکه لوله‌کشی، پمپ‌ها، هواده‌ها، تجهیزات کنترل و الکتریکال، سیستم‌های پیش تصفیه، فونداسیون‌ها، خاک‌برداری/خاک‌ریزی، تأسیسات جانبی و هزینه‌های مهندسی/نظارت است. به عبارت دیگر، CAPEX نشان‌دهنده هزینه کل سرمایه‌ای برای ساخت و تجهیز واحد تصفیه است که در آغاز به صورت

- یک‌جا متحمل می‌شود.
- هزینه تعمیر و نگهداری (نگهداری پیشگیرانه، تعمیرات دوره‌ای، بازدیدها)
- در تحلیل چرخه عمر، معمولاً CAPEX به هزینه سالیانه معادل (annualized CAPEX) تبدیل می‌شود تا امکان مقایسه با هزینه‌های عملیاتی سالیانه فراهم شود؛ این تبدیل با استفاده از عامل قسط (annuity factor) که تابعی از نرخ تنزیل و عمر مفید تجهیزات است، صورت می‌گیرد.
- نیروی انسانی (اپراتورها، تعمیرکاران، نظارت، کنترل کیفیت)
- هزینه استهلاک لوله‌کشی، ساختمان‌های جانبی و تأسیسات زیرساختی
- هزینه‌های جاری را که باید به صورت سالانه تأمین شوند، OPEX می‌نامیم. این هزینه‌ها را معمولاً به دو دسته تقسیم می‌کنیم:
- هزینه دفع یا مدیریت لجن (حمل، خشک‌کردن، دفن یا استفاده مجدد)
- هزینه تمیزکاری، شست‌وشو، رفع گرفتگی و کنترل جلبک/کپک در سازه‌ها

به عبارت دیگر:

$$OPEX = \text{هزینه انرژی} + \text{هزینه غیرانرژی}$$

محاسبات در سه مرحله زیر انجام شده‌اند:

- ✓ تعیین داده‌های ورودی پایه (جمعیت، حجم تولید فاضلاب، نرخ‌های هزینه، انرژی و طول عمر تجهیزات)
- ✓ محاسبه هزینه‌های سرمایه‌ای و جاری سیستم‌های RO و AS
- ✓ تحلیل حساسیت نسبت به نرخ تنزیل برای ارزیابی پایداری اقتصادی سیستم در سناریوهای مختلف مالی

برای بررسی اثر نرخ بهره در ارزیابی اقتصادی، محاسبات هزینه چرخه عمر (LCC) در چهار سناریوی مختلف نرخ تنزیل انجام شد. عامل سالانه‌سازی (Annuity Factor) براساس رابطه زیر محاسبه شد:

### ۱. هزینه انرژی

شامل برق مصرفی واحدهای هوادهی، پمپاژ، سیستم‌های پیش تصفیه، فشاردهی برای RO و سایر تجهیزات الکتریکی است. این بخش مخصوصاً در واحدهای فشار بالا مانند اسمز معکوس، اغلب سهم قابل توجهی دارد.

### ۲. هزینه‌های غیرانرژی (Non-energy O&M)

این قسمت شامل موارد زیر است (بسته به طراحی دقیق ممکن است بعضی موارد بیشتر یا کم‌تر باشند):

- هزینه مواد شیمیایی مصرفی (پلیمر، کلر، اسید/قلیا، مواد شوینده، آنتی‌فولینگ و ...)
- تعویض قطعات مستهلک یا مصرفی مانند پمپ‌ها، یاتاقان‌ها، الکترودها، تجهیزات الکتریکال

توضیح	واحد	مقدار	پارامتر
تبدیل از دلار	€/kWh	0.00344	قیمت برق
مواد، نگهداری و نیروی انسانی	€/m <sup>3</sup>	0.40	هزینه غیرانرژی AS
مصرفی و شست و شو	€/m <sup>3</sup>	0.30	هزینه غیرانرژی RO
فرض طراحی	سال	25	عمر مفید تجهیزات
برای تحلیل حساسیت	%	3, 5, 8, 12	نرخ تنزیل
میانگین 2025	ریال/€	49,095	نرخ تبدیل یورو به ریال

$$AF = \frac{r}{n - (r + 1) - 1}$$

که در آن:

r: نرخ تنزیل

n: عمر مفید سیستم (۲۵ سال)

جدول ۲. مشخصات اقتصادی در سناروهای مورد بررسی

هزینه واحد (€/m <sup>3</sup> )	هزینه کل سالانه (€)	OPEX (€)	CAPE X سالانه (€)	عامل تنزیل (ساله)	نرخ تنزیل (%)
1.18	38,237,312	22,839,344	15,397,968	0.0579	3
1.29	41,696,513	22,839,344	18,857,169	0.0709	5
1.47	47,619,011	22,839,344	24,779,667	0.0930	8
1.75	56,774,144	22,839,344	33,934,800	0.1275	12

هدف از این مطالعه، ارزیابی سه شاخص کلیدی محیط زیستی شامل ردپای انرژی، ردپای کربن و شاخص‌های سمیت انسانی و اکوتوکسیسیته آب‌های شیرین در فرآیند تصفیه فاضلاب شهری است. واحد عملکردی (Functional Unit) برابر با یک مترمکعب فاضلاب شهری ورودی تعریف می‌شود. مرز سیستم (System Boundary) به صورت از ورودی تا خروجی فرآیند اسمز معکوس (cradle-to-outlet) در نظر گرفته شده و شامل مراحل زیر است:

جدول ۳. جزئیات هزینه واحدهای مورد بررسی

توضیح	واحد	مقدار	پارامتر
تخمین سال‌های اخیر	نفر	554,000	جمعیت شهر کرمان
معادل 160 لیتر در روز	m <sup>3</sup> /روز . نفر	0.16	سرانه تولید فاضلاب
جمعیت × سرانه	m <sup>3</sup> /day	88,640	دبی روزانه فاضلاب
ضریب طراحی	€/ (m <sup>3</sup> .d)	1,500	هزینه سرمایه‌ای واحد AS
ضریب مشابه	€/ (m <sup>3</sup> .d)	1,500	هزینه سرمایه‌ای واحد RO
میانگین	kWh/m <sup>3</sup>	0.5	مصرف انرژی AS
مصرف فشار بالا	kWh/m <sup>3</sup>	1.2	مصرف انرژی RO

- فرآیندهای تصفیه فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی در تصفیه‌خانه (غربال‌گیری، ته‌نشینی، هوادهی، برگشت و آب‌گیری لجن)؛
- انتقال پساب تصفیه‌شده به واحد اسمز معکوس (RO) و عملیات پیش‌تصفیه، پمپاژ فشار بالا و شست‌وشوی ممبران (CIP)؛
- تولید و دفع لجن، کنسانتره RO و سایر جریان‌های جانبی؛
- ساخت، نگهداری و پایان عمر تجهیزات (Construction, O&M, End-of-life).

➤  $E_{indirect}$  انرژی نهفته در مواد شیمیایی و قطعات مصرفی

➤  $E_{construction}$  انرژی سرشکن شده ناشی از ساخت و نگهداری زیرساخت‌ها

ردپای کربن مجموع انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از مصرف انرژی، مواد شیمیایی، ساخت و فرآیندهای بیولوژیکی است. محاسبات بر پایه روش IPCC 2020a و با افق زمانی ۱۰۰ سال (GWP100) انجام می‌شود.

$$CF = \sum (EF \times A)$$

➤  $EF$  ضریب انتشار متناظر با هر جریان بر حسب

➤  $A$  مقدار فعالیت یا جریان مصرفی (مانند kWh

برق، kg سوخت یا kg ماده)

گازهای اصلی شامل  $CO_2$ ،  $CH_4$ ،  $N_2O$  هستند که با ضرایب پتانسیل گرمایش جهانی (GWP) به معادل  $CO_2$  تبدیل می‌شوند.

برای ارزیابی سمیت انسانی (Human Toxicity, HT) و اکوتوکسیسیته آب‌های شیرین (Freshwater Environmental Ecotoxicity, FE)، از روش Environmental Footprint (EF) که بر پایه مدل USEtox توسعه یافته است، استفاده می‌شود.

(Inventory result) ارائه شده است و نشان می‌دهد که  $CO_2$  فسیلی با مقدار  $0.111 \text{ kg}$  بیشترین سهم وزنی را دارد؛ درحالی‌که مقادیر متان و  $N_2O$  بسیار کم‌تر هستند. با وجود این، انتشارهای کم‌مقدار مانند  $N_2O$  و  $CH_4$  به دلیل ضرایب گرمایش جهانی بسیار بالاتر نسبت به  $CO_2$ ، نقش قابل

در این مطالعه سه سناریوی مدیریتی تعریف شده است. در سناریوی اول، وضعیت مدیریت فاضلاب شهری در کرمان قبل از انتقال فاضلاب تصفیه‌شده به فولاد بوتیا است که در آن ۲۵ درصد فاضلاب جمع‌آوری شده به تصفیه‌خانه شرف‌آباد منتقل و مابقی در چاه‌های جذبی تخلیه می‌شود. فاضلاب تصفیه‌شده نیز برای کشاورزی استفاده می‌شود. در سناریوی دوم ۶۰ درصد فاضلاب ابتدا وارد تصفیه‌خانه شرف‌آباد و بعد از تصفیه به کارخانه فولاد بوتیا منتقل می‌شود که در آنجا فرآیند اسمز معکوس صورت می‌گیرد و تمامی محصول صرف مصارف داخلی یا فروش به کارخانجات دیگر می‌شود. در سناریوی سوم، ۴۰ درصد از فاضلاب کل ورودی سیستم، بعد از تصفیه در واحد اسمز معکوس فولاد بوتیا به شبکه آب آشامیدنی شهر کرمان منتقل می‌شود که مانع تولید دوباره مقداری از آب آشامیدنی از آب زیرزمینی می‌شود.

ردپای انرژی شاخصی از مجموع انرژی اولیه‌ای است که به‌طور مستقیم و غیرمستقیم برای تصفیه هر مترمکعب فاضلاب مصرف می‌شود.

$$CFD = \sum (E_{direct} + E_{indirect} + E_{construction})$$

➤  $E_{direct}$  انرژی مستقیم مصرفی (برق، سوخت)

در واحدهای فرآیندی

### ۳ یافته‌ها و بحث

جدول ۴ نشان می‌دهد که ردپای کربن سناریوی اول از ترکیب چهار آلاینده اصلی شامل دی‌اکسیدکربن فسیلی، اکسید نیتروس ( $N_2O$ )، متان فسیلی و متان زیستی تشکیل شده است. مقدار انتشار هر آلاینده در واحد کیلوگرم

Emissions	Unit	Inventory result	Characterization factor	Impact assessment result	Unit
					2 eq

جدول ۵ نشان‌دهنده تفکیک ردپای کربن سناریوی اول براساس چهار منبع اصلی است: تولید برق، ساخت‌وساز، مصرف مواد شیمیایی و انتشارهای ناشی از فرآیند تصفیه فاضلاب (WWT Emissions). داده‌ها نشان می‌دهند که بیشترین سهم انتشار CO<sub>2</sub> معادل مربوط به تولید برق (۰.۰۶۵۹ kg CO<sub>2</sub> eq) است که تقریباً ۴۴ درصد از کل ردپای کربن سناریو را تشکیل می‌دهد.

جدول ۵. نتایج ردپای کربن سناریوی اول به تفکیک انتشارات

و فرآیندهای مختلف سیستم

Emissions	Unit	Electricity Production	Construction	Chemicals	Emissions from WWT
Carbon dioxide, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0.0574 54771	0.04 460 856 8	0.00 215 258 4	0
Dinitrogen monoxide	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.00779 4778
Methane, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0.0084 63479	0	0.00 172 870 8	0
Methane, non-fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.01039 7391
Total	kg CO <sub>2</sub> eq	0.0659 1825	0.04 460 856 8	0.00 388 129 2	0.01819 2169

توجهی در اثر نهایی دارند. این مسأله بیان‌گر اهمیت توجه به آلاینده‌های غیر-CO<sub>2</sub> در فرآیندهای مرتبط با فاضلاب و انرژی مصرفی است.

در نتیجه، مجموع اثرات اقلیمی انتشارها در این سناریو برابر با ۰.۱۴۹ kg CO<sub>2</sub> eq گزارش شده است. این مقدار برای تحلیل چرخه حیات بسیار مهم است؛ زیرا نشان می‌دهد که علاوه بر انتشار مستقیم CO<sub>2</sub>، سهم آلاینده‌هایی مانند متان و N<sub>2</sub>O حدود ۲۶٪ از کل ردپای کربن این سناریو را تشکیل می‌دهند. این یافته از منظر مدیریتی نشان می‌دهد که تمرکز صرف بر CO<sub>2</sub> کافی نیست و لازم است فرآیندهایی که منجر به تولید N<sub>2</sub>O (مانند نیتروژن‌کاسیون/دینیتروژن‌کاسیون) یا متان (مانند تجزیه بی‌هوازی لجن یا مخازن بسته) می‌شوند، در طراحی راهبرد کاهش انتشار مورد توجه ویژه قرار گیرند. بنابراین، جدول حاضر علاوه بر ارائه مقدار نهایی GWP، ساختار و منشأ انتشارها را آشکار و امکان تحلیل هدفمند را برای بهینه‌سازی فرآیندها فراهم می‌کند.

جدول ۴. نتایج ردپای کربن سناریوی اول به تفکیک انتشارات

Emissions	Unit	Inventory result	Characterization factor	Impact assessment result	Unit
Carbon dioxide, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	1.11E-01	1	1.11E-01	kg CO <sub>2</sub> eq
Dinitrogen monoxide	kg CO <sub>2</sub> eq	2.95E-05	264	0.00779 4778	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	2.15E-04	85.4	0.01834 9399	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, non-fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	1.26E-04	82.65	0.01039 7391	kg CO <sub>2</sub> eq
IPCC GWP 20a				0.14935 5775	kg CO

جدول ۶. نتایج ردپای کربن سناریوی دوم به تفکیک انتشارات

و فرآیندهای مختلف سیستم

Emissions	Unit	Electricity Production	Construction	Chemicals	Emissions from WW T	Module
Carbon dioxide, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0.59 9864 816	0.16 19 95 55	<0 .00 1	0	0
Dinitrogen monoxide	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.02 0094 83	0
Methane, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0.12 8022 376	0	0.0 15 11 41	0	0
Methane, non-fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.02 4973 11	0
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0		0.02 99 61
Total	kg CO <sub>2</sub> eq	0.72 7887 192	0.16 19 95 55	0.0 15 11 41	0.04 5067 94	0.02 99 61

جدول ۸ نشان می‌دهد که بخش عمده ردپای کربن سناریوی

سوم ناشی از دی‌اکسیدکربن فسیلی است که مقدار آن ۰.۶۹۵

kg CO<sub>2</sub> eq بوده و بیشترین سهم را در مجموع GWP دارد.

جدول ۷. نتایج ردپای کربن سناریوی سوم به تفکیک

انتشارات

جدول ۶ نشان می‌دهد که ردپای کربن سناریوی دوم متشکل

از پنج آلاینده اصلی است که هر یک با مقدار انتشار

(Inventory result) و ضریب گرمایش جهانی متفاوت،

سهم خاصی در اثر نهایی دارند. مقدار دی‌اکسیدکربن فسیلی

(۰.۸۷۱ kg) در این سناریو بسیار بالاتر از سناریوی اول و

نشان‌دهنده مصرف انرژی یا فرآیندهای مرتبط با سوخت‌های

فسیلی در این سناریو است.

جدول ۶. نتایج ردپای کربن سناریوی دوم به تفکیک انتشارات

Emissions	Unit	Inventory result	Characterization factor	Impact assessment result	Unit
Carbon dioxide, fossil	kg	8.71 E-01	1	1.11E-01	kg CO <sub>2</sub> eq
Dinitrogen monoxide	kg	7.61 E-05	264	0.0077 94778	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, fossil	kg	1.68 E-03	85.4	0.0750 2845	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, non-fossil	kg	3.02 E-04	82.65	0.0103 97391	kg CO <sub>2</sub> eq
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	kg	4.62 E-06	6490	0.0299 60512	kg CO <sub>2</sub> eq
IPCC GWP 20a				1.1040 21383	kg CO <sub>2</sub> eq

جدول ۷ نشان می‌دهد که در سناریوی دوم، بیشترین سهم

ردپای کربن مربوط به تولید برق (۰.۷۲۷۹ kg CO<sub>2</sub> eq)

است که حدود ۶۶٪ کل انتشار سناریو را تشکیل می‌دهد.

Emissions	Unit	Electricity Production	Construction	Chemicals	Emissions from WWT	ROModule	Potable Water Production
	2eq			1			
Dinitrogen monoxide	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.020095	0	0
Methane, fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0.128022	0	0.015111	0	0	0
Methane, non-fossil	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0	0.024973	0	0
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	kg CO <sub>2</sub> eq	0	0	0		0.0229961	0
Total	kg CO <sub>2</sub> eq	0.727887	0.1162	0.1511	0.045068	0.0229961	-0.1762

نخستین ستون‌ها در شکل ۲، سهم تولید برق را در هر سه سناریو نشان می‌دهند. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، سناریوهای دوم و سوم دارای مقدار بسیار بالاتری از انتشار CO<sub>2</sub> معادل نسبت به سناریوی اول هستند و مقدار آن‌ها

Emissions	Unit	Inventory result	Characterization factor	Impact assessment result	Unit
Carbon dioxide, fossil	kg	6.95E-01	1	6.95E-01	kg CO <sub>2</sub> eq
Dinitrogen monoxide	kg	7.61E-05	264	0.007795	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, fossil	kg	1.68E-03	85.4	0.075028	kg CO <sub>2</sub> eq
Methane, non-fossil	kg	3.02E-04	82.65	0.010397	kg CO <sub>2</sub> eq
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	kg	4.62E-06	6490	0.029961	kg CO <sub>2</sub> eq
IPCC GWP 20a				8.18E-01	kg CO <sub>2</sub> eq

داده‌های جدول ۹ نشان می‌دهد که در سناریوی سوم، مشابه سناریوی دوم، بیشترین سهم ردپای کربن مربوط به تولید برق (۰.۷۲۷۹ kg CO<sub>2</sub> eq) است که حدود ۷۵٪ کل انتشار مثبت را تشکیل می‌دهد.

جدول ۸. نتایج ردپای کربن سناریوی سوم به تفکیک

انتشارات و فرآیندهای مختلف سیستم

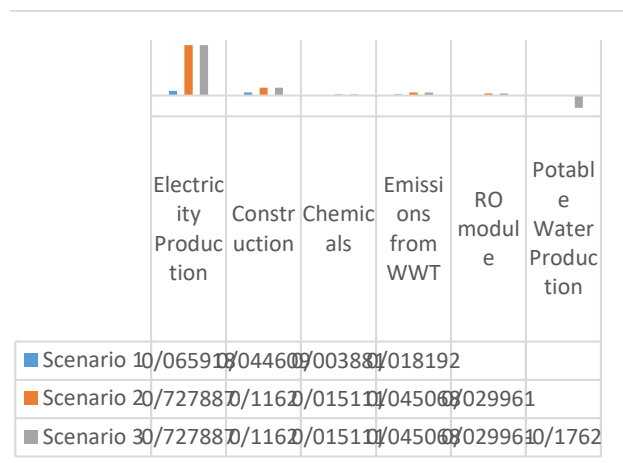
Emissions	Unit	Electricity Production	Construction	Chemicals	Emissions from WWT	ROModule	Potable Water Production
Carbon dioxide, fossil	kg CO <sub>2</sub>	0.599865	0.1162	<0.000	0	0	-0.1762

حدود  $0.727 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  است؛ درحالی که سناریوی اول فقط  $0.066 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  انتشار دارد. این اختلاف چشم گیر، نشان می دهد که سناریوهای دوم و سوم به دلیل استفاده از فناوری های پرمصرف انرژی - مانند اسمز معکوس و پمپاژهای طولانی - دارای شدت انرژی بسیار بالاتری اند. بنابراین، تولید برق مهم ترین نقطه داغ (Hotspot) در سناریوهای ۲ و ۳ است و سهم اصلی در افزایش ردپای کربن دارد؛ درحالی که سناریوی اول با حداقل وابستگی انرژی، کم ترین اثر اقلیمی را در این بخش ایجاد می کند.

ستون های مرتبط با انتشارهای فرآیندی تصفیه (Emissions from WWT) نشان می دهند که سناریوهای دوم و سوم هر دو به مقدار  $0.045 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  انتشار دارند که بیش از دو برابر سناریوی اول است. این بخش عمدتاً شامل انتشارهای نیتروس اکسید و متان از فرآیندهای بیولوژیکی است که ضرایب گرمایش جهانی بسیار بالایی دارند. همچنین ستون ماژول RO تنها در سناریوهای دوم و سوم مقدار  $0.02996 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  را نشان می دهد؛ درحالی که سناریوی اول فاقد این فناوری است. این یافته بیان گر آن است که استفاده از فناوری های غشایی پیشرفته، اگرچه کیفیت بالای پساب را تأمین، اما بار اقلیمی قابل توجهی را به سیستم اضافه می کند. حضور RO یکی از مهم ترین عوامل افزایش GWP در سناریوهای ۲ و ۳ است.

آخرین ستون شکل ۲، تولید آب شرب را نشان می دهد که تنها در سناریوی سوم وجود دارد و مقدار آن  $0.176 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  است. این مقدار منفی نشان دهنده آن است که استفاده از پساب در سناریوی سوم باعث جایگزینی تولید آب شرب سنتی شده و در نتیجه، انتشار کربن که در فرآیند تولید آب شرب اتفاق می افتد، از سیستم حذف می شود. این اثر جایگزینی نقش مهمی در کاهش اثر اقلیمی نهایی سناریوی سوم دارد و نشان می دهد که هرچند این سناریو در برخی بخش ها انرژی بر است، اما بعد جبرانی آن ارزش محیط زیستی قابل توجهی ایجاد می کند. بنابراین، سناریوی سوم در مقایسه با سناریوی دوم از نظر بار اقلیمی خالص پایدارتر است و این

شکل ۲. مقایسه نتایج ردپای کربن سناریوهای مدیریت فاضلاب شهر کرمان در فرآیندهای مختلف سیستم مدیریت بخش ساخت و ساز نیز در شکل ۲ به وضوح قابل مقایسه است. سناریوهای دوم و سوم دارای مقدار  $0.116 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  هستند که بیش از دو برابر سناریوی اول ( $0.0446 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ ) است. این موضوع نشان می دهد که زیرساخت های پیشرفته و تجهیزات اضافی مورد نیاز در سناریوهای صنعتی (به ویژه سیستم های غشایی) نسبت به سناریوی اول اثرات غیرمستقیم بیشتری ایجاد کرده اند. سهم مواد شیمیایی نیز در سناریوهای دوم و سوم مشابه است و مقدار  $0.0151 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  را نشان می دهد که نسبت به سناریوی اول ( $0.00388 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ )



شکل ۲. مقایسه نتایج ردپای کربن سناریوهای مدیریت

فاضلاب شهر کرمان در فرآیندهای مختلف سیستم مدیریت

بخش ساخت و ساز نیز در شکل ۲ به وضوح قابل مقایسه است. سناریوهای دوم و سوم دارای مقدار  $0.116 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  هستند که بیش از دو برابر سناریوی اول ( $0.0446 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ ) است. این موضوع نشان می دهد که زیرساخت های پیشرفته و تجهیزات اضافی مورد نیاز در سناریوهای صنعتی (به ویژه سیستم های غشایی) نسبت به سناریوی اول اثرات غیرمستقیم بیشتری ایجاد کرده اند. سهم مواد شیمیایی نیز در سناریوهای دوم و سوم مشابه است و مقدار  $0.0151 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$  را نشان می دهد که نسبت به سناریوی اول ( $0.00388 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}$ )

افزایش سهم انرژی‌های تجدیدپذیر در تأمین برق مصرفی سیستم. این یافته‌ها اهمیت اصلاحات فرآیندی و برنامه‌ریزی انرژی‌محور را در سناریوهای آتی برجسته می‌کند.

#### جدول ۱۰. نتایج ارزیابی ردپای انرژی سناریوی اول

Name	Unit	Impact assessment result
Non renewable, fossil	MJ	1.466238558
Non-renewable, biomass	MJ	7.55E-05
Non-renewable, nuclear	MJ	0.07619714
Renewable, biomass	MJ	0.016453194
Renewable, water	MJ	0.053963022
Renewable, wind, solar, geother	MJ	0.007330077

جدول ۱۱ نشان می‌دهد که سناریوی دوم دارای مصرف بسیار بالای انرژی غیرتجدیدپذیر فسیلی است؛ مقدار MJ ۱۳.۸۷۶ تقریباً ده برابر بیشتر از سناریوی اول (MJ ۱.۴۶۶) بوده و نشان‌دهنده شدت انرژی‌بر بودن فرآیندهای این سناریو است. این مقدار بالا بیان می‌کند که سناریوی دوم به احتمال زیاد شامل عملیات‌های انرژی‌برتری همچون پمپاژهای طولانی‌مدت، فرآیندهای تصفیه پیشرفته و به‌ویژه استفاده از فناوری‌هایی مانند اسمز معکوس (RO) است که مصرف برق سیستم را به‌طور قابل توجهی افزایش می‌دهند. سهم انرژی هسته‌ای (MJ ۰.۵۶۶) و انرژی‌های تجدیدناپذیر مبتنی بر بیومس (E-04 MJ ۲.۵۷) نسبتاً کم هستند، اما نشان‌دهنده آن‌اند که بخشی از برق مصرفی سیستم از شبکه‌هایی تأمین شده که ترکیبی از این منابع را شامل می‌شوند. این وابستگی شدید به منابع فسیلی، اثرات محیط زیستی سناریو را در بخش GWP نیز به‌طور مستقیم افزایش می‌دهد. هرچند سناریوی دوم دارای مصرف انرژی تجدیدپذیر است،

موضوع اهمیت تحلیل چرخه حیات با رویکرد سیستم توسعه‌یافته (System Expansion) را نشان می‌دهد.

نتایج جدول ۱۰ نشان می‌دهد که در سناریوی اول، بخش عمده ردپای انرژی مربوط به منابع غیرتجدیدپذیر فسیلی است که مقدار آن MJ ۱.۴۶۶ بوده و به‌وضوح بیشترین سهم را در میان انواع منابع انرژی دارد. این مقدار بالا بیانگر وابستگی شدید سناریو به برق و سوخت‌های فسیلی مصرف‌شده در فرآیندهای جمع‌آوری، انتقال و تصفیه پایه‌ای فاضلاب است. سهم سایر منابع غیرتجدیدپذیر، از جمله انرژی هسته‌ای (MJ ۰.۰۷۶) و بیومس غیرتجدیدپذیر (E-05 MJ ۷.۵۵) در مقایسه با بخش فسیلی بسیار ناچیز است و نشان می‌دهد که ساختار انرژی مصرف‌شده عمدتاً مبتنی بر سوخت‌های فسیلی بوده است. این الگوی مصرف با ماهیت سیستم‌های تصفیه‌خانه‌ای متداول سازگار است؛ زیرا واحدهای هوادهی، پمپاژ و تجهیزات برقی مهم‌ترین مصرف‌کنندگان انرژی هستند.

در بخش انرژی‌های تجدیدپذیر نیز سهم مصرف انرژی پایین اما قابل توجهی از بیومس تجدیدپذیر (MJ ۰.۰۱۶)، آب (MJ ۰.۰۵۳۹) و باد/خورشید/زمین‌گرمایی (MJ ۰.۰۰۷۳۳) مشاهده می‌شود. گرچه سهم این منابع نسبت به انرژی فسیلی بسیار کم‌تر است، اما حضور آن‌ها نشان می‌دهد که بخشی از برق مصرفی سیستم از شبکه‌هایی تأمین می‌شود که ترکیبی از منابع تجدیدپذیر را در خود دارند. با این حال، مجموع انرژی‌های تجدیدپذیر (حدود MJ ۰.۰۷۸) تنها بخش کوچکی از کل ردپای انرژی سناریو را تشکیل می‌دهد. نتیجه کلی جدول ۴-۷ نشان می‌دهد که برای کاهش ردپای انرژی و اثرات محیطی سناریو، دو راهبرد کلیدی وجود دارد: کاهش وابستگی به انرژی فسیلی از طریق بهبود کارایی تجهیزات و

۳۸.۳ MJ/m<sup>3</sup>، مقدار ۱۰.۱۹ MJ را تشکیل می‌دهد؛ یعنی بیش از ۷۳ درصد کل انرژی فسیلی سناریو. پس از گاز طبیعی، نفت خام با مقدار ۲.۶۸۹ MJ حدود ۱۹ درصد و زغال‌سنگ سخت با ۰.۸۷۶ MJ حدود ۶ درصد از انرژی فسیلی را تشکیل می‌دهند. این ترکیب نشان می‌دهد که مصرف برق و انرژی مورد نیاز برای فرآیندهای این سناریو - که عمدتاً از شبکه برق با ترکیب بالای گاز طبیعی و سوخت‌های فسیلی تأمین می‌شود - مهم‌ترین عامل افزایش ردپای انرژی و GWP سناریو است. شدت مصرف انرژی فسیلی در این سناریو به‌طور قابل توجهی بالاتر از سناریوهای دیگر است و بیان‌گر ماهیت انرژی‌بر و پیچیده‌تر فرآیندهای تصفیه و انتقال در آن می‌باشد.

وابستگی بسیار بالای سناریوی دوم به گاز طبیعی، نفت خام و زغال‌سنگ، علاوه بر افزایش ردپای انرژی، باعث افزایش مستقیم ردپای کربن، تشدید اثرات گرمایش جهانی، و افزایش هزینه‌های چرخه عمر می‌شود. تفاوت چشم‌گیر بین مقدار انرژی فسیلی این سناریو و سناریوی اول (حدود ده برابر بیشتر) نشان می‌دهد که اعمال تصفیه پیشرفته یا انتقال طولانی‌مدت پساب در سناریوی دوم، بار قابل توجهی به محیط زیست تحمیل می‌کند. این وضعیت تأکید می‌کند که برای بهبود پایداری سناریوی دوم، دو اقدام کلیدی ضروری است: کاهش مصرف برق در فرآیندهای انرژی‌بر و افزایش سهم انرژی‌های تجدیدپذیر در سبد تأمین برق. علاوه بر این، بهبود بهره‌وری تجهیزات، اصلاح طراحی خطوط انتقال و استفاده از فناوری‌های کم‌مصرف‌تر نیز می‌توانند نقش مؤثری در کاهش وابستگی به سوخت‌های فسیلی و کاهش بار محیط زیستی سناریو داشته باشند.

اما مقدار آن بسیار کم‌تر از منابع فسیلی است. انرژی حاصل از منابع تجدیدپذیر آب (MJ ۰.۳۷۶) و بیومس تجدیدپذیر (MJ ۰.۰۶۲۷) بیشترین سهم را در میان انرژی‌های پاک دارند. انرژی‌های خورشیدی، بادی و زمین‌گرمایی نیز تنها ۰.۰۳۴۵ MJ را تشکیل می‌دهند. مجموع انرژی تجدیدپذیر سناریو کم‌تر از MJ ۰.۴۷ است و این مقدار در برابر مصرف انرژی فسیلی (MJ ۱۳.۸) بسیار ناچیز است. بنابراین، نتایج جدول نشان می‌دهد که سناریوی دوم از نظر انرژی، به‌شدت نامتوازن و وابسته به سوخت‌های فسیلی است. این وابستگی، علاوه بر افزایش ردپای کربن، بار محیطی و اقتصادی قابل توجهی ایجاد می‌کند. برای بهبود پایداری این سناریو، کاهش مصرف انرژی الکتریکی، بهبود راندمان تجهیزات و استفاده از برق تولیدی از منابع تجدیدپذیر سه راهکار کلیدی هستند که می‌توانند اثرات محیط زیستی و هزینه چرخه عمر سناریو را به میزان قابل توجهی کاهش دهند.

جدول ۹. نتایج ارزیابی ردپای انرژی سناریوی دوم

Name	Unit	Impact assessment result
Non renewable, fossil	MJ	13.87573529
Non-renewable, biomass	MJ	2.57E-04
Non-renewable, nuclear	MJ	0.56665344
Renewable, biomass	MJ	0.062737566
Renewable, water	MJ	0.375977485
Renewable, wind, solar, geothermal	MJ	0.034469887

جدول ۱۲ نشان می‌دهد که سناریوی دوم به‌طور چشم‌گیری به سوخت‌های فسیلی وابسته است و مجموع انرژی حاصل از این منابع برابر ۱۳.۸۷۵ MJ است. عمده این مقدار از گاز طبیعی تأمین می‌شود که با مصرف ۰.۲۶۶ m<sup>3</sup> و ضریب انرژی

جدول ۱۰. نتایج ردپای انرژی سناریوی دوم در بخش

سوخت‌های تجدیدناپذیر

Name	Inventory result	Unit	Characterization factor	Unit	Impact assessment result	Unit
Non renewable, fossil					13.87574	MJ
Gas, natural, in ground	0.266138649	m <sup>3</sup>	38.3	MJ/m <sup>3</sup>	10.19311	MJ
Oil, crude, in ground	0.058704711	kg	45.8	MJ/kg	2.688676	MJ
Coal, hard, unspecified, in ground	0.045846299	kg	19.1	MJ/kg	0.875664	MJ

فرآیندی نیست، بلکه احتمالاً به علت اثر جایگزینی آب شرب و حذف بخشی از مصرف انرژی‌های تولید آب شرب سنتی است که به شکل منفی در جدول ثبت شده است.

جدول ۱۳. نتایج ارزیابی ردپای انرژی سناریوی سوم

Name	Unit	Impact assessment result
Non renewable, fossil	MJ	5.224698
Non-renewable, biomass	MJ	-6.96E-04
Non-renewable, nuclear	MJ	-0.00107
Renewable, biomass	MJ	-0.08195
Renewable, water	MJ	0.105973
Renewable, wind, solar, geother	MJ	-0.00743

نتایج جدول ۱۴ نشان می‌دهد که در سناریوی سوم، بخش عمده ردپای انرژی فسیلی از گاز طبیعی تأمین می‌شود. مقدار مصرف گاز طبیعی برابر ۰.۲۱۵ m<sup>3</sup> بوده و با ضریب انرژی ۳۸.۳ MJ/m<sup>3</sup>، در مجموع ۸.۲۴۳ MJ انرژی ایجاد کرده است. این مقدار نشان می‌دهد که اگرچه سناریوی سوم نسبت به سناریوی دوم انرژی‌بر نیست، اما همچنان مصرف قابل توجهی از گاز طبیعی دارد که یکی از مهم‌ترین منابع تولید برق در ایران است. بنابراین، مشابه سایر سناریوها، منشأ اصلی ردپای انرژی فسیلی در سناریوی سوم نیز الکتریسیته تولیدشده از گاز طبیعی است. این مقدار نشان می‌دهد که بخش‌هایی از فرآیند، مانند پمپاژ، تصفیه تکمیلی یا واحدهای بیولوژیکی، همچنان نیازمند مصرف انرژی قابل توجه هستند. جدول ۱۴ نشان می‌دهد که تولید برق مهم‌ترین و انرژی‌برترین فرآیند در تمامی سناریوها است، اما شدت مصرف انرژی میان سناریوها تفاوت چشم‌گیری دارد. سناریوی اول تنها ۰.۵۷۶ MJ انرژی از بخش تولید برق

نتایج جدول ۱۳ نشان می‌دهد که بخش عمده ردپای انرژی در سناریوی سوم همچنان از منابع تجدیدناپذیر فسیلی تأمین می‌شود؛ مقدار ۵.۲۲۴ MJ نشان می‌دهد که این سناریو از نظر مصرف انرژی فسیلی در میان سه سناریو، موقعیتی میانی دارد: بسیار کم‌تر از سناریوی دوم (۱۳.۹ MJ)، اما بیشتر از سناریوی اول (۱.۴۷ MJ). این مقدار متوسط بیان‌گر آن است که سناریوی سوم شامل بخش‌هایی از تصفیه پیشرفته یا انتقال انرژی‌بر است، اما کاهش‌هایی در فرآیندهای دیگر دارد که میزان مصرف انرژی فسیلی را نسبت به سناریوی دوم محدود کرده است. تفاوت میان این سناریو و سناریوی دوم به‌خوبی نشان می‌دهد که برخی فرآیندها یا اثرات جبرانی (Compensation Effects) در سناریوی سوم باعث کاهش فشار انرژی فسیلی شده‌اند. این موضوع لزوماً به دلیل کارایی

### ۱-۳- نتایج ارزیابی اقتصادی

نتایج محاسبات براساس مفروضات فوق به شرح زیر است:

$$\checkmark \text{ CAPEX کل} = 265,920,000 \text{ €}$$

$$\checkmark \text{ مصرف انرژی سالیانه} \rightarrow 55,007,920 \text{ kWh} \approx$$

$$\text{هزینه انرژی} \approx 189,024 \text{ €/year}$$

$$\checkmark \text{ هزینه غیرانرژی O\&M سالیانه} = 22,650,320$$

$$\text{€/year}$$

$$\checkmark \text{ هزینه کل سالیانه (OPEX)} = 22,839,344$$

$$\text{€/year}$$

تحلیل حساسیت نسبت به نرخ‌های تنزیل مختلف در جدول

۱۵ ارائه شده است:

جدول ۱۲. تحلیل حساسیت نسبت به نرخ‌های تنزیل

نرخ تنزیل	CAPEX سالیانه (M€)	OPEX (M€)	LC C (M€)	هزینه واحد (€/m <sup>3</sup> )	هزینه واحد (ریال/m <sup>3</sup> )
3%	15.40	22.84	38.24	1.18	57,944
5%	18.86	22.84	41.70	1.29	63,347
8%	24.78	22.84	47.62	1.47	72,130
12%	33.93	22.84	56.77	1.75	85,917

جدول ۴-۱۵ نشان می‌دهد که افزایش نرخ تنزیل موجب افزایش چشم‌گیر CAPEX سالیانه شده می‌شود؛ درحالی‌که OPEX ثابت باقی می‌ماند. این رفتار کاملاً منطبق با اصول ارزیابی پروژه‌های زیرساختی است؛ زیرا هرچه نرخ تنزیل بالاتر باشد، ارزش فعلی هزینه‌های سرمایه‌ای بیشتری به سال‌های اولیه منتقل می‌شود و در نتیجه سهم سرمایه‌گذاری

مصرف کرده و بنابراین کم‌مصرف‌ترین سناریو از نظر انرژی است. در مقابل، سناریوهای دوم و سوم هر دو MJ ۱۱.۳۹۶ انرژی از این بخش مصرف کرده‌اند؛ مقداری که نشان‌دهنده بیش از ۲۰ برابر انرژی برتر بودن این سناریوها نسبت به سناریوی اول است. این اختلاف بزرگ نشان می‌دهد که سناریوهای ۲ و ۳ شامل فرآیندهای پیشرفته‌تری مانند اسمز معکوس، پمپاژ سنگین یا تهویه پیشرفته هستند که مصرف انرژی آن‌ها را به‌طور چشم‌گیری افزایش داده است. همچنین بخش ساخت‌وساز در سناریوی اول MJ ۰.۷۹۴ و در سناریوهای دوم و سوم MJ ۱.۹۴۵ است که نشان می‌دهد زیرساخت‌های لازم برای اجرای سناریوهای پیشرفته به‌مراتب انرژی برتر هستند. بخش مواد شیمیایی نیز الگوی مشابهی دارد؛ سناریوی دوم و سوم با MJ ۱.۵۷۴ حدود ۱۶ برابر بیشتر از سناریوی اول (MJ ۰.۰۹۵) انرژی مصرف می‌کنند که بیانگر نیاز بیشتر به مواد و فرآوری شیمیایی در تصفیه پیشرفته است.

جدول ۱۱. ردپای انرژی در فرآیندهای مختلف در تمامی

سناریوهای مدیریتی

	Unit	Electricity Production	Construction	Chemicals	Potable Water Production
Scenario 1	MJ	0.576322	0.79438	0.0955392	
Scenario 2	MJ	11.3964	1.94522	1.5742103	
Scenario 3	MJ	11.3964	1.94522	1.5742103	-8.65104

این یافته از منظر سیاست‌گذاری نیز اهمیت جدی دارد: نرخ تنزیل بالا باعث می‌شود پروژه‌های استفاده مجدد از فاضلاب غیررقابتی‌تر به نظر برسند، درحالی‌که نرخ‌های پایین‌تر، این پروژه‌ها را اقتصادی‌تر و جذاب‌تر می‌سازند. در نتیجه، استفاده از نرخ تنزیل محافظه‌کارانه (۳ تا ۵ درصد) در پروژه‌های محیط‌زیستی و آب‌محور - که بازدهی اجتماعی و محیط‌زیستی بالایی دارند- از نظر سیاست‌گذاری مطلوب‌تر است و به واقعیت فنی-اقتصادی پروژه‌ها نزدیک‌تر خواهد بود.

### ۳-۱-۱- تأثیر نرخ تنزیل بر هزینه واحد

نرخ تنزیل یکی از مهم‌ترین پارامترهای اقتصادی در ارزیابی پروژه‌های زیربنایی به‌ویژه پروژه‌های مرتبط با آب و فاضلاب است. این نرخ تعیین می‌کند که ارزش پول در زمان‌های آینده چگونه محاسبه و به زمان حاضر تبدیل شود. بنابراین، تغییر نرخ تنزیل می‌تواند ساختار کل هزینه چرخه عمر (LCC) را به‌طور مستقیم تحت تأثیر قرار دهد و بر برآورد نهایی هزینه واحد آب تولیدی اثر بگذارد.

طبق نتایج ارائه‌شده، افزایش نرخ تنزیل از ۳٪ به ۱۲٪ موجب می‌شود هزینه واحد از حدود ۵۷,۹۴۴ ریال به ۸۵,۹۱۷ ریال برسد. این تغییر به معنی افزایش حدود ۴۸ درصدی هزینه نهایی آب تولیدشده است. دلیل این افزایش آن است که نرخ‌های تنزیل بالا موجب می‌شوند هزینه‌های سرمایه‌گذاری اولیه (CAPEX) سهم بیشتری در محاسبات سالیانه داشته باشند؛ زیرا وزن ارزش فعلی پول در آینده کاهش می‌یابد.

این یافته نشان می‌دهد که تأمین مالی پروژه از طریق وام‌های کم‌بهره، تسهیلات دولتی یا صندوق‌های محیط‌زیستی نقش تعیین‌کننده‌ای در اقتصادی بودن طرح دارد. هرچه نرخ تنزیل پایین‌تر باشد، هزینه واحد تولید آب کم‌تر و جذابیت اقتصادی

اولیه (CAPEX) در محاسبات سالیانه افزایش می‌یابد. برای مثال، CAPEX سالیانه از ۱۵.۴۰ میلیون یورو در نرخ ۳٪ به ۳۳.۹۳ میلیون یورو در نرخ ۱۲٪ می‌رسد؛ یعنی بیش از ۲۲۰٪ افزایش در اثر رشد نرخ تنزیل. این نتیجه نشان می‌دهد که پروژه‌های تصفیه و استفاده مجدد از فاضلاب نسبت به تغییرات نرخ تنزیل بسیار حساس هستند؛ زیرا سرمایه‌گذاری اولیه در آن‌ها سهم قابل توجهی از هزینه کل را تشکیل می‌دهد.

افزایش نرخ تنزیل موجب افزایش یکنواخت و قابل توجه هزینه چرخه عمر (LCC) می‌شود. مقدار LCC از ۳۸.۲۴ میلیون یورو در نرخ ۳٪ به ۵۶.۷۷ میلیون یورو در نرخ ۱۲٪ افزایش می‌یابد؛ یعنی بیش از ۴۸٪ افزایش صرفاً به دلیل تغییر نرخ تنزیل. دلیل این رفتار آن است که نرخ‌های تنزیل بالا ارزش هزینه‌های آتی را کاهش می‌دهند و بنابراین «بار سرمایه‌های اولیه» اهمیت بیشتری پیدا می‌کند. از آنجاکه سیستم‌های تصفیه و بازچرخانی اغلب دارای CAPEX بالایی هستند، افزایش نرخ تنزیل پروژه را از نظر اقتصادی سنگین‌تر و گران‌تر جلوه می‌دهد. این نتیجه تأکید می‌کند که انتخاب نرخ تنزیل مناسب در مطالعات LCC باید با دقت بسیار بالا و براساس شرایط اقتصادی کشور و ماهیت پروژه انجام شود؛ در غیر این صورت ممکن است ارزیابی اقتصادی دچار انحراف جدی شود.

افزایش نرخ تنزیل اثر مستقیم بر هزینه واحد تولید یا بازچرخانی آب ( $m^3/\text{€}$  و  $m^3/\text{ریال}$ ) دارد. مطابق جدول، هزینه واحد از  $1.18 m^3/\text{€}$  در نرخ ۳٪ به  $1.75 m^3/\text{€}$  در نرخ ۱۲٪ افزایش می‌یابد؛ یعنی حدود ۵۰٪ افزایش در هزینه نهایی آب تولیدی. این افزایش در بخش ریالی نیز کاملاً محسوس است (از ۵۷,۹۴۴ ریال به ۸۵,۹۱۷ ریال برای هر مترمکعب).

تحلیل داده‌ها نشان می‌دهد که در سناریوهای مختلف، هزینه‌های جاری (OPEX) بزرگ‌ترین سهم را در هزینه سالیانه دارند؛ به طوری که حدود ۶۰ درصد یا بیشتر از کل هزینه سالیانه به بخش بهره‌برداری و نگهداری اختصاص می‌یابد. این موضوع بر ضرورت توجه جدی به مدیریت هزینه‌های عملیاتی تأکید می‌کند.

سناریوی اول در انتشار کربن دارند. مواد شیمیایی و انتشارهای فرآیندی تصفیه ( $\text{CH}_4$  و  $\text{N}_2\text{O}$ ) اگرچه از نظر جرم کم هستند، اما به دلیل ضرایب GWP بالا، به‌ویژه در سناریوهای ۲ و ۳، به‌عنوان نقاط داغ (Hotspots) شناسایی شدند.

در ارزیابی ردپای انرژی، الگوی مشابهی مشاهده شد. سناریوی اول حدود  $1.5 \text{ MJ}$  انرژی فسیلی مصرف می‌کند و از این منظر کم‌مصرف‌ترین سناریو است. سناریوی دوم با حدود  $13.9 \text{ MJ}$  مصرف انرژی فسیلی، بسیار انرژی‌بر است و وابستگی شدیدی به گاز طبیعی و تا حدی نفت و زغال‌سنگ دارد. سناریوی سوم از نظر مصرف خام انرژی شبیه سناریوی دوم است، اما به دلیل اثرات جبرانی (کاهش مصرف انرژی در تولید آب شرب متعارف)، ردپای انرژی فسیلی خالص آن به حدود  $5.2 \text{ MJ}$  کاهش می‌یابد و در وضعیت میانی قرار می‌گیرد. این نتایج نشان می‌دهد که ارتقاء سطح تصفیه بدون در نظر گرفتن منبع انرژی، می‌تواند هزینه انرژی و کربن را به شدت افزایش دهد.

یکی از یافته‌های کلیدی این مطالعه، نقش اثر جایگزینی در سناریوی سوم است. در این سناریو، بخشی از پساب

پروژه بیشتر خواهد بود.

بنابراین، در پروژه‌هایی مانند تصفیه و بازچرخانی فاضلاب که فواید اجتماعی و محیط زیستی گسترده‌ای دارند، اتخاذ نرخ‌های تنزیل محافظه‌کارانه (۳ تا ۵ درصد) منطقی‌تر بوده و موجب می‌شود ارزش واقعی پروژه بهتر منعکس شود. این نکته به‌خصوص در کشورهای در حال توسعه دارای اهمیت ویژه است.

## ۴ جمع‌بندی و نتیجه‌گیری

از منظر ردپای کربن، سناریوی اول کم‌ترین مقدار گرمایش جهانی را دارد (حدود  $0.15 \text{ kgCO}_2\text{eq}$ )؛ در حالی که سناریوی دوم بیشترین مقدار را (حدود  $1.10 \text{ kgCO}_2\text{eq}$ ) ثبت کرده است و سناریوی سوم در میانه این دو قرار می‌گیرد (حدود  $0.82 \text{ kgCO}_2\text{eq}$ ). این اختلاف عمدتاً ناشی از مصرف بسیار بالاتر برق و استفاده از فناوری‌های پیشرفته (مانند RO) در سناریوهای دوم و سوم است. علاوه بر دی‌اکسید کربن، انتشار متان، اکسید نیتروس و ترکیبات هالوژنه با GWP بالا (مانند CFC-113) سهم قابل توجهی در افزایش ردپای کربن سناریوهای ۲ و ۳ دارند؛ به طوری که بخش غیر- $\text{CO}_2$  در سناریوی دوم حدود یک‌سوم اثر نهایی را تشکیل می‌دهد.

تحلیل تفکیکی فرایندها نشان داد که در هر سه سناریو، تولید برق مهم‌ترین منبع گرمایش جهانی است، اما شدت آن در سناریوهای ۲ و ۳ بسیار بالاتر است. در سناریوی اول سهم برق در حدود  $0.066 \text{ kgCO}_2\text{eq}$  است؛ در حالی که در دو سناریوی دیگر این مقدار بیش از ده برابر می‌شود. ساخت‌وساز و زیرساخت نیز در سناریوهای ۲ و ۳ به دلیل تجهیزات اضافی و فناوری‌های پیشرفته، سهمی بیشتر از

که CAPEX بالایی دارند، به نرخ‌های تنزیل مورد استفاده در تحلیل بسیار حساس‌اند و دسترسی به منابع مالی ارزان‌قیمت (وام کم‌بهره، تسهیلات دولتی یا صندوق‌های محیط‌زیستی) می‌تواند تأثیر مستقیم بر اقتصادی بودن آن‌ها داشته باشد.

با کنار هم قرار دادن همه این نتایج، می‌توان گفت سناریوی اول از نظر انرژی، کربن و سمیت، کم‌هزینه‌ترین و کم‌ریسک‌ترین گزینه است، اما احتمالاً ظرفیت محدودی برای تأمین آب جایگزین در مقیاس بزرگ و نیازهای کیفی سخت‌گیرانه دارد. سناریوی دوم از نظر کیفیت خروجی و قابلیت استفاده مجدد در کاربردهای حساس ممکن است مزیت داشته باشد، اما از نظر ردپای کربن، انرژی، سمیت و هزینه، سنگین‌ترین و ناپایدارترین سناریو است و تنها در صورت وجود انگیزه‌های قوی اقتصادی و محیط‌زیستی قابل توجیه خواهد بود. سناریوی سوم سعی می‌کند بین این دو، تعادلی ایجاد کند: با بهره‌گیری از تصفیه پیشرفته و هم‌زمان استفاده از اثر جایگزینی آب شرب، توانسته است بخشی از هزینه‌های انرژی و کربن را جبران کرده و از نظر سمیت نیز در وضعیت میانه قرار گیرد.

در نهایت، نتایج نشان می‌دهد که انتخاب سناریوی بهینه برای مدیریت فاضلاب و استفاده مجدد، باید به صورت چندمعیاره انجام شود. اگر هدف اصلی کاهش هزینه و سادگی بهره‌برداری باشد، سناریوی اول جذاب‌تر است؛ اگر تأمین آب با کیفیت بالا و کاهش فشار بر منابع آب شرب در اولویت باشد، سناریوی سوم - با در نظر گرفتن اصلاحات لازم برای کاهش سمیت - می‌تواند گزینه مناسب‌تری باشد. سناریوی دوم بیشتر به عنوان سناریوی «حدی» قابل استفاده است که نشان می‌دهد حرکت به سمت فناوری‌های بسیار پیشرفته بدون توجه به انرژی، کربن و سمیت چه پیامدهایی می‌تواند

تصفیه شده به عنوان منبع آب شرب جایگزین بخشی از تولید آب متعارف می‌شود؛ در نتیجه، انرژی و کربنی که در سیستم فعلی تأمین آب شرب مصرف می‌شود، به صورت «اعتبار منفی» در مدل وارد شده است. همین اعتبار به شکل عدد منفی در ستون «تولید آب شرب» برای انرژی و کربن دیده می‌شود و باعث می‌شود که سناریوی سوم، با وجود مصرف بالای برق و فناوری پیشرفته، از نظر اثر خالص نسبت به سناریوی دوم پایدارتر باشد. این نکته تأکید می‌کند که در ارزیابی سناریوهای بازچرخانی، باید به منافع جبرانی در سیستم بزرگ‌تر نیز توجه شود.

در حوزه سمیت، هر سه سناریو نشان دادند که فلزات سنگین (به ویژه روی، مس، کروم شش ظرفیتی، جیوه، سرب و تا حدی آرسنیک) مهم‌ترین محرک اثرات هم بر سلامت انسان و هم بر اکوسیستم‌های آب شیرین هستند. سناریوی اول کم‌ترین مقادیر CTU<sub>h</sub> و CTU<sub>e</sub> را دارد و از این نظر کم‌خطرترین گزینه است، اما همچنان آثار قابل توجهی به خصوص در اکوتوکسیسیته آب شیرین ایجاد می‌کند. سناریوی دوم بالاترین مقادیر سمیت را در هر سه دسته اثر دارد؛ یعنی هم از نظر سرطان‌زایی انسانی، هم غیرسرطان‌زایی و هم اکوتوکسیسیته، بدترین عملکرد را نشان می‌دهد. سناریوی سوم از نظر مقدار خام سمیت، بین سناریوی اول و دوم قرار می‌گیرد.

از دیدگاه اقتصادی، تحلیل حساسیت نسبت به نرخ تنزیل نشان داد که انتخاب نرخ تنزیل نقش تعیین‌کننده‌ای در برآورد هزینه واحد دارد. با افزایش نرخ تنزیل از ۳٪ به ۱۲٪، هزینه واحد از حدود ۵۷,۹۴۴ ریال به ۸۵,۹۱۷ ریال در هر مترمکعب افزایش یافته است؛ یعنی تقریباً ۴۸ درصد رشد. این نتیجه نشان می‌دهد که پروژه‌های تصفیه و استفاده مجدد

داشته باشد.

## تضاد منافع

نویسنده (نویسندگان) اعلام می‌کنند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

## حامی مالی

بنا به اظهار نویسنده مسؤول، این مقاله حامی مالی نداشته است.

## تقدیر و تشکر

نویسنده (نویسندگان)، از همه افراد، به دلیل مشاوره و راهنمایی علمی و مشارکتشان در این مقاله تشکر و قدردانی می‌کند (می‌کنند).

## سهام نویسندگان در پژوهش

نویسندگان این مقاله سهم برابری در انجام این پژوهش داشته‌اند.

## منابع

- assessment of different municipal wastewater treatment systems. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103822 .
- Di Maria, F., Daskal, S., & Ayalon, O. (2020). A methodological approach for comparing waste water effluent's regulatory and management frameworks based on sustainability assessment. *Ecological indicators*, 118, 106805 .
- Emmerson, R., Morse, G., Lester, J., Edge, D. J. W., & Journal, E. (1995). The life-cycle analysis of small-scale sewage-treatment processes. 9(3), 317-325 .
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K & , Klüppel, H.-J. (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The international journal of life cycle assessment*, 11(2), 80-85 .
- Friedrich, E., Pillay, S., & Buckley, C. J. W. S. (2007). The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. 33 .(۴)
- Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. (2011). *Biological wastewater treatment*. CRC press .
- Halleux, H., Lassaux, S., Renzoni, R., & Germain, A. J. T. I. J. o. L. C. A. (2008). Comparative life cycle assessment of two biofuels ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. 13(3), 184-190 .
- Hospido, A., Davis, J., Berlin, J., & Sonesson, U. J. T. i. j. o. l. c. a. (2010). A review of methodological issues affecting LCA of novel food products. 15(1), 44-52 .
- Alemam, A., Cheng, X., & Li, S. (2018). Treating design uncertainty in the application of Eco-indicator 99 with Monte Carlo simulation and fuzzy intervals. *International Journal of Sustainable Engineering*, 11(2), 110-121 .
- Arena, C., Genco, M., & Mazzola, M. R. (2020). Environmental Benefits and Economical Sustainability of Urban Wastewater Reuse for Irrigation—A Cost-Benefit Analysis of an Existing Reuse Project in Puglia, Italy. *Water*, 12 .(۱۰)
- Arvanitoyannis, I. S. (2008). ISO 14040: life cycle assessment (LCA)—principles and guidelines. *Waste management for the food industries*, 97-132 .
- Benedetti, L., Dirckx, G., Bixio, D., Thoeye, C., & Vanrolleghem, P. A. (2008). Environmental and economic performance assessment of the integrated urban wastewater system. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1262-1272 .
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Hauschild, M. Z. (2018). LCA history. In *Life Cycle Assessment* (pp. 17-30). Springer .
- Boulay, A.-M., Hoekstra, A. Y., & Vionnet, S. (2013). Complementarities of water-focused life cycle assessment and water footprint assessment. In: ACS Publications.
- Cicekalan, B., Kosar, S., Cingoz, S., Eyt, N., Ersahin, M. E., & Ozugun, H. (2023). Techno-economic and environmental

- Technology*, 44(6), 1884-1887.  
<https://doi.org/10.1021/es902714u>
- Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., & Güereca-Hernández, L. P. (2019). Sustainability assessment of wastewater systems: An environmental and economic approach. *J. Environ. Prot*, 10, 241-259 .
- Rahman, M. M., Hagare, D., & Maheshwari, B. J. J. o. C. P. (2015). Framework to assess sources controlling soil salinity resulting from irrigation using recycled water: an application of Bayesian Belief Network. *105*, 406-419 .
- Rizzo, L., Malato, S., Antakyali, D., Beretsou, V. G., Đolić, M. B., Gernjak, W., Heath, E., Ivancev-Tumbas, I., Karaolia, P., & Ribeiro, A. R. L. (2019). Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 655, 986-1008 .
- Shanmugam, K., Gadhamshetty, V., Tysklind, M., Bhattacharyya, D., & Upadhyayula, V. K. K. (2022). A sustainable performance assessment framework for circular management of municipal wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 339, 130657. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clepro.2022.130657>
- Stokes, J & ,Horvath, A. J. J. o. i. s. (2010). Life-cycle assessment of urban water provision: tool and case study in California. *17*(1), 15-24 .
- Stokes, J., & Horvath, A. J. T. i. j. o. l. c. a. (2006). Life cycle energy assessment of alternative water supply systems (9 pp). *11*(5), 335-343 .
- Tayyebi, F., Golabi, M., & Jaafarzadeh, N. (2023). Life cycle assessment, a decision-making tool in wastewater treatment systems: a case study wastewater treatment plant of Ahvaz, Iran. *Applied Water Science*, 13(6), 145. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-01958-7>
- Tsui, T.-H., Zhang, L., Zhang, J., Dai, Y., & Tong, Y. W. (2022). Methodological Hospido, A., Sanchez, I., Rodriguez-Garcia, G., Iglesias, A., Buntner, D., Reif, R., Moreira, M. T., & Feijoo, G. J. D. (2012). Are all membrane reactors equal from an environmental point of view, 280 , ? . 270-263
- Hua, H., Jiang, S., Yuan, Z., Liu, X., Zhang, Y., & Cai, Z. (2022). Advancing greenhouse gas emission factors for municipal wastewater treatment plants in China. *Environmental Pollution*, 295, 118648. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118648>
- Kamble, S., Singh, A., Kazmi, A., & Starkl, M. (2019). Environmental and economic performance evaluation of municipal wastewater treatment plants in India: a life cycle approach. *Water Science and Technology*, 79(6), 1102-1112 .
- Klöpffer, W., & Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment (LCA): a guide to best practice*. John Wiley & Sons .
- Lara-Topete, G. O., Yebra-Montes, C., Orozco-Nunnally, D. A., Robles-Rodríguez, C. E., & Gradilla-Hernández, M. S. (2022). An integrated environmental assessment of MSW management in a large city of a developing country: Taking the first steps towards a circular economy model. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 838542 .
- Lyons, E., Zhang, P., Benn, T., Sharif, F., Li, K., Crittenden, J., Costanza ,M., Chen, Y. J. W. s., & supply, t. w. (2009). Life cycle assessment of three water supply systems: importation, reclamation and desalination. *9*(4), 439-448 .
- Marinelli, E., Radini, S., Akyol, Ç., Sgroi, M., Eusebi, A. L., Bischetti, G. B., Mancini, A & ,Fatone, F. (2021). Water-Energy-Food-Climate Nexus in an Integrated Peri-Urban Wastewater Treatment and Reuse System: From Theory to Practice. *Sustainability*, 13 .(19)
- Massoud, M. A., Fayad, R., Kamleh, R., & El-Fadel, M. (2010). Environmental management system (ISO 14001) certification in developing countries: Challenges and implementation strategies. *Environmental Science and*

- framework for wastewater treatment plants delivering expanded service: Economic tradeoffs and technological decisions. *Science of The Total Environment*, 823, 153616 .
- Wu, Z., Duan, H., Li, K., & Ye, L. (2022). A comprehensive carbon footprint analysis of different wastewater treatment plant configurations. *Environmental Research*, 214, 113818. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113818>
- Yoshida, H., Christensen, T. H., Scheutz, C. J. W. M., & Research. (2013). Life cycle assessment of sewage sludge management: a review. *31*(11), 1083-1101 .
- Zawartka, P., Burchart-Korol, D., & Blaut, A. (2020). Model of Carbon Footprint Assessment for the Life Cycle of the System of Wastewater Collection, Transport and Treatment. *Scientific Reports*, 10(1), 5799. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62798-y>
- Zeng, Q. (2024). Integrating fuzzy comprehensive evaluation model in the ecological and economic assessment of urban freshwater resources. *Marine and Freshwater Research*, 75(11), MF23261 .