

Міністерство освіти і науки України  
Харківський національний університет міського господарства імені О.М.

Бекетова

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**Матіс Євгенія Олегівна**

УДК 504.03: 504.05: 504.06: 66.0: 66.02: 57.04.

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**Багатокритеріальна методика оцінки екологічності підприємств хімічної  
галузі та рішень щодо захисту довкілля**

183 – Технології захисту навколишнього середовища

18 – Виробництва та технології

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,  
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

Є.О. Матіс

Науковий керівник Крот Ольга Петрівна

Доктор технічних наук, професор

Харків – 2024

## Анотація

***Матіс Є.О.* Багатокритеріальна методика оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та рішень щодо захисту довкілля – кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.**

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища». – Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова. МОН України. Харків. 2024

Дисертаційна робота присвячена створенню багатокритеріальної методики оцінки екологічності хімічного виробництва та розробці рішень щодо захисту навколишнього природного середовища. Особлива увага приділяється розробці інформаційних та алгоритмічних інструментів з метою оцінки екологічної безпеки промислових об'єктів. Дослідження базується на розвитку теоретичних та методологічних засад комплексного аналізу екологічних аспектів функціонування підприємств.

Мета та завдання роботи полягає у розробці комплексу методів для оцінки рівня екологічної безпеки промислових підприємств у хімічній галузі. Цей комплекс базуватиметься на створенні інформаційно-методичного забезпечення для обробки даних та подання результатів, необхідних для прийняття рішень та отримання екологічно значимих знань.

В дисертаційній роботі приводяться результати дослідження багатокритеріальної методики оцінки екологічності підприємств хімічного виробництва та рішень щодо захисту навколишнього природного середовища.

В рамках дисертаційного дослідження було досягнуто наступних результатів:

— проаналізовано та систематизовано сучасні методичні підходи до оцінки екологічності промислових підприємств відповідно до принципів системного аналізу. Це дозволило створити комплексне інформаційно-методичне забезпечення з метою оцінки екологічного статусу підприємств у хімічній галузі.

— визначено напрями вдосконалення методичного підходу до оцінки екологічності промислових підприємств на основі соціально-економічних, еколого-економічних та соціально-екологічних показників.

— розроблено інформаційно-методичне забезпечення для визначення рівня екологічності, стійкості виробництва та безпеки процесів та стадій життєвого циклу продукту.

— вперше створено інформаційно-програмний комплекс для оцінки екологічного впливу складних природно-техногенних систем, таких як «видобуток-виробництво-використання навколишнього середовища», на основі аналізу MIPS, оцінки життєвого циклу продукту та ризиків.

— проведено апробацію розробленої методичної системи підтримки управлінських рішень у галузі екології для підприємств хімічної галузі.

Практичне значення отриманих результатів полягає у можливості застосування розроблених методик, рекомендацій та висновків у реальній діяльності. Це дозволить підприємствам хімічної галузі здійснювати більш точну та комплексну оцінку свого впливу на навколишнє середовище, а також приймати обґрунтовані управлінські рішення у галузі екології. Використання цих методик сприяє підвищенню рівня екологічної безпеки, стійкості виробництва та зниження негативного впливу на навколишнє середовище, що в кінцевому підсумку призводить до покращення якості життя та збереження природних ресурсів.

Результати дисертаційного дослідження були впроваджені для виробництва алкідних лакофарбових матеріалів (ЛФМ), підприємство ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” – м. Днепр Німецька компанія “Meffert AG Farbwerke” та були використані в німецькому науковому симпозиумі та монографії.

У дисертаційній роботі сформульовано та обґрунтовано наукові положення, спрямовані на розробку методики багатокритеріальної оцінки екологічності підприємств хімічної галузі. Ці положення включають додаткові аспекти дослідження, які інтегруються в методичне та інформаційне забезпечення вже існуючих методик контролю якості моніторингових систем. Такий підхід дозволяє більш повно та точно оцінити вплив підприємств на навколишнє середовище, враховуючи різні критерії та аспекти екологічної безпеки. Це сприяє більш ефективному контролю та управлінню екологічними аспектами діяльності підприємств, що в кінцевому підсумку призводить до покращення стану навколишнього середовища та мінімізації негативного впливу.

У Вступі дисертаційної роботи обґрунтовується актуальність та вибір теми дослідження, а також вказується зв'язок даної роботи з науковими програмами, планами та темами. Визначаються предмет, об'єкт, мета та завдання дослідження, висвітлюється нормативна база та теоретичні основи роботи. Також визначаються методи, наукова новизна, практичне значення та достовірність результатів. Наводяться відомості про експериментальну базу, методику дослідження, етапи впровадження та апробацію роботи. Зазначається особистий внесок автора, інформація про апробацію результатів дослідження, публікації з цієї теми, а також загальна структура та обсяг дисертації.

У першому розділі – «Аналіз інформаційно-методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств» з аналізу літературних джерел обґрунтовується перспективність дослідження у галузі інформаційно-методичної оцінки екологічного стану природно-техногенних об'єктів. Наведено огляд існуючих методів та термінів, таких як “екологічність” та “стійкість”, для уточнення розуміння цих понять та набуття наукових досліджень з метою покращення екологічних показників підприємств.

Відзначається можливість розробки сучасного ефективного науково-методичного алгоритму та багатокритеріальної методики оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та прийняття рішень щодо захисту природно-техногенних об'єктів. Важливим напрямом удосконалення стійкості та екологічності промислових об'єктів є пошук набору індикаторів загальної стійкості підприємств хімічної галузі.

На основі аналізу даних виявлено необхідність підвищення об'єктивності еколого-економічної оцінки життєвого циклу продукту за ключовими аспектами сталого розвитку, такими як екологічний, економічний та соціальний.

Враховуючи актуальність цієї проблеми, сформульовані основні завдання, виконання яких було здійснено в рамках дослідження.

У другому розділі – «Обґрунтування теоретико-практичних підходів оцінки екологічності підприємств хімічної галузі» досліджено та систематизовано вплив хімічної промисловості на економічні, екологічні та соціальні компоненти довкілля. Здійснено огляд методологій управління життєвим циклом продукції, квантифікації її ресурсомісткості та виконання оцінки ризиків. Крім того, представлено комплексний аналіз економічних, екологічних та соціальних інструментів для оцінки рівня екологічної безпеки,

призначених для мінімізації наслідків активності хімічного сектора на довкілля та суспільний добробут.

Хімічне виробництво багатогранно впливає на біосферу і антропосферу, причому його наслідки можуть мати як безпосередні, так і відкладені ефекти на екосистеми і здоров'я людини. Емісії в атмосферу токсичних сполук, таких як сірчисті та азотисті оксиди, леткі органічні сполуки та дрібнодисперсні частинки, сприяють розвитку респіраторних та кардіоваскулярних захворювань серед населення, що проживає на прилеглих територіях. Забруднення гідросфери хімічними відходами веде до деградації водних ресурсів, знищення біодиверситету та порушення водопостачання. Надходження у ґрунт важких металів та персистентних органічних забруднювачів негативно позначається на фертильності ґрунтів та здоров'я рослин, що, у свою чергу, впливає на продовольчу безпеку. Довгострокова взаємодія з хімічними забруднювачами асоціюється з підвищеним ризиком онкологічних, ендокринних та неврологічних розладів. Таким чином, хімічне забруднення є серйозним викликом для охорони здоров'я і потребує комплексного підходу в рамках екологічної політики та сталого розвитку. Враховуючи викладені аспекти, стає очевидною необхідність розробки нової методики, а також вдосконалення існуючих робочих підходів для оцінки екологічної безпеки. Це має критичне значення вирішення поставлених завдань. Важливість такого підходу полягає не тільки у покращенні поточного стану оцінки екологічності, але й у забезпеченні більш ефективного та точного аналізу впливу різних факторів на довкілля. Розробка нових та покращення вже існуючих методик дозволить досягти більш високого ступеня розуміння та контролю над екологічними процесами, що, у свою чергу, сприяє реалізації екологічно безпечних проектів та ініціатив. Таким чином, акцент на створенні

та вдосконаленні методів оцінки екологічної безпеки обґрунтований і є ключовим елементом у стратегії сталого розвитку та екологічного планування.

Метод Life Cycle Assessment (LCA) (оцінка життєвого циклу) враховує вплив на навколишнє середовище, включає комплексну оцінку екологічних впливів, пов'язаних з кожним етапом життєвого циклу продукції, починаючи від видобутку сировини і закінчуючи утилізацією компонентів. LCA (оцінка життєвого циклу) базується на аналізі екологічних аспектів та потенційного впливу продукції, процесів чи послуг на навколишнє середовище через наступні кроки: створення інвентарю вхідних ресурсів (таких як енергія та матеріали) та вихідних емісій у навколишнє середовище на всіх етапах життєвого циклу; оцінка можливих екологічних наслідків від ідентифікованих вхідних та вихідних даних; аналіз даних для підтримки прийняття інформованих управлінських рішень.

Material Input Per Unit Service or Utility (MIPS-аналіз – витрата матеріалу на продукт або одиницю послуги) – матеріальний вхід на одиницю послуги чи корисного продукту. MIPS-аналіз ґрунтується на екологічній стратегії “дематеріалізації”, яка є одним із підходів до зниження рівня забруднення навколишнього середовища. Цей метод пропонує зрушення фокусу з аналізу екологічно шкідливих “виходів” виробничих активностей або ланцюжків поставок (таких як емісії, відходи та інші забруднювачі, що виникають на етапах виробництва або споживання), на вивчення “входів” – ресурсів, що використовуються в процесах або ланцюжку створення продукту загалом.

Ризик-аналіз підприємств хімічної промисловості є ключовим компонентом системи управління безпекою та спрямований на виявлення, оцінку та мінімізацію потенційних ризиків для довкілля, здоров'я людини та економічної стабільності, пов'язаних із виробничою діяльністю. Цей процес включає комплексні методологічні підходи і технології, що дозволяють

аналізувати і управляти ризиками на всіх етапах життєвого циклу хімічної продукції, від розробки та виробництва до утилізації відходів.

Вперше пропонується оцінювати екологічні та соціальні аспекти діяльності підприємства, використовуючи сукупність методів оцінки життєвого циклу продукції, аналіз MIPS та оцінку ризиків.

У третьому розділі – «Розробка методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств» запропоноване методичне забезпечення що передбачає послідовне застосування LCA, MIPS- і ризик-аналізу для надання загальної за змістом оцінки відповідності і детальних визначень дестабілізаційних станів і деструктивних факторів і процесів, що враховує специфічність об'єкта дослідження і мету оцінювання. Об'єкт запропоновано розглядати як складну природно-техногенну систему. Отримані результати аналізу відповідності рівня екологічності і безпеки розглядаються як незалежні з точки зору управління якістю складних систем. Сформовано інформаційно-методичну підтримку оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу. Проведено аналіз програмного забезпечення оцінки екологічності об'єктів навколишнього природного середовища.

У четвертому розділі – «Практична реалізація системи інформаційно-методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств хімічної промисловості» визначено всі впливи на навколишнє середовище від видобутку сировини, виробництва, використання та утилізації та реалізовано багатокритеріальну комплексну оцінку екологічності для хімічного виробництва (на основі аналізу життєвого циклу, MIPS- і ризик-аналізу) алкідних лакофарбових матеріалів.

*Ключові слова: сталий розвиток, виробництва, метод, методика, аналіз, навколишнє середовище, екологія, довкілля, економіка,*



*багатокритеріальність, хімічна галузь, конструктивні матеріали, утилізація, охорона довкілля, індикатори, критеріальна оцінка, технології захисту навколишнього середовища.*

## ABSTRACT

***Matis Y.O. Multicriteria methodology for assessment of the environmental friendliness of chemical industry enterprises and environmental protection solutions – qualification research paper with manuscript rights.***

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 183 «Environmental Protection Technologies» Kharkiv National Academy of Urban Economy, Ministry of Education and Science of Ukraine, Kharkiv, 2024.

The dissertation is dedicated to solve issues of assessing the impact of chemical industry production on the environment. The main focus is on the development of informational and algorithmic tools for evaluating the environmental safety of industrial facilities. This is based on improving theoretical and methodological approaches to comprehensive analysis of the enterprises' environmental conditions.

The work purpose and assignment is to develop a set of methods for assessing the level of environmental safety of industrial enterprises in the chemical industry. This set will be based on creating informational and methodological support for data processing and presenting results necessary for decision-making and acquiring ecologically significant knowledge.

The dissertation presents the results of research of a multi-criteria methodology for assessing the environmental performance of chemical production enterprises and environmental protection decisions.

For the dissertation research, the following results have been achieved:

– modern methodological approaches to assessing the environmental performance of industrial enterprises in accordance with the principles of systems

analysis were analyzed and systematized. This allowed to develop the comprehensive informational and methodological support for assessing the environmental status of enterprises in the chemical industry.

- the ways for improving the methodological approach to assess the environmental performance of industrial enterprises based on socio-economic, economic, and socio-ecological indicators were identified.

- informational and methodological support has been developed for determining the level of environmental performance, production sustainability, and safety of product life cycle processes and stages.

- for the first time, an informational and software complex has been created for assessing the environmental impact of complex natural-technogenic systems, such as 'extraction-production-environmental use', based on MIPS analysis, product life cycle assessment, and risk assessment.

- the developed methodological support system in the field of ecology for chemical industry enterprises has been tested.

The practical significance of the obtained results lies in the ability to apply the developed methodologies, recommendations, and conclusions in real-life activities. It will help chemical industry enterprises to conduct more accurate and comprehensive assessments of their impact on the environment and make reasoned management decisions in the field of ecology. The use of these methodologies contributes to the enhancement of environmental safety levels, production sustainability, and reduction of negative environmental impacts, ultimately leading to an improvement in quality of life and the preservation of natural resources.

The results of the dissertation research have been implemented in the production of alkyd paint and varnish materials.

The dissertation formulates and justifies scientific propositions aimed at developing a methodology for multi-criteria assessment of the environmental

performance of chemical industry enterprises. These propositions encompass additional research aspects that are integrated into the methodological and informational support of existing quality control monitoring systems. Such approach allows to assess the impact of enterprises on the environment more accurately, taking into account various criteria and aspects of environmental safety. This contributes to more effective monitoring and management of environmental aspects of enterprise activities, ultimately leading to environmental improvement and minimization of negative impacts.

Introduction of the dissertation work substantiates the relevance and the choice of the topic of research, as well as indicates the connection of this work with scientific programs, plans, and themes. It defines the subject, object, goals, and objectives of the research, discusses the regulatory framework and theoretical basis of the work. Additionally, methods, scientific novelty, practical significance, and the reliability of the results are determined. Information about the experimental base, research methodology, stages of implementation, and validation of the work are provided. The author's personal contribution is highlighted, along with details on the validation of the research results, publications on the topic, and the general structure and amount of the dissertation.

In the first chapter, titled «Analysis of Information and Methodological Support for Assessing the Environmental Performance of Enterprises» the research's prospects in the field of information and methodological assessment of the environmental state of natural-technogenic objects are substantiated through an analysis of literature sources. A review of existing methods and terms such as “environmental performance” and “sustainability” is provided to clarify the understanding of these concepts and scientific research aimed at improving the environmental indicators of enterprises.

The possibility of developing a modern, effective scientific methodological algorithm and multi-criteria methodology for assessing the environmental performance of chemical industry enterprises and making decisions on the protection of natural-technogenic objects is noted. An important way for enhancing the sustainability and environmental performance of industrial facilities is the search for a set of indicators of overall sustainability for chemical industry enterprises.

Based on data analysis, the need to increase the objectivity of the eco-economic assessment of the product life cycle in key aspects of sustainable development, such as environmental, economic, and social aspects, has been identified.

Considering the relevance of this issue, the main tasks were formulated in the context of the research aimed at addressing these challenges.

In the second chapter — “Justification of Theoretical and Practical Approaches to Assessing the Environmental Sustainability of Chemical Industry Enterprises” impact of the chemical industry on the economic, environmental, and social components of the environment has been investigated and systematized. A review of methodologies for managing the products life cycle, quantifying their resource intensity, and assessing risks has been carried out. Furthermore, a comprehensive analysis of economic, environmental, and social tools for assessing the level of ecological safety has been presented, aimed at minimizing the consequences of chemical sector activities on the environment and public welfare.

Chemical production profoundly affects the biosphere and the anthroposphere, with its consequences having both immediate and delayed effects on ecosystems and human health. Emissions of toxic compounds into the atmosphere, such as sulfur and nitrogen oxides, volatile organic compounds, and fine particulate matter, contribute to the respiratory development and cardiovascular diseases among the population living in adjacent areas. Pollution of the hydrosphere with chemical wastes leads to the degradation of water resources, the destruction of biodiversity,

and the disruption of water supply. The introduction of heavy metals and persistent organic pollutants into the soil negatively affects soil fertility and plant health, which, in turn, influences food security. Long-term interaction with chemical pollutants is associated with an increased risk of oncological, endocrine, and neurological disorders. Thus, chemical pollution poses a serious challenge to healthcare and requires a comprehensive approach under the environmental policy and sustainable development.

Considering these aspects, the necessity of developing a new methodology, as well as improving existing working approaches for assessing ecological safety, becomes apparent. This is critical for addressing the tasks. The importance of such an approach lies not only in improving the current state of ecological safety assessment but also in ensuring a more effective and precise analysis of the impact of various factors on the environment. The development of new and the improvement of existing methodologies will enable a higher degree of understanding and control over ecological processes, which, in turn, contributes to the implementation of environmentally safe projects and initiatives. The focus on creating and enhancing methods for assessing ecological safety is justified and is a key element in the strategy for sustainable development and planning.

The Life Cycle Assessment (LCA) methodology encompasses the environmental impact through a comprehensive evaluation of ecological effects associated with every stage of a product's life cycle, from raw material extraction to component disposal. LCA is predicated on scrutinizing the environmental aspects and potential impacts of products, processes, or services on the environment by undertaking the following steps: inventoring input resources (such as energy and materials) and output emissions into the environment throughout the life cycle stages; assessing potential environmental consequences from the identified inputs and outputs; and data analysis to facilitate informed management decisions.

Material Input Per Unit Service or Utility (MIPS) – is a metric reflecting the material input for each service unit or beneficial product. MIPS analysis is based on the environmental strategy of dematerialization, one of the approaches to reduce environmental pollution levels. This method offers to shift the focus from analyzing ecologically harmful “outputs” of production activities or supply chains (such as emissions, waste, and other pollutants arising during production or consumption stages) to examining “inputs” — the resources utilized in processes or throughout the product creation chain.

Risk analysis in the chemical industry serves is a critical component of the safety management system, aimed at identifying, evaluating, and minimize potential risks to the environment, health, and economic stability associated with production activities. This process incorporates comprehensive methodological approaches and technologies that make possible to analyze and manage risks throughout the chemical product life cycle, from development and production to waste disposal.

For the first time, it is proposed to assess the environmental and social aspects of enterprise activity using a set of life cycle assessment methods, Material Input Per Unit Service (MIPS) analysis for environmental efficiency, and risk evaluation.

In chapter three – “Development of Methodological Support for Assessing the Eco-Friendliness of Enterprises” – methodological support is proposed that involves the sequential application of LCA (Life Cycle Assessment), MIPS (Material Input Per Service unit), and risk analysis to provide a comprehensive assessment of compliance and detailed definitions of destabilizing conditions and destructive factors and processes, taking into account the specificity of the research subject and the goal of the assessment. The object is suggested to be viewed as a complex natural-technogenic system. The results of the compliance analysis regarding the level of eco-friendliness and safety are considered as independent in terms of quality management of complex systems. Informational and methodological support for

assessing the eco-friendliness of natural-technogenic objects has been formed based on life cycle assessment, MIPS, and risk analysis methods.

In the fourth chapter – “Practical Implementation of the Information and Methodological Support System for Assessing the Eco-Friendliness of Chemical Industry Enterprises” all environmental impacts from the extraction of raw materials, manufacturing, usage, and recycling have been determined, and a multi-criteria integrated eco-friendliness assessment for the chemical production of alkyd paints and varnish has been conducted, based on life cycle analyses, MIPS, and risk analysis.

*Key words: sustainable development, production, method, analysis, environment, ecology, environment, economy, multi-criteria, constructive materials, recycling, environmental protection, indicators, criteria based assessment, environmental protection technology.*

## **Список публікацій здобувача за темою дисертації**

### **Статті у наукових періодичних виданнях інших держав:**

1. Matis E., Krot O. MIPS Analysis as an Informative Assessment of the Environmental Friendliness of Production Processes, Sustainable Development of Natural Environment Objects and Efficient Use of Resources. – AIP Conference Proceedings/ AIP Publishing Melville, NY USA 2023 (SCOPUS)

### **Публікації у наукових фахових виданнях України:**

1. Матіс Є.О., Крот О.П. Дослідження показників екологічності підприємств хімічної промисловості. – Науковий Вісник Будівництва, 2020

2. Матіс Є.О., Крот О.П. Метод оцінки життєвого циклу продукту як ефективний комплекс дій щодо екобезпеки хімічної галузі. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека» National University of Civil Defence of Ukraine, 2021

3. Матіс Є.О., Крот О.П. Модель формування методів оцінки екологічних ризиків для окремих складних систем. Науково-практичний журнал «Екологічні науки», ДЕА, 2021

4. Матіс Є.О. Аналіз програмного забезпечення оцінки екологічності об'єктів навколишнього природного середовища – Науковий вісник Полтавського університету економіки і торгівлі. Серія «Технічні науки», 2022

### **Монографії:**

1. Матіс Є.О. Формування інформаційно-методичної підтримки оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу – European Science Prospective global scientific trends 2023



**Участь у міжвузівських конференціях:**

1. Матіс Є.О. Питання екологізації та процеси її впровадження. Всеукраїнська науково-практична заочна конференція «Екологія, природокористування та охорона навколишнього середовища» Київський національний університет імені Вадима Гетьмана, 2020
2. Матіс Є.О. Перспективи екологічної модернізації підприємств, методи критеріального аналізу та рішень щодо захисту навколишнього середовища. Спеціалізований міжнародний Запорізький екологічний форум.
3. Матіс Є.О. Доцільність розробки методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств «Sectoral problems of environmental safety – 2022» Kharkiv National Automobile and Highway University

**Участь у міжнародних конференціях:**

1. Matis Y.O., Krot O.P. Conceptual analysis of environmental safety and sustainability for information and methodological provision of environmental performance evaluation of enterprises. International Scientific Conference: «Technique and technology of the future '2020» Karlsruhe, Germany
2. Матіс Є.О. Формування системи інтегральної оцінки екологічності. International Youth Congress «Sustainable Development: Environmental Protection. Energy Saving. Sustainable Environmental Management» Національний університет «Львівська політехніка» 2021
3. Matis Y.O., Krot O.P. Analysis of industrial sustainability assessment methods. «Modern systems of science and education in the USA, EU and postSoviet countries '2021»
4. Матіс Є.О., Крот О.П. Мірс-аналіз як інформативна оцінка екологічності виробничих процесів, сталого розвитку об'єктів НПС і ресурсозбереження – конференція «Інноваційні технології в архітектурі і дизайні» 2021

5. Матіс Є.О. Аналіз показників оцінки екологічності технологій. Міжнародна науково-практична конф. Наука III тисячоліття: пошуки, проблеми, перспективи розвитку 2021

6. Матіс Є.О. Екологічність як співвідношення міри негативної дії технологічних процесів. Міжнародна науково-практична конференція «Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України» ІТТА 2021

7. Матіс Є.О. Перспективи розвитку виробництв хімічної галузі. Міжнародна науково-практична конференція “Галузеві проблеми екологічної безпеки 2021”

8. Матіс Є.О. Методи з оцінки сталості промислових підприємств. Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України: III Міжнародна науково-практична конференція 2021 ІТТА

9. Матіс Є.О. Передумови формування методичного забезпечення багатокритеріальної екологічної оцінки рівня впливу підприємств на навколишнє природне середовище Міжнародний молодіжний конгрес “Сталий розвиток: Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” Львівська політехніка 2022

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	.....
<b>РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ІНФОРМАЦІЙНО-МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ.....</b>	<b>.....</b>
1.1.    Аналіз понять екологічність та стійкість.....	.....
1.2    Характеристика хімічної галузі та показників екологічності діяльності підприємств хімічної промисловості.....	.....
1.2.1 Структура та чинники розвитку хімічної галузі виробництва.....	.....
1.2.2 Характеристика показників оцінки стійкості промислових підприємств.....	.....
1.3    Аналіз методів з оцінки сталості промислових підприємств.....	.....
1.4    Постановка задачі.....	.....
Висновки до Розділу 1.....	.....
<b>РОЗДІЛ 2. ОБҐРУНТУВАННЯ ТЕОРЕТИКО-ПРАКТИЧНИХ ПІДХОДІВ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ХІМІЧНОЇ ГАЛУЗІ.....</b>	<b>.....</b>
2.1 Вплив хімічної галузі на економічну, екологічну, соціальну складові навколишнього середовища.....	.....
2.2 Аналіз методів управління життєвим циклом продукту.....	.....
2.3 MIPS-аналіз.....	.....
2.4. Ризик-аналіз.....	.....
Висновки до розділу 2.....	.....
<b>РОЗДІЛ 3. РОЗРОБКА МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ .....</b>	<b>.....</b>
3.1    Передумови формування методичного забезпечення багатокритеріальної екологічної оцінки рівня впливу підприємств на навколишнє природне середовище.....	.....

3.2 Формування інформаційно-методичної підтримки оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу.....

3.3 Аналіз програмного забезпечення оцінки екологічності об'єктів навколишнього природного середовища.....

Висновок до розділу 3.....

РОЗДІЛ 4. ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ СИСТЕМИ ІНФОРМАЦІЙНО-МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ХІМІЧНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ.....

4.1 Характеристика впливу продуктів підприємства хімічної галузі на навколишнє природне середовище.....

4.2 Оцінка впливу алкідних лакофарбових матеріалів на навколишнє природне середовище.....

4.3 Рішення щодо зниження навантаження на навколишнє середовище від діяльності виробництва емалевої алкідної фарби.....

Висновки до розділу 4.....

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ.....

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....

ДОДАТКИ.....

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

- BSC - система збалансованих показників стійкості
- CSR - корпоративна соціальна відповідальність
- DFE - дизайн для навколишнього середовища
- EA - ексергетичний аналіз
- LCA - оцінка життєвого циклу
- LCC - оцінка вартості життєвого циклу продукту
- LCCA - аналіз витрат життєвого циклу
- LCI - інвентаризаційний аналіз
- LCIA - оцінка впливів на навколишнє середовище
- QFDE - функції якості для навколишнього середовища
- SVAT- інструмент аналізу стійкої вартості
- АІХ - американський інститут інженерів-хіміків
- АМП - аналіз матеріальних потоків
- АНС - аналіз надзвичайних ситуацій
- АПР - аналіз потоку речовин
- АСЖЦ - аналіз стійкості життєвого циклу
- ВС - водний слід
- ГІЗ - глобальна ініціатива зі звітності
- ЕС - екологічний слід
- ІЗА - індекс забруднення атмосфери
- ІЗГ - індекс забруднення ґрунтів
- ІЗВ – індекс водного об'єкту
- ІННС - індикатори навантаження на навколишнє середовище
- ІС - індекс стійкості
- НПС - навколишнє природне середовище

ОД - оцінка добробуту

ОІХ - організація інженерів-хіміків

ПКІЗВ - питомий комбінаторний індекс забруднення води

ППР – концепція «потрійний практичний результат»

ПС - панель стійкості

ПСР - показники сталого розвитку

ПТК - природно-територіальний комплекс

ПТО - природно-техногенний об'єкт

РОАОХР - «Реєстрація, оцінка, авторизація та обмеження хімічних речовин»

ФТБВ - фізичні таблиці входу-виходу

ЯЖ - якість життя

ЕРА - оцінки екологічного ризику

LRCA - оцінка ризиків життєвого циклу

CLCA - соціальна оцінка життєвого циклу

AD - виснаження абіотичних ресурсів

AP - підкислення ( $\text{SO}_2$ )

CA - канцерогени ( $\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$ )

EP - евтрофікація ( $\text{PO}_4$ )

ET - екотоксичність

GW - глобальне потепління

HT - токсичність для людини

NE - перенасичення поживними речовинами

OD - виснаження озонового шару

PO - утворення фотооксидантів

NEU - сумарне витрачання енергії

## ВСТУП

### **Обґрунтування вибору теми дослідження.**

Дослідження надає значний вплив на просування цілей сталого розвитку та екологічної відповідальності підприємств у рамках політики Європейського Союзу та сприяє глибокому розумінню того, як підприємства можуть адаптувати свої операції та стратегії до більш стійких та екологічних методів ведення бізнесу, що не лише знижує їхній екологічний слід, але й та сприяє підвищенню їхньої конкурентоспроможності на міжнародному рівні.

Аналіз ефективності поточних підходів до сталого розвитку та виявлення потенційних напрямків для інновацій збагачують дискурс у галузі екологічної політики та сталого розвитку. Результати дослідження надають цінні рекомендації для формулювання ефективніших стратегій та нормативних актів, спрямованих на стимулювання підприємств до впровадження екологічно стійких практик.

Крім цього, дослідження визначило важливість відповідності між економічним зростанням та захистом навколишнього середовища, надаючи шлях до досягнення балансу між потребами сьогодення та вимогами майбутнього. Це сприяє формуванню більш стійкого та екологічно відповідального суспільства, що має критичне значення для покращення екологічної ситуації та забезпечення стійкого майбутнього. Таким чином, дане дослідження є актуальним об'єктом вивчення, який має важливе значення для розвитку стратегій стійкого та екологічно відповідального виробництва.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами.**

Здійснення дослідження в рамках держбюджетної науково-дослідної роботи МОН України «Забруднення нафтопродуктами ґрунтів на територіях, що прилягають до технічних об'єктів різного призначення» (ДР № 0121U109687) на кафедрі безпеки життєдіяльності та інженерної екології Харківського національного університету будівництва та архітектури та програми Європейського зеленого курсу (European green deal) виконувалось відповідно до указу Президента України №722/2019 «Про цілі сталого розвитку України на період до 2030 року». Мета указу досягнути сталого розвитку України до 2030 року є напрямними принципами для елаборації прогностичних і програмних документів, а також для розробки проектів нормативних актів з наміром досягти відповідності економічних, соціальних та екологічних аспектів сталого розвитку національного масштабу, що й стосується результатів дисертаційної роботи Матіс Євгенії Олегівни «Багатокритеріальна методика оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та рішень щодо захисту довкілля», що підтверджує актуальність та цінність її напрацювань.

**Мета і завдання дисертаційного дослідження.**

Метою дослідження є створення багатокритеріальної методики оцінки екологічності хімічного виробництва та розробка рішень щодо захисту навколишнього природного середовища.

Для досягнення поставленої мети визначені такі завдання дослідження:

- здійснити критичний аналіз та систематизувати сучасні методичні підходи щодо екологічності виробничих процесів;



- дослідити напрями удосконалення інформаційно-методичного забезпечення оцінки екологічності промислових підприємств хімічної галузі на основі соціально-економічних, еколого-економічних і соціально-екологічних показників;
- запропонувати комплекс методів оцінки рівня екологічності промислових підприємств на основі розробки інформаційно-методичного забезпечення обробки даних і подання результатів для прийняття рішень та отримання екологічних знань щодо безпечності різномірних процесів на всіх рівнях виробничого ланцюга;
- розробити інформаційно-програмний комплекс з оцінки екологічності дослідження складних природно-техногенних систем на основі MIPS-аналізу, оцінки життєвого циклу продукту, і ризик-аналізу діяльності промислових підприємств;
- провести апробацію запропонованої методичної розрахункової системи з підтримки прийняття управлінських екологічних рішень для об'єктів еколого-економічної діяльності у хімічній галузі.

### **Об'єкт дисертаційного дослідження.**

Об'єктом дослідження є алгоритми та методи, призначені для інформаційного та методичного забезпечення аналізу промислових підприємств для розробки інтегральної оцінки екологічної стійкості та потенціалу сталого розвитку цих підприємств.

### **Предмет дисертаційного дослідження.**

Предметом дослідження є засоби інформаційно-методичної оцінки екологічного стану природно-техногенних об'єктів із встановлення пріоритетних і вагомих факторів регулювання безпеки на рівні дослідження

«вилучення ресурсів – процес – виробництво – використання», «виробництво – процес – навколишнє середовище».

### **Методи дослідження.**

Аналіз літературних джерел та документальних даних: Вивчення існуючих підходів і методик оцінки екологічності, аналіз нормативних документів та стандартів у галузі екологічної безпеки.

Системний аналіз: Розгляд промислових підприємств та їх технологічних процесів як комплексних систем з взаємопов'язаними елементами, що дозволяє визначити ключові фактори впливу на навколишнє середовище.

Математичне моделювання: Розробка математичних моделей для кількісної оцінки впливу технологічних процесів на екологічні показники.

Емпіричні дослідження: Збір і аналіз даних про реальні показники екологічності на конкретних підприємствах хімічної галузі.

Комп'ютерне моделювання: Використання спеціалізованого програмного забезпечення для моделювання екологічних процесів і прогнозування результатів впровадження екологічно чистих технологій.

### **Наукова новизна результатів досліджень.**

У дисертаційній роботі за результатами досліджень:

- вперше розроблено інформаційно-методологічний комплекс для визначення екологічної ефективності, стійкості виробничих процесів та безпеки на всіх етапах життєвого циклу продукту;
- вперше створено інформаційно-програмний комплекс для оцінки екологічного впливу на довкілля на всебічному рівні стосовно екологічної, економічної та соціальної сфери і на всіх циклах виробничого процесу;

- вперше здійснено апробацію розробленої методології підтримки прийняття управлінських рішень у сфері екологічної стійкості на підприємствах хімічного сектору.

### **Практичне значення.**

Практична цінність досліджень визначається можливістю використання розроблених рекомендацій та висновків при забезпеченні екологічно та економічно доцільного використання ресурсів у хімічній галузі. Практична цінність окремих результатів підтверджуються їх можливим упровадженням у діяльність хімічних виробництв, а саме ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” у виробництві лакофарбових матеріалів для підвищення екологічності, без збитку в економічній сфері підприємства. Це досягається за рахунок впровадження додаткових управлінських рішень, комплексної оцінки екологічності усіх циклів життя продукту в різних програмних забезпеченнях з упором на особливу увагу до різних не менш важливих сфер виробництва та рішень щодо розумного використання відходів на основі підходу «від відходів до продукту».

### **Особистий внесок здобувача.**

На основі критичного аналізу літературних джерел обґрунтовано перспективність створення та використання багатокритеріальної методики оцінки впливу хімічної галузі та рішень щодо захисту навколишнього природного середовища. Наведено методику інформаційно-методичного забезпечення та показані результати експериментального дослідження з використанням комплексної оцінки впливу на НПС на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу.

### **Апробація результатів дисертаційного дослідження.**

Матеріали дисертаційної роботи і її основні положення доповідались і обговорювались на наукових конференціях: «Conceptual analysis of environmental safety and sustainability for information and methodological provision of environmental performance evaluation of enterprises.» International Scientific Conference: «Technique and technology of the future '2020» Karlsruhe, Germany; «Питання екологізації та процеси її впровадження». Всеукраїнська науково-практична заочна конференція «Екологія, природокористування та охорона навколишнього середовища» Київський національний університет імені Вадима Гетьмана, 2020; «Формування системи інтегральної оцінки екологічності.» International Youth Congress «Sustainable Development: Environmental Protection. Energy Saving. Sustainable Environmental Management» Національний університет «Львівська політехніка» 2021; «Analysis of industrial sustainability assessment methods. » – Modern systems of science and education in the USA, EU and other countries 2021»; «MIPS-аналіз як інформативна оцінка екологічності виробничих процесів, сталого розвитку об'єктів НПС і ресурсозбереження» – конференція «Інноваційні технології в архітектурі і дизайні» 2021; «Аналіз показників оцінки екологічності технологій.» Міжнародна науково-практична конф. Наука III тисячоліття: пошуки, проблеми, перспективи розвитку 2021; «Екологічність як співвідношення міри негативної дії технологічних процесів.» Міжнародна науково-практична конференція «Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України» ІТТА 2021 «Перспективи розвитку виробництв хімічної галузі.» Міжнародна науково-практична конференція “Галузеві проблеми екологічної безпеки 2021”; «Методи з оцінки сталості промислових підприємств» Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України: III Міжнародна науково-практична конференція 2021 ІТТА;

«Перспективи екологічної модернізації підприємств, методи критеріального аналізу та рішень щодо захисту навколишнього середовища.» Спеціалізований міжнародний Запорізький екологічний форум; «Доцільність розробки методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств» Kharkiv National Automobile and Highway University «Sectoral problems of environmental safety 2022»; «Передумови формування методичного забезпечення багатокритеріальної екологічної оцінки рівня впливу підприємств на навколишнє природне середовище» Міжнародний молодіжний конгрес «Сталий розвиток: Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» Львівська політехніка 2022 р.; а також глава у монографії «Формування інформаційно-методичної підтримки оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу» – European Science Prospective global scientific trends 2023.

### **Публікації.**

За матеріалами дисертації опубліковано 18 наукових робіт, в тому числі 4 статті у фахових виданнях України, 1 монографія, 1 стаття у наукових періодичних виданнях інших держав (Scopus), 12 тез доповідей на конференціях.

### **Обсяг та структура дисертації.**

Дисертаційна робота складається із вступу, 4 розділів, основної частини, загальних висновків, списку використаних літературних джерел із 178 найменувань та додатків. Текст наведений на 202 сторінках комп'ютерного набору, містить 43 рисунка та 24 таблиці.

## РОЗДІЛ 1

### АНАЛІЗ ІНФОРМАЦІЙНО-МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ

#### 1.1. Аналіз понять екологічність та стійкість

Питанням визначення екологічності технологічних процесів та промислових підприємств за останні роки приділяється значна увага [1]. Особливо актуальними ці питання є для підприємств хімічної галузі. Організація виробництва продукції хімічної промисловості за принципами екологічності дозволить створити умови для сталого розвитку міста, регіону, країни.

Поняття екологічності з точки зору загальноприйнятого визначення екологічної оцінки природно-техногенних об'єктів (ПТО) представлено як якість будь-чого, що відображає його здатність не завдавати шкоди навколишньому середовищу (НС).

За Д. Максвелом екологічно чисті продукти це орієнтовані на ринок продукти або технології, які викликають мінімальне погіршення стану навколишнього середовища [2]. Крім того, термін «екологічно чисті продукти» зазвичай асоціюється з термінами «eco-friendly продукти» та «зелені продукти», причому всі вони пов'язані з інноваційними продуктами, тобто процесом, за допомогою якого нові продукти або технології впроваджуються на ринок.

Також, згідно з Оттманом терміни «зелений продукт» і «екологічний продукт» зазвичай використовуються для опису тих, які прагнуть захистити або поліпшити природне середовище шляхом заощадження енергії та ресурсів

і скорочення або усунення використання токсичних агентів, забруднення і відходи [4].

Більш повне визначення було дано Данжеліко і співавторами, які розглядають «зелений продукт» протягом усього його життєвого циклу. Отже, екологічно чисті продукти визначаються і оцінюються за великим набором впливів на навколишнє середовище (наприклад, використання матеріалів, енергетичного впливу, вуглецевий слід, які відбуваються на етапах проектування, розробки і розподілу, задовго до того, як продукти досягли полиці роздрібного магазину [5].

Екологічність – це рівень дії шкідливих речовин на довкілля в розрахунку на одиницю корисної продукції або послуги, що отримується за допомогою цього процесу.

У роботах М. А. Романенко пропонується трактувати поняття екологічність як співвідношення міри негативної дії технологічних процесів та систем на довкілля і допустимої місткості природної екосистеми, що забезпечує її самовідновлення [6].

Поняття екологічності з точки зору більшості дослідників припускає кількісний облік впливів на природне середовище з різними підходами до формування і змісту показника екологічності.

Підвищення екологічності та безпеки технологій і оцінка їх впливу на природне середовище базуються на наступних принципах (рис. 1.1).



Рисунок 1.1. – Узагальнена схема оцінки екологічності технологічних процесів на НС

Методологія об'єктивної оцінки екологічності виробничої діяльності передбачає використання таких показників: 1) обсяг використаної води з природних джерел; 2) обсяг забруднених вод, скинутих в каналізацію, в природні джерела або на рельєф; 3) викиди забруднюючих речовин в атмосферу від стаціонарних джерел; 4) викиди забруднюючих речовин від автотранспорту підприємства; 5) обсяг відходів 1-4 класів небезпеки, вироблених підприємством; 6) площа земель, зайнятих підприємством, включаючи забудову, дороги, полігони відходів, водосховища.

При аналізі показників оцінки екологічності технологій і способів виробництва розглядаються ті, які характеризують вплив на природне середовище і встановлюють співвідношення «вплив - можливі наслідки». На



основі аналізу переваг, недоліків інформаційного забезпечення оцінки екологічності технологій показано, що:

1. Характеризувати екологічність технологій можна:

– навантаженням на НС. Але при цьому повинні бути використані інтегральні, а краще комплексні показники, які поки не розроблені;

– зміною стану НС під впливом різних технологій. Це більш досконала оцінка. Однак методи прогнозування через нерозробленість і відсутність відомостей про стан природних і порушених екосистем, виявляються неефективними. Необхідні трудомісткі розрахунки перетворень в середовищах і прогнози наслідків. Великий ступінь невизначеності;

– збитком природному середовищу і ризиком. Є методики визначення збитків від забруднення водних об'єктів, атмосфери, земель. Інтенсивно розробляються методи оцінки ризику;

– інтегральними (комплексними) показниками, які враховують природоохоронні витрати;

– величиною природоємності виробництва;

– співвідношенням техноємності середовища і природоємності виробництва.

2. Об'єктивною і повною є оцінка «природоємності» технологій. Однак механізм такої оцінки поки не опрацьовано.

3. Для укрупненої орієнтовної оцінки можна використовувати розмір платежів за забруднення природного середовища, хоча ставки плати не відображають реального збитку здоров'ю населення і природних об'єктів.

До основних недоліків наявних показників і критеріїв можна віднести наступне:

- не враховується клас небезпеки і форми речовин, присутніх у викидах, скидах, відходах, а також ефект сумачії біологічної дії;
- в переважній більшості випадків відсутній облік специфіки прилеглої території;
- не береться до уваги можливість використання більш дешевих і доступних ресурсів і витрати на природоохоронні заходи;
- відсутність інформаційного забезпечення.

Простий і інформативний показник екологічності повинен відповідати наступним принципам:

1. Доступність інформації, що забезпечує формування оціночного показника.
2. Комплексність і інтегральний характер, що враховує вплив на всі компоненти навколишнього середовища і різних реципієнтів.
3. Висока «чутливість», що дозволяє вловлювати відмінності в технологіях.
4. Структурування видів техногенного впливу на навколишнє середовище і приведення кількісних характеристик впливу до формалізованих критеріїв.
5. «Технологічність», що забезпечується урахуванням питомих нормативів ґрунтоємності, ресурсоємності, енергоємності, відходності.

Поряд з критерієм екологічності при порівнянні технологічних процесів може бути використаний підхід за аналогією з функцією втрат Тагучі. В якості моделі виступають показники за репрезентативними технологіями. Результатом оцінки є ступінь невідповідності моделі.

Таким чином, для оцінки екологічності технологій необхідно враховувати сумарне навантаження на природне середовище, включаючи

якість і унікальність ресурсів, що вилучаються і загрозу незабезпеченості ресурсами.

Поняття екологічність або «eco-friendly» як те, що не завдає шкоди навколишньому середовищу і поняття стійкості як те, що включає методи, які в повному обсязі запобігають або знижують використання природних ресурсів. Термін «екологічний» виник в 1989 році, тоді як «стійкий» існує приблизно з 1727 року. Крім того, Гринбиз зазначив, що в 2009 році було запущено 1570 продуктів, в описі яких був термін екологічність, що в три рази більше, ніж три роки тому [7].

З більш орієнтованої на споживача точки зору Американська асоціація готелів і житла визначає термін «екологічний» як «вільний термін, що часто використовується в маркетингу для інформування споживачів про екологічну безпеку продукту або послуги» [8]. Асоціація визначає термін «стійкий» як «задоволення потреб теперішнього часу без шкоди для здатності майбутніх поколінь задовольняти свої потреби».

Таким чином, поняття екологічності і стійкості продукту близькі за визначенням і доповнюють одне одного, тому ці поняття часто використовуються як синоніми і екологічність розглядається з точки зору стійкого розвитку продукції [9].

Визначення сталого розвитку, яке широко використовується, надано Комісією Брундтланд Організації Об'єднаних Націй [10]: «Розвиток, який відповідає потребам сьогодення, не ставлячи під загрозу здатність майбутніх поколінь задовольняти свої власні потреби». У корпоративному плані стійкість можна узагальнити як успіх «triple bottom line» («потрійного практичного результату» (ППР)) [11], який полягає у тому, що підприємства повинні враховувати економічні, соціальні та екологічні аспекти діяльності, одночасно вносячи активний внесок у стабільність в політичній сфері [12, 13].

Для підприємства ППР – це функція, яка є складовою концепції сталого розвитку та враховує соціальні та екологічні фактори в процесі прийняття рішень [14]. Термін ППР був вперше введений Дж. Елкінгтоном, який заявив, що фірми повинні враховувати людей, планету і прибуток [15].

Реалізація концепції ППР забезпечує наступні переваги: збільшує доходи, знижує витрати на електроенергію, знижує витрати на відходи, знижує витрати на матеріали і воду, підвищує продуктивність праці, знижує витрати на набір персоналу і знижує стратегічні та операційні ризики [16]. Вимірювання показників стійкості є складною та однією з ключових проблем для фірм [14].

Згідно Гмелін та Сеурінг, процес виробництва продукції має бути побудований згідно концепції ППР. Проте, вони вказують, що необхідні подальші дослідження для інтеграції у розробку продукту концепції стійкістю та управління життєвим циклом [17].

Згідно Греймору [18, 19], «сталий розвиток» є важливою метою в процесі планування діяльності промислового підприємства та управління природними ресурсами, що дозволить раціонально розподілити ресурси для населення сьогодні і в майбутньому [20]. Крім того, вимірювання і оцінка стійкості є складним процесом через широкий спектр проблем і складність задіяних систем. Як зазначає Гаспаратос [21], оцінка стійкості є складною задачею, тому що необхідно поєднати велику кількість різнорідних показників діяльності ПТО.

Згідно Нессу [22], мета оцінки стійкості полягає у врахуванні глобальних і місцевих інтегрованих показників системи «природа-суспільство» в короткостроковій і довгостроковій перспективі для стійкого стану суспільства [23].

Більшість умов стійкості пов'язані головним чином з НС [24], оскільки охорона НС має важливе значення для сталого розвитку [25]. Тому екологічні аспекти стійкості є першочерговими [23], а концепція оцінки екологічної стійкості інтегрує екологічний компонент в процес прийняття рішень, надаючи більш глибокі і формалізовані знання [26]. Анжелакоглу і Гайдаджіс визначають метод оцінки екологічної стійкості як «метод, який може надати кількісну інформацію, яка потенційно може допомогти в оцінці екологічної стійкості» [27].

Більшість промислових виробництв не є стійкими через надмірні потреби у споживанні невідновлюваних природних ресурсів [28]. Автори Крайнци і Главіч підкреслюють, що вирішенням цієї проблеми є стійке зростання без нераціонального споживання, аспекти ППР, які повинні бути інтегровані в корпоративну культуру і бізнес-планування, що вимагає нового радикального погляду на виробничу практику виробничих процесів. Тонеллі та Еванс зазначили, що напрямок промислової стійкості пов'язаний із контролюванням матеріалів, продуктів, процесів і виробничої системи [29].

Стале виробництво означає виробництво з меншою кількістю сировини або ресурсів, з більш високою якістю і довговічністю, меншим впливом на НС і більш високою прибутковістю [30]. Центр стійкого виробництва Лоуелла [31] поєднує поняття «промислова стійкість» з виробництвом продуктів, процесами і системами, що використовують чисті технології. Велева і Елленбекер запропонували ряд умов, необхідних для стійкості промисловості [32]: 1) зменшення використання природних матеріалів та енергії; 2) збереження та скорочення об'ємів відходів матеріалів; 3) запобігання накопичення відходів, їх повторне використання та утилізація; 4) видалення відходів, що не підлягають переробці та надання переваги відходам, які є екологічно прийнятними; 5) використання чистих технологій у виробничому

процесі і життєвому циклі продукту; 6) скорочення транспортних потреб; 7) виробництво продуктів, які легко ремонтувати, адаптувати і довговічні; 8) підтримка соціальних питань; і економічної доцільності виробництва.

Визначення стійкості промислових організацій включає розрахунок ступеня впливу екологічних, соціальних та економічних чинників на їх діяльність, тобто оцінку впливу діяльності на ендогенне і екзогенне середовище [33].

Як показує огляд і аналіз літературних джерел, поняття «екологічність» з точки зору більшості дослідників ґрунтується на кількісних показниках негативної дії технологічних процесів та систем на природне середовище.

Пропонується трактувати поняття «екологічність» як співвідношення міри негативної дії технологічних процесів та систем на НПС і допустимої ємності природної екосистеми, що забезпечує її самовідновлення.

## **1.2 Характеристика хімічної галузі та показників екологічності діяльності підприємств хімічної промисловості**

### **1.2.1 Структура та чинники розвитку хімічної галузі виробництва**

Хімічна промисловість України це багатогалузевий комплекс, що включає близько двох тисяч підприємств, які виробляють тисячі основних і допоміжних найменувань хімічної продукції. Хімічна промисловість - одна з провідних галузей важкої промисловості, якій належить визначальна роль в прискоренні науково-технічного прогресу, підвищенні ефективності виробництва, матеріального і рівня життя населення, має специфічні особливості, пов'язані: з екологічною небезпекою, що створюється в процесі роботи підприємств для навколишнього середовища, технікою, технологією,

організацією праці і виробництва, економічними аспектами [34]. У складі цієї галузі виділяють наступні підгалузі, що наведено на рис. 1.2.

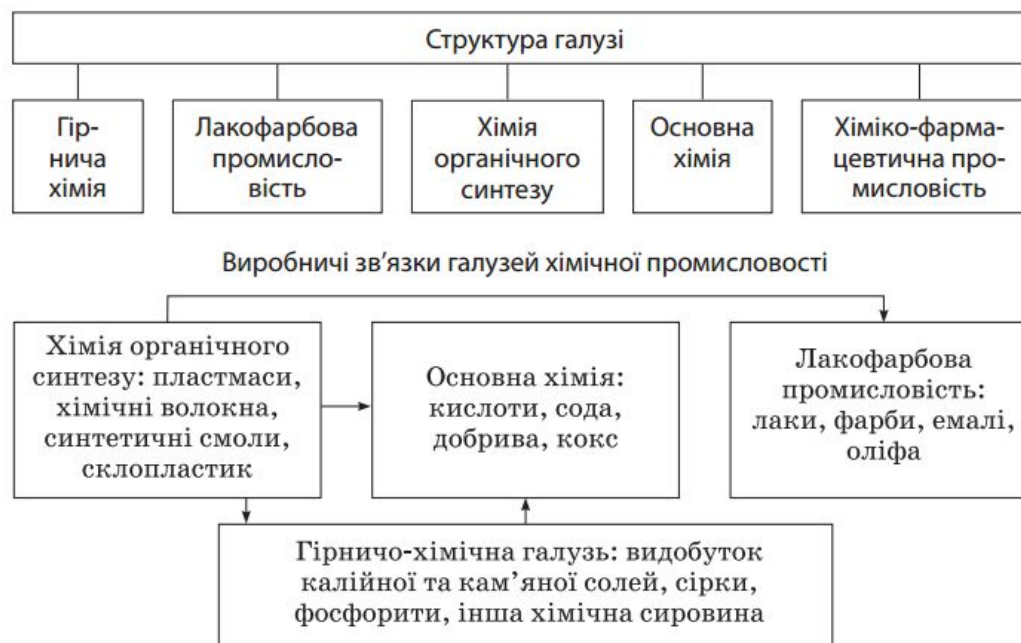


Рисунок 1.2 – Структура хімічної галузі промисловості та виробничі зв'язки

На стратегію розвитку виробництв і підприємств хімічної промисловості впливають багато чинників, обумовлених специфікою виробничих процесів. Підприємства хімічної промисловості відносять до сировинно-, водо- і енергоємних виробництв. По водоемності хімічна промисловість випереджає усі галузі, окрім електроенергетики. Причому значна частина води використовується в технологічному процесі, що призводить до хімічного забруднення. У загальному споживанні енергоресурсів доля хімічної промисловості складає більше десяти відсотків [35, 36]. Вплив тих або інших чинників на стратегію розвитку підприємств для різних галузей хімічної промисловості неоднаковий. Особливості стратегічного розвитку хімічної промисловості визначаються сукупністю різних чинників. Виходячи з цього

пропонується виділити наступні чинники стратегічного розвитку підприємств хімічної промисловості:

1. Водний чинник. Хімічна промисловість споживає велику кількість води. Вода входить до складу деяких хімічних продуктів, а також використовується для промивання тих продуктів, які застосовуються для охолодження агрегатів, а також для розбавлення стічних вод хімічних підприємств. Також ця галузь є одним з основних джерел забруднення водою.

2. Споживчий чинник впливає на розміщення основної хімії, продукція якої або небезпечна при транспортуванні (кислоти, луги), або споживається в конкретних районах (добрива).

3. Сировинний чинник є вирішальним для підприємства з виробництва калійних добрив, соди та ін. Частина сировини складає 40 - 90% усієї вартості продукції цієї галузі. Широко використовується різна сировина і відходи інших галузей промисловості: чорної і кольорової металургії, вугле- та нафтопереробки, паливної промисловості, електроенергетики, лісової промисловості та ін. Комбінація різних виробництв хімічної промисловості, так і виробництв різних галузей призводить до високої територіальної концентрації виробництва, що створює значні економічні і екологічні проблеми.

4. Паливно-енергетичний чинник. Хімічні виробництва мають потребу у великій кількості теплової і електричної енергії. В першу чергу це стосується полімерних матеріалів і їх переробки. При виробництві 1 т синтетичного волокна потрібні 15 тис. кВт/рік електроенергії і 7-8 т пари. Такі підприємства розміщують поблизу теплових електростанцій.

5. Транспортний чинник. Використання трубопровідного транспорту для транспортування раніше “незручних” вантажів (наприклад, для



транспортування етилену з Поволжя в Одесу) посилило спеціалізацію і зменшило роль комбінування хімічних виробництв.

6. Трудовий чинник. При великих розмірах хімічних підприємств (передусім комбінатів) і високому ступені автоматизації і механізації виробництв хімічна промисловість належить до галузей з невисокою трудомісткістю виробництва. Її підприємства можна розмістити в слабо заселених районах. Виключенням є виробництво хімічних волокон і фармацевтична промисловість.

7. Хімія використовує відходи багатьох виробництв, тому важливим чинником її розміщення є комбінування виробництва, особливо з металургією. Можливості комбінування і використання різноманітної сировини дозволяють будувати підприємства хімічної промисловості майже всюди. Але це недоцільно із-за високої енерго- і водоемності її виробництв.

8. Великого значення набув також екологічний чинник, оскільки галузь створює екологічну небезпеку для НС. При недосконалій технології галузь має багато відходів [34-35]. Необхідно удосконалити технологію виробництв, впроваджувати безвідходні і маловідхідні технології та впроваджувати методики оцінки її екологічності.

На етапі прийняття рішень щодо розвитку виробництв хімічної галузі актуальним завданням є розробка та впровадження методики оцінки екологічності підприємств хімічної галузі.

### **1.2.2 Характеристика показників оцінки стійкості промислових підприємств**

Характеристика показників стійкості полягає у: 1) підвищенні розуміння поняття сталого розвитку; 2) отриманні даних про поточний стан і тенденції

продуктивності промислового підприємства для прийняття рішень; 3) оцінці прогресу в досягненні поставлених цілей; 4) наданні інструментів для оцінки досягнень організації у порівнянні з цілями сталого розвитку; для заохочення підприємств дотримуватися концепції сталого розвитку. У цьому сенсі показники повинні відображати реальність бізнесу, цінностей і культури організації, щоб бути ефективними і послідовними [37]. Показники стійкості повинні бути визначені і відібрані з урахуванням бажаних якостей [32, 38] і основних характеристик [28, 32] (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Якості і характеристики показників стійкості

Якості	Основні характеристики
1) на основі достовірної, валідної, наявної, точної та доступної інформації [32,38]; 2) технічно вимірювана, відтворювана, низька вартість та проста у застосуванні та оцінці [38,39] 3) розроблена, ідентифікована та відібрана шляхом відкритого процесу [32]; 4) проста, має зрозумілий набір показників із підходом зверху вниз та знизу вгору [28,32, 38,39]; 4) якісні та кількісні показники [32,38]; 5) корисні для порівняння за часом. [28,32,39].	1) період розрахунку та моніторингу [28,40]; 2) межа, тобто рівень покриття [40]; 3) одиниця виміру [28,40]; 4) тип вимірювання [28,32,40]; 5) унікальна буквенно-цифрова ідентифікація індикатора [28]; 6) визначення значимих характеристик та їх функції [28]; 7) ґрунтуються та посиляються на теоретичну або заздалегідь розроблену технічну та наукову адекватність [32,41].

На основі якостей і характеристик, наведених у табл. 1.1., повинен базуватися відбір показників стійкості промислових підприємств.

Існує ряд методологій оцінки стійкості, які оцінюють продуктивність промислових об'єктів на основі багатьох критеріїв. Всесвітня рада підприємців зі сталого розвитку [42], Глобальна ініціатива в області звітності [43] та розробки стандартів [44] є ключовими в питаннях прийняття рішень в області сталого розвитку промисловості. Найбільш велика робота з оцінки стійкості

була проведена Глобальною ініціативою зі звітності (ГІЗ). ГІЗ є неурядовою організацією, яка прагне забезпечити стійкість та є розробником системи звітності в галузі навколишнього середовища, соціальної сфери і управління, яка може використовуватися в усьому світі. Версія ГІЗ (Посібника зі звітності у сфері сталого розвитку) визначає принципи та індикатори, які організації можуть використовувати для вимірювання стійкості і складання звітів щодо своїх економічних, екологічних та соціальних показників діяльності. Багато компаній застосовують ці показники при публікації своїх річних екологічних звітів. ГІЗ прагне постійно вдосконалювати і розширювати використання керівних принципів, доступних для громадськості [43]. Американський інститут інженерів-хіміків (АІХ) визначив Індекс стійкості АІХ (ІС) для вимірювання показників стійкості представницьких компаній в хімічній промисловості [45]. АІХ (ІС) використовує загальнодоступні дані про стратегічні зобов'язання компаній, інновації в області сталого розвитку, екологічні показники, показники безпеки, управління продуктами, соціальну відповідальність та управління ланцюгами створення вартості для вимірювання їх показників стійкості.

Показники для вимірювання екологічності підприємств хімічної галузі, які були розроблені АІХ для оцінки матеріалоемності, енергоємності, споживання води, токсичних викидів та впливу забруднюючих речовин. Розроблені показники прості, зрозумілі, легко відтворювані і зіставні [46]. Вони також враховують соціальні аспекти стійкості, вплив на здоров'я використовуваних/вироблених хімічних речовин. Проте, в першу чергу, вони розроблені для прийняття рішень підприємствами щодо вдосконалень існуючих виробничих процесів, а не для нових підприємств на етапі проектування.

Аналогічним чином, Організація інженерів-хіміків (ОІХ) розробила набір показників, що дозволяють компаніям обробної промисловості оцінювати екологічність та повідомляти про прогрес на шляху сталого розвитку [47]. Показники прогресу в галузі сталого розвитку призначені для того, щоб допомогти компаніям встановити цілі і розробити внутрішні стандарти, а також своєчасно відстежувати їх прогрес. Показники ОІХ поділяються на екологічні, економічні і соціальні. Екологічні показники концентруються на використанні ресурсів, враховуючи, скільки енергії, матеріалів і води споживається та використовується земельних ресурсів. Також беруться до уваги впливи на атмосферне повітря, водні ресурси та землю, викликані викидами, скидами і відходами.

Економічні показники концентруються на отриманні прибутку, доданої вартості та сплаченні податків, а також на інвестиціях, зроблених компанією. Соціальні показники враховують ситуацію з зайнятістю, здоров'ям і безпекою на робочому місці, а також на безпечних умовах проживання суспільства. Не всі пропоновані показники можна застосовувати в кожному випадку, і компанії самі повинні вирішити, які з показників для них актуальні. Ключові показники повинні бути обрані з кожного з аспектів стійкості, щоб дати збалансоване уявлення про показники стійкості. Хоча показники ОІХ враховують всі три аспекти стійкості, вони призначені для компаній як інструмент підвищення стійкості виробничих процесів.

З точки зору керівництва по стійкості для хімічних речовин та розробки хімічних процесів, поняття «зелена хімія» було розроблено для зменшення або усунення негативного впливу на навколишнє середовище [48, 49]. 12 принципів зеленої хімії є основою для екологічно безпечного хімічного процесу з кінця 1990-х років. Зелена хімія була запропонована для використання в якості інструменту запобігання забруднення, оскільки вона

застосовує інноваційні наукові рішення для реальних екологічних ситуацій [50].

Однак діапазон оцінки зеленої хімії не охоплює всю глибину стійкості. Оскільки її первісним призначенням було зниження токсичності хімічних продуктів і забезпечення безпеки хімічної речовини. Захист здоров'я людини і навколишнього середовища від хімічних речовин і пов'язаних з ними ризиків також є метою Європейського регламенту «Реєстрація, оцінка, авторизація та обмеження хімічних речовин» (РОАОХР), який вступив в силу в 2007 році. Він оновив колишню нормативну базу по хімічним речовинам Європейського союзу (ЄС) [51]. РОАОХР підтверджує, що галузі несуть відповідальність як за оцінку ризиків, пов'язаних з хімічними речовинами, так і за управління ними, за надання користувачам відповідної інформації про безпеку хімічних речовин і за просування альтернативних методів випробувань [52]. Документ реєстрації хімічних речовин відповідно до РОАОХР включає в себе загальну інформацію, паспорта безпеки, звіт про хімічну безпеку і оцінку хімічної безпеки. Оцінка небезпеки для здоров'я відповідно до РОАОХР включає показники гострої токсичності, пошкоджень і роздратування шкіри, серйозних пошкоджень і подразнення очей, шкірного або респіраторного сенсibiliзуючого ефекту, мутагенної або канцерогенної дії, токсичності для репродукції, специфічної токсичності для різних органів при одноразовому впливі, специфічної токсичності для різних органів при повторній експозиції та небезпеки аспірації.

У табл. 1.2 наведені деякі основні керівні принципи або показники, які використовуються в згаданих процесах оцінки.

Таблиця 1.2 – Основні принципи і показники розглянутих методів оцінювання

Категорія показників	ГІЗ	АІХ	ОІХ	Зелена хімія
Екологічні показники	<b>Матеріали</b> <b>Енергія</b> Вода Біорізноманіття Викиди <b>Елюенти та відходи</b> Продукти та послуги Відповідність Транспорт Постачальники	<b>Використання ресурсів</b> <b>Енергія</b> <b>Матеріали</b> <b>Відновні джерела енергії</b> Вода <b>Викиди парникових газів в атмосферне повітря, відходи, стічні води</b> Контроль за дотриманням вимог, управління ланцюжком створення вартості	<b>Використання ресурсів</b> <b>Енергія</b> <b>Матеріали</b> Вода Земля <b>Викиди, скиди та відходи</b>	<b>Попередження утворення відходів</b> <b>Використання поновлювальної сировини</b> Уникнення хімічних похідних <b>Каталізатори</b> Здатність до розкладання продукту
Економічні показники	Присутність на ринку Практика закупівель	Стійкість інновацій Стратегічне зобов'язання до стійкості	<b>Прибуток</b> Вартість Податок Інвестиції	<b>Максимізація атомної економіки</b> <b>Підвищення енергоефективності</b>
Соціальні показники	Трудова практика: Зайнятість <b>Здоров'я та безпека</b> <b>Інновації та потенціал знань</b> Різноманітність та рівність суспільства Прийнятність та соціальний діалог Права людини	Соціальна відповідальність Партнерство із зацікавленими сторонами Соціальні інвестиції Імідж в суспільстві Управління продуктами: система повідомлення про ризик Судочинство	Робоче місце Зайнятість <b>Здоров'я та безпека</b> суспільство	<b>Синтез малонебезпечних хімічних речовин</b> <b>Більш безпечні хімічні речовини, продукти, розчинники та реакції</b> <b>Попередження нещасних випадків</b> <b>Аналіз у режимі реального часу</b>

Всі методи, описані в табл. 1.2, враховують деякі ключові аспекти стійкості та призначені для оцінки ППР. Показники, які можна оцінити на етапі проектування та які найбільш широко сигналізують про стійкість, виділені жирним шрифтом. З точки зору оцінки стійкості хімічних процесів на етапі проектування, показники у відповідності з принципами зеленої хімії є найбільш детальними, однак, якщо вони використовуються для оцінки стійкості, рекомендується доповнити їх перелік соціально-економічними показниками ГІЗ, АПХ, ОІХ, щоб надати найбільш повну оцінку стійкості.

Для проведення оцінки сталості виробничих процесів на підприємствах хімічної галузі, дотримуючись рекомендації ОІХ, пропонуються виділити ключові показники по кожному з аспектів:

- екологічні показники: відтворюваність сировини, енергоємність, утворення відходів, баланс CO<sub>2</sub>;
- економічні показники: прибутковість, ціна сировини, вартість процесу;
- соціальні показники: умови процесу, хімічна безпека, інноваційний потенціал.

Наступним етапом є проведення багатокритеріальної оцінки за допомогою нормалізованих оцінок від 0 до +1; 0 – для шкідливих та 1 для сприятливих впливів [53].

Рядом дослідників було проаналізовано наукові публікації з приводу набору критеріїв сталого розвитку промислових підприємств. Пропонується набір екологічних, економічних та соціальних критеріїв. Екологічний аспект стійкості пов'язаний з енергією, водою, відходами, викидами, продуктом, ресурсами (матеріалами), стоками, етикетками і сертифікатами, логістикою, екологічними витратами/інвестиціями, впливами/деградацією навколишнього середовища і ґрунтом. Ці екологічні аспекти відповідають вимогам стійкості галузі за словами Велева і Елленбекера [32]; і є основними умовами для

досягнення промислової стійкості, як описано Крайнцем і Главічем [28]. Проте, з точки зору показників стійкості в кожному екологічному аспекті є недоліки, такі як акцент на повторне використання води, споживання небезпечних матеріалів, повторне використання та утилізація продуктів, зворотна логістика, екологічні штрафи та стурбованість з приводу походження природних ресурсів.

Соціальні аспекти пов'язані з працівниками, роботою, клієнтами/споживачами, спільнотою, зацікавленими сторонами та етикою і відповідають критеріям, встановленим Центром сталого виробництва Лоуелла [31], щоб зробити галузі більш стійкими. Проте, з точки зору показників, мало уваги приділяється конкретним аспектам соціальної сфери, таким як дискримінація, кар'єра і стабільність, участь в управлінні, скарги з боку працівників і споживачів/клієнтів та ін.

Економічні аспекти враховують ціну/витрати, прибуток, інвестиції, постачальників, дохід, акціонерів/раду директорів та інституційні структури і відповідають основним аспектам сталого виробництва, представленим авторами і Тонеллі, Евансом і Татіччі [29]. Таким чином, можна стверджувати, що вони являють собою ефективну структуру для вимірювання стійких економічних показників. Однак, деякі показники, які важливі для економічних аспектів необхідно враховувати: прибутковість активів, ділові відносини з місцевими постачальниками, стурбованість з приводу конкурентоспроможності та ринку, витрати на податки. У табл. 1.3 наведено розширений набір критеріїв сталого розвитку промислових підприємств.



Таблиця 1.3 - Розширений набір показників сталого розвитку промислових підприємств [54]

Екологічні показники	Соціальні показники	Економічні показники
<p><b>Електрична енергія</b> споживання електричної енергії використання відновлювальних джерел енергії</p> <p><b>Вода</b> споживання води повторне використання і рециркуляція підкислювання вод</p> <p><b>Відходи</b> Обсяги твердих відходів Обсяги небезпечних відходів</p> <p><b>Газоподібні викиди</b> Обсяги газоподібних викидів</p> <p><b>Продукт</b> Обсяги утилізації Обсяги повторного використання Рівень довговічності</p> <p><b>Ресурси/матеріали</b> Споживання природних ресурсів Споживання рециркульованих ресурсів Небезпечні матеріали</p> <p><b>Стічні води</b> Обсяг рідких стоків</p> <p><b>Маркування та сертифікати</b> Екологічне маркування та сертифікати</p> <p><b>Логістика</b> Транспортування та логістика Комерційна логістика</p> <p><b>Екологічні витрати/інвестиції</b> Екологічні витрати Екологічні штрафи Системи екологічного менеджменту</p> <p><b>Наслідки деградації навколишнього середовища</b></p> <p><b>Ґрунт</b> Якість та використання земель</p>	<p><b>Працівники</b> Кількість працівників Індекс обороту Навчання працівників (у годинах) Рівень формальності Дискримінація Заробітна плата та пільги Здоров'я та безпека Кар'єра та стабільність Участь в управлінських рішеннях Скарги Смертність Створення робочих місць</p> <p><b>Робота</b> Дитяча праця Рівень задоволеності Рівень активності Рівень шуму Нещасні випадки/травми Кількість хвороб Якість управління</p> <p><b>Клієнти/споживачі</b> Рівень задоволеності Кількість скарг від споживачів</p> <p><b>Суспільство та зацікавлені сторони</b> Залучення громади Місцеві партнерства Інвестиції для вигоди громади</p> <p><b>Етика</b> Етична поведінка</p>	<p><b>Вартість/витрати</b> Вартість невідповідності Витрати на заробітну плату Витрати на податки Екологічні витрати Операційні витрати</p> <p><b>Прибуток</b> Власність Фінансові показники Додана вартість Продуктивність</p> <p><b>Інвестиції</b> Капітал для інвестицій Переваги для працівників Інвестиції в науково-дослідну діяльність Повернення активів</p> <p><b>Постачальники</b> Місцеві постачальники</p> <p><b>Валовий дохід</b> Валова вартість доходу</p> <p><b>Правління акціонерів/директорів</b> Участь акціонерів Засідання директорів правління</p> <p><b>Організація</b> Кількість організаційних підрозділів Внески або пожертви Конкурентоспроможність/ринок Витрати на клієнтів</p>

Набір показників, представлений у табл. 1.3, може використовуватися в якості моделі для вимірювання показників стійкості діяльності галузей, але може знадобитися коригування кількості показників в залежності від розміру галузі, виду економічної діяльності та ін. Перелік критеріїв (табл. 1.3) більш широкий та повний, ніж запропонований ГІЗ.

Критерії, яких слід дотримуватися при визначенні кількості показників [55]:

- достатність для проведення управлінського аналізу;
- залежність від інтересів їх керівників і працівників галузі;
- залежність від конкретних цілей організації.

У цьому сенсі визначення або пропозиція точного або ідеального числа показників стійкості є складними, заплутаними [56], практично неможливо досягти консенсусу. Труднощі вимірювання стійкості в промислових організаціях пов'язані з високим рівнем невизначеності вхідних показників стійкості і впливів, які важко виміряти кількісно [57] та вони носять досить суб'єктивний характер [58]. Більш того, вважається, що кількість показників не є вирішальним фактором, а найбільш важливою є якість показників або набору показників стійкості, які будуть використовуватися для вимірювання позитивних і негативних аспектів промислового комплексу [59]. Велева і Елленбекер [32] відзначили, що відсутність одного або декількох фундаментальних аспектів зробить набір показників неповним. Буї стверджував, що кількість обраних показників залежить від конкретних інтересів і цілей організацій [60]. Нордхейм і Баррасо [61] запропонували в цілому не більше 30 індикаторів з урахуванням аспектів ППР; але Киндеріт [62] розробив набір з 42 показників стійкості для оцінки стійкості в компаніях. Таким чином, промислова стійкість може вважатися ефективною і дійсною,

якщо організації беруть на себе відповідальність за вплив своєї діяльності на економіку, навколишнє середовище і суспільство.

Індикатори стійкості визначаються на основі спадного (основні) і висхідного (доповнює або специфічного) підходу. Підхід «згори вниз» дозволяє експертам і дослідникам визначати набір показників на макrorівні, а підхід «знизу вгору» дозволяє систематично брати участь місцевим зацікавленим сторонам на мікрорівні у визначенні цієї структури конкретних показників [55].

Переваги використання індикаторів стійкості пов'язані з можливим прогнозуванням умов і тенденцій, наданням застережень про можливі події та ситуації, які запобігають ушкодженню аспектів ППР, а також за допомогою процесів управління промисловими операціями [39]. Тому процес вибору та ідентифікації показників стійкості має важливе значення для ефективності їх використання при визначенні напрямку стійкості [63].

Скомпільовані індикатори стійкості, описані в табл. 1.3, можна вважати повним і послідовним набором показників, які використовують при оцінці показників стійкості в галузях з точки зору концепції ППР. Набір показників (табл. 1.3) можна вважати основою, оскільки з них можуть бути розроблені додаткові показники керівниками і зацікавленими сторонами галузі. Це означає, що намітився консенсус щодо набору показників стійкості, які використовуються в галузях, який відповідає вимогам [57] щодо існування набору показників стійкості, які можна використовувати як в промисловості в цілому, так і для обраних галузей.

Існує обмеження щодо використання даного переліку показників сталості, так як він може застосовуватись без диференціювання підприємств за розміром та/або активності [54].

Таким чином, проведено систематичний огляд літератури для аналізу характеристик, показників, обмежень з оцінки стійкості, щоб запропонувати набір індикаторів загальної стійкості для підприємств хімічної галузі.

### 1.3 Аналіз методів з оцінки сталості промислових підприємств

Для проведення оцінки сталості промислових підприємств на основі багатокритеріальної оцінки авторами запропоновано перелік з 14 методів [27,64, 65]. Вони класифіковані на основі їх конкретних характеристик і їх основної ідеї на чотири категорії: «Показники/Індекси», «Оцінка доступності ресурсів», «Аналіз матеріальних та енергетичних потоків» та «Оцінка життєвого циклу» (табл. 1.4). Конкретна категоризація заснована на класифікації, запропонованої Анжелакоглу і Гайдаджісом [27], і є широко прийнятною в секторах економіки [64].

Таблиця 1.4 - Категоризація обраних методів та їх короткий опис

№ пп	Метод	Короткий опис
<b>Показники/Індекси</b>		
1	<b>Показники сталого розвитку (ПСР)</b>	ПСР є певний набір показників для сталого розвитку, які були розроблені відповідно до структури «Рушійна сила-тиск-стан-вплив-відповідь», щоб допомогти зацікавленим сторонам оцінити ефективність політики на шляху до сталого розвитку [66, 67].
2	<b>Індикатори навантаження на навколишнє середовище (ІННС)</b>	<b>ІННС</b> були розроблені Євростатом і складаються з шістдесяти показників, по шість для кожної з десяти областей політики відповідно до 5-ї Програмою дій з охорони навколишнього середовища [68].
3	Панель стійкості (ПС)	Метод ПС - це математичний і графічний інструмент, розроблений для інтеграції комплексних наслідків стійкості і підтримки процесу прийняття рішень на національному рівні за допомогою генерації коротких оцінок. Інструмент оцінює показники, що стосуються охорони навколишнього середовища, економічного розвитку та соціального поліпшення [69].
4	Якість життя (ЯЖ)	ЯЖ – це метод, заснований на тенденціях та умовах, пов'язаних з такими показниками, як злочинність, участь в культурних заходах, охорона здоров'я, освіта, дохід, безробіття, якість води, забруднення повітря і частка неструктурованих областей [70]
Оцінка доступності ресурсів		

Продовження таблиці 1.4 - Категоризація обраних методів та їх короткий опис

№ пп	Метод	Короткий опис
5	Екологічний слід (ЕС)	ЕС [71] виражає «теоретичну область (в глобальних гектарах), яка використовується людьми для виробництва ресурсів, які вони споживають, і для поглинання відходів, що утворюються (включаючи викиди CO <sub>2</sub> від споживання енергії)»
6	Водний слід (ВС)	Метод ВС [72] заснований на розрахунку «загального обсягу прісної води, необхідної для задоволення прямих і/або непрямих потреб розглянутого підприємства»
7	Оцінка добробуту (ОД)	Цей метод був розроблений Всесвітнім союзом охорони природи для використання на різних рівнях просторових об'єктів. Це цілісний підхід до оцінки стійкості з використанням великої кількості показників, що охоплюють всі частини організації [73]
Аналіз матеріальних та енергетичних потоків		
8	<b>Аналіз матеріальних потоків (АМП)</b>	Метод АМП використовується для визначення матеріального і енергетичного балансу об'єкта. Цей метод в основному застосовується на національному рівні завдяки легкому доступу до необхідних даних і наявності методологічної основи, розробленої Євростатом [74]
9	<b>Аналіз потоку речовин (АПР)</b>	Метод АПР [75, 76] спрямований на контроль потоків речовин (хімічних речовин і/або сполук), які викликають зацікавленість з точки зору їх впливу на навколишнє середовище і здоров'я людини при їх виробництві та використанні
10	Фізичні таблиці входу-виходу (ФТВВ)	Методи вивчають прямі і непрямі потоки об'єкта, застосовуючи принцип збереження маси. Зокрема, ФТВВ розглядає навколишнє середовище як джерело сировини і «стік» залишків виробничих процесів в економіці [77]
11	Аналіз надзвичайних ситуацій (АНС)	Метод АНС [78] використовується для вимірювання «роботи, раніше виконаної природою і/або людиною, яка внесла свій вклад в реалізацію продукту або послуги». Необхідна енергія виражається у вигляді суми окремих типів енергії, вираженої у вигляді кінцевої форми енергії, зазвичай сонячної енергії (вираженої в еджоулях)
12	Ексергетичний аналіз (ЕА)	Метод ЕА [79] використовується для вимірювання «максимальної еквівалентної механічної роботи, яка може бути отримана з системи, коли вона прагне до термодинамічно рівноважного стану в порівнянні з еталонною системою. Застосування методу дозволяє визначати і оцінювати потоки, які містять ексергію (так що її можна використовувати в подальшому) або де вона повністю втрачена (тому її необхідно додатково проаналізувати) [80]
13	Методом узагальнюючої оцінки якості еколого-економічних систем (MIPS-аналіз)	MIPS-аналіз – інструмент оцінки екологічності. Специфіка методу дозволяє виявити небезпечні фактори впливу на складні об'єкти природної і техногенної змістовності, що є основою для запобігання порушення положень сталого розвитку і зменшення витрат на відшкодування екологічних збитків [81]. Перевагою цього методу є здатність виявляти небезпечні фактори на кожній стадії життєвого циклу продукції, конкретні чинники екологічних збитків.
Оцінка життєвого циклу		
14	Аналіз стійкості життєвого циклу (АСЖЦ)	Оцінка життєвого циклу (ОЖЦ) в основному застосовується для оцінки і оцінки стійкості продукту. Однак Guinée et al. [81] запропонували нову структуру, а саме Аналіз стійкості життєвого циклу, який розширює сферу аналізу від пов'язаних з продуктом до економічних питань, включаючи проміжний рівень, такий як антропогенні просторові об'єкти.

Методи, що наведено в табл. 1.4 є найбільш доцільними для оцінки екологічної стійкості антропогенних просторових об'єктів. Кожен метод має певні переваги і недоліки, пов'язані з його конкретними характеристиками. Загальні ознаки того, чи є ефективним метод оцінки стійкості, наступні [65]:

- враховування конкретних просторових характеристик розглянутого антропогенного просторового об'єкта та вміння оцінювати його прогрес з плином часу;

- поліпшення процесу прийняття рішень щодо просування бажаних дій, які підвищують стійкість і можливість додавання нових видів діяльності в межах адміністративних кордонів просторового об'єкта;

- встановлення еталонних критеріїв стійкості;

- забезпечення адекватного балансу між рівнем складності і охопленням ключових питань стійкості;

- можливість мінімізувати припущення і недоліки, що виникають в ході його розробки;

- здатність для порівняння;

- здатність методу бути зміненим для включення інших аспектів стійкості або чи може він бути об'єднаний з іншими методами для проведення більш комплексної оцінки.

Для проведення оцінки екологічності продукції авторами запропоновано методи, які враховують екологічні аспекти і безпосередньо пов'язані з процесом розробки продукту [82].

Зворотна логістика. Згідно Сантосу, зворотна логістика зводиться до чотирьох основних функцій: (1) контроль потоку матеріалів та потоку інформації від точки споживання до джерела; (2) переміщення товарів у напрямку: споживач – виробник; (3) пошук найкращого використання

ресурсів; і (4) безпека утилізації використаних продуктів. Основною метою зворотної логістики є зниження рівня забруднення навколишнього середовища і відходів виробництва, а також повторне використання та утилізація продуктів. Рециклінг товарів полягає у відновленні, переробці, продажі складових продукції [83].

Від колиски до колиски: основною ідеєю методу є те, що відходи є сировиною, на противагу традиційному погляду «від колиски до могили». Принцип регенеративного дизайну - це незалежна система сертифікації, яка оцінює безпеку продукції, базуючись на матеріалах і виробничих технологіях, використаних в її створенні. Ця система була заснована Вільямом Макдоною і Майклом Бронгартом, які активно працювали в якості її засновника і хіміка відповідно [84].

Відповідно до підходу проєктування від колиски до колиски продукти, після використання яких матеріали (продукт або вміст упаковки) надходять в біосферу, вважаються «споживчими товарами». Матеріали, відновлені після використання, можуть вважатися «сервісними продуктами». Підхід «від колиски до колиски» заснований на переході від «менш поганого» до «більш хорошого». Вимоги сертифікації концепції «Від колиски до колиски» стимулюють економію природних ресурсів, скорочення відходів і розробку безпечних матеріалів для виробництва товарів. Це сприяє збереженню природних ресурсів і мінімізує екологічний вплив від виробництва. Завдяки заміщенню токсичних речовин їх нетоксичними альтернативами концепція «Від колиски до колиски» створює численні екологічні переваги. [85].

Дизайн для навколишнього середовища (DFE): згідно Фікселу, це «систематичний розгляд проектних характеристик зниження впливу на навколишнє середовище, здоров'я, збільшення рівня безпеки і стабільності протягом всього життєвого циклу продукту» [86].

DFE є інструментом промислової екології, використовується для оцінки життєвого циклу продукту, щоб знизити вплив на навколишнє середовище продукту, процеси або послуги, де вплив розглядається на основі оцінки життєвого циклу.

Еко-дизайн Россі і співавтори стверджують, що відповідно до ISO 2011, екодизайн є підходом, який враховує і інтегрує екологічні аспекти в процес розробки продукту за допомогою застосування стратегій, спрямованих на зниження негативного впливу на навколишнє середовище на етапах життєвого циклу продукту. Він розглядає функції продукту, надає оцінку екологічної безпеки, продуктивності, вартості, прийнятності ризику, якості продукції [87].

Розгортання функції якості для навколишнього середовища (QFDE) є гнучким методом прийняття рішень, що використовується в розробці товарів або послуг. QFDE може допомогти організації зосередити увагу на найважливіші характеристики нових або існуючих товарів або послуг з точки зору окремого клієнта, сегмента ринку, компанії, або технології розвитку. Результатами застосування методики є зрозумілі схеми та матриці, які можуть бути повторно використані для майбутніх товарів або послуг. [88].

QFDE складається з чотирьох етапів. Фази I і II призводять до ідентифікації елементів і компонентів, які дозволяють розмежувати дизайн продукту, що складається з екологічних аспектів і традиційних елементів. Після цієї ідентифікації команда інженерів-проектувальників удосконалює дизайн з екологічної точки зору, щоб заздалегідь оцінити екологічні зміни продукту. На етапах III і IV інженери досліджують можливість поліпшення в кресленнях компонентів [8].

Зелений ланцюжок поставок як інструмент охоплює всі види діяльності по переміщенню і перетворенню продуктів від стадії виробництва сировини (видобутку) до кінцевого користувача, а також пов'язані з ними інформаційні



потоки. Матеріали і інформаційні потоки в зеленому ланцюжку поставок пов'язані як в прямому напрямку, так і зворотному. Стале управління зеленим ланцюжком поставок можна визначити як управління матеріалами, інформацією та потоками. Він також характеризується співпрацею між підприємствами, які враховують три аспекти сталого розвитку (економічний, соціальний та екологічний), а також потреби клієнтів і зацікавлених сторін. У зеленому ланцюжку поставок зацікавлені сторони повинні дотримуватися екологічних та соціальних критеріїв, залишаючись в контексті ланцюжка поставок, в той час як конкурентоспроможність підтримується відповідно до потреб клієнтів і відповідними економічними критеріями [89].

Оцінка життєвого циклу (LCA) - це метод, який використовується для кількісної оцінки впливу продукції і послуг на навколишнє середовище протягом її життєвого циклу (ISO 14040 (2006)). Існує кілька процедур, заснованих на цій методології, для підтримки розрахунку впливу на НС. Методологія включає комерційні програмні інструменти, які використовуються прямо або побічно [56]. Однією з цілей LCA є аналіз впливу виробничого процесу на стан об'єктів НС.

Згідно ISO 14040 (2006), структура оцінки життєвого циклу продукту повинна включати: 1) визначення цілей і області дії, щоб обмежити дослідження і вибрати функціональну одиницю; 2) аналіз вхідних і вихідних запасів енергії і матеріалів, які важливі для досліджуваної системи; 3) оцінку впливу на життєвий цикл (LCIA) для класифікації впливів на навколишнє середовище; 4) фазу інтерпретації, щоб перевірити обґрунтованість висновків. LCA дозволяє управляти інформацією з аналізу і підтримки процесу прийняття рішень щодо проектів і виробництва.

Стале картування потоку створення цінності (Sus-VSM) – інструмент попереднього аналізу для оцінки стійких показників економічних, екологічних

та соціальних аспектів у виробництві. Метрики для оцінки ефективності сталого виробництва вивчаються для визначення основних показників і критеріїв, які повинні бути включені в список цінностей (метод бережливого виробництва для виявлення відходів, аналізу поточного стану і проектування бажаного виробництва), сприяння сталому виробництву цього продукту і послідовної реалізації безперервної роботи [90].

Описані інструменти в основному враховують екологічний аспект. Розглянуто інструменти, що враховують соціальні і економічні аспекти, і, хоча вони можуть не мати безпосереднього відношення до процесу розробки продукту, вони можуть бути включені на аналітичних етапах цього процесу, і, отже, вони можуть впливати на стратегічні рішення або планування портфеля продуктів підприємства, з огляду на вплив, який вони чинять. Цими інструментами є інструмент аналізу стійкої вартості (SVAT), система збалансованих показників стійкості (SBSC) і корпоративна соціальна відповідальність (CSR).

Метод аналізу стійких значень - це інструмент якісного аналізу, який дозволяє проводити глибинну оцінку системи. Основна мета цього інструменту – визначити можливості створення стійкої цінності протягом життєвого циклу системи «продукт-сервіс». У цьому контексті розробка інструменту допомагає виробничим компаніям інтегрувати стійкість в розвиток системи «продукти-послуги», а також допомагає дослідникам зрозуміти проблеми та основні фактори цього процесу [91].

Інструмент на кожному етапі розробки продукту описує пропозиції щодо соціальних, економічних, екологічних, а також економіко-екологічних, соціально-економічних, соціально-екологічних і економіко-соціально-екологічних аспектів для ідентифікації непокритої вартості у всьому процесі розробки продукту з урахуванням розглянутих цінностей, а також відповідно

до структури стійких вимірювань. Після цього аналізується необроблена цінність і досліджуються можливості зниження вартості продукту [91].

Система збалансованих показників стійкості заснована на системі показників, запропонованій Капланом і Нортоном, але з урахуванням екологічних і соціальних аспектів в стратегіях компанії [92]. Перевагами застосування системи збалансованих показників в діяльності підприємств промисловості є:

1) SBSC вводить в рамках одного звіту багато розрізнених елементів, що визначають конкурентоспроможність підприємства; орієнтацію на споживачів, скорочення термінів реакції на їхні запити, підвищення якості, зменшення часу, необхідного для початку виробництва нового продукту, управління з метою досягнення довгострокових результатів;

2) збалансована оцінка запобігає субоптимізації. Вимагаючи від керівників підприємства брати до уваги весь набір важливих операційних показників, система дозволяє побачити, чи не досягається поліпшення в одній області за рахунок втрат в іншій. Найбільший інтерес представляє оцінка діяльності підприємства з урахуванням взаємодії екологічних, фінансових і соціальних показників.

Відповідно до задач сталого розвитку, для всебічної оцінки екологічності промислових підприємств на об'єкти природного середовища (атмосферне повітря, ґрунт, водні об'єкти) і здоров'я населення доцільно використовувати метод ризик-оцінки.

Аналіз екологічних ризиків надає характеристику небезпек, узагальнену якісну і кількісну інформацію про рівні та наслідки дії шкідливих і небезпечних факторів впливу та визначення імовірності наслідків для попередження розвитку несприятливих ефектів для обґрунтування управлінських рішень щодо зменшення рівня ризику. Процедура оцінки екологічних ризиків визначається за

трьома етапами: ідентифікація небезпек, оцінка ризику впливів і характеристика ризику [93].

Ризик-аналіз згідно концепції ППР розглядається у трьох аспектах: економічному, соціальному і екологічному [94].

Економічний аспект ризик-аналізу визначається оцінкою рівня техногенного навантаження на НС у вигляді екологічних збитків.

Екологічний аспект ризик-аналізу визначається як імовірна характеристика реалізації настання або відсутності негативного впливу техногенних факторів на компоненти НПС і здоров'я населення.

Соціальний аспект ризик-аналізу полягає у дослідженні дії негативних факторів на стійкість промислових підприємств, рівень здоров'я населення.

Таким чином, розглянуті методи відповідають концепції ППР і можуть бути використані при проведенні комплексної оцінки екологічності підприємства та/або продукції з урахуванням екологічних, економічних та соціальних складових.

#### **1.4 Постановка задачі**

За результатами огляду наукової літератури з дослідження оцінки екологічності промислових об'єктів хімічної галузі встановлено необхідність підвищення рівня об'єктивності еколого-економічної оцінки життєвого циклу продукту за основними аспектами сталого розвитку: екологічним, економічним, соціальним.

Актуальною науково-практичною задачею екологічної оцінки виробництва хімічної галузі є розробка інформаційно-алгоритмічного забезпечення оцінювання екологічності і безпечності промислових об'єктів на основі удосконалення теоретичних, методичних положень комплексного

екологічного аналізу щодо стану діяльності підприємств на основі однорідних за масштабністю і розмірністю показників екологічної відповідності в системі «промисловий об'єкт – НПС – людина».

Основна мета дослідження спрямована на вирішення науково-практичної задачі з визначення комплексу методів оцінки рівня екологічності промислових підприємств хімічної галузі на основі розробки інформаційно-методичного забезпечення обробки даних і подання результатів для прийняття рішень, отримання екологічних знань. Це зумовило розв'язання таких науковотеоретичних і практичних завдань:

1) проаналізувати і систематизувати сучасні методичні підходи з оцінювання екологічності промислових підприємств відповідно до положень системного аналізу для створення інтегрального інформаційно-методичного забезпечення екологічної оцінки підприємств хімічної галузі;

2) визначити напрями удосконалення методичного забезпечення оцінки екологічності промислових підприємств хімічної галузі на основі соціально-економічних, еколого-економічних і соціально-екологічних показників;

3) розробити інформаційно-методичне забезпечення для визначення оцінки екологічності і безпечності різномірних процесів і стадій життєвого циклу продукту;

4) розробити інформаційно-програмний комплекс з оцінки екологічності дослідження складних природно-техногенних систем «видобуток – виробництво – використання – навколишнє середовище» на основі MIPS- аналізу, оцінки життєвого циклу продукту, і ризик-аналізу діяльності промислових підприємств;

5) провести апробацію запропонованої методичної розрахункової системи підтримки прийняття управлінських екологічних рішень для об'єктів еколого-економічної діяльності у хімічній галузі.

Об'єктом дослідження є моделі та методи інформаційно-методичного забезпечення дослідження промислових підприємств з метою формування інтегральної оцінки їх екологічності і можливостей сталого розвитку.

Предметом дослідження є засоби інформаційно-методичної оцінки екологічного стану природно-техногенних об'єктів із встановлення пріоритетних і вагомих факторів регулювання безпеки на рівні дослідження «вилучення ресурсів процес – виробництво – використання», «виробництво – процес – навколишнє середовище».

Поставлені задачі вирішені на основі поетапного формування системи інтегральної оцінки екологічності за методом оцінки життєвого циклу продукту, MIPS- і ризик-аналізом з урахуванням ризику негативних порушень у соціальній, економічній і екологічній системі, що дозволить надати загальну характеристику впливу на об'єкти НПС і встановити небезпечні ризик-фактори для здоров'я населення. Комплексний підхід у дослідженні рівня екологічності промислових підприємств дозволяє обґрунтувати методичні засади для врахування екологічних, економічних і соціальних показників в управлінні якістю НПС (рис. 1.3).

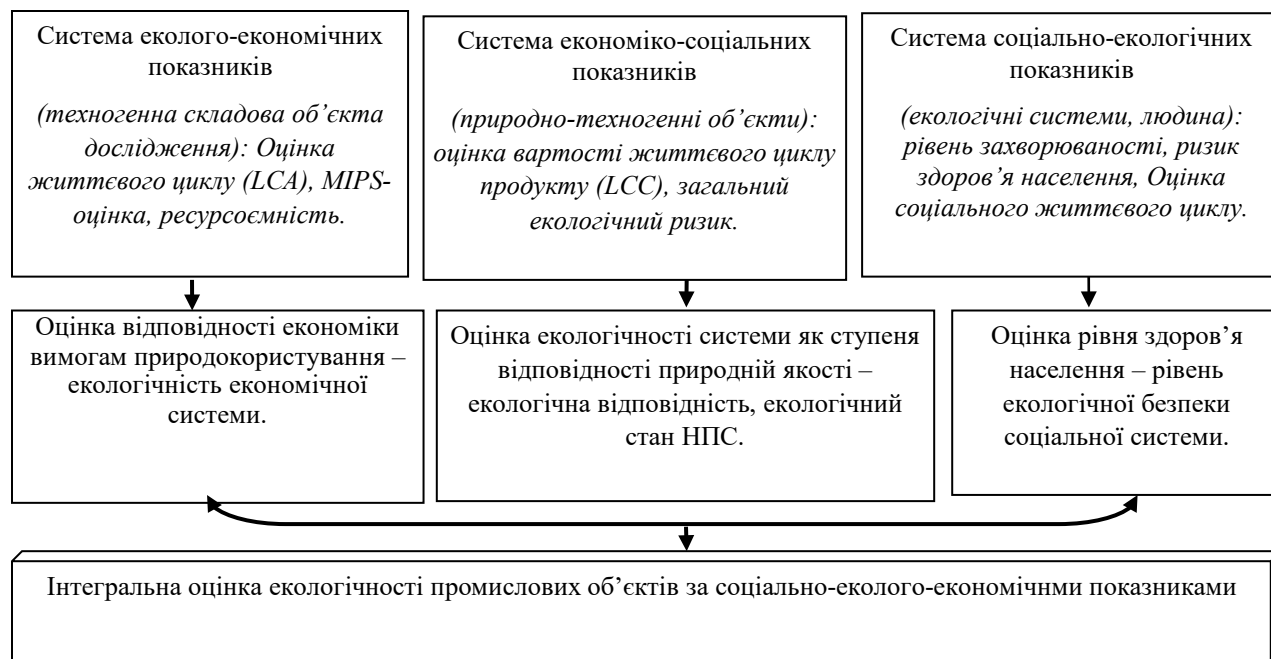


Рисунок 1.3 – Модель інтегральної оцінки екологічності промислових об'єктів

### Висновки до розділу 1.

1. Проведено аналіз понять стійкість і екологічність.
2. Приведено характеристику показників оцінки стійкості промислових підприємств.
3. Зроблено аналіз методів з оцінки сталості промислових підприємств.
4. Виявлено в результаті аналітичного огляду та аналізу літературних джерел, що розробка методичного забезпечення розв'язання задачі оцінки екологічності підприємств є актуальною для екологічного управління якістю НПС, спрямована на удосконалення інформаційно-алгоритмічної складової дослідження рівня екологічної безпеки системних об'єктів.
5. Сформульовано основну мету, предмет, об'єкт і задачі дослідження.

## РОЗДІЛ 2

### ОБҐРУНТУВАННЯ ТЕОРЕТИКО-ПРАКТИЧНИХ ПІДХОДІВ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ХІМІЧНОЇ ГАЛУЗІ

#### 2.1 Вплив хімічної галузі на економічну, екологічну, соціальну складові навколишнього середовища

Хімічна промисловість – одне з головних джерел забруднення об'єктів НПС, в процесі виробництва утворюються викиди, що впливають на якість повітря, води, ґрунту. Токсичні речовини можуть накопичуватися біля джерела викидів, тому що температура навколишнього середовища і промислових викидів приблизно однакові. Вміст шкідливих речовин у повітряному басейні підвищується через розміщення технологічного устаткування на відкритих майданчиках і порушення його герметичності.

Крім негативного впливу на якість атмосферного повітря, не менше небезпечними є стічні води, так як вони містять кислоти, луги, органічні речовини, які наносять шкоду навколишньому середовищу. Підприємства хімічної промисловості є джерелами токсичних стоків і викидів в біосферу. До них в першу чергу слід віднести органічні розчинники, аміни, альдегіди, хлор і його похідні, оксиди азоту, фториди, сірчасті сполуки (діоксид сірки, сірководень, сірковуглець), металоорганічні сполуки, сполуки фосфору, ртуть.

Таким чином, екологічною складовою впливу хімічної галузі є вплив на атмосферне повітря (викиди), водні об'єкти (скиди стічних вод), ґрунт (складування відходів, вторинний вплив) (рис. 2.1, 2.2).





Рисунок 2.1 - Матриця впливів хімічного виробництва на НПС

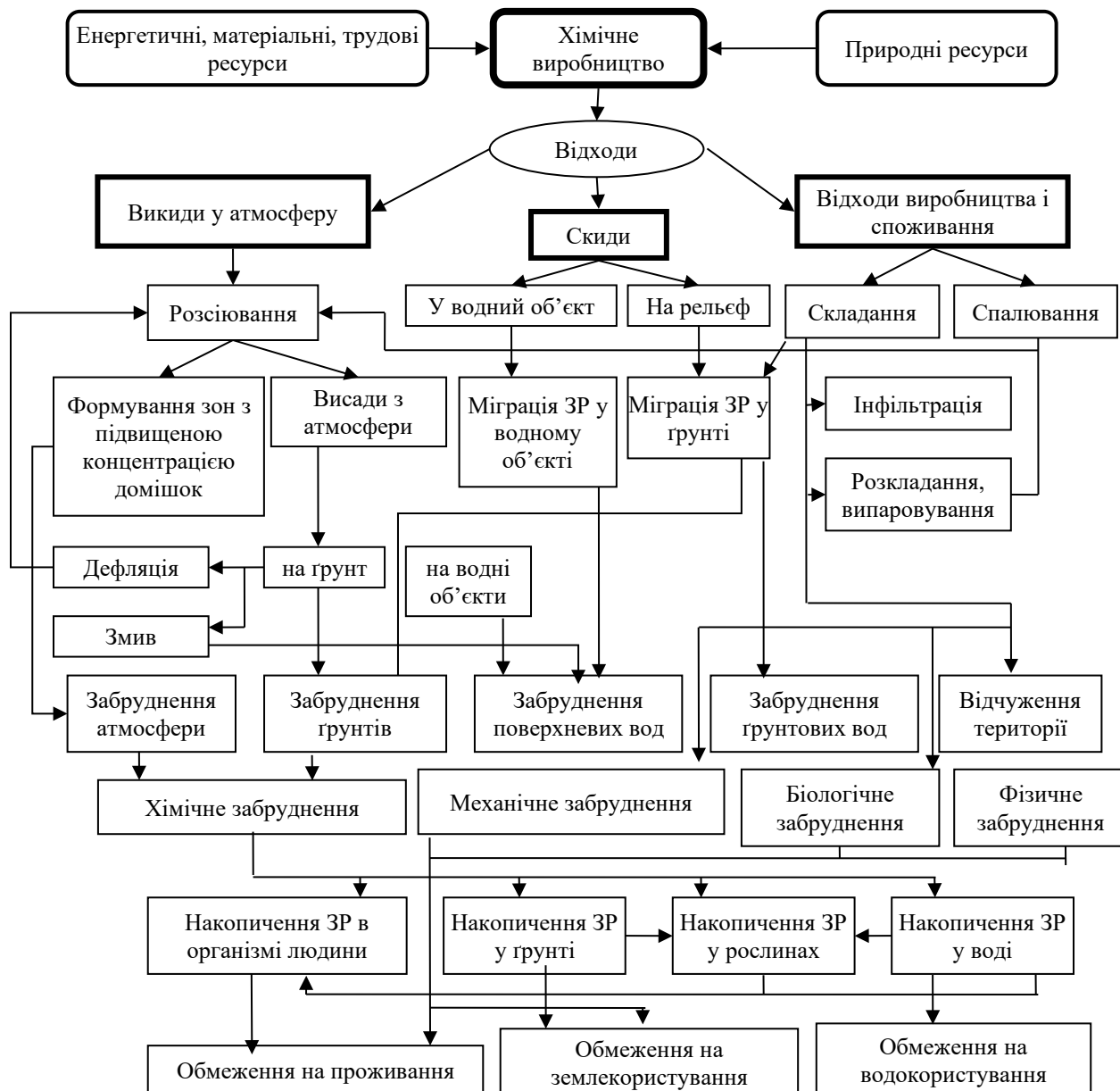


Рисунок 2.2 - Систематизація факторів, що визначають ефективність технологій і ступінь впливу на навколишнє середовище

Ефективність технології хімічного виробництва за економічною складовою визначається витратами, обмеженнями і якістю одержуваної продукції (рис. 2.3). Скорочення і оптимізація споживання ресурсів та мінімізація відходів засновані на концепції де матеріалізації економіки, що спрямована на зниження деструктивного впливу на навколишнє природне середовище саме засобами удосконалення та раціоналізації матеріалопотоків. Поняття ефективності використання ресурсів за принципами дематеріалізації значною мірою зміщує фокус екологізації. Замість того, щоб витратити гроші на технічні послуги з очищення відходів та викидів, цей підхід акцентується на економії грошей за рахунок раціоналізації використання природних ресурсів.



Рисунок 2.3 - Матриця впливів хімічного виробництва на НПС

Доцільність розробки методики багатокритеріальної оцінки екологічності підприємств хімічної галузі пов'язана з запровадженням

додаткових аспектів дослідження у методичне та інформаційне забезпечення існуючих методик з контролю якості моніторингових систем (розділ 1). Необхідність удосконалення робочих методик, застосованих на практиці з визначення екологічності підприємств хімічної промисловості, обумовлена розширенням вузькоспеціалізованих завдань відповідно до обґрунтованості аналізу з функціональності та ефективності досліджених систем.

По-перше, відповідно до задач сталого розвитку вагомим завданням стає визначення загальної характеристики екологічності і безпечності природно-техногенних об'єктів. Дослідження на рівні цільових функцій дозволить виявити негативні фактори дестабілізації і порушення стійкості об'єкта при існуючих вимогах щодо стаціонарності і послідовного розвитку окремих систем і об'єкта в цілому.

По-друге, акцентується увага на комплексності у підході формування математичного забезпечення для об'єкта дослідження. В існуючих методиках здебільше декомпозиція об'єкта являє собою диференціювання цілого за окремими властивостями, критеріями, що приводить до отримання результату у вигляді інтегрованої кількісної оцінки.

Підвищення екологічності та безпеки технологій і оцінка їх впливу на природне середовище базуються на наступних позиціях:

- вивчення процесів, що протікають на основних етапах життєвого циклу, перш за все на етапі виробництва та утилізації;
- виявлення джерел і причин утворення шкідливих речовин, що відводяться в природне середовище;
- оцінка рівня виділення забруднюючих речовин на різних етапах життєвого циклу, в першу чергу на стадії виробництва на різних етапах технологічного процесу;
- вибір критеріїв оцінки впливу на природне середовище;

- встановлення градацій ступеня впливу.

Наведені позиції реалізуються комплексно для соціо-еколого-економічної системи на основі методів оцінки життєвого циклу, екологічних ризиків та MIPS-аналізу (табл. 2.1).

Таблиця 2.1. – Показники і методи оцінки екологічності хімічного виробництва

Складова оцінки	Принципи (властивості, що визначають стійкість і екологічність виробництва)	Критерії (встановлюють рівень застосування принципів)	Показники (кількісні або якісні параметри, які можна оцінити з урахуванням критерію) [95-97]	Методи (механізми визначення оцінки)
Економіко-соціальна оцінка	Хімічні процеси повинні бути стійкими як на макроекономічному, так і на мікроекономічному рівнях [98].	Рівень впливу виробництва, цін на сировину та споживання на стан об'єктів НС. Максимізація прибутковості процесу виробництва за рахунок екологічних технологій	Кількість ресурсів на тонну продукції Глобальне споживання сировини на глобальне споживання продукції Додана вартість конкретного хімічного шляху	LCC, MIPS
Еколого-економічна оцінка	Хімічні процеси повинні: -забезпечувати якість повітря, води та ґрунту [99]; -максимізувати ефективність використання матеріальних ресурсів, енергії	Виконання визначених законодавством специфікацій стоків,; мінімізація споживання водних, енергетичних, інших природних ресурсів у	Якісний та кількісний зміст стічних вод Об'єми ресурсів, що використовуються щорічно на тонну продукту Споживання енергії на тонну продукції	LCA, MIPS, екологічні ризики

Продовження таблиці 2.1. – Показники і методи оцінки екологічності хімічного виробництва

Складова оцінки	Принципи (властивості, що визначають стійкість екологічність виробництва)	Критерії (встановлюють рівень застосування принципів)	Показники (кількісні або якісні параметри, які можна оцінити з урахуванням критерію) [95-97]	Методи (механізми визначення оцінки)
	[100]; -сприяти використанню відновлюваних ресурсів [101].	процесі виробництва; поступове використання сировини на біологічній основі		
Соціальна оцінка	Хімічні процеси повинні бути соціально прийнятними [95,98]. У хімічному виробництві слід використовувати або утворювати речовини нетоксичні або з низьким рівнем токсичності для здоров'я людини та НС [101].	Зменшення екологічного навантаження на людину Зниження токсичності речовин, які використовуються у хімічному виробництві	Середньозважене середньорічне число людей, що мають захворювання, пов'язані з якістю об'єктів НС	Оцінка рівня здоров'я населення

Таким чином, необхідно врахувати природні, техногенні, соціальні процеси, тісно пов'язані з екологічною і соціальною складовими підприємства хімічної галузі за характерними властивостями:

–внутрішня єдність і цілісність складових – комплексна оцінка на основі екологічних, економічних і соціальних показників;

–різноспрямованість взаємозв'язків з навколишнім середовищем – зовнішній негативний вплив розглядається як навантаження на компоненти НПС і здоров'я населення;

–складна структура – окремі складові підпорядковуються цілому і являють собою підсистеми.

Оцінку діяльності підприємства за екологічною і соціальною складовими пропонується проводити на основі методів оцінки життєвого циклу продукту, MIPS-аналізу та ризик-оцінки.

## **2.2 Аналіз методів управління життєвим циклом продукту**

Метод LCA представляє собою системний підхід з оцінки екологічних наслідків виробництва продукції протягом всього її життєвого циклу від видобутку і переробки сировини і матеріалів до утилізації окремих компонентів. Він використовується для систематичної оцінки впливу кожної стадії життєвого циклу продукції на навколишнє середовище [102].

Згідно з офіційним визначенням Міжнародної організації по стандартизації (ISO), LCA – це процес збору та оцінки даних «введення» і «випуску» продукту, а також потенційного впливу на навколишнє середовище продуктів і процесів протягом усього його життєвого циклу: від «колиски до могили» або «колиски до колиски» [103].

Від колиски до могили (Cradle-to-grave) – це повний життєвий цикл – від вилучення сировини (колиска) до знищення продукту (могила). Розглядаються не тільки етапи виробництва продукції, а й безпосередньо видобуток

природних ресурсів, виготовлення напівфабрикатів, супутнє виробництво, транспортування, використання, розміщення відходів, переробка, повернення в навколишнє середовище.

Від колиски до воріт (Cradle-to-gate) – використовується частина життєвого циклу – від вилучення сировини (колиска) до поставки продукції іншим виробникам (ворота), які будуть займатися її безпосереднім розповсюдженням. Етапи використання і переробки в даному типі не розглядаються.

Від колиски до колиски (Cradle-to-cradle) – розглядається повний життєвий цикл продукції, а також процес вторинної переробки.

Повний аналіз оцінки життєвого циклу продукції LCA (рис. 2.4) включає в себе чотири етапи:

- визначення мети і сфери застосування аналізу (Goal Definition and Scoping);
- інвентаризаційний аналіз (Life Cycle Inventory);
- оцінка впливів на навколишнє середовище (Life Cycle Impact Assessment);
- оцінка результатів (Interpretation).

Інвентаризаційний аналіз життєвого циклу включає збір даних, необхідних для дослідження, а також інвентаризацію даних вхідних (енергія, вода, сировина, матеріали) і вихідних (викиди в навколишнє середовище (викиди в атмосферу, утилізація твердих відходів, скидів стічних вод) потоків. При інвентаризаційному аналізі виділяється продукційна система, яка являє собою сукупність одиничних процесів, пов'язаних між собою потоками напівфабрикатів, що виконують одну або декілька заданих функцій. Поодинокі процеси з'єднуються між собою потоками напівфабрикатів і / або потоками відходів, призначених для переробки, потоками продукції - з іншими продукційними системами і елементарними потоками - з навколишнім середовищем (викиди в атмосферу, скиди у воду) [102].

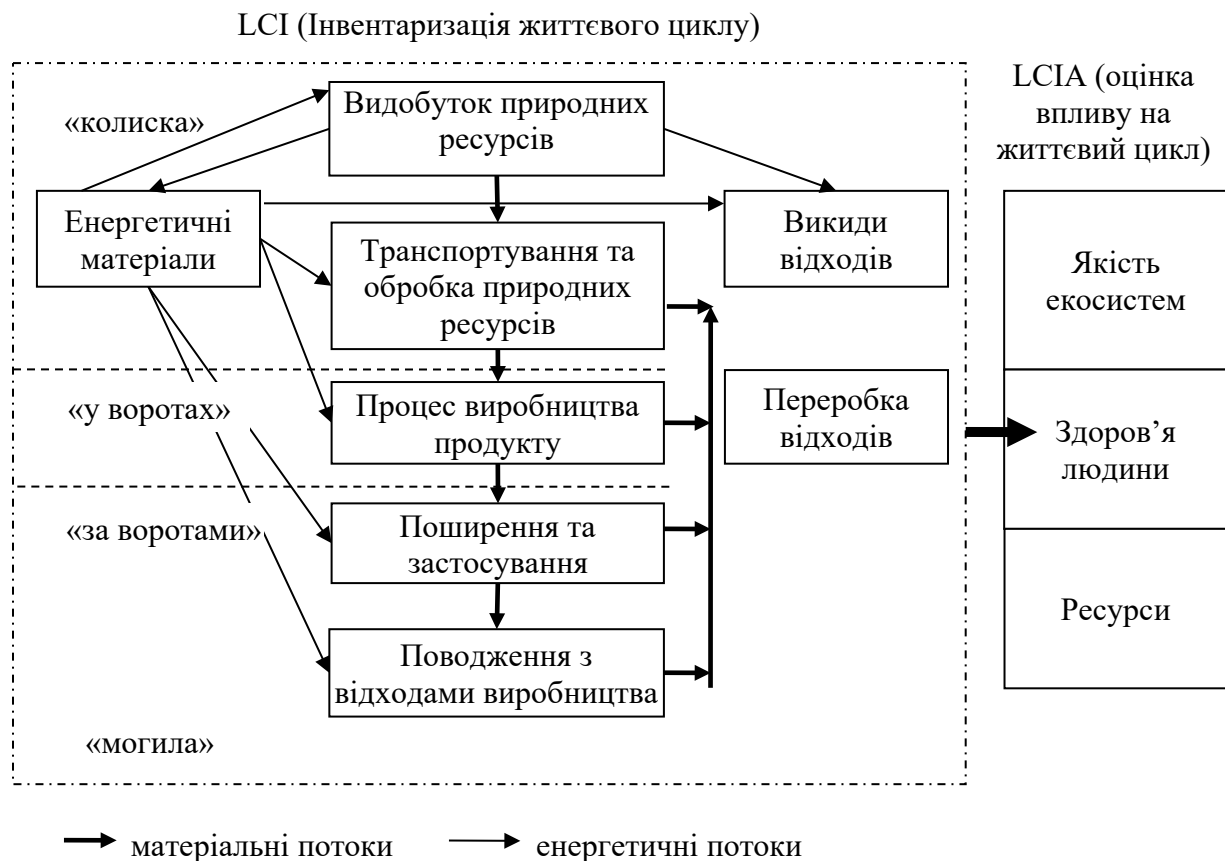


Рисунок 2.4 – Схема оцінки життєвого циклу

Мінімізація споживання енергії, матеріалів, водних ресурсів, відходів, викидів в атмосферу визначає завдання вибору кращої технології одиничного процесу. Оскільки продукційна система є сукупністю одиничних процесів, то визначається найбільш ефективний варіант виробництва продукту з точки зору мінімального впливу на навколишнє середовище. Викиди і скиди забруднюючих речовин впливають на різні компоненти навколишнього середовища, породжуючи відповідні екологічні проблеми (категорії впливів). Рівень категорій впливів визначається виходячи з обсягів викидів і відходів, що виробляються в продукційній системі [104]. LCA дозволяє компаніям визначити «вузькі місця» у виробничому процесі, що тягне за собою можливості по скороченню витрат, підвищенню виробничої ефективності, а також стимулює розвиток інноваційних підходів при виробництві продукції.



У LCA оцінка впливу - це стадія, де дані з етапу інвентаризації розширюються з урахуванням фактичних екологічних наслідків. Оцінка впливу життєвого циклу (LCIA) ґрунтується або на проблемно-орієнтованих методах (середні точки), або на методах, орієнтованих на пошкодження (кінцеві точки). LCIA включає характеристику, нормалізацію та зважування екологічних факторів, виявлених на етапі інвентаризації. При характеристиці шкідливості викидів або видобутку ресурсів виражається як відношення до еталонної речовини в межах певної категорії впливу, наприклад, потенціал глобального потепління або потенціал закислення. Отже, характеристична кількість, як правило, виражається в еквівалентах еталонної речовини, наприклад CO<sub>2</sub>-еквіваленти у випадку парникових газів. Нормалізація надає інформацію щодо внеску одиниці забруднення або використання ресурсів у загальне поточне навантаження на об'єкти НПС. Зважування виражає взаємозв'язок між поточними викидами забруднюючих речовин/споживанням ресурсів та відповідними критичними викидами/споживанням ресурсів, які були визначені як цільові показники викидів/споживання.

Життєвий цикл охоплює: видобування ресурсів; вироблення продукту; використання; повторне використання; транспортування; рециклювання; скидання відходів. Методика оцінки життєвого циклу є інноваційною концепцією для оцінки впливу на навколишнє середовище, пов'язаного з різними видами продукції (послуг) згідно з положеннями екологічного менеджменту в промисловості [111]. Керування продукційною системою з метою мінімізації екологічних і соціально-економічних навантажень, пов'язаних з продуктом протягом його всього життєвого циклу та ланцюга створення вартості використовує методи та інструменти управління життєвим циклом (рис. 2.5).



Рисунок 2.5 – Керування життєвим циклом

LCA фокусується на екологічні ризики, створюючи можливість їх виявлення, а також встановлюючи ієрархію і, таким чином, шукаючи технологічні рішення, призначені для підтримки раціонального рівня якості навколишнього середовища [104].

Визначення впливу є основним компонентом, який відрізняє методології, засновані на LCA, від оцінки ризику / небезпеки, оскільки LCA не враховує фактичну експозицію, яка є визначальною у формуванні небезпек. LCA зосереджується на кількісному визначенні викидів, але не враховує, що фактичний вплив цих викидів залежить від часу, місця та засобів викиду в навколишнє середовище. Крім того, ймовірність є ще одним відмінним фактором, оскільки, на відміну від LCA, в оцінці ризику чітко розглядається

невизначеність. У той же час, перспектива несприятливого впливу промислової діяльності на здоров'я людини та навколишнє середовище є більш обмеженою в оцінці небезпеки / ризику порівняно з LCA. Ризик-оцінка виявляє рівень токсичності або інші прямі шкідливі наслідки впливу хімічних речовин на життя людини, екосистем та якості навколишнього середовища, тоді як LCA пов'язує викиди з більш широкими впливами, такими як зміна клімату та закислення і розглядає токсичність як один із факторів впливу і може використовувати результати ризик-аналізу. Перш за все, LCA - це підхід від колиски до могили, який враховує всі вхідні та вихідні дані про продукт, а метод ризик-аналізу фокусується на певних елементах. Наприклад, у випадку промислового виробництва, LCA буде розглядати всю сировину та природні ресурси, що використовуються в процесі виробництва, усі вироблені продукти та вплив на навколишнє середовище, пов'язаний із використанням та утилізацією кінцевого продукту.

Результати LCA кількісно засновані на науково обґрунтованих моделях і представлені у вартісному вираженні, як для впливу [105] так і категорій збитку (оцінка вартості життєвого циклу - LCC) [106].

Концепція управління вартістю життєвого циклу продукції визначає методологію впровадження заходів при виробництві продукції, спрямованих на зниження майбутніх витрат споживачів при експлуатації цієї продукції, тим самим орієнтованих на підвищення привабливості своєї продукції в очах споживачів. Це питання стає особливо актуальним, коли підприємство орієнтоване на виробництво небезпечної хімічної продукції. Поняття «вартість життєвого циклу» означає приведені до розрахункового року витрати, які включають частку вартості продукту, вартість його транспортування і монтажу, витрати на експлуатацію, технічне обслуговування, ремонти (підтримання в працездатному стані) в період використання за призначенням,

витрати на утилізацію в кінці терміну служби. Загальна вартість життєвого циклу поділяється на дві основні частини: витрати, пов'язані з придбанням, і витрати, пов'язані з володінням і утилізацією.

Аналіз витрат життєвого циклу (LCCA) надає інформацію, яка є важливою для прийняття рішень щодо проектування, розробки, використання та утилізації продукції. LCCA включає шість основних процесів: 1) визначення проблем, 2) визначення елементів витрат, 3) моделювання системи, 4) збір даних, 5) розробка профілю витрат та 6) оцінка [115]. Етап оцінки включає аналіз чутливості, аналіз невизначеності та визначення механізмів витрат. Постачальники продуктів можуть врахувати ознаки шляхом оцінки альтернатив та проведення компромісних досліджень та оцінки різних стратегій експлуатації, обслуговування та утилізації для оптимізації вартості життєвого циклу. Калькуляція витрат життєвого циклу може ефективно застосовуватися для оцінки витрат, пов'язаних з конкретною діяльністю, наприклад, наслідків різних концепцій / підходів до технічного обслуговування, для охоплення конкретної частини товару або для покриття лише вибраних фаз життєвого циклу продукту.

Встановлено, що транснаціональні компанії з різних секторів хімічної промисловості використовують концепцію життєвого циклу товару для визначення екологічної стійкості та екологічності продукту (табл. 2.2) [116].

Таблиця 2.2. – Використання методів LCA на рівні компанії

Вид продукції	Країна	Методи життєвого циклу
Хімікати	Німеччина	Integrated LCA and LCC, social LCA
Миючі засоби	США	LCA, оцінка екологічного ризику, аналіз соціально-економічного впливу
Фармацевтична продукція	Англія	LCA, впорядкована LCA
Продукти харчування та гігієни	США	LCA, впорядкована LCA, контрольні списки
Вода в пляшках	США	LCA, MFA
Пакети	Фінляндія	LCA, вуглецевий слід

Об'єднання методів аналізу життєвого циклу (LCA, LCC та LCCA) дозволить проводити більш комплексну оцінку і аналіз впливів продукції на зовнішнє середовище, а також приймати більш грамотні управлінські рішення щодо оптимізації діяльності компанії, зниження її витрат і негативного впливу продукції.

### 2.3 MIPS-аналіз

Основними принципами MIPS-аналізу є орієнтація на вхід і послуги. Концепція MIPS заснована на тому, що ресурси, які вводяться в систему виробництва і споживання (техносферу) в кінцевому підсумку перетворюються на виходи (результати), що впливають на навколишнє середовище (зміна клімату, евтрофікація і підкислення). Отже, ресурси або вхідні потоки (матеріальні витрати, включаючи енергію), взяті з природи (екосфери), призводять до збільшення виходів (викиди, відходи) і їх потенційному впливу на об'єкти НПС [109].

Ідея принципу входу впливає з закону збереження матерії-енергії, припускаючи кількісні еквівалентні входи і виходи. Облік вхідних матеріальних потоків дозволяє попередньо оцінити потенціал впливу продукції і послуг на навколишнє середовище [110]. Таким чином, MIPS - це практичне рішення для зниження складності оцінки, а також невизначеностей, пов'язаних з оцінками, орієнтованими на результат (вихід), такими як ISO 14040/44 LCA [106].

Скорочення матеріальних потоків на вході допоможе уникнути і мінімізувати виходи і відомі і невідомі негативні впливи. Крім того, впливу токсичних речовин можна безпосередньо уникнути або звести до мінімуму на вхідній стороні, дотримуючись встановлених на підприємстві меж і слідуючи

більш цілісному розумінню управління ресурсами [110, 111]. MIPS не розроблений для кількісної оцінки конкретних результатів (викидів конкретних токсичних речовин) та оцінки їх впливу (підкислення, парникові гази), але підтримує оптимізоване управління вхідними ресурсами [56, 57].

Концепція MIPS є методом оцінки стійкості і екологічної ефективності підприємств [114-115] на основі умов послідовності [114] і достатності [114,116,117]. Екоефективність визначається як економія ресурсів і енергії на одиницю послуг в виробничих процесах або протягом усього життєвого циклу (менше ресурсів і витрат енергії на послугу), фактор послідовності визначає шляхи досягнення екоефективності виробництва (замикання циклів, зміна складу або якості ресурсів і витрат енергії). Достатність - це скорочення виробництва і споживання (підвищення строку використання продукту зі зменшенням попиту на ресурси). Ці стратегії стійкості доповнюють один одного [118]. Разом вони сприяють зниженню значення індексу матеріалоемності MI і збільшення кількості готової продукції S. Комплексний аналіз стратегій стійкості спрямований на скорочення використання ресурсів на душу населення в абсолютному вираженні [112,118,119].

Концепція MIPS враховує багаторівневі ефекти між мікро-, мезо- і макрорівнями економіки [114, 117] і може застосовуватися для процесів управління на мікрорівні, оскільки є надійним заходом їх впливу. Методологія розрахунку MIPS - це аналіз матеріальної інтенсивності.

За методикою екоефективності в системі екологічного менеджменту MIPS-показники враховують усі джерела споживання ресурсів на кожній стадії життєвого циклу продукту, оцінюють його потенційний вплив на макрорівні і враховують негативний вплив на компоненти НС [120].

MIPS-аналіз враховує всі фази продукту:

- Виробництво (видобуток сировини, виробництво напівфабрикатів, транспортування і продаж);
- Використання (споживання, транспортування і ремонт);
- Переробка та / або утилізація.

Всебічне вивчення життєвого циклу продукту необхідне, оскільки не завжди очевидно, який вплив на навколишнє середовище має значення під час виробництва, і який вплив пов'язаний з використанням продукту. Продукти несуть з собою невидимий «екологічний рюкзак», тобто, згідно з концепцією MIPS, вплив на навколишнє середовище.

Загальна сума входів «з природи» і виходів «в природу» є основою для подальшого аналізу й оцінювання впливів продукційної системи на НПС і на здоров'я людини.

Основна ідея MIPS полягає в тому, що видобуток ресурсів викликає зміни в природних матеріальних потоках і циклах. З часом весь матеріальний вхід стає виходом (відходи або викиди), тому, вимірявши вхід, можна оцінити потенційний вплив на навколишнє середовище. Більшість методів оцінки екологічної якості продукту досліджують різні виходи (викиди), значимість яких відома або частково описана. З великої кількості речовин, що викидаються (від декількох сотень тисяч до мільйона), кількість речовин, які були ретельно і всебічно досліджені на предмет їх дії незначна (кілька сотень). Через ці обмеження, орієнтовані на вихід (результат), MIPS сфокусований на кількості входів, яких значно менше і їх легше аналізувати.

Концепція MIPS дозволяє розрахувати використання ресурсів з точки зору їх вилучення з природи: всі дані відповідають кількості переміщених тонн в природі, тобто категоріям біотичного (відновлюваної сировини), абіотичного (невідновлюваної сировини), води, атмосферного повітря і землі в сільському господарстві і лісівництві. Сировина включає металеві та

неметалеві мінерали (руди, гірські породи, пісок), видобувані енергоносії (вугілля, мінеральне масло, природний газ). Енергія і транспорт розраховуються як сума всього необхідного для її виробництва сировини, включаючи необхідну інфраструктуру [114]. Різні категорії можна розділити за різними матеріалами і їх використанням протягом життєвого циклу, щоб кількість кожного матеріалу або речовини була точно визначена для прийняття рішень щодо екологічного та сталого управління.

Витрати матеріалів при виробництві, використанні та переробці або утилізації розраховується як споживання ресурсів. MIPS-аналіз враховує весь життєвий цикл.

У загальному випадку концепція MIPS є методом оцінки життєвого циклу, але з акцентом тільки на вхідні дані. З цієї причини багато аспектів MIPS, особливо на рівні збору вхідних даних, можна порівняти з LCA відносно визначення меж системи і одиниці обслуговування продукту.

Поєднання методик MIPS-аналізу і LCA продукту є доцільним для визначення екологічних, економічних і соціальних аспектів господарської діяльності, врахування потенційного екологічного впливу продукту або послуги у вигляді викидів, скидів, утворення відходів у процесі виробництва, встановлення обсягів матеріальних і енергетичних ресурсів, що є складовою навантаження на природне середовище (рис. 2.6).





Рисунок 2.6 – Оцінка життєвого циклу продукційної системи

Таким чином, концепція MIPS, орієнтована на вхід, доповнюється LCA, яка є орієнтованою на вихід.

Застосування MIPS-аналізу і процедури ОЖЦ дозволяє послідовно визначити рівень відповідності вимогам екологічності. Для кожної стадії ЖЦ визначаються «входи» – використання ресурсів, сировини, компонентів і продуктів, енергоносіїв, і «виходи» – викиди, скиди, відходи, побічні продукти. Вихідна функція продукційної системи порівнюється з функціональними характеристиками еталонних значень входів і виходів. Вона відображає продукційну систему відповідно до зазначеної мети та сфери застосування готового продукту.

На рисунку 2.7 показані етапи впливу продукту на різних стадіях ЖЦ за MIPS-аналізом. Зліва - оцінка від колиски до воріт, відображає матеріальні витрати на етапі виробництва (включаючи видобуток ресурсів, виробничі процеси, упаковку і транспортування). МІ збільшується до початку

використання ( $t_1$ ). Справа MIPS-оцінка від першої стадії виробництва до кінцевої фази використання продукту дорівнює сумі значень МІ виробництва, використання та видалення:  $MI_{production} + MI_{use} + MI_{disposal}$  на одиницю обслуговування за певний передбачуваний термін служби.

При збільшенні кількості послуг і заданому значенні МІ показник МІ/С (MIPS) зменшується. У момент ремонту ( $t_2$ ) MIPS збільшується через необхідні додаткові входи, але надалі зменшується через продовження терміну служби ( $t_3$ ). Сірий графік показує  $MI_{use}$ . Чим довше фаза використання, тим більше споживається МІ (наприклад, споживання енергії). Ремонт не тільки подовжує термін служби, а й знижує значення МІ. Розрахунок MIPS також включає МІ утилізації. Очевидно, що друге життя продукту (повторне використання, вторинна переробка, спільне використання) доцільне тільки в тому випадку, якщо МІ для вторинної переробки або аналогічних процесів не вище, ніж для первинного виробництва [112,114,119].

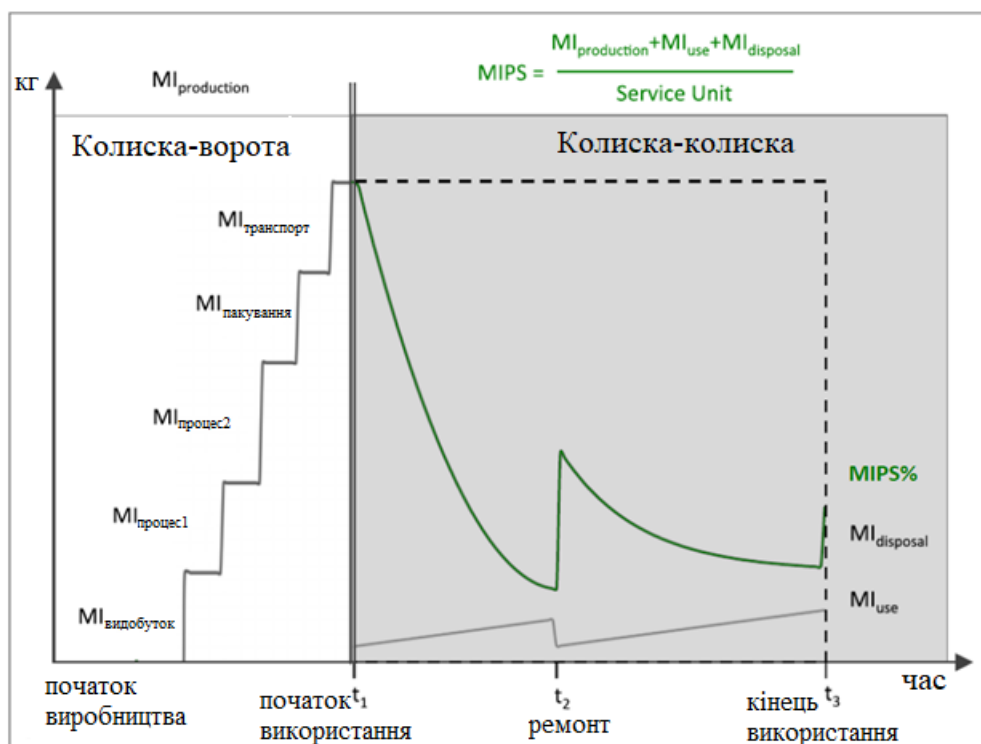


Рисунок 2.7 - Етапи MIPS-аналізу

Послідовність визначення МІ-чисел описує стратегію закриття екологічних циклів всередині процесів (частин технологічних ланцюгів), на виробничих ділянках (наприклад, шляхом повернення відходів або додавання відходів у виробничі процеси) або протягом усього життєвого циклу (наприклад, шляхом розробки матеріалів і продуктів, які повністю переробляються або розкладаються) за умови, що витрата матеріалу на контурі, що замикається не більше, ніж при первинному виробництві. Таким чином, отримані достатні моделі споживання з послідовно і ефективно розробленими продуктами і послугами [119,121].

На макрорівні застосування MIPS-аналізу визначається загальний рівень екологічності промислового об'єкта за умови випуску кінцевого продукту або послуги. Розрахунок MIPS-чисел передбачає реалізацію семи етапів оцінки екологічності, які включають формулювання мети і задач дослідження, вибір основної одиниці послуги, встановлення управляючих дій за вихідною інформацією (рис.2.8) [114,123].

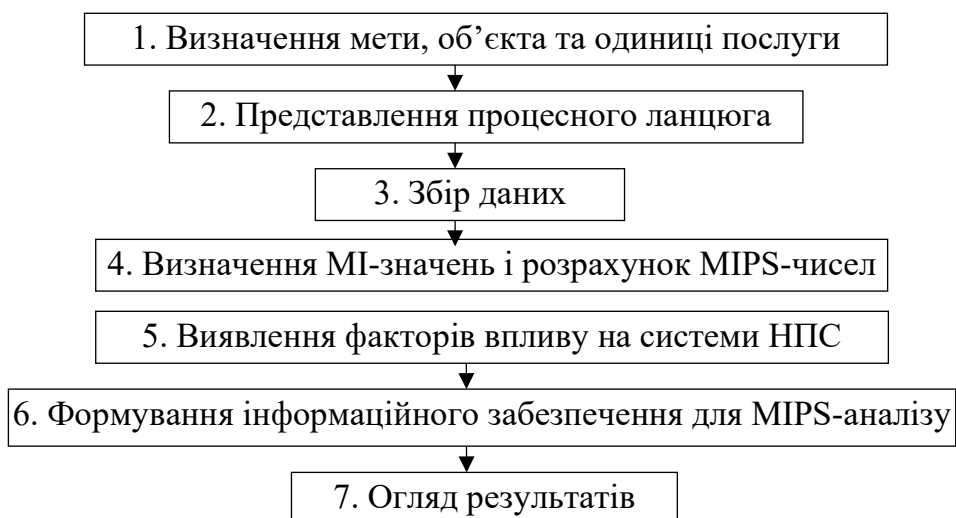


Рисунок 2.8 – Схема проведення MIPS-аналізу

Отримання інформації про екологічність стадій використання і повторної обробки та утилізації відходів є завершальним етапом MIPS-аналізу життєвого циклу продукту.

Обчислення значення загального MIPS-показника продукту здійснюється за формулою

$$MIPS = MI/S, \quad (2.1)$$

яка показує скільки первинного матеріалу - або фактично «природи» видаляється для виробництва продукту або надання послуги. Термін «матеріал» включає всі необхідні природні ресурси. Ресурси визначаються як сировина, в тому числі для енергоносіїв і транспорту.

MI-індекси є показниками кількісної оцінки вірогідних порушень природної організації екосистем, вони встановлюють питому ресурсоемність і рівень екологічності виробництва, дозволяють виявити негативні фактори впливу вхідних потоків виробництва, визначити процеси змін факторів, що є причиною зменшення рівня екологічної безпеки для НПС (рис. 2.9).



Рисунок 2.9 – Схема MIPS-аналізу на мікро- і макрорівнях оцінки

Повні витрати у процесі життєвого циклу виробництва продукції, використані ресурси і викиди у НПС визначаються на макрорівні.

Величина, зворотна від MIPS ( $S/MI$ ), є мірою природо-ресурсної продуктивності, що відповідає кількості послуг, які можна отримати з певної кількості природних ресурсів.

Концепція MIPS враховує пряме і непряме використання матеріалу, а також використану і невикористану екстракцію [113,114]. Використана і невикористана екстракція означає, що матеріальні витрати включають як ресурси, що використовуються у виробництві продукту, так і невикористану частину видобутку сировини [124].

MIPS розраховується шляхом множення вхідних даних (наприклад, маси, енергоносіїв) на їх матеріаломісткість (коефіцієнти MIT) і їх підсумовування по категорії MIPS.

$$MIPS(x) = \frac{\sum_{i=0}^n m_i \cdot MI_i}{Use(x)}, \quad (2.2)$$

де  $x$  - продукт/послуга, MIPS ( $x$ ) - результат MIPS конкретного продукту  $x$ ,  $m_i$  кількість вхідних ресурсів  $i$ ,  $n$ -кількість входів,  $MI_i$  - матеріалоемність вхідного ресурсу  $i$ ,  $Use(x)$  - послуги продукту  $x$  (табл. 2.3) [114,125].

Таблиця 2.3 - Розрахунок показників матеріальної інтенсивності

partial process 1 up to partial process n			Abiotic (ab)		Biotic (bi)		Earth movement (ea)/erosion (er)		Water (wa)		Air (ai)	
substance /pre-product	amount	unit	MIT factor	kg/unit	MIT factor	kg/unit	MIT factor	kg/unit	MIT factor	kg/unit	MIT factor	kg/unit
			kg/unit	main product	kg/unit	main product	kg/unit	main product	kg/unit	main product	kg/unit	main product
[name] 1	$m_1$		$MI_1$	$m_1 \times MI_1$	...	...	...	...	...	...	...	...
[name] 2	$m_2$		$MI_2$	$m_2 \times MI_2$	...	...	...	...	...	...	...	...
[name] 3	$m_3$		$MI_3$	$m_3 \times MI_3$	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...		...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
[name n]	$m_n$		$MI_n$	$m_n \times MI_n$	...	...	...	...	...	...	...	...
$\Sigma$ partial process 1			$\Sigma m_i \times MI_i$		$\Sigma m_i \times MI_i$		...	$\Sigma m_i \times MI_i$	$\Sigma m_i \times MI_i$		$\Sigma m_i \times MI_i$	
(...) calculation of further partial processes (e.g., life cycle stages)			...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
$\Sigma$ MI (sum of all partial processes)			MI ab		MI bi		MI er MI ea		MI wa		MI ai	
Total amount of service units												
MIPS (MI per one service)			MIPS ab		MIPS bi		MIPS er MIPS ea		MIPS wa		MIPS ai	

MIPS-показники є економічною оцінкою екологічної вартості: чим більше їх значення, тим більше екологічна вартість одиниці продукції. Отримані результати MIPS-оцінки підприємства враховують при виборі

постачальників, проведенні аудиту виробництва, екологічній сертифікації, прийнятті інвестиційних рішень [118].

MIPS підтримує аналіз та пошук найкращого з можливих способів скорочення і запобігання вилучення ресурсів з природи, тобто зменшення витрат матеріалів і, отже, впливу на навколишнє середовище, при одночасному підвищенні якості обслуговування. Хоча концепція MIPS дозволяє зважувати категорії ресурсів, зазвичай кожна категорія ресурсів розраховується окремо (невиважена). Результати MIPS-аналізу можуть бути використані для управління ресурсами, оцінки стану ґрунтів, водного середовища і атмосферного повітря [114].

Концепція сервісу (S) в MIPS (MI/S) заснована на уявленні про те, що будь-який продукт надає певну послугу або задовольняє конкретну потребу [114]. У цьому сенсі MIPS порівнює не тільки продукти, але послуги або потреби, які зазвичай можна задовольнити різними способами.

Використання сумарних MI-чисел в якості критеріїв питомої ресурсоемності дозволяє врахувати усі види природних ресурсів, які видобуваються і споживаються та компонентів навколишнього середовища і звести їх до єдиної величини на основі цільових показників функції цілочисельного програмування для планування ресурсозбереження в системах екологічного менеджменту промислового підприємства. Однак, такий аналіз не враховує навантаження на окремі компоненти НПС і не надає детального визначення стосовно вагомості дії негативних факторів на природні системи.

Інструмент MIPS дозволяє малим і середнім підприємствам збільшувати прибуток за рахунок скорочення матеріальних витрат на виробництво своєї продукції, процесів або послуг. Це допомагає підприємствам розробляти еко-інноваційні продукти і послуги і скорочувати їх матеріальний слід. Інструмент надає інформацію про матеріалоемність продукції, процесів та послуг, тим

самим підкреслюючи можливості економії і впливу на навколишнє середовище.

Проаналізовано обмеження і переваги застосування концепції MIPS-аналізу. Обмеження застосування концепції MIPS-аналізу полягають у наступному [119,121]:

- не бере до уваги конкретне «використання поверхні» для промислових, а також сільськогосподарських та лісових господарств;

- не враховує специфічну екологічну токсичність матеріальних потоків. Підхід не призначений для кількісної екологічної оцінки небезпеки екотоксикологічних матеріалів, тільки для її доповнення, спираючись на матеріалоемність і енергоемність економічних послуг;

- не визначає взаємозв'язок між інтенсивністю використання ґрунту і ресурсів та біорізноманіттям (виживання, зникнення видів).

Перевагами застосування MIPS-аналізу є такі [119,121]:

Матеріальні та енергетичні витрати вимірюються в одних і тих же одиницях. Тому, вдається уникнути протиріч в екологічних оцінках, і оцінка стає стабільною для різних компонентів НС.

Концепція MIPS допомагає в проектуванні промислових продуктів, в плануванні екологічно безпечних процесів, об'єктів і інфраструктури, а також в екологічній оцінці послуг.

У порівнянні з іншими підходами життєвого циклу MIPS-показники легко розрахувати за більш простими математичними моделями без шкоди для кінцевого результату оцінки, потрібно менше інформації.

Концепція MIPS може служити основою для комплексної стратегії екологічного маркування, а також може допомогти у прийнятті рішень щодо покупки і консультуванні клієнтів.



Таким чином, показники MIPS-аналізу характеризуються інформативністю отриманих даних оцінки екологічності: сталий розвиток об'єктів НПС і ресурсозбереження. Використання концепції екоефективності на основі MIPS-аналізу передбачає новий підхід до організації маркетингу, який дозволяє підприємству здійснювати виробничі процеси і випускати продукцію з найменшим впливом на навколишнє середовище і отримувати додатковий економічний прибуток. Для встановлення рівня екологічності певного виду господарської діяльності пропонується застосовувати оцінку екоефективності відповідно до ступеня впливу на навколишнє середовище.

#### **2.4. Ризик-аналіз**

Оцінка екологічних ризиків промислового об'єкта розраховується для визначення небезпек, отримання якісних та кількісних показників рівнів та наслідків дії небезпечних і шкідливих факторів на об'єкти впливу та визначення ймовірності наслідків для попередження несприятливих подій і для обґрунтування управлінських рішень щодо зменшення рівня ризику [122]. Процедура оцінки екологічних ризиків полягає у виконанні взаємопов'язаних етапів та має три найважливіші складові: ідентифікація небезпек, оцінка ризику впливів та характеристика ризику (рис. 2.10). [118,121].

У загальному визначенні екологічний ризик – це імовірність несприятливих для НС наслідків від будь-яких змін у природних об'єктах.

Прийняття управлінського рішення щодо зниження рівня екологічного ризику пов'язано з імовірністю виникнення техногенних аварій, що завдають істотної шкоди природному середовищу і здоров'ю людей.

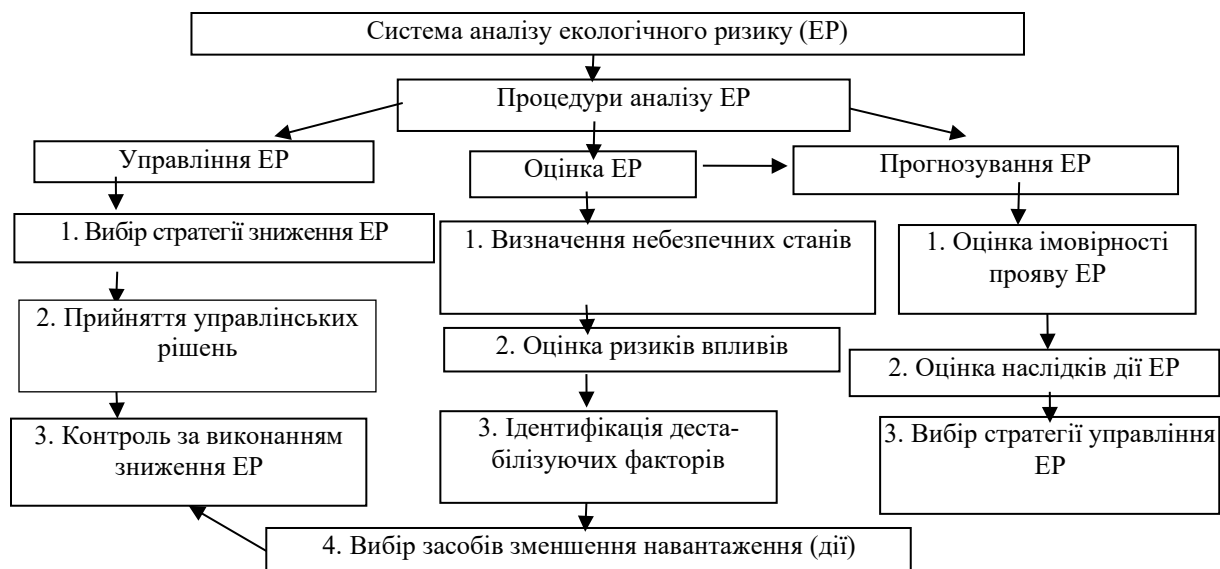


Рисунок 2.10 - Схема аналізу ризику

При визначенні екологічного ризику вихідною інформацією є дані про порушення стану, функціональності об'єкта, небезпечні антропогенні явища та процеси; рівень захворюваності населення за умови прояву небезпечних явищ.

Відповідно до задач сталого розвитку ризик розглядається у трьох аспектах – економічному, соціальному і екологічному.

Економічний аспект ризик-аналізу визначається оцінкою рівня техногенного навантаження на НПС у вигляді екологічних збитків.

Для конкретного стану об'єкта навколишнього середовища визначають ступінь негативного впливу з урахуванням небезпечних факторів дії на об'єкт і на його складові, що складає екологічний аспект ризик-аналізу.

Екологічний ризик є імовірнісною характеристикою визначення негативного впливу техногенних факторів на компоненти НПС і здоров'я населення (екологічний аспект).

Соціальний аспект ризик-аналізу полягає у дослідженні дії негативних факторів на стійкість природно-територіальних комплексів (ПТК), рівень

здоров'я населення. Визначення ризику проводиться з урахуванням стану і процесів у системі дослідження, враховуються наслідки впливу техногенного об'єкта на складові НПС і людину.

Оцінка екологічного ризику носить комплексний характер, заснований на різномірних даних. Для розрахунку оцінки необхідно визначити структуру збитків, факторів, що їх викликають і привести всі показники до єдиної нормованої шкали оцінок. Структура екологічного ризику представляє ієрархічну модель, початкова вершина якої відповідає комплексній оцінці ризику, висячі вершини - різним очікуваним збиткам за видами факторів, що їх викликають. Кожній дузі у відповідність ставиться ймовірність виникнення даного типу збитку (рис. 2.11).

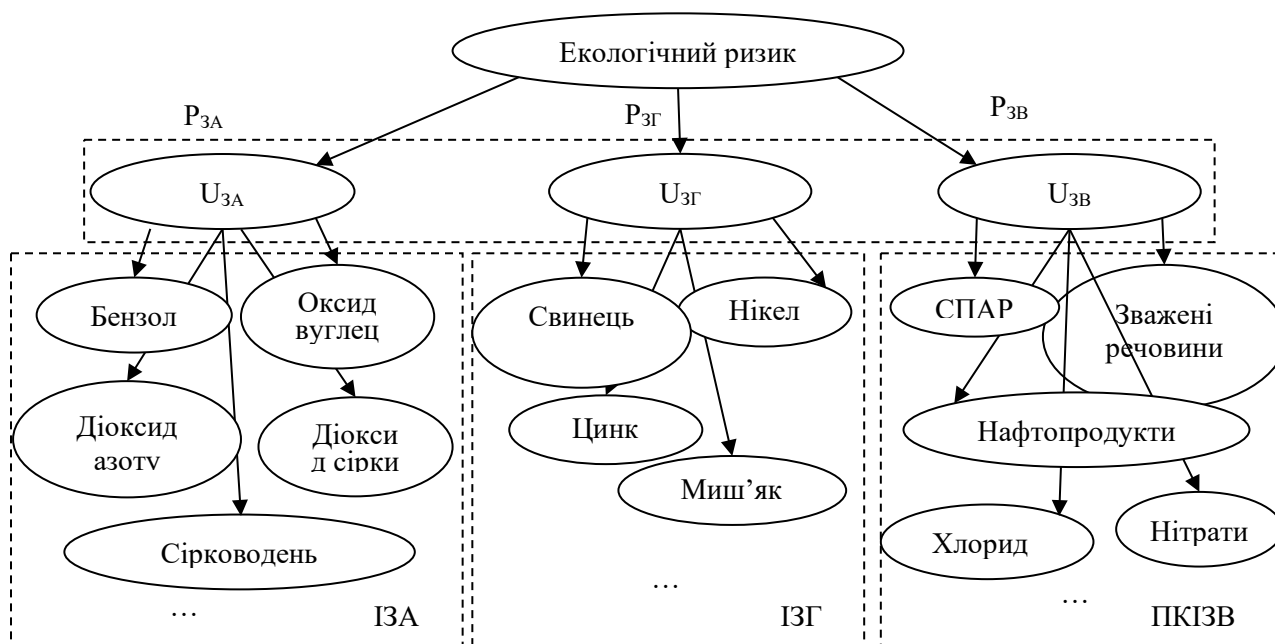


Рисунок 2.11 - Ієрархічна модель оцінки екологічного ризику

Ієрархічна модель оцінки екологічного ризику враховує вплив основних компонентів навколишнього середовища: атмосферного повітря, води, ґрунту. Для отримання комплексної оцінки ризику необхідно привести значення

показників збитку, до єдиної дискретної шкали оцінок за п'ятирівневою шкалою яка включає наступні показники збитку:

$$U = \{u_1, u_2, u_3, u_4, u_5\}, \quad (2.3)$$

де  $u_1$  - несуттєвий;  $u_2$  - малий;  $u_3$  - середній;  $u_4$  - великий;  $u_5$  - катастрофічний.

Визначення показників негативного впливу ґрунтується на аналізі чинників, що їх викликають. Для цього проводиться вимірювання концентрацій забруднюючих речовин, нормування оцінок відповідно до функціоналу нормування величин або визначення інтегральних показників.

В результаті формується комплексна оцінка:

$$K^* = \sum_i [C_i^*, O_i^*, g_{yi}], \quad i \in I_s, \quad (2.4)$$

де  $C_i^*$  – значення концентрації;  $O_i^*$  – проста оцінка, що визначається стандартними методиками (індекс забруднення атмосфери (ІЗА), індекс забруднення ґрунтів (ІЗГ), питомий комбінаторний індекс забруднення води (ПКІЗВ));  $I_s$  – множина індексних характеристик;  $g_{yi}$  – вага показника.

Екологічний ризик визначається як імовірність настання несприятливої події з урахуванням його наслідків, викликаних небезпечними природними або антропогенними факторами протягом певного періоду часу. Імовірність настання небезпечної події і виникнення збитків визначається на основі статистичних даних. П'ятирівнева шкала рівня ймовірності виникнення збитків включає наступні показники:

$$P = \{p_1, p_2, p_3, p_4, p_5\}, \quad (2.5)$$

де  $p_1$  - практично виключено;  $p_2$  - малоімовірно;  $p_3$  - ймовірно;  $p_4$  - можливо;  $p_5$  - неминуче. Оцінка екологічного ризику здійснюється за видами збитку відповідно до матриці ризику. Матриця ризику показує залежність рівня ризику від співвідношення ймовірності події та тяжкості шкоди (рис. 2.12).

$p_5$	$r_3$	$r_4$	$r_4$	$r_5$	$r_5$
$p_4$	$r_2$	$r_3$	$r_4$	$r_4$	$r_5$
$p_3$	$r_1$	$r_2$	$r_3$	$r_4$	$r_4$
$p_2$	$r_1$	$r_1$	$r_2$	$r_3$	$r_4$
$p_1$	$r_1$	$r_1$	$r_1$	$r_2$	$r_3$
	$u_1$	$u_2$	$u_3$	$u_4$	$u_5$

Рисунок 2.12 – Матриця екологічних ризиків

Залежно від отриманого значення оцінки введені наступні категорії ризиків:  $R = \{r_1, r_2, r_3, r_4, r_5\}$ , де  $r_1$  - незначний ризик;  $r_2$  - малий ризик;  $r_3$  - середній ризик;  $r_4$  - високий ризик;  $r_5$  - катастрофічний ризик. Залежно від розрахованого значення ризику визначається необхідність проведення заходів щодо запобігання шкідливого впливу на об'єкти НПС або ліквідації наслідків відповідно до таблиці 2.4.

Кількісна міра ризику може визначатися абсолютним або відносним рівнем втрат. В абсолютному вираженні ризик може визначатися величиною можливих втрат у натуральному (фізичному) або вартісному вираженні. У відносному вираженні ризик визначається як величина можливих втрат, яка порівнюється з базовими (фоновими) значеннями (повсякденний ризик смерті для людини оцінюється величиною дії на людину за рік або інший час), відсоток біологічних видів екосистеми, на яких позначиться шкідливий вплив). Таким чином, екологічний ризик одночасно враховує дві характеристики несприятливої події - ймовірність його настання і величину

завданої шкоди, тобто є комплексним показником. Він відображає інформацію про середні збитки, які об'єкт понесе при постійній стратегії поведінки в тих чи інших умовах розвитку негативної дії. З точки зору кількісної оцінки поняття «екологічний ризик» може бути сформульовано як відношення величини можливого збитку від впливу шкідливого екологічного фактора за певний інтервал часу до нормованої інтенсивності цього фактора.

Таблиця 2.4. - Заходи щодо запобігання шкідливого впливу за категоріями екологічного ризику

Категорія ризику	Оцінка	Заходи
Незначний	1–3	Заходи не потребуються
Малий	4–6	Заходи не обов'язкові. За ситуацією треба стежити, щоб ризик був керованим
Середній	7–9	Необхідно здійснити заходи щодо зниження ризику. Якщо ризик має серйозні наслідки, необхідно більш точно обчислити вірогідність небезпечної події
Високий	10–16	Обов'язкові термінові заходи щодо зниження ризику
Катастрофічний	17–25	Обов'язкові заходи щодо ліквідації ризику. Робота в умовах ризику повинна бути негайно припинена і відновлена тільки після ліквідації ризику

У загальному випадку ймовірність природного і антропогенного впливу на біосферу визначається не одним, а безліччю факторів, найважливішими з яких є два:

- небезпечне явище (природні і техногенні катастрофи, різного роду порушення, забруднення НПС), що визначає ймовірність дестабілізації природної рівноваги, до якої адаптувалася людина;

- вразливість населення (ступінь підготовленості до цих явищ, реакція на них), що визначає ймовірність агресивного впливу факторів НПС

безпосередньо на людину, яка може привести до погіршення здоров'я, смерті, зниження життєздатності популяції.

Ризики порушення стійкості і екологічності екосистем і ризики здоров'ю населення визначають на макро- і мікрорівні діяльності промислового об'єкта, враховуючи стаціонарність і динамічність природних процесів. Система оцінки детермінованого екологічного ризику використовує фіксовані значення токсичності і концентрацій забруднювачів у природних об'єктах. Показником детермінованого ризику є співвідношення токсичності та концентрації. Імовірнісний підхід відповідає класичному визначенню поняття ризику і дає змогу врахувати варіабельність і невизначеність розподілу негативного фактору впливу у НПС. Результатом оцінки такого ризику є розрахована ймовірність настання несприятливих наслідків за період негативної дії (рис. 2.13).



Рисунок 2.13 – Схема аналізу екологічного ризику на мікро – і макрорівнях

Загальна модель оцінки екологічного ризику на мікрорівні має вигляд:

$$M = \{q_p | p = \overline{1, n}\}, \quad (2.6)$$

де:  $M$  – множина чинників ризику;

$q_p$  – чинник  $p$ -го типу ризику.

Для оцінки екологічного ризику доцільно використовувати системний аналіз багатофакторних ризиків для  $i$ -х компонентів НПС в узагальненій формі, який обумовлює можливість адаптації до конкретних умов.

Кожний  $j$ -й показник  $x_{ij} q_p$  – чинника ризику визначається інформаційним вектором  $I_{ipj}$ :

$$I_{ij} = \{x_{ij} | x_{ij} = \langle x_{jq} | q = \overline{1, n_{ij}} \rangle; x_{ijk} \in Z_{ijk}; j \in N_p\}. \quad (2.7)$$

Кожний чинник ризику  $q_p$  характеризується показником антропогенного навантаження  $H_p$  та природними чинниками.

Антропогенне навантаження як причина порушення стійкості екосистем пов'язується з  $j$ -ою кількістю показників  $h_{pj}$  [126]:

$$H_p = \{h_{pj} | p \in N; j = \overline{1, n_p}\}, N \in [1, n], \quad (2.8)$$

де:  $H_p$  – сучасний рівень антропогенного навантаження на  $i$ -й компонент НПС, що викликає  $p$ -й вид ризику появи негативних наслідків для екосистеми;

$N$  – кількість чинників  $p$ -го виду ризику впливу антропогенного навантаження на  $i$ -й компонент НПС.



Безумовно, екологічний ризик ( $P$ ) на макрорівні як ймовірність порушення стійкості екосистем залежить від існуючого стану компонентів екосистеми ( $K_i$ ) та впливу сучасного або потенційного антропогенного навантаженням ( $H_i$ ) і може бути виражена функцією  $P = f_i(K_i, H_i)$

В загальному вигляді ймовірність порушення екологічної стійкості та початку деградаційних процесів  $i$ -го компоненту навколишнього середовища під впливом негативних чинників визначається за формулою [126]:

$$P = 1 - \prod_{i=1}^k (1 - P_i) \quad (2.9)$$

де:  $P_i$  – ймовірність порушення стійкості екосистем залежить від існуючого стану  $i$ -х компонентів екосистеми;

Оцінка екологічного ризику при сучасному стані  $i$ -го компоненту НПС визначається за формулою [1]:

$$P_i^c = f_i(K_i^c, H_i^c), \quad (2.10)$$

де:  $K_i^c$  – сучасний стан  $i$ -го компоненту навколишнього середовища;

$H_i^c$  – сучасний рівень антропогенного навантаження від впливу негативних чинників на  $i$ -й компонент навколишнього середовища.

Методика оцінки екологічного ризику на макрорівні (державному рівні) передбачає ідентифікацію регіонів (областей) України з найбільшим рівнем екологічної небезпеки на основі оцінки екологічного ризику стану компонентів довкілля та визначення пріоритетності екологічних проблем у регіонах з найбільшим рівнем екологічної небезпеки. На регіональному рівні необхідним є вирішення наступних задач: ідентифікація антропогенних

чинників, що є причиною підвищеного екологічного ризику погіршення стану компонентів НПС; визначення переліку найбільш небезпечних підприємств-природокористувачів; удосконалення регіональних програм з метою формування природоохоронних заходів щодо зниження екологічного ризику; науково-практичне обґрунтування рівня прийнятності екологічного ризику погіршення стану компонентів навколишнього природного середовища.

На мікрорівні (місцевому) впровадження методики оцінки екологічного ризику передбачає оцінку технологічних та економічних можливостей підприємства по реалізації заходів, спрямованих на мінімізацію ризику з урахуванням економічної оцінки екологічного ризику, що дозволяє визначити умови, за яких ризик залишається прийнятним, для чого він зіставляється із соціально-економічними перевагами [127].

Економічна характеристика екологічного ризику надає наступне трактування: ймовірність антропогенного впливу на біосферу залежить від різних чинників, кожен з яких володіє конкретною величиною ризику, необхідно для узагальнення оцінки екологічного ризику підсумувати ризики за окремими факторами:

$$R = \sum_{n=1} P_i \times X_i, \quad (2.11)$$

де  $R$  - кількісна міра ризику (середній ризик), що виражається в тих же показниках, що і збитки (математичне очікування збитку), які об'єкт понесе при постійній стратегії поведінки за період (середньомісячний, середньорічний));  $P_i$  - ймовірність отримання збитків розміром  $X_i$  в результаті настання несприятливої події;  $X_i$  - величина збитку, виражена у відповідних показниках (прийнятих в економіці, як правило, у вартісному вираженні);  $n$  -

число можливих варіантів збитків, які можуть мати місце при настанні несприятливої події, включаючи і нульову шкоду.

Таким чином, екологічний ризик є комплексною характеристикою і допускає оцінки можливих негативних наслідків для об'єкта управління і варіативну ймовірність їх настання. Цим він відрізняється від загальноприйнятої концепції оцінки екологічної безпеки, заснованої на законі Лібіха про мінімальне значення екологічних факторів.

Уявлення про ризик тих чи інших втрат (збитків) дає крива розподілу ймовірностей втрати (залежність ймовірності втрат від їх величини) (рис. 2.14). Її побудова являє собою складну задачу.



Рисунок 2.14 – Типова крива розподілу ймовірності виникнення певного рівня шкоди

Побудова кривої дозволяє визначити «зони ризику» в функції від величини збитку ( $X$ ), а саме: безризикового, допустимого, критичного та катастрофічного ризику. Безризиковою вважається область, якій відповідають незначні порушення екосистем, що не приводять до екологічних відмов. Під зоною допустимого ризику слід розуміти область, в межах якої вплив джерела

небезпеки здійснюється відповідно до екологічно обґрунтованого ризику (наприклад, скиди не перевищують гранично допустимих, визначених з урахуванням асиміляційної ємності екосистеми), тобто збиток не перевищує запланованого ( $X_{\text{доп}}$ ).

Зона критичного ризику характеризується небезпекою відмов, переходом системи в стан надзвичайної екологічної ситуації або кризовий. При цьому збиток ( $X_{\text{кр}}$ ) має величину значно більшу, ніж запланований.

Зона катастрофічного ризику відрізняється небезпекою виникнення екологічної катастрофи (від локального до регіонального масштабу - повна відмова екосистеми). У межі збиток ( $X_{\text{кат}}$ ) може досягати величини, що перевищує дохід даного підприємства, що здійснює небезпечні скиди / викиди (регіональний або національний дохід, в залежності від масштабів екологічної катастрофи).

Тенденція застосування концепції прийнятного ризику стає все більш стійкою у всіх промислово розвинених країнах. Оцінка прийнятного ризику особливо важлива під час прийняття рішень про інвестиції. Рівень ризику вважається прийнятним, якщо його величина (ймовірність реалізації або можливі збитки) настільки незначні, що заради одержуваної при цьому вигоди у вигляді матеріальних або соціальних благ людина або суспільство в цілому готові піти на ризик.

Ризик-аналізом називають будь-яку діяльність з виявлення, аналізу, систематизації факторів ризику (рис. 2.15).

Блок «Оцінка ризику». Оцінка ризику - це аналіз походження і масштаби ризику в конкретній ситуації. Будучи аналітичним інструментом, оцінка ризику дозволяє визначити фактори ризику для здоров'я людини, їх співвідношення і на цій основі визначити пріоритети діяльності по мінімізації ризику.



Рисунок 2.15 – Блок-схема етапів ризик-аналізу

Метою оцінки є формування умовного розподілу ймовірностей збитків на однотипних об'єктах для несприятливої події з урахуванням її впливу.

Методичний блок «Оцінка ризику» включає послідовне проведення наступних етапів.

1. Ідентифікація ризиків ґрунтується на виявленні небезпеки, встановленні джерел і чинників ризику, а також об'єктів їх потенційного впливу, на основі чого визначається склад (перелік) негативних подій, що

викликають погіршення якості навколишнього середовища і прямо або побічно (через це погіршення) завдають економічної шкоди промислового підприємству. При цьому вивчаються сценарії можливих впливів на НПС як еволюційного, так і аварійного характеру.

2. Оцінка ймовірності прояву (схильності), тобто реального впливу фактора ризику на людину і навколишнє середовище; виконується тільки щодо тих подій, які віднесені до розряду ризикових (аварійних) з урахуванням тимчасового чинника; оцінка дається за допомогою різних методів: інженерних, моделювання, експертних, соціологічних.

3. Визначення структури можливого збитку пов'язане з аналізом впливу чинників ризику на населення і навколишнє середовище, визначенням стійкості людини і екосистеми щодо впливу певного дестабілізуючого чинника. Найчастіше проводиться в двох формах: у натуральному вигляді і в вартісному вираженні. Натуральний (фізичний) збиток вимірюється кількісними характеристиками (число загблих дерев, пошкоджених машин, забруднених гектарів ґрунту і т.д.). Вартісна форма вираження називається збитком. Збитки поділяються на прямі (безпосередні втрати об'єкта: здоров'я, життя людини, майно населення або юридичних об'єктів і т.д.) і непрямі, що виникають як наслідок неможливості для об'єкта вести нормальну діяльність, яку він здійснював до прояву події (до них відносять упущену вигоду, втрату іміджу і т.д.). Збитки визначаються різними методами: нормативними, розрахунковими, ринковими і ін.

4. Побудова кривої розподілу ймовірностей втрат.

5. Заключний етап - оцінка міри ризику проводиться з метою виявлення та формування кількісних показників ризику для прийняття управлінських рішень.

Таким чином, для визначення величини ризику відповідно до виразу (2.11) необхідно мати інформацію, яка відобразить відповідність значень  $P$  і значенням  $X_i$ . Така інформація в найпростішому випадку визначає закон

розподілу ймовірностей в просторі збитків. В процесі обробки вихідних даних для отримання висновку про наявність чи відсутність ризику, його форми, оцінки характеристик повинні розглядатися концентрація забруднювача, його токсичність, доза і тривалість дії. Потребує також визначення ступінь точності оцінки екологічного ризику.

На практиці для природних екосистем найчастіше розраховують екологічний ризик антропогенного забруднення. Якщо не враховувати аварійні екологічні ситуації, а обмежитися тільки еволюційним аспектом зміни стану НПС наслідок антропогенного впливу, то при оцінці екологічного ризику необхідно виділяти три його складові:

- оцінка впливу забруднюючих речовин на здоров'я людини (населення);
- оцінка стан біоти за біологічними інтегральними показниками;
- оцінка впливу забруднюючих речовин на компоненти навколишнього природного середовища.

Найбільш достовірно можна оцінити екологічний ризик по його першій складовій - стану здоров'я людини, при визначенні екологічного ризику головна увага має бути направлена на аналіз співвідношення шкідливих екологічних наслідків, що закінчуються смертельними наслідками, і кількісну оцінку сумарного шкідливого впливу на НС, оскільки для цього показника є досить надійні статистичні дані.

Оцінити екологічний ризик по другій і третій його складовим значно важче – показникам екологічної небезпеки властива стохастичність (невизначеність) через прояви різних ефектів, до яких відносяться :

- кумулятивний ефект будь-яких довгострокових впливів на природні об'єкти (організми, екосистеми), істотне збільшення і накопичення за часом часто призводить до різких якісних змін шляхом сумації слабких кількісних зрушень:

- нелінійність дозових ефектів впливів на живі організми виражається у вигляді непропорційно сильних біологічних ефектів від невеликих доз впливу, що пов'язано з підвищеною чутливістю організмів до слабких (інформаційним) впливів. Слабкі впливи призводять до змін поведінки живих істот. Впливи середньої інтенсивності викликають стресову реакцію і, як правило, включають механізми опору організму. Сильні впливи порушують життєдіяльність, підвищують ймовірність смерті;

- синергетична (спільна) дія різних факторів середовища на живі організми, яка нерідко призводить до несподіваних ефектів, не є сумою відповідей на надані дії; дія одного чинника може, як посилювати, так і послаблюватися або якісно змінювати ефекти впливів інших.

Блок «Управління ризиком». Стратегія управління екологічною безпекою заснована на концепції ненульового, тобто прийняттого ризику, коли визнається факт недостатності абсолютної безпеки. Управління екологічними ризиками безпосередньо пов'язано з екологічним менеджментом. Воно розуміється як процес прийняття рішень, коли враховується оцінка екоризику, а також технологічні та економічні можливості його запобігання (зниження). Основна мета управління ризиком полягає у визначенні шляхів запобігання небезпечної ситуації або мінімізації ймовірності розвитку такої ситуації (зведення ризику до прийняттого рівня).

Досягнення поставленої мети здійснюється шляхом розробки управлінських рішень, в яких вказуються методи впливу на ризик (правові, економічні, інформаційні, технологічні).

При управлінні ризиком можна виділити два процеси:

- регулювання ризику - процес нагляду та контролю за джерелами небезпеки, спостереження за станом навколишнього середовища і його змінами під впливом людської діяльності, перевірка виконання планів і заходів



з охорони НПС, раціонального використання природних ресурсів, оздоровлення навколишнього середовища, дотримання вимог природоохоронного законодавства і нормативів якості навколишнього середовища. Цей процес здійснюється спеціально уповноваженими державними органами.

- оптимізація витрат на захист - процес зниження ризику з метою досягнення такого його рівня, який є розумним і досяжним з точки зору економічних і соціальних факторів.

Основою для вибору методів впливу на ризик є дані блоку «Оцінка ризику», який розглядається як перша ланка управління ризиком.

6. Оцінка ефективності методів і заходів впливу на ризик. Так як нейтралізація ризику (повна або часткова) за допомогою набору відповідних заходів пов'язана з витратами, які можуть значно відрізнятися за своїми розмірами, важливо визначити на даному етапі «прийнятність» ризику. Це дозволяє більш достовірно оцінювати ефективність методів і заходів впливу на ризик. «Прийнятність» ризику визначається в рамках методології системного аналізу у відповідності до положень класичної теорії оптимізації, що дозволяє при виборі варіантів знаходити тільки одне компромісне рішення. При цьому ризик обов'язково зіставляється з низкою соціально-економічних чинників. Процес порівняння здійснюється на основі критерію «витрати-вигоди» («вартість-ефективність»), оцінюються:

- вигоди від того чи іншого виду господарської діяльності;
- втрати, зумовлені використанням виду діяльності;
- наявність і можливості регулюючих заходів з метою зменшення негативного впливу на природне середовище та здоров'я людини.

Чиста вигода визначається з умови:

$$B = U - (P + X + Y_1 + Y_2), \quad (2.12)$$

де  $U$  - загальна вигода, що включає вартість виробленого продукту;  $P$  - основні виробничі витрати (будівлі, обладнання, вартість експлуатації і т.п. без урахування захисних заходів);  $X$  - витрати на досягнення того чи іншого рівня безпеки, що включають природоохоронні витрати і витрати на заходи техніки безпеки;  $Y_1$  - виражена в грошових одиницях величина збитку в результаті даного виду діяльності, що завдається навколишньому середовищу;  $Y_2$  - виражена в грошових одиницях величина збитку в результаті даного виду діяльності, що наноситься здоров'ю людей.

Діяльність виправдана, якщо  $B > 0$ . Можливі три варіанти прийняття рішення:

- ризик може бути повністю допустимий (низький, нижче середнього і середній);
- частково допустимий (вище середнього);
- повністю неприпустимий (високий, зона відчуження).

У разі неможливості отримання вартісної характеристики ризику використовується метод зіставлення рівнів ризику, встановлених відповідними нормативами, тобто витрат необхідних на його зниження в розрахунку на одиницю ризику, і вигод, виражених у вартісній формі.

7. Прийняття рішення про впровадження в практику управління ризиком конкретного набору заходів. Управління ризиками передбачає визначення і впровадження в практику раціонального набору методів, які дозволяють зменшити сукупні витрати, зумовлені забрудненням навколишнього середовища («чисті ризики») або отримати максимально можливу в такій ситуації вигоду.

При цьому мова йде про два види управління екологічним ризиком:

- аварійним технологічним ризиком, в разі «стрибкоподібної» техногенної катастрофи;

- неаварійним промисловим ризиком в процесі «нормальної» виробничої діяльності.

Таким чином, етап прийняття регулювального рішення пов'язує всі попередні етапи оцінки ризику та управління ним. Його реалізація можлива за допомогою інструменту екологізації виробництва, а саме екологічного менеджменту, практичні системи якого інтегруються в загальну систему управління підприємством. Схеми створення і функціонування систем екологічного менеджменту теоретично засновані на «принципі постійного поліпшення Е. Демінга», а практична методологія їх використання викладена в стандартах ISO 14001 та 14004.

8. Контроль результатів впровадження заходів щодо захисту від ризику. Специфічним є останній етап ризик-аналізу, а саме: контроль за результатами усунення неприйняттого (надмірного) ризику або зменшення прийняттого, частково прийняттого (недоцільного) ризику. У процесі управління ризиком він здійснюється шляхом безперервного або регулярного моніторингу стану НПС; оцінки впливу на навколишнє природне середовище (ОВНС), що виконується на стадії проектування будівництва підприємства; екологічної експертизи запланованій господарської діяльності; екологічного аудиту, який використовується для перевірки і оцінки реальної (експлуатаційної) діяльності промислових об'єктів. Правильний вибір «типового» методу контролю в процесі ризик-аналізу є окремим важливим завданням.

Обидва розглянутих блоку «Оцінка ризику» і «Управління ризиком» мають як загальну базу, так і відмінні риси. Загальним в оцінці та управлінні ризиком є те, що вони являють собою дві стадії єдиного процесу прийняття рішення, заснованого на мінімізації ризику. Різниця полягає в тому, що оцінка ризику будується на фундаментальному дослідженні джерел і чинників ризику, схильності до ризику з урахуванням особливостей екологічної

обстановки, а управління ризиком спирається на екологічний та соціологічний аналіз.

Прийняття та реалізація управлінських рішень повинні ґрунтуватися на системному підході до вирішення проблеми за допомогою екологічного менеджменту та на загальних принципах «екорозвитку», закладених в концепції сталого еколого-економічного розвитку:

- прийнятність ризику екологічної небезпеки;
- домінанта соціального ефекту забезпечення екологічної безпеки;
- оцінка ступеня небезпеки розвитку природних і техногенних процесів;
- збалансоване поєднання централізованих та децентралізованих структур управління, а також компенсаційних економічних механізмів забезпечення екологічної безпеки;
- планування і розвиток виробництва відповідно до місткості і здатності природних екосистем до самовідновлення;
- еколого-економічна збалансованість суспільного розвитку;
- економічне стимулювання екологічно чистих технологій і обладнання.

На основі проаналізованих методів оцінки екологічних ризиків розроблене інформаційне забезпечення оцінки екологічного ризику, яке передбачає вивчення процесів трансформації і міграції речовин у суміжних середовищах довкілля і враховує оцінку різних компонентів НПС (рис. 2.16).

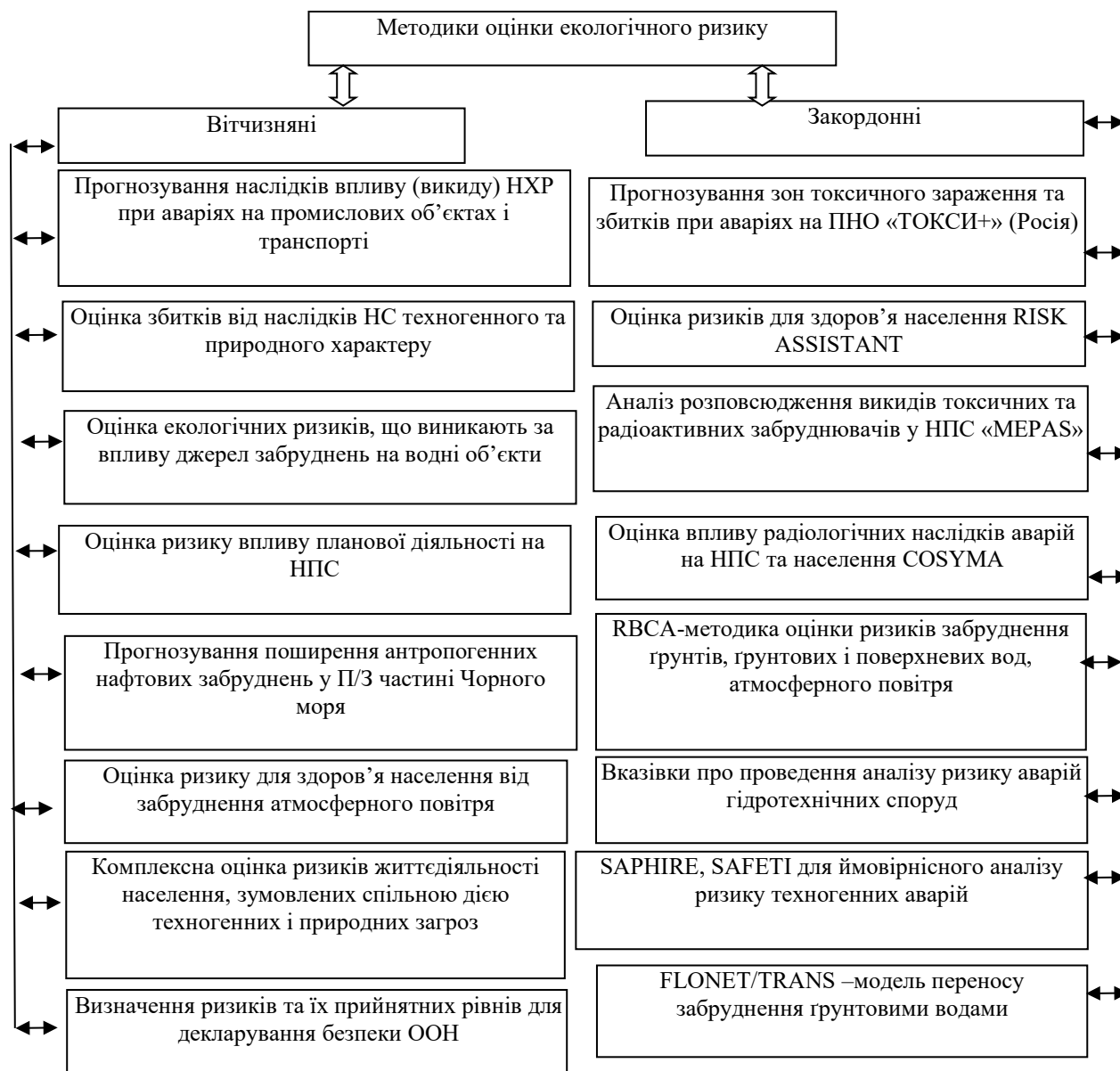


Рисунок 2.16 – Закордонні системи інформаційного забезпечення оцінки ЕР

Таким чином, для визначення раціонального методу оцінки екологічного ризику необхідно враховувати походження фактора негативного впливу (явище), процеси у екологічній системі, якій нанесені збитки, кінцевий стан екосистеми (наслідки дії негативного фактора для компонентів НПС і здоров'я населення) (рис. 2.17).

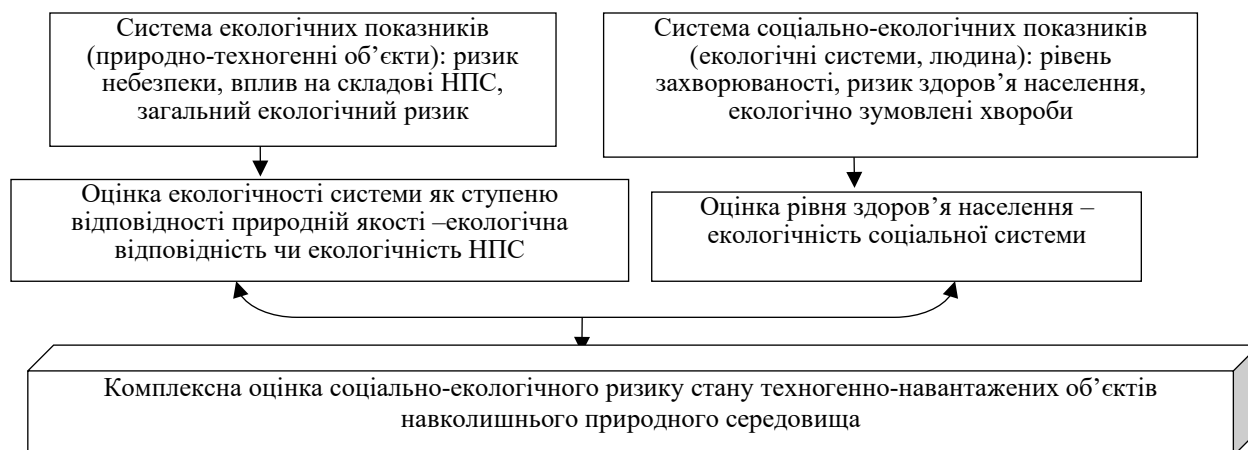


Рисунок 2.17 – Модель комплексної оцінки екологічного ризику стану ПТК

Використання методики визначення екологічних ризиків для окремих складних систем (еколого-економічна, соціально-екологічна, соціально-економічна) показує необхідність створення нового підходу до комплексної оцінки екологічності системних об'єктів (рис. 2.18).

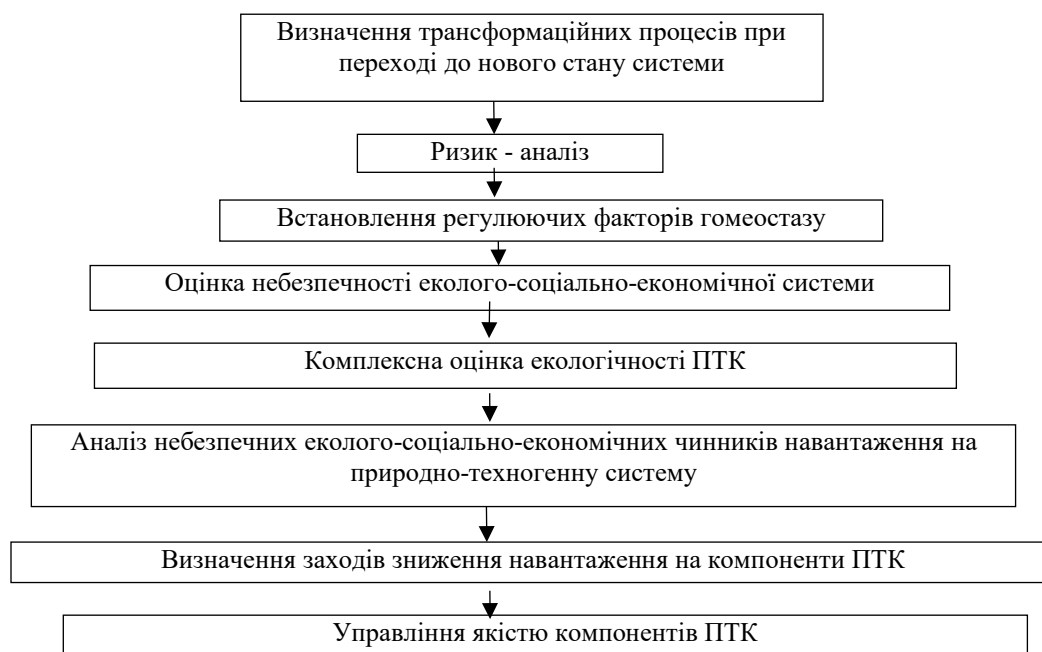


Рисунок 2.18 – Схема комплексної оцінки екологічності системних об'єктів

Таким чином, пропонується комплексне використання методів оцінки екологічних ризиків, заснованих на показниках небезпечності явищ й джерел їх виникнення, екологічних збитків, негативного впливу на здоров'я населення, стійкості території до техногенного впливу з врахуванням початкового стану об'єкта негативного впливу.

## **Висновки до розділу 2.**

1. Розглянуто фактори впливу хімічної галузі на економічну, екологічну, соціальну складові навколишнього середовища.
2. Встановлено на основі методи управління життєвим циклом продукту необхідність об'єднання методів аналізу життєвого циклу (LCA, LCC та LCCA) що дозволить проводити більш комплексну оцінку екологічності хімічної галузі.
3. Сформовано етапи на мікро- і макрорівнях оцінки на основі методи визначення матеріалоемності продукту MIPS. Обґрунтовано вибір цього методу у створенні методичного забезпечення оцінки екологічності хімічної галузі.
4. Створено схему комплексної оцінки екологічності системних об'єктів на основі методів ризик-аналізу для впровадження у багатокритеріальну оцінку екологічності щодо захисту довкілля від хімічних виробництв. На основі проаналізованих методів оцінки екологічних ризиків розроблене інформаційне забезпечення оцінки екологічного ризику, яке передбачає вивчення процесів трансформації і міграції речовин у суміжних середовищах довкілля і враховує оцінку різних компонентів НПС.

## РОЗДІЛ 3

### РОЗРОБКА МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ

#### **3.1 Передумови формування методичного забезпечення багатокритеріальної екологічної оцінки рівня впливу підприємств на навколишнє природне середовище**

Розробка нових підходів для формування методичного забезпечення комплексної оцінки рівня екологічної безпеки підприємств на навколишнє природне середовище обумовлена значною мірою новим уявленням про структурно-функціональний стан об'єкта дослідження, який визначається як системне об'єднання для досягнення мети сталого розвитку. У межах природно-техногенних об'єктів необхідно врахувати природні, техногенні, соціальні процеси, тісно пов'язані з екологічною і соціальною складовими об'єкта дослідження за характерними властивостями:

– внутрішньою єдністю і цілісністю складових – кожен фактор і елемент залежать від їх місця і призначення у функціонуючому системному об'єкті;

– різноспрямованістю взаємозв'язків з навколишнім середовищем – зовнішній негативний вплив розглядається як навантаження на компоненти НПС і здоров'я населення;

– складною структурою – окремі складові підпорядковуються цілому і є підсистемами.

Доцільність розробки методичного забезпечення комплексної оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів пов'язана з запровадженням додаткових аспектів дослідження у методичне та інформаційне забезпечення



існуючих методик екологічної оцінки. Удосконалення робочих методик визначено необхідністю застосування на практиці обґрунтованого аналізу функціональності та ефективності досліджених систем, встановлення за рахунок механізмів стабілізації екологічного стану систем навколишнього природного середовища.

По-перше, відповідно до задач сталого розвитку вагомим завданням стає визначення механізмів внутрішньої самоорганізації систем або підтримки таких процесів на необхідному рівні. Для системи дослідження враховується стан об'єкта, процеси взаємодії з навколишнім середовищем, процеси саморегулювання. Отримані на кожному послідовному етапі оцінювання відповідності, зазначені метою функціонування складових систем об'єкта, у кінцевому результаті становлять основу для надання комплексної характеристики якості та загальної характеристики екологічності і безпечності природно-техногенних об'єктів. Дослідження на рівні цільових функцій дозволяє виявити негативні фактори дестабілізації і порушення стійкості об'єкта при існуючих вимогах щодо стаціонарності і послідовного розвитку окремих систем і об'єкта в цілому [139].

По-друге, акцентується увага на комплексності у підході формування математичного забезпечення для об'єкта дослідження. В існуючих методиках здебільше декомпозиція об'єкта являє собою диференціювання цілого за окремими властивостями, критеріями, що приводить до отримання результатів у вигляді інтегрованої кількісної оцінки.

У запропонованому методичному забезпеченні усувається аспект інтегральності з переведенням змісту визначень на комплексне урахування складових системного об'єкта відповідно до цілі і мети дослідження [139].

По-третє, у кінцевій оцінці зазначаються кількісні загальні характеристики. У відповідності до названих вище двох аспектів розробки

комплексного методичного забезпечення надається оцінка стану і процесів внутрішнього характеру, яка дозволяє встановити фактори стабілізації загальних показників систем і об'єкта в цілому відповідно до регулювання їх за вимогами сталого розвитку.

Комплексний підхід передбачає в системному аналізі об'єкта, як соціально-еколого-економічного утворення, виділення трьох підпорядкованих частин: загального оцінювання стану і факторів дестабілізації у вигляді соціально-економічної діяльності – техногенна складова об'єкта дослідження; стану і діяльності систем, на які спрямовані негативні впливи – соціально-екологічна складова; людина і живі організми – природна складова. Названі системні утворення мають свої характеристики, підпорядковані своїм цілям функціонування, а при взаємодії виконують загальну об'єктивну функцію – забезпечення життєдіяльності і сталого розвитку об'єктів навколишнього природного середовища [150].

Запропоноване методичне забезпечення передбачає послідовне застосування LCA, MIPS- і ризик-аналізу для надання загальної за змістом оцінки відповідності і детальних визначень дестабілізаційних станів і деструктивних факторів і процесів, що враховує специфічність об'єкта дослідження і мету оцінювання. Об'єкт запропоновано розглядати як складну природно-техногенну систему. Отримані результати аналізу відповідності рівня екологічності і безпеки розглядаються як незалежні з точки зору управління якістю складних систем (рис. 3.1).

Відповідно до змістовності визначень за методичним забезпеченням комплексного аналізу об'єктів НПС (рис. 3.1) виділено 3 етапи оцінювання відповідності вимогам екологічності та безпечності.

Стан об'єкта розглядається як цілеспрямована впорядкована взаємодія екологічних, економічних, соціальних систем і структурованих утворень відповідно до організації матеріальних, енергетичних і інформаційних потоків

на рівні еколого-соціальних, соціально-економічних, еколого-економічних систем.

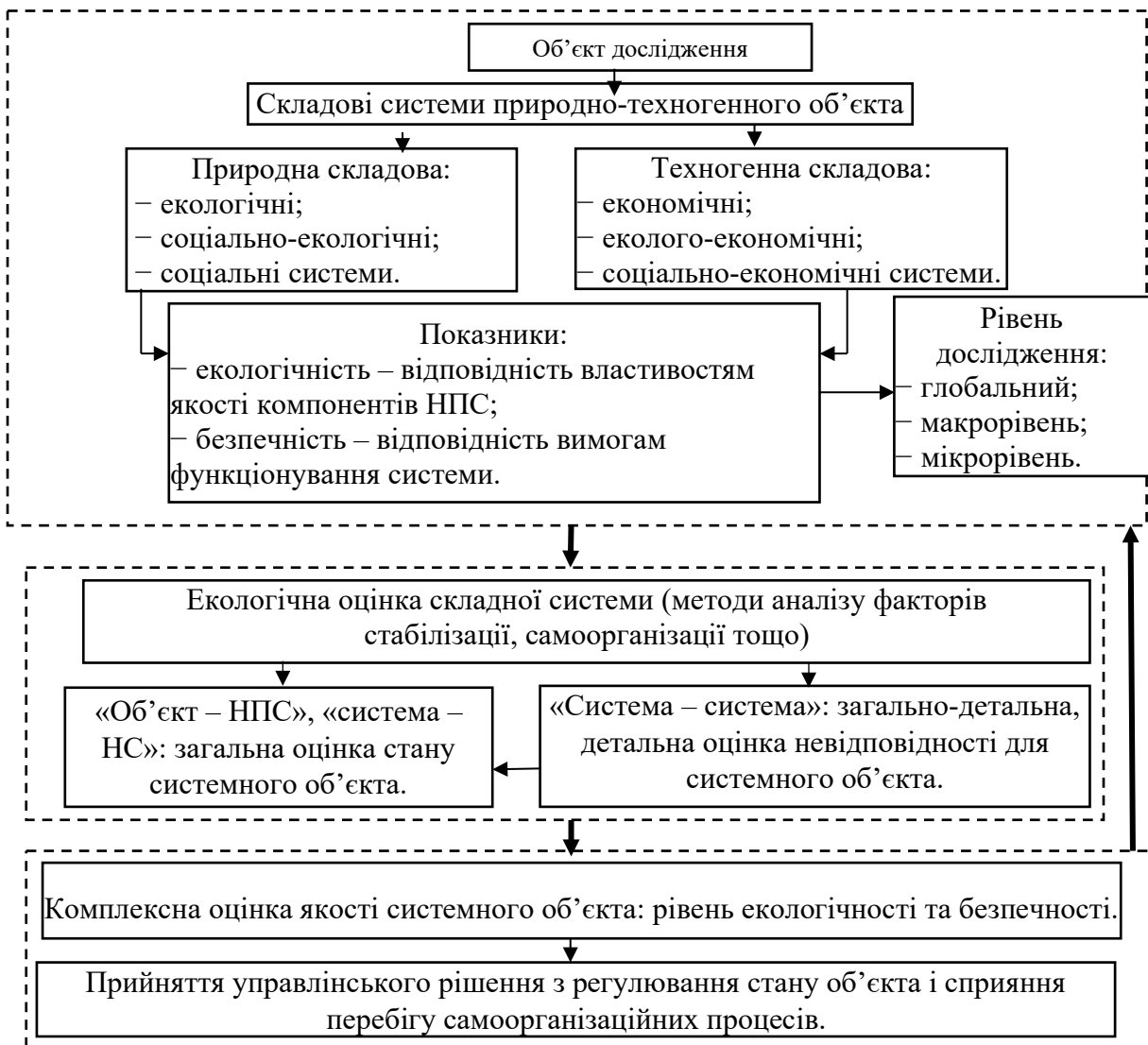


Рисунок 3.1 – Схема оцінки рівня безпечності об'єкта дослідження

Отримані характеристики стану цих об'єктів повинні визначати якість за оцінкою рівня екологічності та безпечності з урахуванням різних рівнів аналізу їх природних і техногенних складових:

– глобального – оцінка загального стану систем;

– макрорівня – встановлення ознак стаціонарності/дестабілізації систем;

– мікрорівня – визначення факторів стабільності/деструктуризації для компонентів і елементів систем.

З точки зору дослідження відповідності функціонування системних об'єктів нормативам визначаються процеси підтримки/порушення умов дотримання екологічної безпечності [140].

Таким чином, запропоноване методичне забезпечення оцінки екологічності і безпечності природно-техногенних комплексів з урахуванням взаємозв'язку між станом і процесами внутрішньої самоорганізації і зовнішнього зв'язку з НС визначає умови стабілізації сталого розвитку системних утворень. Методичне забезпечення сформовано на послідовному аналізі та оцінці стану, процесів за результатами LCA, MIPS- і ризик-аналізу, що потребує відповідних удосконалень для отримання кінцевої комплексної оцінки екологічності та безпечності природно-техногенних об'єктів.

### **3.2 Формування інформаційно-методичної підтримки оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу**

Запропонована структура LCA складається з двох основних частин. Вперше розраховується LCI, що залежить від часу. Ці результати забезпечують основу для другої частини просторового розрахунку LCI. Потоки даних LCI витягуються з бази даних Ecoinvent3 [141]. Під час розрахунку LCI усі енергетичні, матеріальні та економічні потоки та виходи утворюються у єдині процеси. Кожен із цих процесів розглядає вхідні дані інших процесів, що створює взаємопов'язану систему всіх процесів. Процеси

є лінійними функціями своїх входів, тому система може бути записана у вигляді матриці (3.1) (табл 3.1) [142]

$$g = B \times s = B \times (I - A)^{-1} \times f, \quad (3.1)$$

де  $I$  - матриця ідентифікації,  $A$  - матриця технологій та матриця екологічних втручань. Усі технологічні потоки визначаються у стовпцях матриці  $A$ , при цьому кожен елемент у стовпцях представляє надходження та використання ресурсів, необхідних для здійснення процесу. Кожен рядок  $B$  визначає елементарний потік, описуючи суми, вивільнені або витягнуті з навколишнього середовища за допомогою відповідних процесів у стовпцях [11].  $g$ ,  $s$  та  $f$  - інвентаризація, масштабування та вектори кінцевого попиту, відповідно (табл 3.1).

Таблиця 3.1- Параметр розрахунку матриці LCI

Позначення	Назва	Величина	Визначення
$f$	Вектор кінцевого попиту	$t$	Вектор економічних потоків
$A$	Технологічна матриця	$t \times t$	Обмін між процесами
$B$	Матриця втручання	$n \times t$	Обмін між середовищем
$s$	Вектор масштабування	$t$	Вектор коефіцієнтів масштабування
$g$	Результати інвентаризації	$n$	Вектор екологічних потоків
$I$	Матриця ідентичності	$t \times t$	Квадратна матриця з одиницями на головній діагоналі, залишок 0

Динамічним методом, інтегрованим у запропоновану структуру є розширений структурний аналіз шляху [143]. Цей метод використовує відносні тимчасові розподіли (рис. 3.2а), щоб вказати елементарні та

технологічні потоки системи та системну мережу, яку вони створюють. За допомогою конкретного інформаційного формату можливий розрахунок тимчасово-описових LCI. Далі цей метод розширює рівняння (3.2), щоб отримати вираз, залежний від часу, для вектора  $g$  часово явного LCI.

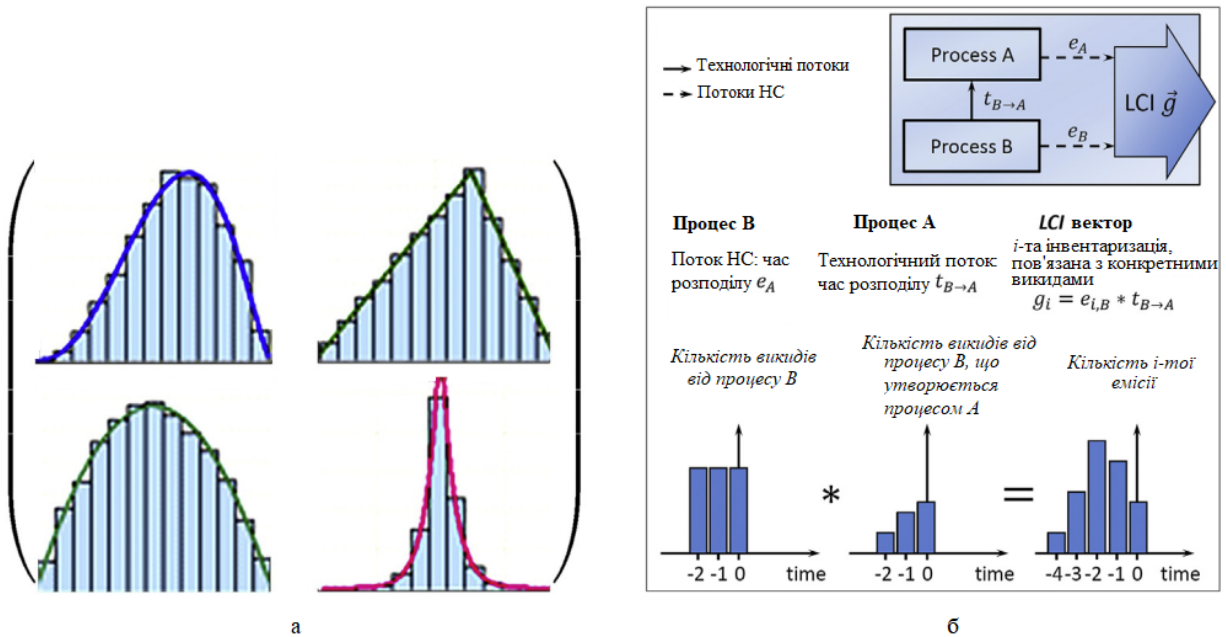


Рисунок 3.2 – Приклади розподілу процесів: а) розподіл матричних записів для матриць В та А. б) застосування згортки часу в LCA

У статичному рівнянні LCI-матриці (3.2) просто отримати вектор запасів  $g$  за допомогою відношень матриця-матриця та матриця-вектор на основі матриці середовища В, матриці  $(I-A)^{-1}$  потоків процесів та вектора сценарію  $f$ . Однак матричний вигляд не дозволяє отримати часову інформацію про розподіли, пов'язані з процесом, включені в динамічний розрахунок LCI. Для збереження часової інформації обчислюється згортка процесу, залежного від часу, та екологічних даних. Згортка викликає “накладання” двох розподілів за часом, щоб отримати третій розподіл (рис. 3.2б). В рамках методу розширеного структурного аналізу шляху використовується дискретна часова

згортка, і в цьому випадку два розподіли, один розподіл для  $A$  та один для  $B$ , підсумовуються для отримання третього [143]. Неможливо отримати матрицю, зворотну  $(I-A)^{-1}$ , не втративши часову інформацію в технологічній матриці  $A$ . Тому для отримання рівня розширення ступенів застосовується

$$(I - A)^{-1} = \sum_{k=0}^{\infty} A^k \quad (3.2)$$

Рівняння (3.2) можна застосувати тільки в тому випадку, якщо  $A$  має власні значення з абсолютними значеннями менше 1. Для застосування даних з реалістичних процесів може знадобитися масштабування  $A$ . Враховуючи зміни в часі у технологічній матриці, степеневий ряд (2) змінюється як серія згорток  $A$  з самим собою:

$$(I - A)^{-1} = I + A + A \times A + A \times A \times A + \dots \quad (3.3)$$

Тут символ  $\times$  вказує операцію згортки, яка розглядається як покомпонентна згортка, в той час як правила множення матриці на матрицю застосовуються до елементів часового розподілу матриць. Застосовуючи (3.3) до рівняння інвентаризації (3.1) отримуємо

$$\begin{aligned} n &= B \times (I + A + A \times A + A \times A \times A + \dots) \times f = \\ &= B \times f + B \times A \times A \times f + B \times A \times A \times A \times f + \dots \end{aligned} \quad (3.4)$$

В обчислювальних реалізаціях степеневий ряд повинен бути усічений після максимального числа  $k \in \mathbb{N}$  згорток  $A$ . Це можна зробити, встановивши  $k$  або через поріг як максимум  $A \times \dots \times A$   $k$  разів, який експоненціально зменшується з  $k$ .

Результат рівняння LCI, яке залежить від часу, служить вхідними даними для моделі просторового поширення. Для моделі просторового поширення дослідження певного розміру позначається як растр  $R$  сітки. В якості початкової умови вибирається локалізований вектор інвентаризації, який залежить від часу. Локалізація в цьому випадку означає, що в моделі

просторового поширення враховуються тільки ті викиди, які відносяться до місця дослідження. Для цього необхідний проміжний етап відображення розташування записів LCI, які змінюються в часі. Модель поширення заснована на двох операторах, створених на основі (а) географічних або атмосферних даних, і динамічних моделях дисперсії. Обидва оператора можуть бути індивідуалізовані по типу, категорії викидів або, можливо, окремим викидів і впливів кадастру.

Звідси топографічні деталі, інформація про землекористування, властивості ґрунту, а також дані про водні потоки, характеристики течій, залягання ґрунтових вод або регіональних атмосферних потоках, які використовуються для формування карти параметрів впливу  $M_G$ . Для місцезнаходження  $(x, y)$  та інвентаризації запасів / викидів  $g_i$ , застосовуються оператори  $M_{G,i}(x,y)$ , які кількісно визначають частку взаємодії викидів  $i$ -го типу чи категорії із атмосферними потоками при  $(x, y)$ .  $M_{G,i}$  може моделюватися як лінійна (матрична) або нелінійна (функціональна) операція (рис. 3.3).



Рисунок. 3.3 - Концептуальна модель поширення для просторової дисперсії викидів.



Моделі динамічної дисперсії  $N_D$  обчислюють накопичену частку викидів, що поширюються між сусідніми клітинками (рис. 3.3) у растрі. Викид  $i$ -го типу в клітинці  $(\xi, \eta)$  і час  $t$  з величиною  $e(\xi, \eta, t)$  потім розподіляється як  $N_{D,i}(e(\xi, \eta, t))$ , що дає величину викиду  $i$  за час  $t+1$  для всіх (сусідніх) комірок у растрі. Розглянуте сканування дисперсійної моделі визначає швидкість, діапазон та напрямок поширення будь-якого викиду. Накопичені викиди після одночасного кроку в місці  $a(x, y)$  отримуються як добуток географічної / атмосферної моделі та дисперсійної моделі, підсумовані за всіма врахованими в растрі клітинками

$$e(x, y, t+1) = \sum_{\xi, \eta \in \square} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(e(\xi, \eta, t)). \quad (3.5)$$

В якості початкових викидів розглядається  $i$ -та послідовність введення запасів  $(g_i(\xi, \eta, 1), g_i(\xi, \eta, 2), \dots)$ , розподілена в часі та призначена для клітинок виробничої мережі  $\xi, \eta \in \square$ , що дозволяє проводити ітеративний розрахунок викидів в місці  $(x, y)$  і в часі  $t+1 \geq 2$ :

$$e(x, y, t+1) = \sum_{\xi, \eta \in \square} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(g_i(\xi, \eta, t)) + \sum_{\xi, \eta \in \square / P} M_{G,i}(x, y) N_{D,i}(e(\xi, \eta, t)) \quad (3.6)$$

З географічними або атмосферними даними та отриманими картами динамічна дисперсія спрямовує вплив на перенесення викидів. Модель просторового розповсюдження може допомогти виявити напрямок впливу.

Хоча часовий аспект методу проходить кілька етапів життєвого циклу, просторовий аспект дуже локалізований для етапів операції на місці дослідження. Тому застосовується процес відбору, що ідентифікує локалізовані LCI. Для більш повної і детальної оцінки екологічності пропонується сумісно використовувати методи LCA і ризик-аналізу

Найбільш поширений підхід до об'єднання LCA і оцінки екологічного ризику (ERA) полягає в тому, щоб включити екотоксикологічні і

токсикологічні параметри в оцінку впливу життєвого циклу (LCIA), яка використовується в LCA і заснована на методах оцінки впливу.

ERA і LCA використовуються для проведення різних типів аналізів, при їх порівнянні є п'ять різних альтернативних рішень (підходів); їх можна розглядати як повністю розділені, що перекриваються, тобто між ними існує перетин, ERA може бути підмножиною LCA, LCA може бути підмножиною ERA, і, нарешті, їх можна розглядати як додаткові інструменти, де вони обидва необхідні для комплексної екологічної оцінки об'єктів НПС (пунктирна лінія) (рис. 3.4). При аналізі взаємозв'язку між двома інструментами важливо мати чітке уявлення про можливі альтернативні способи опису відносин.

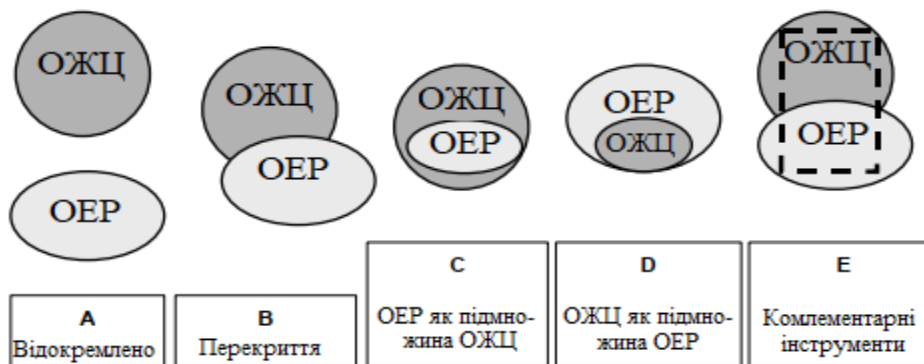


Рисунок 3.4 - Альтернативні підходи до LCA і ERAу вигляді спрощених діаграм Венна.

Хімічні речовини можуть становити частину життєвого циклу продукту по-різному, наприклад, хімічна речовина може бути самим продуктом, побічним продуктом, сировиною, викидом, що утворюється в процесі виробництва, субкомпонентом, відходом (рис. 3.5). Для кожної хімічної речовини може бути проведена оцінка ризику з точки зору оцінки доза-реакція і ідентифікації небезпек для впливу на навколишнє середовище, оскільки ці

хімічні речовини можуть видалятися з ідентифікованої системи і досягати об'єктів навколишнього середовища.

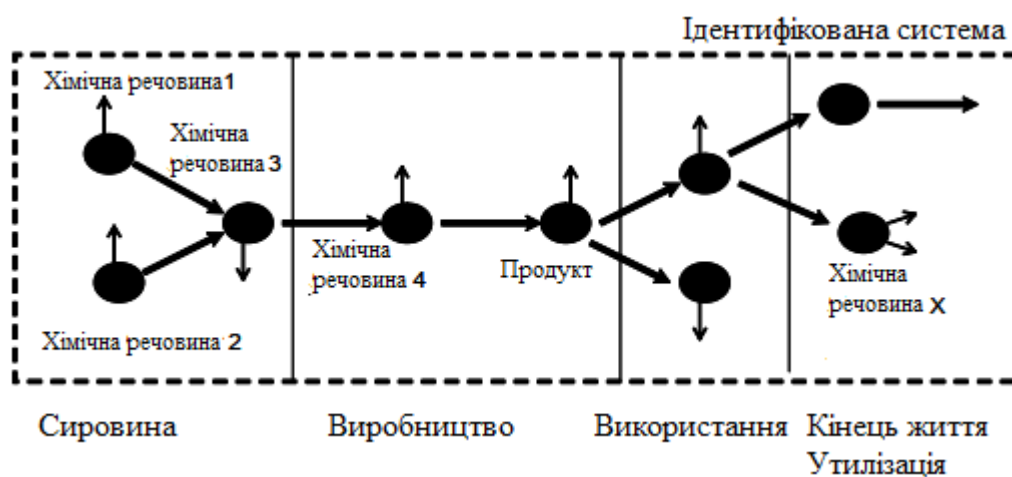


Рисунок 3.5 - Ілюстрація життєвого циклу продукції з точки зору хімікатів

Хімічні продукти / речовини мають життєвий цикл виробництва, використання (часто в інших типах продуктів) і утилізації, але є також хімічні речовини, які не виробляються добровільно, наприклад, викиди промислових процесів, такі як діоксини або адсорбовані частки важких металів. Їх життєвий цикл складається з викидів, перетворення, тобто повного невикористання, і утилізації, яка потім може призвести до негативного впливу на об'єкти НПС. Зазвичай це називається шляхом впливу, а не життєвим циклом.

LCA і ERA надають спосіб структурування, подання та оцінки інформації, що відноситься до одного або декількох екологічних аспектів процесу прийняття рішень. Крім того, обидва підходи мають перспективу життєвого циклу; проте вони відрізняються способом розгляду життєвого циклу. Процедура ERA охоплює весь життєвий цикл хімічного продукту / речовини, оскільки повинні бути включені всі потенційні джерела викидів продукту / речовини. Однак, якщо хімічна речовина під час використання перетворюється в іншу речовину, вона не включається до оцінки ризиків, і

ланцюжок життєвого циклу зупиняється. Наприклад, якщо вивільнення хімічної речовини, здатної до біоаккумуляції, в повітря відбувається дуже повільно, це часто не враховується. ERA орієнтована на загальний тоннаж однієї хімічної речовини. Методика LCA виконує моделювання потенційних впливів, пов'язаних з наданням продукту або послуги, виражених в функціональній одиниці системи дослідження. З іншого боку, ERA включає оцінку ризиків, пов'язаних з викидами окремих речовин в місцевому чи регіональному масштабі. З цих позицій обидва методи засновані на потенціалі або ймовірності наслідків.

Подібність цих двох методів полягає в тому, що оцінка ризику може враховувати локальний або регіональний вплив на конкретні об'єкти, а LCA може враховувати як глобальний, так і регіональний вплив. Через складність застосування LCA для оцінки місцевих і регіональних впливів і легкість оцінки ризиків для оцінки цих впливів, були запропоновані різні методи оцінки впливу, що залежать від місця або регіону, в рамках LCIA. Ці методи дозволяють оцінювати фактичні дії в LCA замість потенційних впливів, як це зазвичай робиться при LCIA [144].

Але з точки зору системного аналізу це дві різні системи і два різні способи оцінки. У той час як мета ERA полягає в тому, щоб гарантувати екологічну безпеку продукту шляхом моделювання впливу абсолютних кількостей викидів токсичних речовин в процесі експлуатації (орієнтованих на рецептори), LCA спрямована на зниження загального навантаження на навколишнє середовище всієї виробничої системи від колиски до могили, приділяючи особливу увагу загальним обсягам викидів токсичних речовин виробничою системою. У LCA враховується внесок продуктів в усі види впливу на навколишнє середовище, наприклад, руйнування озонового шару, глобальне потепління, токсичність і евтрофікація. Однак в ERA враховуються

тільки токсикологічні і екотоксикологічні впливи, що є істотною відмінністю від LCA. Оцінка ризику не охоплює всі викиди від всіх процесів, задіяних у конкретній виробничій системі, вона покриває тільки частину впливу продукту на навколишнє середовище. LCA, навпаки, намагається охопити всі викиди (включаючи проміжні), оцінити всі потенційні впливи на НС і оцінити загальний вплив [145].

LCA фокусується на викидах, викликаних продуктом або послугою, як зазначено в певній функціональній одиниці, якою зазвичай є маса продукту або пов'язана з користю і продуктивністю технічної системи. У ERA, навпаки, викиди виражаються в вигляді концентрацій, наприклад, маси продукту за обсягом в конкретному середовищі. Більш того, LCA не бере до уваги викиди, утворені певною речовиною, яка утворюється при виробництві побічних продуктів або послуг, тому оцінка ризиків викидів певної хімічної речовини часто неможлива в LCA.

ERA вимагає дуже докладних і конкретних даних і є абсолютною оцінкою, яка може передбачити виникнення несприятливих ефектів від хімічних речовин, часто виконується як аналіз «найгіршого випадку», щоб гарантувати безпечну відстань від небажаного впливу.

Методологічна інтеграція ERA і LCA має ряд обмежень в основному пов'язаних з двома точками взаємодії: 1) використання LCA для проведення комплексної ідентифікації джерел негативного впливу, що мають відношення до ERA, 2) використання моделі ERA при розробці характеристичних факторів для LCA – обидва з яких є важливими рушійними силами прийняття регулюючих рішень та розробки рішень з мінімізації негативного впливу на НПС. На рисунку 3.6 показано схематичне зображення ERA і LCA і підкреслюються два основні зв'язки і відмінності між ними.

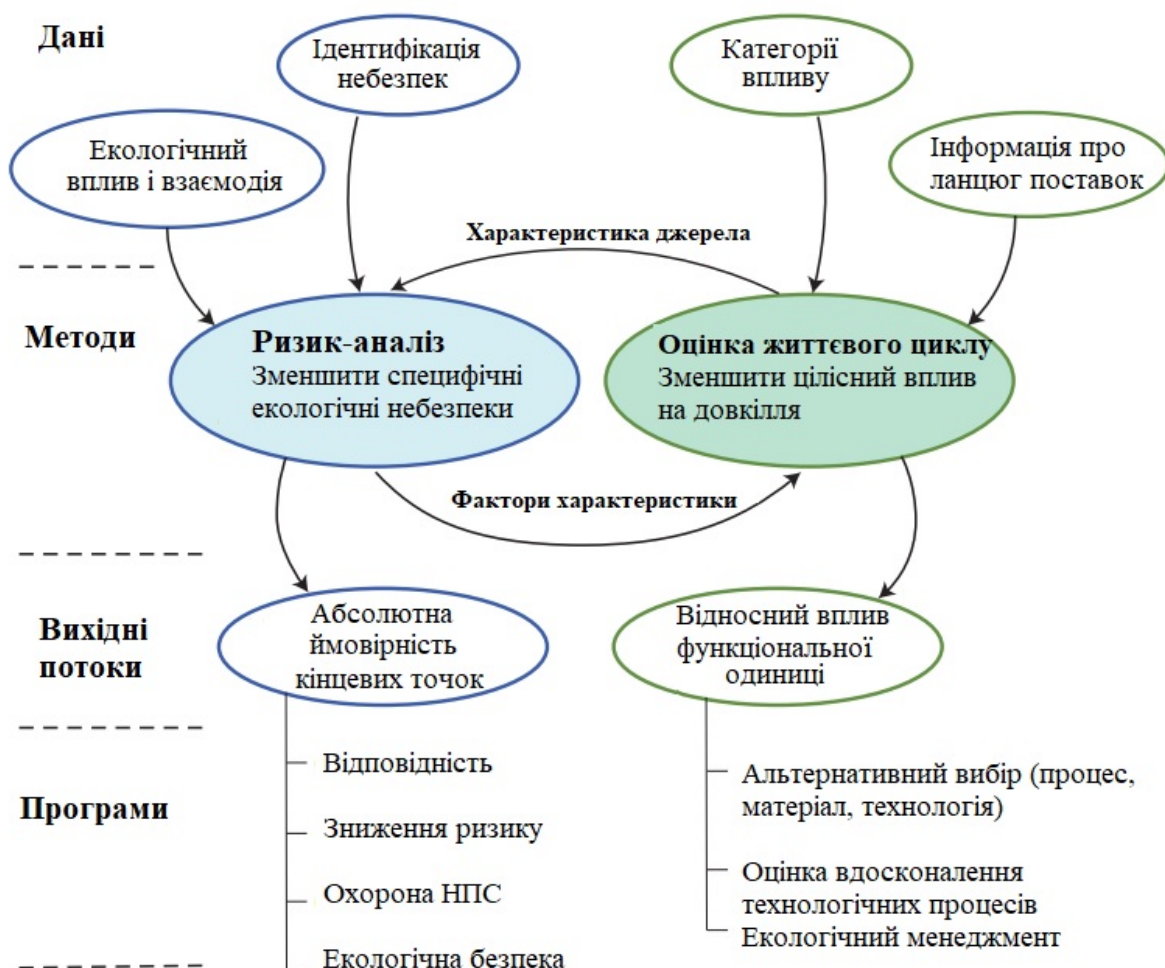


Рисунок 3.6 – Порівняння методів оцінки життєвого циклу і оцінки екологічних ризиків

Наприклад, ERA (ліва сторона) визначається щодо ідентифікації конкретної небезпеки, тоді як LCA (права сторона) визначається щодо функціональної одиниці. Принципові відмінності знаходяться в нижній частині рисунка, ERA спрямована на зменшення небезпеки, тоді як LCA - на визначення оцінки системних екологічних наслідків продукту, процесу чи послуги, які виконують цінну економічну або соціальну функцію.

Ці два методи об'єднані в тому, що в практиці LCA називають характеристичним фактором, який виражає потенційні згубні наслідки викиду хімічної речовини в навколишнє середовище з точки зору конкретної категорії впливу, наприклад, величини антропогенного або екологічного впливу або взаємодіючих факторів.

Проте, LCA кількісно оцінює потенційні впливи, пов'язані з незначним збільшенням викидів. Широка область застосування LCA вимагає узагальнених моделей, яким не вистачає специфічності, типовою для ERA [146,147]. Наприклад: 1) моделі екологічного впливу і взаємодії забруднювачів в LCA представляють середні ландшафтні умови для цілих регіонів, 2) людські популяції моделюються в загальному і не включають варіації потенційного впливу для різних груп. Напрямок розвитку методик LCA є підвищення просторового і тимчасового дозволу моделей оцінки впливу токсичності на основі інструментів системи географічної інформації для визначення місця розташування викидів, але вони ніколи не будуть відповідати рівню деталізації, що досягається при використанні ERA. Таким чином, незважаючи на використання загальних структур моделювання (наприклад, спрощених рамкових моделей, звичайних шляхів впливу), оцінка впливу протягом життєвого циклу суттєво відрізняється на практиці і в результатах від аналізу екологічних ризиків, тому пропонується використовувати методи ERA і LCA окремо, тільки для інтеграції результатів в структурований процес прийняття екологічних рішень.

В основі відмінностей між ERA і LCA лежить перспектива. У той час як ERA фокусується головним чином на рецепторах, LCA фокусується на джерелах викидів. Двома домінуючими стратегіями для інтеграції ERA і LCA на методологічному рівні, є: 1) оцінка ризиків життєвого циклу (LRCA), яка застосовується для реалізації ERA на різних етапах життєвого циклу продукту

[147] і 2) включення в LCA шляхів впливу на локальному і регіональному рівнях в якості додаткової категорії впливу [148-150]. Перша стратегія спрямована на додаток відносної точності ERA широкими межами життєвого циклу, властивими LCA. Друга стратегія спрямована на те, щоб зробити LCA більш структурованою, послідовною і методологічною.

Відмінності між LCA і LRCA методологіями пов'язані з двома ключовими етапами LCA: інвентаризацією (етап 2) і оцінкою (етап 3). Інвентаризація збирає дані, природа яких різниться між двома інструментами.

Дані аналізу інвентаризації життєвого циклу та результати моделювання впливу можуть бути безпосередньо використані для LRCA (рис 3.7).

Для LCA вхідні дані - це потоки речовини і енергії. Ці дані бувають якісними і кількісними. Для LRCA вхідні дані носять лише якісний характер, оскільки це перелік небезпечних ситуацій. Етап оцінки складається з трьох підетапів: класифікація, характеристика і оцінка і дозволяє перетворити дані інвентаризації в результати рівнів впливу / ризику.

Для LCA вхідні дані – це потоки речовини і енергії. Ці дані бувають якісними і кількісними. Для LRCA вхідні дані носять лише якісний характер, оскільки це перелік небезпечних ситуацій. Етап оцінки складається з трьох підетапів: класифікація, характеристика і оцінка і дозволяє перетворити дані інвентаризації в результати рівнів впливу / ризику. Для LCA перетворення даних інвентаризації виконується розрахунком з використанням характеристичного коефіцієнта. Для LRCA це перетворення здійснюється якісно шляхом рейтингу і визначення пріоритетності ризиків. Однак мета класифікації підетапів однакова в обох інструментах, оскільки вона пов'язує дані інвентаризації і оцінювані впливу / ризику. Так само, як потік, визначений за допомогою LCA, який може сприяти різним категоріям впливів, небезпечні ситуації можуть викликати різні типи впливів. Отже, необхідно встановити



обмеження і гіпотези, щоб зробити методологію LRCA придатною для використання і актуальною з урахуванням цілей і застосовності очікуваних результатів.

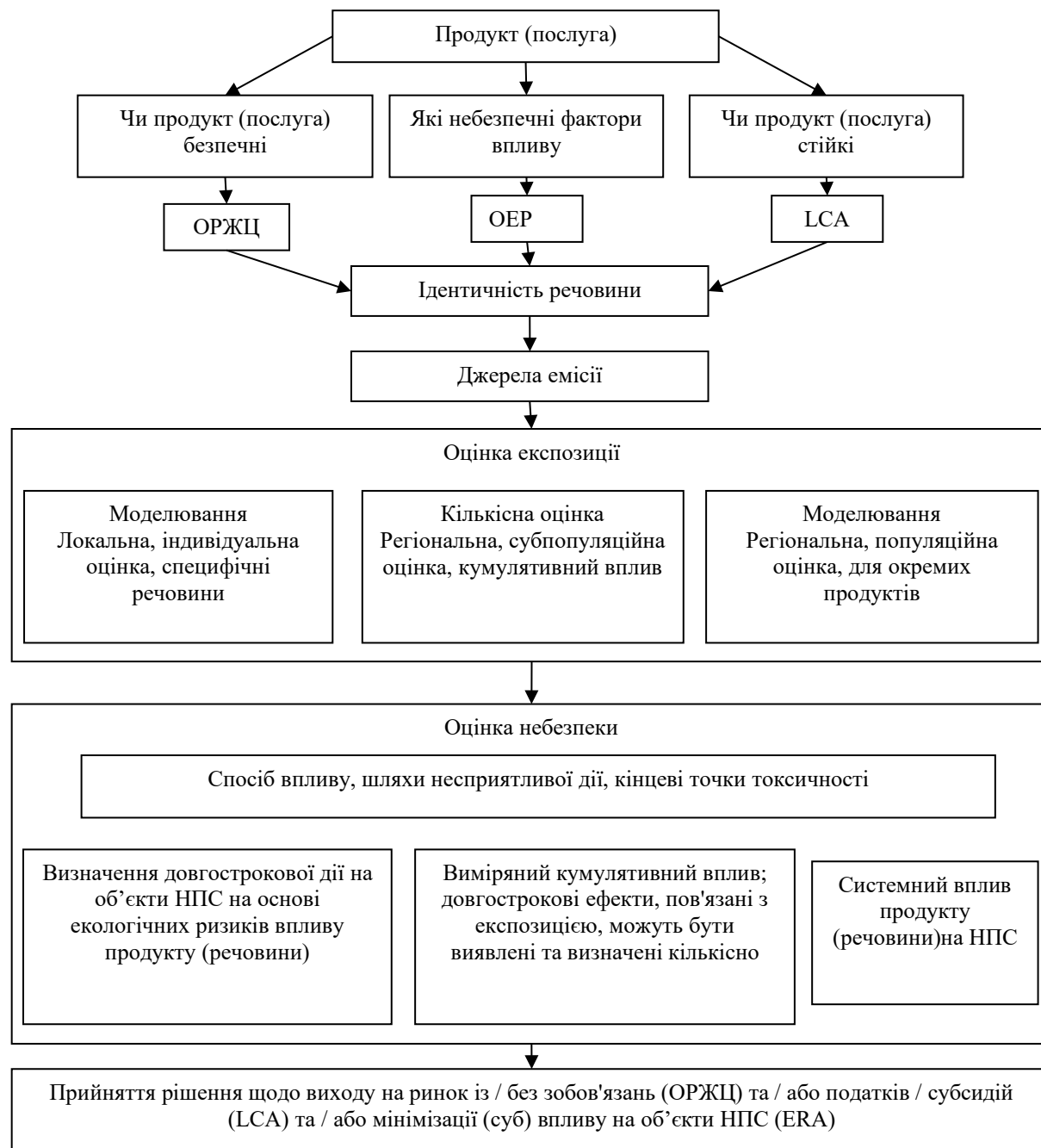


Рисунок 3.7 – Схема загальних рис LCA, LRCA та OER

У LRCA включена оцінка безпосереднього впливу і кількісна оцінка точкового опосередкованого впливу [148,149].

Метод LRCA слідує традиційній структурі LCA. Він якісно (в формі рівнів) визначає ймовірності виникнення небезпечних ситуацій, класифікує небезпечні ситуації за категоріями небезпек і визначає ступінь шкоди, який може привести до екологічно незворотних наслідків і нещасних випадків зі смертельними наслідками. LRCA використовує якісні функціональні одиниці для порівняння екологічних ризиків різних продуктів / послуг, які виконують одну й ту ж функцію. Ймовірності виникнення визначаються за допомогою методу, аналогічного аналізу дерева подій (з призначенням заздалегідь визначених відносних загальних ймовірностей відмови для різних комбінацій незалежних підпроцесів і з урахуванням тільки першого рівня порівняння), в той час як ступінь шкоди, який може привести до екологічно несприятливих наслідків, представлений фізичним простором на місці / за межами майданчика області дослідження. Рівні ймовірності (рівні 1,2,3) і ступінь шкоди (рівні 1,2) присвоюються кожній екологічно небезпечній території шляхом подальшого дослідження цих підпроцесів на предмет кількості «необхідних елементів» для шкоди (рис. 3.8).

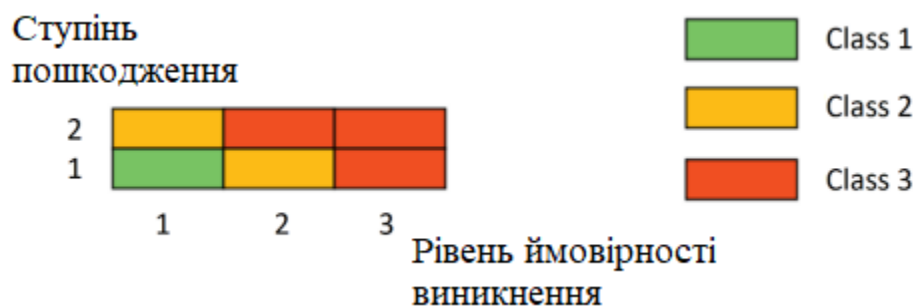


Рисунок 3.8 – Рівні ймовірності і ступінь шкоди екологічно небезпечних територій

Загальна оцінка визначається формулою:

$$\frac{((m_1x_1) + (m_2x_2) + (m_3x_3))}{m_1 + m_2 + m_3} \quad (3.7)$$

де  $m_j$  – кількість аварій  $j$ -го класу ризику, визначеного на попередньому кроці.

Таким чином, методологічна інтеграція можлива тільки в разі повних наборів даних, що практично неможливо. Як наслідок, інтеграція ERA і LCA повинна відбуватися на більш пізніх етапах аналізу.

Альтернативою інтеграції LCA і ERA на методологічному рівні є паралельне застосування кожного методу, що вже робиться на практиці, а потім виділення ресурсів на розробку методів підтримки прийняття рішень, здатних комбінувати розрізнені типи вхідних даних [151].

Таким чином, LCA має спільні риси з ERA, особливо при оцінці токсичності для людини і екотоксичність. Обидва методи розглядають перенесення забруднювачів між повітрям, водою, ґрунтом і продуктами харчування, і використовують моделі «доза-реакція» для кількісної оцінки впливу речовин на людину і навколишнє середовище. ERA відрізняється від LCA тим, що це нормативно-орієнтований підхід, в якому індикатори небезпек включають фактори безпеки, щоб гарантувати, що рівні впливу значно нижче рівнів відсутності спостережуваних ефектів. Однак такі індикатори можуть не забезпечувати послідовної основи для відносного порівняння хімічних речовин. LCA спрямована не на максимальні оцінки, а на оцінку порівняльного ризику і середнього вкладу продукту або послуги в ряд впливів на навколишнє середовище. Таким чином, гранично допустимі концентрації або оцінка гострої токсичності зазвичай не розглядаються в LCA (рис. 3.9).

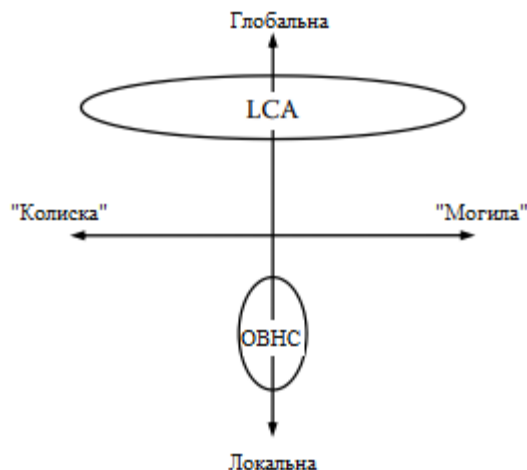


Рисунок 3.9. – Порівняння оцінки впливу на навколишнє середовище та оцінки життєвого циклу на основі охопленого виробничого циклу та масштабу локалізації

Для визначення впливу матеріальних потоків процесів запропоновано доповнювати LCA MIPS-аналізом. Концепцію MIPS можна порівняти з вхідною LCI в традиційній LCA. Таким чином, використання баз даних LCA можна спростити розрахунок факторів MIT і значень MIPS. Однак є також відмінності між MIPS і ISO LCA. По-перше, абіотична цінність включає в себе загальний видобуток використаних і невикористаних ресурсів. Наприклад, LCI буде враховувати надходження деякої кількості металу, в той час як MIPS включатиме витягнуту руду (відпрацьована руда, тобто відпрацьований видобуток) і покриваючу породу (невикористаний видобуток). Існують і інші концептуальні відмінності щодо критеріїв розподілу і виключення. Ми беремо до уваги ці аспекти сумісності при розгляді можливості розрахунку MIPS з використанням баз даних LCA.

Завдання інвентаризації (LCI або MI inventory) можна записати у вигляді системи лінійних рівнянь. Цей метод, вперше описаний в [152] і додаткові роз'яснення в [142], використовує технологічну матрицю  $A$   $n \times n$ , де будь-який

заданий стовпець представляє процес, а елементи в цьому стовпці - приплив і відтік товарів, необхідних для виконання цього процесу. Тоді проблема інвентаризації виражається в такий спосіб:

$$q = B \cdot A^{-1} \cdot f \quad (3.8)$$

де  $f$  - довільний вектор розміром  $n \times 1$ , що представляє обслуговуючу одиницю,  $A$  - технологічна матриця  $n \times n$ , а  $B$  - матриця втручання в навколишнє середовище розміром  $m \times n$ . Будь-який заданий рядок  $B$  являє елементарний потік (природний ресурс, забруднювач і т. д). Кожен елемент в цьому рядку відповідає кількості, витягнутої з навколишнього середовища сировини або викинутих в навколишнє середовище відходів (викидів, скидів) відповідним процесом в стовпці,  $q$  – вектор розміром  $m \times 1$ , що представляє перелік елементарних потоків з середовища і назад, активованих сервісною одиницею.

Якщо матриця  $A$  відповідає певним умовам, наприклад, є монофункціональною (кожен стовпець процесу відповідає тільки за один вихідний потік, що досягається процедурою розподілу) і нормалізованою (елементи в кожному стовпці нормалізовані для однієї вихідної одиниці відповідного процесу) [153] показують, що матриця, зворотна матриці  $A$ , має вигляд степенного ряду:

$$A^{-1} = \sum_{k=0}^{+\infty} (I - A)^k \quad (3.9)$$

Замінюючи рівняння (3.9) на рівняння (3.8), кожна матриця  $(I-A)^k$  представляє внесок  $k$ -го рівня вниз по ланцюжку процесів, починаючи з вектора одиниці послуги. Коли рівність в рівнянні (3.9) перевірено, проблема інвентаризації може бути вирішена за допомогою цілісного підходу з використанням інверсії матриці (нескінченний ланцюжок процесів) і подальшого аналізу з використанням інструментів, заснованих на підході

розширення степенного ряду (наприклад, структурний аналіз шляху, накопичувальний структурний аналіз шляху) [153,154]. Необхідні умови в матриці А (включаючи потоки відходів, які повинні бути виражені як входи процесів обробки відходів, а не як виходи) виконуються в існуючих базах даних LCA, таких як ecoinvent.

У дослідженнях LCA рівняння (3.8) відображає LCI (вектор  $q$ ), який, в свою чергу, характеризується як оцінка впливу життєвого циклу (LCIA) наступним чином:

$$r = C \cdot q \quad (3.10)$$

де  $C$  – характеристична матриця розміром  $ap \times m$ . Будь-який рядок в  $C$  представляє метод характеристики, і кожен елемент в цьому рядку є вагою (коефіцієнт характеристики), застосовуваний до відповідного елементарного потоку (видобуток ресурсів, викиди і т. д.) У стовпці  $r$  - вектор  $ap \times 1$ , що представляє результати оцінки життєвого циклу для категорій впливу на навколишнє середовище, пов'язаних з одним сервісним підрозділом.

LCA і MIPS зазвичай статичні, що означає, що матриці  $A$ ,  $B$  і  $C$  і вектор  $f$  мають коефіцієнти значень балів (хоча врожаї повинні бути задокументовані) без додаткової можливості дозволяти їм змінюватися в часі. Динамічний LCA (DLCA) і динамічний MIPS (DMIPS) - це підходи, в яких рівняння (3.10) приймає наступний вигляд:

$$r(t) = C(t) \cdot B(t) \cdot A^{-1}(t) \cdot f(t), \quad (3.11)$$

де  $f(t)$  – вектор обслуговуючої одиниці, що змінюється в часі. Наприклад, в дослідженні мобільності, де одиницею обслуговування є певна кількість людино-кілометрів на місяць, структура вектора  $f$  може варіюватися з урахуванням змін у часі часткою різних видів транспорту. Технологічна матриця  $A(t)$  відображає зміни, що відбуваються в виробничих процесах, такі як підвищення ефективності, заміщення ресурсів, динамічні фонові системи

(наприклад, зміна структури енергоспоживання). Матриця інтервенцій  $B(t)$  включає в себе ефекти обмеження викидів з часом, стратегії ресурсоефективності. Матриця характеристик  $C(t)$  представляє зміни в часі в фізичних моделях, що лежать в основі характеристичних факторів. У динамічному MIPS,  $C(t)$  буде враховувати наприклад зміну концентрації металу в руді і співвідношення з невикористаної сировиною. Коефіцієнти в  $A(t)$ ,  $B(t)$ ,  $C(t)$  і  $f(t)$  не обов'язково є явними функціями часу, але, деякі з них виражаються у вигляді часових рядів.

Розрахунок MIPS з використанням баз даних LCA може спростити моделювання і ускладнити змодельовані ланцюжки процесів. Аналітичні інструменти необхідні для оцінки впливу тисяч взаємопов'язаних процесів у петлі зворотного зв'язку, на вплив життєвого циклу продуктової системи. Такими методами є структурний аналіз шляху і накопичувальний структурний аналіз шляху [153,155,156].

Розвиваючи такі підходи, розроблено обчислювально ефективний алгоритм, що поєднує інверсію матриці і послідовні підходи, він визначає процеси, які вносять вклад в будь-яку задану категорію впливу на навколишнє середовище більше, ніж заданий користувачем поріг.

Алгоритм надає детальну корисну інформацію, але зупиняється на рівні процесу [154]. Елементарні потоки, що активуються даним процесом, далі не розділяються. У разі абіотичного МІ може стати критично важливим знати, який з абіотичних сировинних матеріалів, вилучених з природи за допомогою даного процесу, вносить найбільший вклад в категорію абіотичних МІ цього процесу.

Покращимо існуючий алгоритм з урахуванням повної дезагрегації матеріальних потоків (кроки з 7 по 9). Дезагрегація відбувається до елементарних потоків з урахуванням певного користувачем порога:

1. Попередній розрахунок: *direct*  $C \cdot B$  та загальний  $C \cdot B \cdot A^{-1}$  абіотичний МІ для однієї одиниці кожного процесу в технологічній матриці А («загальний» означає весь життєвий цикл);
2. Будуємо вектор кінцевого попиту ( $f$ ) для моделювання продуктової системи;
3. Використовуємо результати кроку 1 для розрахунку еталонного загального абіотичного МІ, пов'язаного з продуктовою системою, визначеною на етапі 2:  $C \cdot B \cdot A^{-1} \cdot f$
4. Виберемо критерій дезагрегації (наприклад, 5%), порогове значення вкладу в абіотичному МІ, при якому процеси не будуть далі дезагредовані;
5. Для кожного елемента у векторі кінцевого попиту (або в векторах, побудованих на кроці 10 після першої ітерації) збережемо відповідну інформацію (наприклад, ім'я процесу, ім'я батьківського процесу, довжину шляху дезагрегації і т. д.), масштабуємо загальну оцінку впливу абіотичних МІ-чисел, розраховану на кроці 1 з рівнем попиту, визначеним на кроці 2 (або кроці 10 після першої ітерації);
6. Розділимо кожний з результатів загального абіотичного МІ, отриманого на етапі 5, на зразок, розрахований на етапі 3. Кожен результуючий відносний внесок в загальний абіотичний МІ в системі продукту порівнюють з критерієм дезагрегації. Якщо внесок менше, ніж критерій дезагредірованія, ця гілка технологічного ланцюжка позначається і не буде далі дезагредована;
7. Якщо внесок перевищує критерій дезагрегації, переходимо до кроку 8, в іншому випадку переходимо до кроку 10;
8. Якщо прямий внесок даного процесу в загальні абіотичні МІ-числа системи продуктів перевищує критерій дезагрегації, необхідно визначити які



елементарні потоки відповідають за це. Кожен ненульовий елемент у відповідному стовпці процесу матриці впливу  $V$  спочатку масштабується з рівнем попиту, визначеним на кроці 2 (або кроці 10 після першої ітерації). Цей результат потім перетворюється в абіотичні значення  $M_I$  шляхом множення на фактор абіотичної характеристики  $M_I$  з матриці  $C$ , що відповідає цьому елементарному потоку;

9. Розділимо абіотичні результати  $M_I$  для кожного з елементарних потоків, отриманих на етапі 8, на зразок, обчислений на етапі 3. Результируючі відносні вклади в абіотичні  $M_I$ -числа продуктової системи можна порівняти з критерієм дезагрегації, але, незалежно від співвідношення, подальша дезагрегація неможлива, тому що досягнуто елементарного рівня потоку;

10. Всі процеси, які були протестовані на етапах 5-9 і не відзначені на етапі 6, повинні бути дезагредовані на один рівень нижче по ланцюжку процесів. Вектор створюється для кожного з цих «батьківських процесів», збираючи потоки з їх «дочірніх процесів». Потоки масштабуються відповідно до коефіцієнту технологічної матриці  $A$  і вимог батьківського процесу. Обчислимо ці вектори і повернемося до кроку 5.

Таким чином, MIPS та LCA використовують моделювання балансу маси. MIPS просто відстежує матеріальні потоки в регіоні, тоді як LCA використовує ці потоки для моделювання економічної системи та одиничних процесів, обчислення викидів та видобутку сировини, пов'язаних з цими матеріальними потоками.

MIPS-аналіз можна використовувати для оцінки впливу небезпечних речовин або виробництва в цілому на навколишнє середовище, тому що він показує інтегральну кількість ресурсів, що використані для заповнення потужностей об'єкта впливу на НПС. До показника MIPS застосовують ті ж вимоги, що і до інших форм екологічного обліку, а саме: для підвищення

значимості та достовірності його визначення необхідно враховувати повний життєвий цикл продукції і всі типи екологічних аспектів (вхідні, вихідні й ризикові) [141]. Концепція MIPS заснована на принципі – чим менше відходів складається використовується, тим менше навантаження здійснюється на навколишнє середовище [156].

Екологічність об'єкта дослідження згідно MIPS-аналізу визначається на основі МІ-чисел і кількісних показників продукції. МІ-числа є характеристиками загальної кількості сировини природного походження (в кг або т), що необхідно для виробництва або утилізації 1 кг (т) відходу:

$$MIPS_{ij} = \frac{\sum_{i=1}^n MI_i \cdot C_i \cdot x_i}{S_j}, \quad (3.12)$$

де  $MI_i$  – матеріальна інтенсивність і-го забруднювача;  $C_i$  – концентрація і-го забруднювача;  $X_j$  – загальна кількість викидів (скидів) для j-го об'єкта дослідження;  $S_j$  – результати діяльності у вигляді продуктивності системи: рекультивациі звалища.

В свою чергу аналіз екологічних ризиків дає можливість оцінити порушення рівноваги в екологічних системах, що призводить до зміни параметрів характеристик їх абіотичних і біотичних складових, умов, станів і перебігу природних процесів у ПТК, життєвого циклу звалища [157]. Таким чином, використання MIPS-аналізу та ризик-аналізу дозволяє здійснювати комплексний підхід до оцінки техногенного впливу на компоненти НС.

Застосування методів багатовимірною статистичного аналізу дозволяє формалізувати кількісні та якісні ознаки, в системах природно-техногенних об'єктів виявити залежність стану здоров'я населення від екологічної ситуації та окремих факторів навколишнього середовища.

Таблиця 3.2 – Порівняльна характеристика методів еколого-соціальної оцінки LCA, MIPS

Основні риси	Екологічна оцінка		Соціальна оцінка
	MIPS	LCA	Соціальна оцінка життєвого циклу (CLCA)
Висвітлені аспекти	Вхідна сторона систем виробництва та споживання, сукупні потоки абіотиків, біотики, верхнього ґрунту, води та повітря (кисень)	Різні впливи на навколишнє середовище, такі як глобальне потепління, закислення, евтрофікація тощо	Різні соціальні наслідки, важливі для конкретних зацікавлених сторін, такі як умови праці
Рівень дослідження	Розраховується на основі існуючих середніх показників, але можливий розрахунок для конкретного процесу	Розраховується на основі існуючих баз даних та / або даних, характерних для процесу	Розраховується на основі існуючих баз даних та / або конкретних даних про процеси
Походження вхідних даних	Опубліковані LCA та інші дослідження середніх коефіцієнтів інтенсивності матеріалу або конкретної інформації про процеси	Опублікована база даних LCA та інших досліджень та / або специфічні дані про викиди	Опублікована база даних CLCA та інших досліджень, оцінка зацікавлених сторін
Придатність для компаній	Порівняно простий розрахунок Дозволяє проводити порівняння між різними варіантами та фазами ланцюжка створення вартості.	Потрібне спеціальне програмне забезпечення та детальна інформація про досліджуваний продукт. Може забезпечити детальний аналіз конкретних варіантів розвитку процесів та ланцюгів продуктів.	Потрібні знання наукової літератури та наявність даних
Придатність для споживчої інформації	Зрозуміла концепція, дуже придатна для порівняння груп товарів або моделей споживання. Застосовується до товару, але вимагає великих витрат. Потенційна основа для маркування або індексів.	Пряме використання було б надто складним. Може використовуватися як основа для маркування або індексів, але залишається витратним.	Пряме використання було б надто складним. Може використовуватися як основа для маркування або індексів, але залишається витратним.

Таким чином, формування методичного забезпечення оцінки екологічності системних об'єктів розглядається з позицій універсализації дослідження на глобальному, макро- і мікрорівнях з урахуванням прояву соціально-еколого-економічних аспектів. Оцінка стану природно-техногенних систем у комплексному сенсі визначається послідовною реалізацією трьох рівнів дослідження системного об'єкта [169]:

1) глобального – оцінка загального стану системних об'єктів дослідження на основі визначення природно-ресурсного потенціалу техногенно-навантажених територій за LCA та MIPS-аналізом;

2) макрорівня – загальна характеристика екологічності природних і техногенних систем відповідно до результатів MIPS-аналізу і ризик-оцінки;

3) мікрорівня – встановлення конкретних факторів і процесів порушень стаціонарності систем дослідження відповідно до LCA та ризик-аналізу відхилень за функцією відповідності вимогам екологічного благополуччя (рис. 3.10) [160].

4) Методологія комплексної оцінки екологічності полягає в удосконаленні інформаційно-екологічної складової моніторингу об'єкта дослідження у вигляді моделі природно-техногенного комплексу на основі еколого-соціально-економічної інформації й отримання екологічних знань для пошуку балансу між інтересами систем і загальною екологічністю об'єкта дослідження з визначенням взаємозв'язку між станом і процесами внутрішньої самоорганізації і зовнішнього зв'язку з навколишнім середовищем відповідно до правил системного гомеостазу [140].

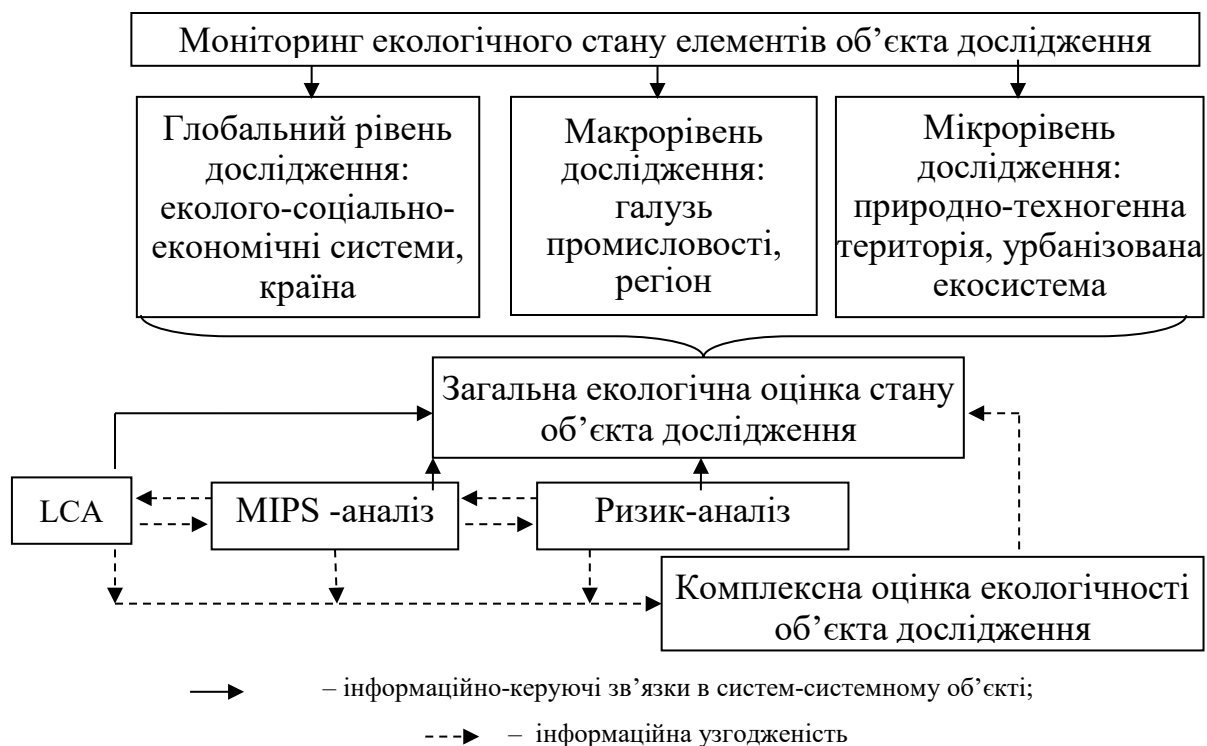


Рисунок 3.10 – Структурна схема багаторівневого аналізу

Таким чином, інформаційне забезпечення комплексної оцінки безпечності об'єктів дослідження містить результати послідовного аналізу показників екологічності стану об'єктів на різних рівнях дослідження (рис. 3.11) [140].

Застосування інформаційно-методичного забезпечення комплексної оцінки стану природно-техногенного об'єкта дозволяє зважено вирішити завдання співвідношення екологічного, економічного та соціального змісту і досягти об'єктивної обґрунтованості щодо зменшення впливу на природні складові НС техногенних об'єктів.

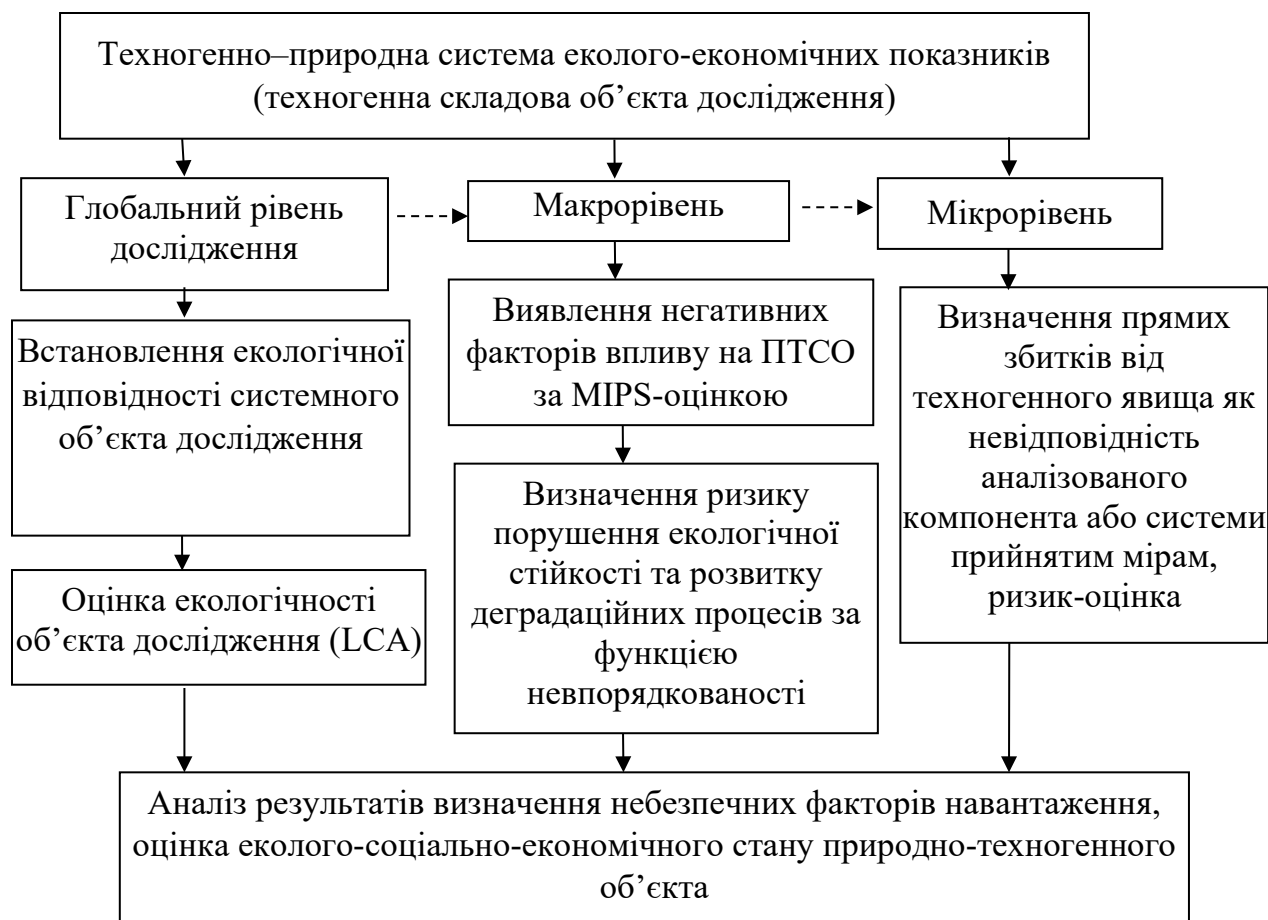


Рисунок 3.11 – Послідовність визначення показників комплексної оцінки стану природно-техногенних об'єктів

### 3.3 Аналіз програмного забезпечення оцінки екологічності об'єктів навколишнього природного середовища

Сучасні інформаційні системи оцінки безпечності природно-техногенних об'єктів засновані на методиках ризик-аналізу, аналізу життєвого циклу продуктів, прогнозування наслідків негативного впливу на компоненти НПС і здоров'я населення [158].

У дисертаційній роботі розглянуто інформаційно-програмне забезпечення оцінки життєвого циклу продукції, яке дозволяє запровадити

положення екологічного управління на підприємствах, визначити показники якості продукції на кожній стадії її виробництва, транспортування, утилізації тощо (табл. 3.3) [159].

Таблиця 3.3 – Інформаційне забезпечення оцінки життєвого циклу

Назва	Повна назва	Розробник	Зміст і основні завдання
USEtox	Life Cycle Initiative for characterizing human and ecotoxicological impacts of chemicals	UNEP-SETAC (США)	Визначається оцінка рівня екотоксичності життєвого циклу продукту для порівняльної характеристики і ранжирування хімічних речовин відповідно до їх показників небезпеки
Greenware	GreenWare Environmental Systems Inc.	Toronto Ontario (Канада)	Визначається рівень продуктивності систем екологічного моніторингу для прийняття рішення щодо впровадження положень екологічного менеджменту та аудиту на підприємствах на основі стандарту ISO 14000

Дослідження LCA однозначно включають велику кількість даних, роблячи розрахунки вручну громіздкими, а спеціалізоване програмне забезпечення - цінним для інтерпретації.

Програмне забезпечення LCA зазвичай застосовує підхід інверсії матриці для отримання результатів LCI і LCIA, навіть якщо аналітик LCA, який використовує їх, не обов'язково знає, що відбувається у фоновому режимі.

Для LCA доступні наступні програмні інструменти: SimaPro (Pre Sustainability), GaBi (thickstep), Umberto (Ifu Ham-burg), openLCA (GreenDelta),

eBalance (IKE Environment Technology), EIME (Bureau Veritas CODDE), Quantis Suite (Quantis) Team 5 (PwC) і REGIS (sinu).

Основними комерційними програмами, доступними для проведення LCA, є SimaPro та GaBi.

SimaPro розроблений для простого представлення та інтерпретації результатів інвентаризації та оцінки впливу, а також для легкого перегляду детального внеску кожного процесу життєвого циклу продукту. SimaPro дозволяє проводити одночасний аналіз з використанням підходів, що ґрунтуються на процесах, та методах введення-виведення, одночасно оцінюючи поширення невизначеності методом Монте-Карло.

Програмне забезпечення SimaPro використовує безліч баз даних:

- База даних японської інвентаризації IDEA;
- Світова база даних продуктів харчування LCA ESU;
- Бібліотека галузевих даних: PlasticsEurope, ERASM, World Steel;
- База даних інвентаризації життєвого циклу США;
- База даних соціальних мереж;
- Ecoinvent;
- Швейцарська база даних введення / виводу;
- Пакет DATASMART LCI;
- АГРІБАЛІЗ;
- Агро-слід;
- ELCD;
- Європейська та датська база даних введення / виводу.

SimaPro підходить для екологічного проектування продукції та для детальної екологічної оцінки впливу системних процесів, дозволяє аналізувати внесок різних забруднюючих речовин у різні категорії впливу. SimaPro 6 дозволяє вивчати поширення невизначеностей за допомогою



аналізу/оцінки Монте-Карло та поєднувати підхід до процесу оцінки життєвого циклу (LCA) та підхід введення / виводу.

GaBi використовує більш агреговані процеси, засновані на промислових даних, отже, особливо важливий для промислового застосування в автомобільній та електронічній галузях та для моделювання нелінійних процесів.

Інструмент розрахунку електронних таблиць націлений на аудиторію, яка не має доступу до спеціального програмного забезпечення.

GaBi має функцію агрегування, яка автоматично підсумовує (без характеристичних факторів) елементарні потоки LCIA в зумовлені категорії. Тому нові категорії елементарних потоків в GaBi визначаються відповідно до класифікації та ієрархії інструментів розрахунку електронної таблиці MIPS. GaBi автоматично створює всі елементарні потоки, помічені як «мінерали», і представить результат разом з докладним LCIA. Значення MIPS можуть бути отримані безпосередньо зі сторінки результатів LCI в GaBi.

Однак для того, щоб цей метод працював, відповідні елементарні потоки повинні бути присутніми в моделі системи продукту і бути правильно позначені. Наприклад, база даних ecoinvent або вбудована база даних GaBi не надає невикористовуваних потоків вилучення. Такі потоки вводяться відповідно змодельованому ланцюжку процесів, де б вони не виникали. Пов'язана з цим вартість є обмеженням цього методу.

GaBi використовує чотири бази даних:

- \ Бази даних GaBi,
- \ ecoinvent,
- \ LCI США.

Перевага GaBi полягає у впровадженні нелінійних відносин, запрограмованих користувачем. Він також надає можливість придбати

додаткові дані для автомобільного та телекомунікаційного секторів. Доступна база данихecoinvent. GaBi менш гнучкий з точки зору інтерпретації: Визначення внеску кожного забруднювача потребує окремого робочого аркуша, а інструмент не надає подробиць щодо кожного одиничного процесу. Наразі доступні англійська та німецька версії, але їх сумісність обмежена.

GaBi дозволяє визначати стратегічні ризики і можливості екологічної оптимізації продукту на ранніх стадіях. Кожен з етапів життєвого циклу продукту може бути визначений за величиною і важливістю.

Програмне забезпечення Quantis Suite було розроблено для досягнення балансу компанії в цілому та протягом усього її життєвого циклу. Програмне забезпечення Quantis дає кількісну оцінку вуглецевого сліду та екологічних показників компанії, враховуючи як прямий, так і непрямий вплив, як того вимагає міжнародний стандарт ISO 14000. Оцінюється вплив виробничого майданчика та порівнюється з ним у ланцюжку поставок, стадії використання та утилізації. Програмне забезпечення порівнює цей екологічний аналіз з аналізом витрат, щоб визначити можливості вдосконалення, які пропонують найвищі переваги при найменших витратах. Він включає аналіз відповідності законодавству для швидкого позиціонування компанії в її правовому середовищі.

Користувач вводить основні дані компанії, пов'язані з продуктами та діяльністю. Дані можна вводити географічно за виробничим майданчиком, виробничим підрозділом або типом продукції. Результати представлені у вигляді таблиць, що узагальнюють споживання первинної енергії, еквівалентні викиди CO<sub>2</sub> та викиди важливих забруднюючих речовин на різних рівнях для продукту, включаючи ланцюжок поставок, компанію чи виробничу площадку та ланцюг утилізації відходів (рис 3.12).

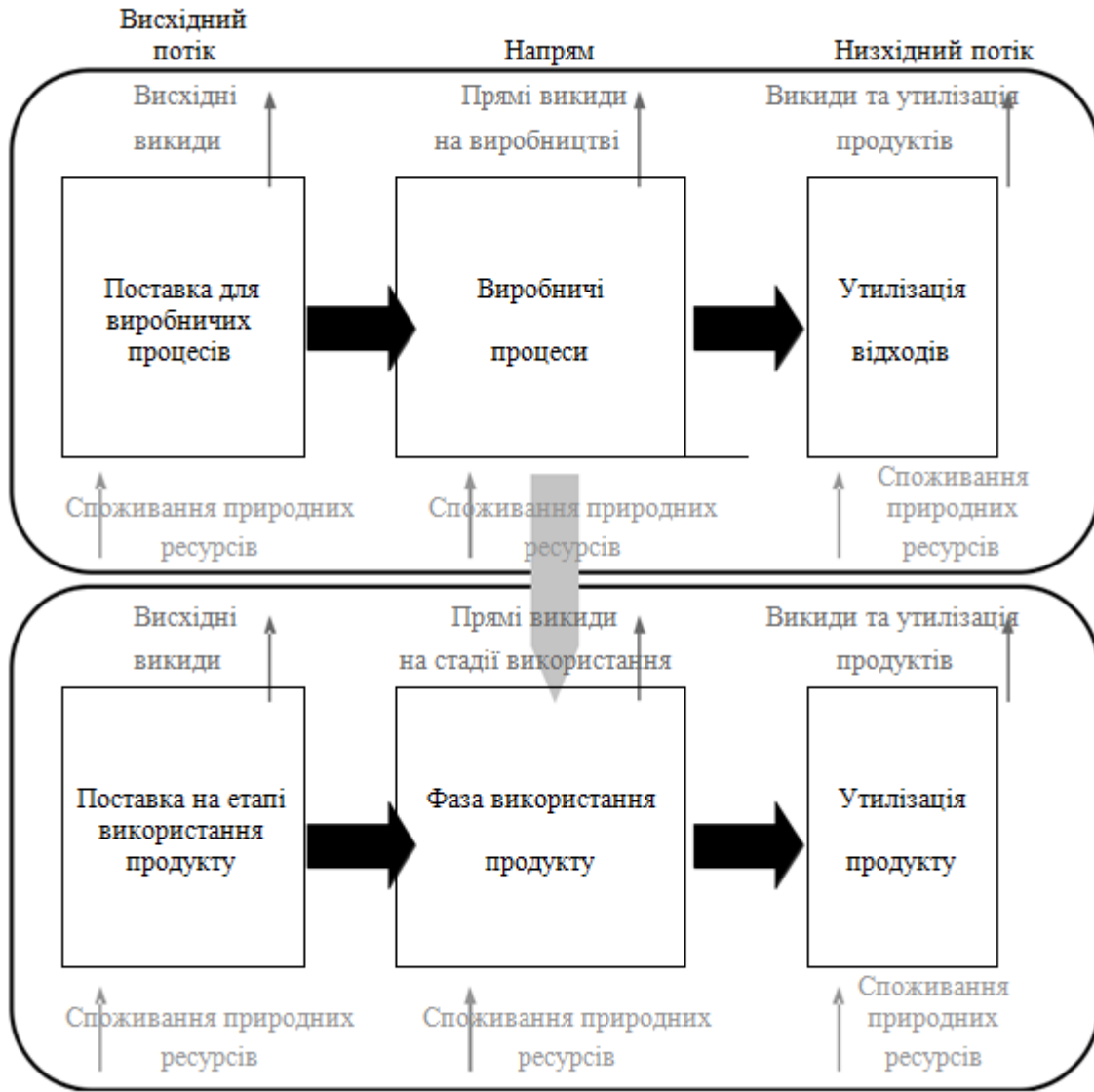


Рисунок 3.12 - Етапи життєвого циклу, розглянуті в програмному забезпеченні Quantis для управління життєвим циклом

Результати інвентаризації, які також можуть бути детально надані для кожного кроку, потім використовуються у другому модулі для розрахунку впливу. Нарешті, витрати розглядаються та поєднуються з впливом, розрахованим у перших двох модулях, для розрахунку економічної вигоди, отриманої від граничного зменшення впливу для кожного кроку життєвого циклу та кожного процесу компанії. Це допомагає визначити пріоритети дій,

які враховують як фінансові, так і екологічні аспекти. Однією з переваг такого підходу є надання широкому колу компаній можливості оцінити їх ефективність протягом життєвого циклу та врахувати їх конкретні структури.

Таким чином, Quantis Suite застосовує принцип LCA продукту до всього підприємства, беручи до уваги ланцюжок поставок та користувачів. Цей інструмент враховує прямі та непрямі впливи відповідно до вимог ISO 14000. Розгляд комбінованих витрат також дозволяє розрахувати економічний прибуток, отриманий від зменшення впливу на кожній стадії життєвого циклу. Однією з переваг цього підходу є надання широкому колу компаній можливості оцінити свої результати впродовж життєвого циклу, беручи до уваги їх специфічну структуру.

Усі програмні інструменти застосовуються для економіки замкнутого циклу, оцінки життєвого циклу, оцінки життєвого циклу будівель, сертифікації будівель, стійкого проектування, директиви EeP і екологічного проектування, декларацій екологічних продуктів, екологічних інформаційних технологій, вуглецевого сліду продукту, екологічного сліду, впливу продукту на навколишнє середовище, ресурсо- та енергоефективності і водний слід (табл.3.4).

Таблиця 3.4 – Порівняльна таблиця застосування програмного забезпечення LCA

Посилання	[161]	[162]	[163]	[164]	[165]	[165]	[166]	[167]	[168]	[168]	[169]	[169]	[170]	[170]
Країна	Туреччина	Іспанія	Великобританія	Італія, Великобританія	Німеччина, Іспанія	Фінляндія, Бразилія	Нігерія	Туреччина	Великобританія	Італія, Китай	Швеція	Іспанія	Туреччина	Китай, Данія
Програмне забезпечення, моделі, бази даних	Sima Pro, CML4	IWM, Sima Pro, Ecoinvent	STRIVE	GaBi, CML	IWM	GaBi, CML	SimaPro	IWM	GaBi, CML, Ecoinvent	Ecoinvent, ReCiPe	GaBi, TRACI, CML	IWM, Eco-Indicator 95	SimaPro, CML, ReCiPe	EASE WASTE
Категорії	AD, AP, EP, GW, HT, PO	AP, EP, GW, OD, PO	AP, ET, GW, PO	AP, EP, GW, HT, PO	AD, AP, EP, GW, HT, PO	AP, EP, GW	AP, CA, EP, ET, GW	AP, EP, GW, HT	AD, AP, EP, GW	AD, AP, EP, ET, GW, HT, PO	AP, EP, ET, GW, HT, OD	AP, CA, EP, GW	AD, AP, GW, OD, HT, EP, ET, PO	AP, GW, NE, OD, PO
Оцінка <sup>1</sup>	+	++	++	+	++	++	+	+	++	++	+	+	+	++
Аналіз чутливості	+ 3	+	+		+	+				+		+	+	
Нормалізація, зважування <sup>2</sup>			++		+							+		+
Економічний аналіз													+	+

1 Наведено результати розрахунків за категоріями (+), в тому числі по етапах (++)

2 Проводиться нормалізація (+) і наводяться ваги (++)

3 Проведено аналіз чутливості до методу оцінки впливу: Eco-Indicator 95, Eco-Indicator 99 і EPS 00.

позначення категорій впливу: AD - виснаження абіотичних ресурсів (індикатор: кг Sb екв на 1 т відходів), AP - підкислення (SO<sub>2</sub>), CA - канцерогени (C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>Cl), EP - евтрофікація (PO<sub>4</sub>), ET - екотоксичність (1,4 DB), GW - глобальне потепління (CO<sub>2</sub>), HT - токсичність для людини (1,4-DB), NE - перенасичення поживними речовинами (NO<sub>3</sub>), OD - виснаження озонового шару (CFC-11), PO - освіту фотооксидантами (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>), NEU - сумарне витрачання енергії (ГДж / т).

Також доступно кілька безкоштовних програм LCA (табл. 3.5). Перша безкоштовна програма з відкритим вихідним кодом створюється в рамках проекту openLCA для забезпечення модульної програмної програми для аналізу життєвого циклу та оцінки сталості. Спочатку він був базою для розрахунків результатів і невизначеності LCA разом із інструментом для конвертації між різними форматами даних. Проект Open-IO (Ciroth 2007) вже випустив американську базу даних вводу-виводу спеціально для open.

CMLCA (Chain Management by Life Cycle Assessment; Heijungs and Frischknecht 2005) - це програмне забезпечення, що підтримує технічні етапи LCA. Хоча CMLCA не забезпечує дуже гнучкого інтерфейсу користувача, його аналітичні можливості великі (повна матрична інверсія, інтегровані методи аналізу чутливості та аналіз невизначеності). Програма також дозволяє створювати гібридні кадастри, що складаються з даних про процеси та даних вводу-виводу. Однак повна база даних вводу -виводу не є безкоштовною.

База даних вводу -виводу EORA також пропонує на своєму веб -сайті кілька інструментів оцінки, які можуть бути надзвичайно корисними для інтерпретації результатів міжрегіональних ВВ. Нарешті, існують різні інструменти, не специфічні для LCA, які використовують підхід до життєвого циклу, наприклад, вуглецевий інструмент Асоціації Bilan Carbone, спочатку розроблений Міністерством довкілля Франції (ADEME).

Earthster - це потужний інструмент, який дозволяє аналітикам швидко виконувати передові розрахунки та візуалізацію даних. Earthster має на меті надати всім підприємствам засоби для проведення оцінок та публікацій щодо життєвого циклу, щоб документувати та публікувати їх екологічні та соціальні результати.

TEAM пропонує деякі процеси, які недоступні в інших базах даних, але не завжди дає чіткий опис джерел та одиничних процесів у джерелі даних.

Таблиця 3.5 - Програмне забезпечення LCA

Програмне забезпечення LCA	Ключові особливості	База даних Ecoinvent	Постачальник
SimaPro	Екологічне проектування продуктів Детальна екологічна оцінка поширення невизначеності (Монте-Карло) Комбінований підхід (процес та введення / виведення)	Так	PRé Consultants bv, Plotterweg 12, 3821 BB Amersfoort, Нідерланди
GaBi	Введення користувачем нелінійних відносин Додаткові бази даних в автомобільній промисловості та телекомунікаціях	Так	PE Europe GmbH, Hauptstraße 111–113, 70771 Leinfelden-Echterdingen, Німеччина Німецький ІКР Університет Штутгарта, Оцінка життєвого циклу кафедри, Hauptstraße
Quantis Suite	Оцінка діяльності компанії за сайтом, продуктом або підрозділом управління	Так	Quantis, Parc scientifique EPFL, Bât. A, 1015 Лозанна, Швейцарія <a href="http://www.quantis-intl.com">http://www.quantis-intl.com</a>
CMLCA openLCA Open-IO			<a href="http://www.cmlca.eu/">http://www.cmlca.eu/</a> <a href="http://www.openlca.org/home">http://www.openlca.org/home</a> Open-IO Applied Sustainability Center, Business Building 475, University of Arkansas, Fayetteville, AR 72701 <a href="http://www.open-io.org">www.open-io.org</a> <a href="http://www.sustainabilityconsortium.org/open-io/use-the-model/">http://www.sustainabilityconsortium.org/open-io/use-the-model/</a>
Earthster			Sylvatica, 22 Trafton Street, York, ME 03909
TEAM	Додаткові процеси, але джерело неясне	Можна імпортувати	Ecobilan, 32, rue Guersant, 75017 Париж, Франція
Umberto	Більш широкий спектр застосування: LCA- одне з можливих варіантів використання	Так	Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH, Grosse Bergstrasse 219, 22767 Гамбург, Німеччина

Інформаційне забезпечення (ІЗ) оцінки екологічного ризику ґрунтується на імовірнісних та індексних показниках. Основним недоліком такого ІЗ є неврахування еколого-економіко-соціальної природи системного об'єкта,

неможливість використання його для оцінки об'єктів різного рівня дослідження (табл. 3.6) [159].

Таблиця 3.6 – Інформаційне забезпечення оцінки екологічного ризику

Назва	Повна назва	Розробник	Зміст завдань системи
HEM	Human Exposure Model	U.S. EPA	Оцінка ризику для основних точкових джерел; прогноз ризиків, пов'язаних з викидами хімічних речовин в атмосферне повітря
MPPD	Multiple Path Particle Dosimetry model	СІПТ	Оцінка ризику впливу на дихальні шляхи людини небезпечних факторів
ACE	Acute-to-Chronic Estimation (ACE) with Time-Concentration-Effect Models	U.S. EPA	Визначення залежності від факторів невизначеності в оцінці екологічного ризику, прогноз показників хронічної токсичності за базою даних токсичних речовин
Web-ICE	Web-based Interspecies Correlation Estimation	U.S. EPA	Оцінка ризику гострої токсичної дії для водних і наземних організмів
MULTIMED	Multimedia Exposure Assessment Model	U.S. EPA	Оцінка ризику впливу забруднюючих речовин при захороненні відходів промислових підприємств
MEPAS	Multimedia Environmental Pollutant Assessment System	PNNL	Оцінка ризику впливу хімічних і радіоактивних викидів від транспорту з метою визначення їх потенційної дії на НС, населення
BMDS	Benchmark-dose program	U.S. EPA	Оцінка ризику впливу хімічних речовин на природні об'єкти на основі імовірнісних характеристик
LESoft	Lakes Environmental Software	U.S. EPA	Оцінка екологічного ризику для компонентів НПС і здоров'я людини, моделювання аварійного ризику
GSI	GSI Environmental Inc.	Houston, Texas	Оцінка та управління екологічним ризиком якості ґрунтів, ґрунтових і поверхневих вод, атмосферного повітря
ERCI	Environmental Risk Communications, Inc	Oakland, California	Оцінка та визначення механізмів управління фінансовими ризиками, пов'язаними з екологічними проектами охорони НС

Інформаційне забезпечення для моделювання розповсюдження, дії шкідливих факторів на об'єкти НПС, оцінки наслідків впливу засноване на



використанні нормативних показників якості компонентів НПС, їх фізичних характеристик (табл. 3.7) [159].

Таблиця 3.7 – Інформаційне забезпечення екологічної оцінки якості природного середовища

Назва	Повна назва	Розробник	Зміст завдань системи
Екологічна оцінка якості атмосферного повітря			
BenMAP	Environmental Benefits Mapping and Analysis Program	CMAS Center, UNC Chapel Hill	Оцінка користі для здоров'я населення від поліпшення якості атмосферного повітря
CAMEO	Computer Aided Management of Emergency Operations	NOAA, U.S. EPA	Оцінка ризику аварій на основі бази даних хімічних показників забруднення атмосферного повітря з урахуванням диспергаційних моделей
CMAQ	Community Multiscale Air Quality Model	U.S. EPA NERL	Оцінка ризику розповсюдження викидів у атмосферному повітрі
EMS-HAP	Emissions Modeling System for Hazardous Air Pollutants	U.S. EPA	Обробка даних інвентаризації викидів у атмосферному повітрі
LandGEM	Landfill Gas Emissions Model	U.S. EPA and Eastern Research Group	Оцінка ризику впливу викидів метану, вуглекислого газу, неметанових органічних сполук твердих побутових відходів з міських звалищ
Екологічна оцінка якості ґрунтів			
BEIS	Biogenic Emissions Inventory modeling System	NOAA, U.S. EPA	Оцінка ризику впливу викидів летючих органічних сполук на стан рослин і викидів оксиду азоту (NO) на стан ґрунту
SOIL	–	U.S. EPA	Прогноз поведінки хімічних речовин у ґрунтах (модель MacKay)
SLSCREEN	–	U.S. EPA	Розрахунок допустимих концентрацій у ґрунтах при заданій величині ризику

### **Висновки до розділу 3.**

1. Запропоновано методичний підхід що включає використання LCA, MIPS- та ризик-аналізу в упорядкованій послідовності для отримання комплексної оцінки відповідності, а також для точного виявлення потенційно нестабільних станів та руйнівних елементів та процесів. Ці оцінки враховують унікальні аспекти досліджуваного об'єкта та цілі аналізу.

2. Запропоновано розглядати об'єкт, що вивчається, як складну систему, що поєднує природні та техногенні компоненти. Результати цього підходу до аналізу відповідності екологічним та безпечним стандартам представлені як автономні у контексті управління якістю таких складних систем.

3. Отримано характеристики стану об'єктів сталості що визначають якість за оцінкою рівня екологічності та безпечності з урахуванням різних рівнів аналізу їх природних і техногенних складових: глобального, макrorівня, мікрорівня.

4. Розроблено інформаційно-методичну підтримку оцінки екологічності природно-техногенних об'єктів на основі методів оцінки життєвого циклу, MIPS- і ризик-аналізу.

5. Встановлено послідовність визначення показників комплексної оцінки стану природно-техногенних об'єктів.

6. Виконано аналіз програмного забезпечення для оцінки екологічності виробництв у навколишньому середовищі. Запропоновані варіанти використання інформаційно-програмного забезпечення у відповідності до отриманих у дослідженні показників стійкості на основі LCA, Mips, ризик-аналізу.

## РОЗДІЛ 4

### ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ СИСТЕМИ ІНФОРМАЦІЙНО-МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ХІМІЧНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

#### 4.1 Характеристика впливу продуктів підприємства хімічної галузі на навколишнє природне середовище

Практична реалізація комплексної оцінки екологічності здійснена для виробництва алкідних лакофарбових матеріалів (ЛФМ).

Виробництво алкідних лакофарбових матеріалів має значний вплив на навколишнє середовище через виділення в повітря і воду отруйних і шкідливих хімічних речовин. Ці матеріали виготовляються з нафтохімікатів і виділяють леткі органічні сполуки (ЛОС) під час виробничого процесу та під час використання в якості покриття. Ці ЛОС сприяють забрудненню атмосферного повітря та негативно впливають на здоров'я населення. Крім того, виробництво алкідних фарб і лаків споживає велику кількість енергії та ресурсів, а утилізація невикористаних або відпрацьованих продуктів може призвести до забруднення навколишнього середовища.

В Україні виробляється близько 2 тис. лакофарбових матеріалів. У 2021 році ємність українського ринку склала 0,7 млн. т. Найбільшим попитом в Україні користуються алкідні та водно-дисперсійні фарби: на перші припадає 55-60% загального ринку ЛФМ, а на другі – 30-35% [171].

Лідером виробництва лакофарбової продукції в Україні є підприємство ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” – м. Дніпро Німецька компанія “Meffert AG Farbwerke” заснована в 1947 році в м. Бад Кройцнах. На українському ринку підприємство працює більше 10 років. Виготовляє акрилові і латексні фарби, акрилові емалі, ґрунтовки, антисептики, клеї, алкідні фарби. Контроль якості

здійснюється сертифікованою лабораторією згідно стандартам DIN EN ISO 9001. Концерн виготовляє продукти зі знаком “Блакитний ангел”, символ абсолютної екологічності продукції за стандартом DIN EN ISO 14001.

При виготовленні алкідних фарб, емалей і лаків використовуються смоли алкїду, що призводить до утворення напівпрозорих і міцних плівок, які стійкі до механічних пошкоджень.

При виробництві алкідів ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” використовує лляну олію, що знижує навантаження на об’єкти НПС. Алкїди поділяються на гліфталеві, ксифталеві, пентафталеві і етрифталеві. ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” використовує пентафталеві алкїди.

Для виготовлення алкідних лакофарбових матеріалів застосовується алкоголювальний спосіб. Модифікація в цьому випадку відбувається без процесу розщеплення олії. Перша стадія синтезу включає в себе алкоголіз за допомогою багатоатомного спирту, а також каталізатора.

Взаємодія речовин проходить при температурі 220-250 градусів. Після чого моногліцериди, які виділяються з рослинних олій, етерифікують антигїдритом, при цьому підвищуючи температуру. Схема процесу виробництва алкідної фарби представлена на рисунку 4.1.

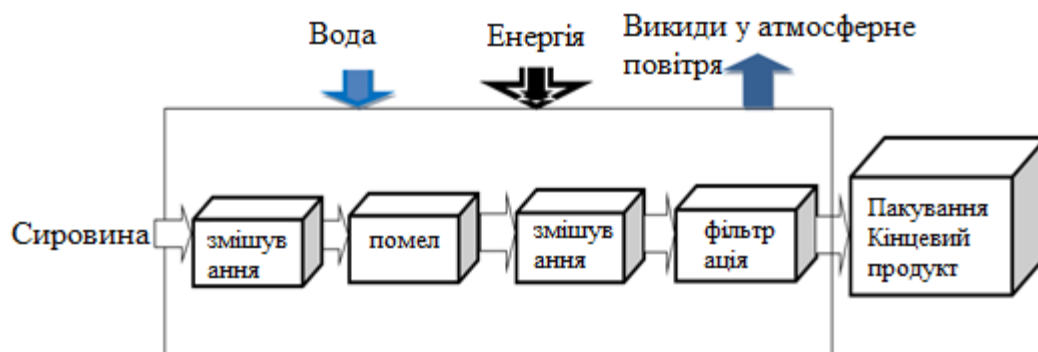


Рисунок 4.1 - Схема процесу виробництва алкідної фарби

Технологічний процес виробництва алкідної фарби ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” включає: дозування; перемішування та гомогенізацію компонентів; перетирання напівфабрикатів у бісерному (кульовому) млині; розлив та розфасовку у споживчу тару.

Все виробництво, включаючи склади та адміністративно-побутові приміщення, зосереджено в одному виробничому корпусі. План розташування виробничих приміщень ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” представлений на рис. 4.2.

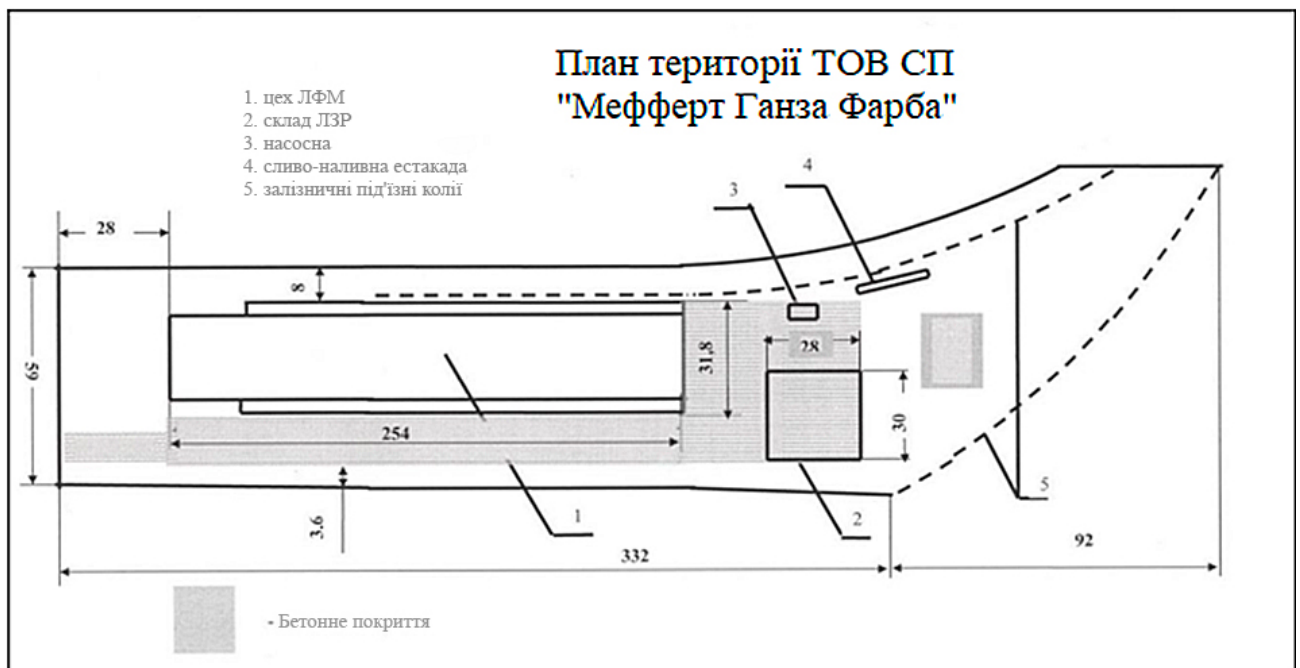


Рисунок 4.2 - План розташування виробничих приміщень  
ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба”

Усі компоненти лакофарбової продукції в необхідних кількостях відважуються на терезах і завантажуються в реактори-дисольвери, в яких відбувається змішування компонентів і отримання лакофарбового напівфабрикату. Перемішування ведуть протягом 20-30 хвилин до отримання однорідної суміші з рівномірно розподіленими пігментами та наповнювачами.

Потім через донний штуцер, отриманий напівфабрикат з дисольверів поступає в бісерні млини, в яких він остаточно гомогенізується і перетирається.

Готові лакофарбові матеріали переміщують в проміжні пересувні ємності, звідки вони розфасовуються та надходять на склад готової продукції. У процесі виробництва лакофарбових матеріалів використовується обладнання: збірники, реактори, насоси шестерні, бісерні млини, міксери.

Було проаналізовано сім модельних фарб, які виробляються на підприємстві ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” (табл. 4.1).

Таблиця 4.1- Склад продукції ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба”

Рецептури	Розчинник	Зв'язуюча рідина	Пігмент	Подовжувачі (CaCO <sub>3</sub> )
1 SB ґрунтувальна олія	90%	10%		
2 SB ґрунтовка	45%	25%	10% TiO <sub>2</sub>	20%
3 Заводська ґрунтовка	65% H <sub>2</sub> O	10%	15% TiO <sub>2</sub>	10%
4 WB Першокласна ґрунтовка	90% H <sub>2</sub> O	10%		
5 SB алкідна фарба	77%	20%	3% оксид заліза	
6 WB алкідна фарба	77% H <sub>2</sub> O	20%	3% оксид заліза	
7 Непрозоре верхнє покриття	20%	40%	20% TiO <sub>2</sub>	20%

У процесі виробничої діяльності ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” утворюються відходи. Сумарна кількість відходів становить 117,1543 т/рік.

На підприємстві є 7 місць тимчасового накопичення відходів, у тому числі 4 закритих та 3 відкритих. Усі майданчики із твердим покриттям.

Небезпечними виробничими об'єктами ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” є цех із виробництва лакофарбових матеріалів; система газоспоживання; ділянка транспортування небезпечних речовин.

На підприємстві забруднення ґрунтів, атмосферного повітря і стічних вод відбувається при виробництві продукції та при митті апаратури чи підлоги в приміщеннях. Витрати ресурсів на виробництво 1 кг алкідної емалевої фарби наведені на рисунку 4.3

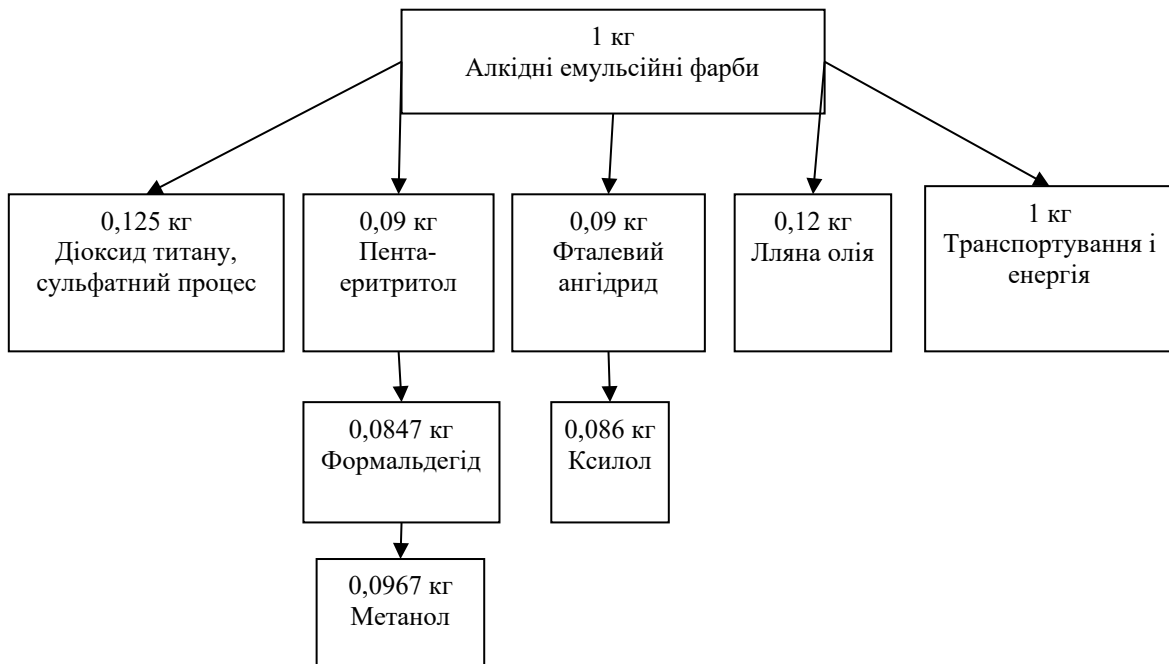


Рисунок 4.3 –Блок-схема витрат ресурсів на виробництво 1 кг алкідної емалевої фарби

Головними забруднюючими речовинами є пари плівкоутворювальних речовин, до складу яких входять акриламід, аміак, бутилакрилат, етилакрилат, метил акрилат, стирол, фенол, формальдегід частина цих речовин може викидатися в навколишнє середовище. Від розчинників виділяється амілацетат, ацетон, бензин (у тому числі уайт-спирт), бензол, бутилацетат. Від затверджувачів – етилендіамін, гексаметилендіамін. Пігменти небезпечні такими речовинами: алюміній, оксид алюмінію, оксид заліза, ртуть та її неорганічні сполуки, свинець та його неорганічні сполуки, двооксид титану, оксид цинку, оксид хрому [174].

До неметанових летких органічних сполук, що виділяються в процесі виробництва належить акрилова кислота – найпростіший представник одноосновних ненасичених карбонових кислот. Безбарвна рідина з різким запахом, розчинна у воді, діетиловому ефірі, етанолі, хлороформі. Легко полімеризується з утворенням поліакрилової кислоти.

Найбільш поширеними забруднювачами є речовини у вигляді суспендованих твердих частинок, оксид вуглецю, метали та їх сполуки, а найнебезпечніші – неметанові леткі органічні сполуки, нітрати, нітрити, фосфати, сульфати [172].

Утилізують в основному відходи алкідних, меламіно-алкідних, мочевіноформальдегідних, поліакрилатних, епоксидних (гарячого затвердіння), перхлорвінілових, нітратцелюлозних та деяких інших рідких лакофарбових матеріалів. Вони утилізуються як пастоподібні і напівтверді матеріали, зібрані в ваннах гідрофільтрів розпилювальних камер, установок струменевого обливу і занурення. Містять до 50% води і до 30% плівкоутворювальних речовин [173].

Важко забезпечити єдину технологію утилізації лакофарбових матеріалів, у зв'язку з різноманіттям їх видів. Найчастіше їх знищують спалюванням у спеціальних печах. Проте цим способом не можуть бути утилізовані ЛКМ, що містять галовмісні компоненти через утворення діоксидів. Висока в'язкість і клейкість цих матеріалів сильно ускладнюють їх вилучення з тари та подачу на спалювання. У результаті утилізація здійснюється не повністю і супроводжується значним навантаженням на об'єкти навколишнього середовища [174].

Утворених відходів виробництва та споживання на об'єкти кінцевого розміщення щорічно вивозиться в середньому 59,15 т відходів, іншим підприємствам на переробку та знешкодження передається 58,0043 т відходів.

ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” при виробництві продукції використовує екологічну біосировину, лляну олію, як більш стійку альтернативу нафтохімічним продуктам. Також при виробництві алкідних фарб і лаків



використовується спосіб на водній основі, який має менші викиди ЛОС і такий тип продукції легше утилізувати.

Отже, підприємство ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба”, яке займається виробництвом алкідних лакофарбових матеріалів має значний вплив на навколишнє середовище. Щоб повністю оцінити екологічність цих матеріалів, необхідно провести комплексну оцінку на основі аналізу життєвого циклу, MIPS-і ризик-аналізу, щоб врахувати всі впливи на навколишнє середовище від видобутку сировини, виробництва, використання та утилізації.

#### **4.2 Оцінка впливу алкідних лакофарбових матеріалів на навколишнє природне середовище**

Для оцінки впливу процесу виробництва фарби на навколишнє середовище було використано методику оцінки життєвого циклу LCA поєднанні з оцінкою екологічних ризиків і MIPS-аналізом. LCA визначалася відповідно до Міжнародного стандарту оцінки життєвого циклу (ISO14044) [175], який включає (а) визначення мети та обсягу дослідження; (b) збір даних та аналіз інвентаризації; (c) проведення оцінки впливу та (d) інтерпретацію даних та результатів.

Дослідження було спрямоване на оцінку впливу на об’єкти НПС білої алкідної емалевої фарби, щоб визначити проблемні місця процесу виробництва і утилізації. Для дослідження було обрано підхід «від колиски до могили», починаючи з видобутку сировини та закінчуючи етапом виробництва фарби (табл. 4.2 – 4.3).

Таблиця 4.2 – Матеріальні ресурси, які витрачаються при видобутку сировини

Найменування	Стадія розробки	Стадія виробництва	Стадія використання	Стадія утилізації
Невідновлювані ресурси	9.26	$6.56 \times 10^{-2}$		0.27

Продовження таблиці 4.2 – Матеріальні ресурси, які витрачаються при видобутку сировини

Найменування	Стадія розробки	Стадія виробництва	Стадія використання	Стадія утилізації
Відновлювані ресурси	$1.71 \times 10^3$	37		24.1
Споживання блакитної води*	17	1.57		$7.32 \times 10^{-2}$
Небезпечні відходи, депоновані	$2.55 \times 10^{-6}$	$1.10 \times 10^{-6}$		$3.88 \times 10^{-9}$
Нешкідливі відходи, депоновані	1.25	$6.02 \times 10^{-4}$		1.28
Перероблені матеріали				$1.67 \times 10^{-2}$
Вторсировина	$1.18 \times 10^{-3}$			

\*Примітка: Споживання блакитної води є важливим показником водного сліду продукту та його впливу на водні ресурси регіону, означає кількість поверхневих і підземних вод, які використовуються під час виробництва продукту. Кількісно оцінивши споживання блакитної води в LCA, можна зрозуміти кількість води, необхідної для виробництва продукту, і потенційний вплив на місцеві водні ресурси.

Таблиця 4.3 – Матеріальні ресурси, які витрачаються при виробництві продукту

Найменування [кг]	Стадія розробки	Стадія виробництва	Стадія використання	Стадія утилізації
Невідновлювані ресурси	13	$9.18 \times 10^{-2}$		$3.78 \times 10^{-1}$
Відновлювані ресурси	$2.40 \times 10^3$	51.7		33.7
Споживання блакитної води	23.8	2.20		$1.02 \times 10^{-1}$
Небезпечні відходи, депоновані	$3.57 \times 10^{-6}$	$1.54 \times 10^{-6}$		$5.44 \times 10^{-9}$
Нешкідливі відходи, депоновані	1.75	$8.42 \times 10^{-4}$		1.80
Перероблені матеріали				$2.34 \times 10^{-2}$
Вторсировина	$1.65 \times 10^{-3}$			

Що стосується інвентаризації життєвого циклу, було розглянуто наступне:

1) різні входи з сировини, включаючи: алкідну смолу, діоксид титану, доломіт, кобальт, кальцій, цирконій, уайт-спірит, бентоніт (глину), полікарбонат як

диспергуючий агент; енергію, що використовується для змішування, подрібнення та упаковки; 2) вода не враховувалася, оскільки процес не вимагає додавання води. Що стосується виходів: кінцевий продукт (біла алкідна емалева фарба) і викиди, що утворюються в атмосферу у вигляді твердих частинок і вуглеводнів. Тверді відходи, що утворюються: порожні мішки і бочки, використовуються повторно, тому вони були виключені з дослідження (табл. 4.4).

LCA оцінювався на основі методології оцінки впливу Eco-Indicator 99. Були розглянуті такі категорії впливу: потенціал глобального потепління (GWP), потенціал підкислення (AP), потенціал евтрофікації (EP), потенціал канцерогенів (CP), потенціал екотоксичності (ETP), потенціал респіраторної неорганічної освіти (RIFP), потенціал респіраторної органічної освіти (ROFP), радіаційний потенціал (RP), виснаження озонового шару (OLD), виснаження мінеральної сировини (MD), землекористування (LU) та виснаження викопного палива (FFD).

Таблиця 4.4 - Вхідні/вихідні дані для оцінки життєвого циклу виробництва 1000 кг алкідної фарби

Речовина	Одиниця вимірювання	Кількість
<b>Вхід</b>		
<b><u>Сировина</u></b>		
Алкідна смола	кг	520
Діоксид титану	кг	200
Алкідна емульсія: пропіленгліколь	кг	90
Алкідна емульсія: фталевий ангідрид	кг	90
Алкідна емульсія: лінолева кислота	кг	120
Добавки (піногасник, біоцид, диспергатор)	кг	12.5
Доломіт	кг	140
Кобальт	кг	3,6
Кальцій	кг	4,8
Цирконій	кг	17
Уайт-спирит	кг	100

Продовження таблиці 4.4 - Вхідні/вихідні дані для оцінки життєвого циклу виробництва 1000 кг алкідної фарби

Речовина	Одиниця вимірювання	Кількість
Бентонітова глина	кг	5
Диспергувальний агент: - полікарбонат	кг	5
<b><u>Енергія</u></b>		
Електрика для змішування, подрібнення та упаковки	Рекуперація відпрацьованого тепла	25
<b><u>Вихід</u></b>		
Кінцевий продукт(фарба)	кг	1000
<b><u>Викиди у повітря</u></b>		
Зважений пил/тверді частинки	частин на мільйон	213,5
Неспалені вуглеводні	частин на мільйон	166

Результати аналізу показують, що категорією, на яку найбільше впливає виробництво білої емалі, є ресурси (45,8%), якість екосистеми та здоров'я людини, 31,8% та 22,5% відповідно. У таблиці 4.5 та на рисунку 4.4 представлено оцінку впливу виробництва 1 тонни білої емалевої фарби на навколишнє середовище. Виснаження запасів викопного палива є категорією з найбільшим впливом, далі йдуть землекористування та потенціал респіраторних неорганічних утворень. Наслідки зміни клімату становлять 3,5% від загальної кількості дій.

Таблиця 4.5. - Вплив на НПС за категоріями виробництва алкідної фарби

Категорія впливу	Загальний (%)
Горючі корисні копалини	43,8
Землекористування	29,1
Респіраторні неорганічні речовини	14,5
Канцерогени	4,4
Зміна клімату	3,5
Підкислення/евтрофікація	1,4
Екотоксичність	1,3
Мінерали	1,0
Радіація	-
Озоновий шар	-

Найбільш схильною до впливу категорією є виснаження запасів копалин, на частку якої припадає 44,8% загального впливу на навколишнє середовище через викиди, що утворюються в процесі виробництва алкідних смол. Цей виробничий процес є енергоємним [176]. Алкідні смоли являють собою синтетичні поліефірні смоли, отримані шляхом етерифікації багатоатомних спиртів багатоосновними карбоновими кислотами, де принаймні один із спиртів має бути триатомним або вищим. Вони завжди модифіковані натуральними жирними кислотами чи оліями та/або синтетичними жирними кислотами. Крім того, алкідна смола утворюється за допомогою реакції поліконденсації, яка відбувається в реакторі. Реактиви відокремлюють від залишків за допомогою системи фільтрації. Джерелом нагріву може бути електрична або олійна, газова або вугільна піч [177].

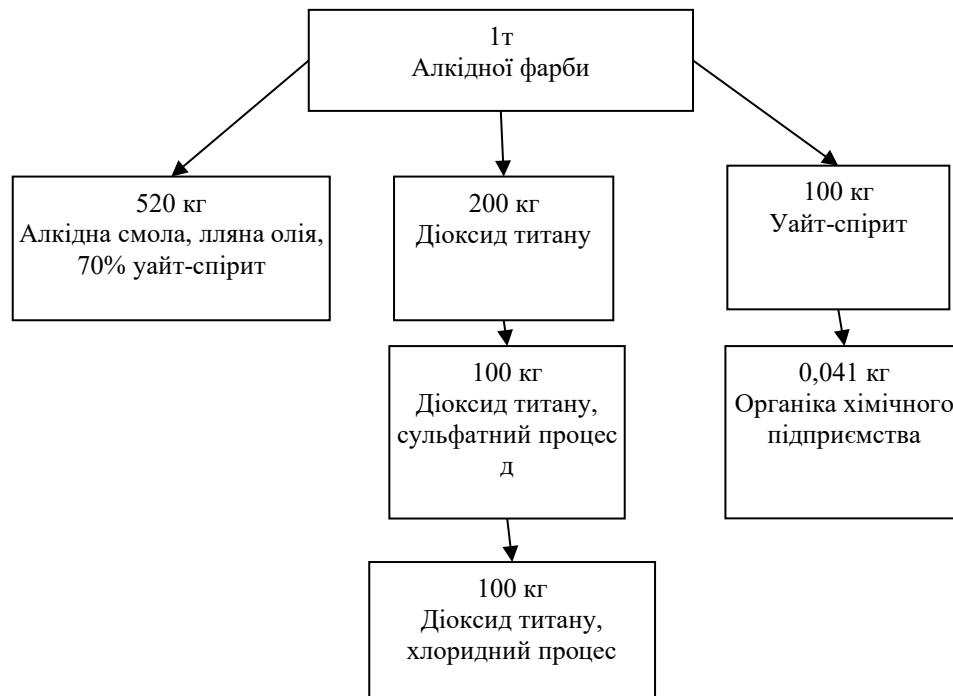


Рисунок 4.4 –Екологічна мережа процесу фарбування алкідною емаллю

Другою за рівнем впливу категорією є землекористування, що складає 29,1% загального на навколишнє середовище (табл. 4.6). Цей вплив пов'язаний із

впливом нафти, що використовується у виробництві довгоалкідної смоли, і руди, які використовуються у виробництві діоксиду титану ( $\text{TiO}_2$ ). Використоване масло в процесі виробництва алкідної смоли як один з її вихідних матеріалів витягується з рослинних культур, таких як насіння бавовнику або сої [177]. Що стосується виробництва діоксиду титану, то як основна сировина використовується ільмінітова руда, яка видобувається на рудниках. На виробництво кожної 1 тонни діоксиду титану витрачається близько 2 тонн сировини (ільменіт або ільменіт + шлак), а це означає, що на 1 тонну алкідної емалі витрачається 400 кілограмів ільмінтової руди. Третьою основною категорією впливу є респіраторний потенціал неорганічних утворень, на частку якого припадає 14,6% загального впливу. У сульфатному процесі для виробництва діоксиду титану сірчана кислота використовується для розчинення сировини, внаслідок чого утворюються моногідратований сульфат заліза (MON), червоний гіпс та гептагідрат сульфату заліза [178]. Ці утворення є викидами в атмосферу від спалювання викопного палива, що призводить до утворення аерозолів сульфатів та нітратів.

На категорію канцерогенного впливу припадає 4,4% загального впливу виробництва алкідної смоли через викиди миш'яку та кадмію. На стан атмосферного повітря впливають викиди  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ , що утворюються у процесі спалювання алкідних смол. Що стосується евтрофікації, екотоксичності, потенціалу утворення респіраторної органіки та виснаження мінералів, їх сукупний вплив становить менше ніж 4% від загального впливу. Жодних впливів на радіацію чи потенціали озонового шару виявлено не було. Для розрахунків впливу на навколишнє середовище використано версію SimaPro Education на основі даних Інвентаризації життєвого циклу (табл. 4.4, 4.6).

Таблиця 4.6. - Інвентаризація життєвого циклу процесу виробництва білої емалевої алкідної фарби

Елемент	Одиниці виміру	Кількість	Індикатор впливу
Викиди у повітря			
Основні елементи			
CO <sub>2</sub>	кг	2900,5	ПГП
CH <sub>4</sub>	кг	8,22	ПГП
N <sub>2</sub> O	кг	1,46	ПГП
NO <sub>x</sub>	кг	7,82	ПРНУ, ПП, ЕП
SO <sub>2</sub>	кг	10,64	ПРНУ, ПП, ЕП
Тверді частинки > 2,5 мкм та < 10 мкм	кг	1,2	ПРНУ
Тверді частки < 2,5 мкм	кг	0,54	ПРНУ
Аміак	кг	0,96	ПРНУ, ПП, ЕП
Сульфати	кг	0,94	ПРНУ, ПП, ЕП
Кадмій	кг	0,00014	ЕТП
Мідь	кг	0,002	ЕТП
Нікель	кг	0,003	ЕТП
Цинк	кг	0,003	ЕТП
Скиди			
Миш'як	кг	0,0017	КП
Викиди у ґрунт			
Цинк	кг	0,006	ЕТП
Кадмій	кг	0,0009	КП
Споживання ресурсів			
Земельні ресурси	м <sup>2</sup>	1268	ВКК
Енергія	МДж	7943,9	ВКК

\*Примітка: потенціал глобального потепління (ПГП), потенціал підкислення (ПП), потенціал евтрофікації (ЕП), потенціал канцерогенів (КП), потенціал екотоксичності (ЕТП), потенціал респіраторного неорганічного утворення (ПРНУ) та виснаження корисних копалин (ВКК).

При оцінці впливу алкідної фарби на об'єкти НПС MIPS включає такі фактори, як кількість нафти та природного газу, що використовуються в процесі виробництва, енергію, яка використовується для нагрівання та дистиляції, а також утворення відходів і викидів, включаючи ЛОС (леткі органічні сполуки) і парникові гази.

Однак, важливо зазначити, що MIPS враховує лише прямі впливи виробництва і не враховує непрямі впливи, такі як вплив на навколишнє середовище від видобутку та переробки сировини або вплив утилізації відходів.

За результатами MIPS-оцінки і ризик-оцінки виробництво алкідних лакофарбових матеріалів має середній рівень небезпеки. На основі загально-детальної і детальної ризик-оцінки факторами дестабілізації і небезпечності визначені сульфати, вуглекислий газ, метан, нікель, мідь (табл. 4.7, рис. 4.5-4.6).

Таблиця 4.7 - Розрахункові характеристики впливу на навколишнє середовище викидів виробництва білої емалевої алкідної фарби

№	Речовина	MI- числа	$C_i$	$MI_{\text{загальн}}$	$MIPS_2$	$RiskI$
1	N <sub>2</sub> O	0.3677	1.46	0.5368	0.0026842	0.00143
2	Сульфати	4.1	0.94	3.854	0.01927	0.0004
3	CO <sub>2</sub>	0.6129	29.5	18.7	8.8885823	0.072
4	Метан	0.000072	8.22	0.0006	2.959E-06	0.03
5	Нікель	7.43	0.035	0.2601	0.0013003	0.151
6	Мідь	85.5	0.002	0.171	0.000855	0.072
7	Кадмій	0.0004	0.00014	6E-08	2.8E-10	0.0004
8	Цинк	15.6	0.006	0.0936	0.000468	0.0046
<b>Сумарне MIPS<sub>2</sub>-число*</b>					8.9131627	

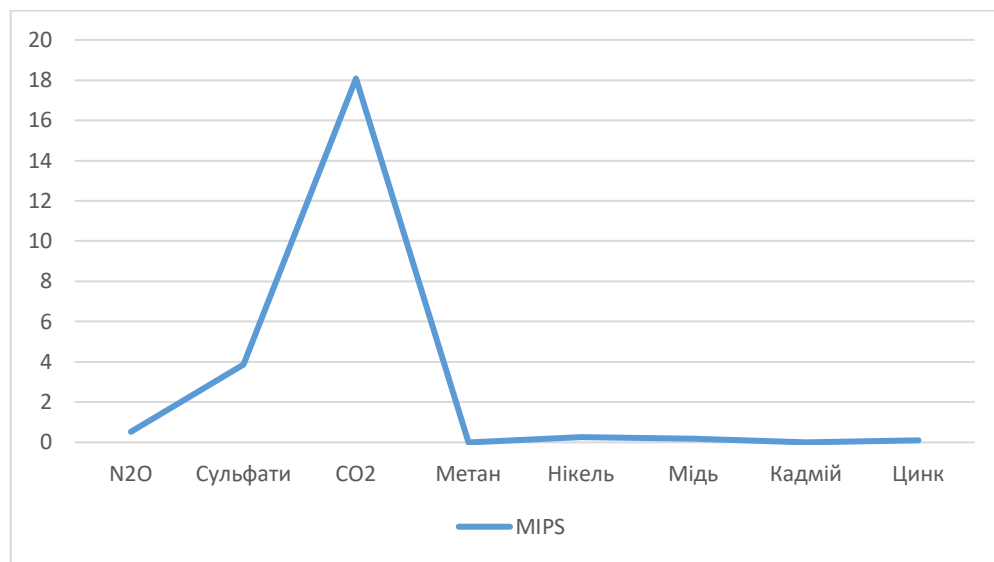


Рисунок 4.5 – Графічна інтерпретація результатів MIPS-аналізу екологічності виробництва білої емалевої алкідної фарби



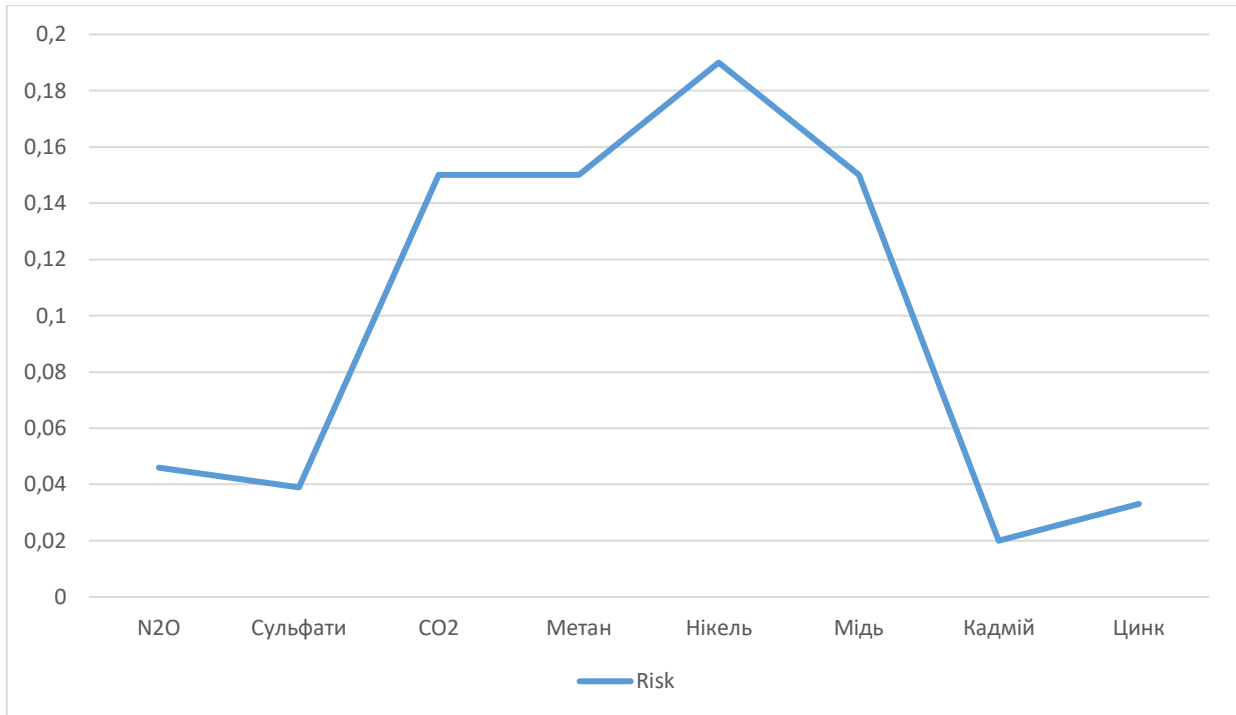


Рисунок 4.6 – Графічна інтерпретація результатів ризик-аналізу екологічності виробництва білої емалевої алкідної фарби

### 4.3 Рішення щодо зниження навантаження на навколишнє середовище від діяльності виробництва емалевої алкідної фарби

Існує кілька способів зменшити вплив виробництва емалевих алкідних фарб на навколишнє середовище, зокрема:

1. Використання сировини, яка є відновлюваною та/або має низьку токсичність, такої як рослинні олії та смоли.

Така сировина використовується при виробництві білої емалевої алкідної фарби, яка досліджується

2. Впровадження енергоефективних виробничих процесів та обладнання.

3. Використання складів на водній основі або з низьким вмістом ЛОС (летких органічних сполук).

4. Належне управління та утилізація будь-яких небезпечних відходів, які утворюються під час виробництва.

5. Впровадження програм переробки та скорочення відходів на підприємстві.

6. Проведення регулярних екологічних аудитів і впровадження будь-яких необхідних змін для покращення продуктивності.

7. Дотримання законів і нормативних актів щодо охорони навколишнього середовища.

Технологічний процес утилізації відходів акрилової фарби зазвичай складається з наступних етапів:

1. Збір і сортування відпрацьованої фарби: відпрацьована фарба збирається та відокремлюється від інших видів відходів, таких як розчинники та інші хімікати.

2. Попередня обробка: відпрацьована фарба може бути попередньо оброблена для видалення будь-яких домішок, таких як бруд і сміття, перед подальшою обробкою.

3. Спалювання: одним із поширених методів є спалювання відпрацьованої фарби, це перетворить відпрацьовану фарбу на попіл, який можна безпечно утилізувати на звалищі.

4. Захоронення: зола, що утворюється в результаті спалювання, зазвичай захоронюється на спеціально розробленому сміттєзвалищі.

5. Переробка. Альтернативою утилізації відпрацьованої фарби, що призведе до росту відходів, є переробка. Фарбу можна розділити на різні компоненти, такі як пігменти, смоли та розчинники, які потім можна повторно використовувати для виготовлення нової фарби.

6. Біологічне розкладання: Існують біологічні методи обробки та утилізації відходів акрилової фарби, наприклад біодеградація. Цей процес передбачає використання мікроорганізмів для руйнування органічних компонентів фарби.

Одним із способів утилізації відпрацьованої акрилової фарби є використання її як добавки до тротуарної продукції (бруківки). Що може включати такі продукти, як асфальт і бетон. Технологічний процес утилізації відходів акрилової фарби як добавки до бруківки складається з етапів:

1. Збір і сортування відпрацьованої фарби: відпрацьована фарба збирається та відокремлюється від інших видів відходів, таких як розчинники та інші хімікати.

2. Попередня обробка: відпрацьована фарба може бути попередньо оброблена для видалення будь-яких домішок, таких як бруд і сміття, перед подальшою обробкою.

3. Змішування: відпрацьована фарба змішується з іншими матеріалами, такими як заповнювач і сполучна речовина, для створення продукту для тротуарної плитки. Кількість доданої фарби буде залежати від конкретного складу бруківки та її бажаних властивостей.

4. Моніторинг: характеристики бруківки, такі як довговічність, стійкість до ковзання та збереження кольору, слід контролювати з часом, щоб переконатися, що вона відповідає бажаним специфікаціям і безпечна для використання.

Такий спосіб утилізації має переваги, такі як зменшення кількості відходів і зменшення потреби у первинних матеріалах для виробництва бруківки.

У роботі запропоновано утилізувати відходи акрилової фарби методом додавання їх при виробництві бруківки. Відпрацьована фарба може бути використана як корисний продукт, включаючи паливо, суміш кераміки та бруківки.

Технологічний процес утилізації відходів акрилової фарби засновано на попередній підготовці відходів. Так рідкі компоненти поглинаються сорбентами (глауконіт, торф та ін.). Стверджувачі, що мають сильнокислу або сильнолужну реакції попередньо нейтралізуються до рН = 6-8. Потім відходи разом з тарою подрібнюються в дробарці «HAMMEL 750 D / DK». Подрібнені продукти

поміщаються в контейнери, які герметично закриваються, в них вкладений поліетиленовий мішок (для полегшення подальшого вивантаження).

На другому етапі відходи змішуються в певному співвідношенні. Змішування здійснюється у змішувачах різного типу відповідно до затвердженого регламенту технологічного процесу переробки промислових відходів з отриманням добавок для виробництва цементу [147].

Отримана продукція використовується на цементних заводах, забезпечуючи ресурсозбереження. Відбувається корисне використання як мінеральної, так і енергетичної складової добавок. Технологія є повністю безвідходною, що дозволяє уникнути розміщення відходів на полігонах [147].

Головними забруднюючими речовинами при виробництві алкідної фарби, при митті апаратури і приміщень є оксиди заліза, алюмінію, цинку, хрому, пари плівкоутворювальних речовин, до складу яких входять фенол, стирол, формальдегід, аміак.

Одним із способів утилізації відходів фарби є їх додавання у вироби з бруківки з варіаціями 1, 2, 3, 4 і 5%.

Утилізація відходів фарби у вигляді суміші бруківки відбувається за шістьма сценаріями:

Перший сценарій, якщо третя сторона бере відходи фарби на утилізацію.

Другий сценарій, якщо відходи фарби використовуються безпосередньо як суміш тротуарної плитки зі складом суміші 1%.

Третій сценарій, якщо відходи фарби використовуються безпосередньо як суміш бруківки із складом суміші 2%.

Четвертий сценарій, якщо відходи фарби використовуються безпосередньо як суміш тротуарної плитки зі складом суміші 3%.

П'ятий сценарій, якщо відходи фарби використовуються безпосередньо як суміш тротуарної плитки зі складом суміші 4%.

Шостий сценарій, якщо відходи фарби використовуються безпосередньо як суміш тротуарної плитки зі складом суміші 5%.

LCA та MIPS-аналіз головним чином враховують вплив на навколишнє середовище, як на зміну клімату у формі потенціалу парникових газів, який виражається в тоннах CO<sub>2</sub>еквіваленті (CO<sub>2</sub>-екв) та фотохімічні окислювачі у вигляді летких органічних сполук (ЛОС).

Сценарій 1: відходи фарби транспортуються на утилізацію.

Ліцензовані компанії з утилізації відходів здійснюють утилізацію відходів фарби через третіх сторін. Відходи фарби відправляються наземним транспортом, обробляються та утилізуються (рис. 4.7). Вплив на навколишнє середовище, виражений потенціалом зміни клімату через глобальне потепління, визначається утворенням парникових газів і фотоокислювача.

Відстань від місця розташування підприємства ДЛФЗ, ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” до місця утилізації третьою стороною становить 488 км, використовуючи вантажівку з бензиновим паливом. Потім відходи фарби масою 12 тонн переробляються, при цьому утворюються викиди CO<sub>2</sub> у 1,7334 тонни. Кожен кг відходів фарби призведе до викидів під час транспортування 0,1445 кг CO<sub>2</sub>-екв.

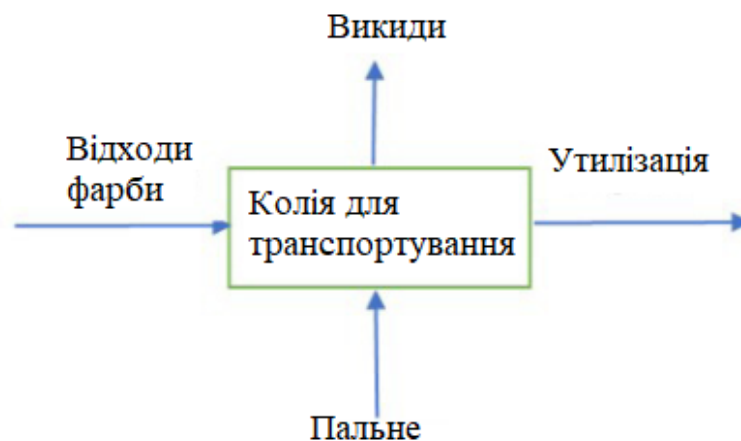


Рисунок 4.7 – Схема утилізації відходів фарби здійснюється третьою стороною

Вплив на навколишнє середовище від транспортування на 1 кг відходів фарби склав 0,163 кг CO<sub>2</sub>-екв та 39,7285 кг CO<sub>2</sub>-екв, викликаних відходами фарби (шламом).

Сценарій 2–6: відходи фарби як сировина для бруківки.

Для виробництва бруківки необхідна сировина пісок і цемент у співвідношенні 4:1, змішаних з водою. Суміш рівномірно розмішують, потім пресують на бруківці. Вироби розміром 21 см x 10,5 см x 6 см сушать протягом 28 днів. Схема утилізації відходів фарби як сировина для бруківки наведена на рисунку 4.8.

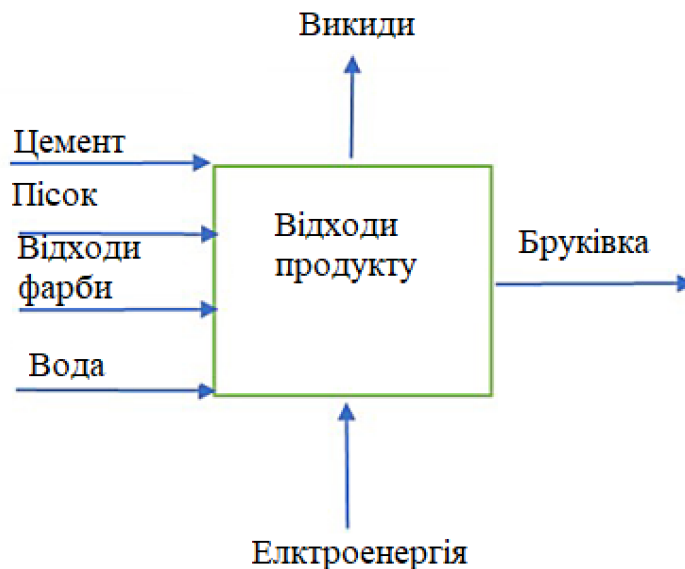


Рисунок 4.8 – Схема утилізації відходів фарби як сировина для бруківки

Результати дослідження LCA, проведеного за чотирма сценаріями з використанням і без використання відходів фарби як продукту, наведені у таблиці 4.8, були розраховані для кожного 1 кг бруківки.

Таблиця 4.8 - Оцінка впливу на навколишнє середовище 1 кг бруківки

Сценарій	Потенціал зменшення викидів парникових газів	Фотохімічне утворення окислювача
Відходи фарби, які перебувають у третьої сторони	0,163 кг CO <sub>2</sub> -екв (транспорт) і 39,892 кг CO <sub>2</sub> -екв (утилізація)	0,136 кг Неметанові леткі органічні сполуки (НМЛОС)
Бруківка з використанням відходів фарби, склад 1%	1,112 кг CO <sub>2</sub> -екв	2,486 10 <sup>-3</sup> кг НМЛОС
Бруківка з використанням відходів фарби, склад 2%	0,896 кг CO <sub>2</sub> -екв	3,356 10 <sup>-3</sup> кг НМЛОС
Бруківка з використанням відходів фарби, склад 3%	1,209 кг CO <sub>2</sub> -екв	4,440 10 <sup>-3</sup> кг НМЛОС
Бруківка з використанням відходів фарби, склад 4%	1,526 кг CO <sub>2</sub> -екв	5,525 10 <sup>-3</sup> кг НМЛОС
Бруківка з використанням відходів фарби, склад 5%	1,842 кг CO <sub>2</sub> -екв	6,609 10 <sup>-3</sup> кг НМЛОС

Бруківка, вироблена з відсотком суміші відходів фарби 1,2,3,4 і 5%, впливає на зміну клімату та утворення фотохімічних окислювачів. Потенційний вплив парникових газів значно зменшується, якщо відходи фарби використовувати як сировину для суміші тротуарної плитки. Подібним чином, вплив фотохімічного утворення окислювача також зменшився. З екологічної точки зору використання відходів фарби як сировини для цих продуктів дає позитивні переваги.

Таким чином, використання відходів фарби як сировини для бруківки забезпечує позитивну користь для навколишнього середовища, а оптимізація відсотка, який можна використовувати, вимірюється стандартами міцності на стиск бруківки. Результати утилізації наведені на рисунку 4.9, де видно, що середнє значення міцності бруківки на стиск збільшується при додаванні сухих відходів фарби в кількості 1 і 2%, потім дещо знижується пропорційно до відсотка відходів фарби до 5%. Міцність бруківки на стиск 244–390 кг/см<sup>2</sup>

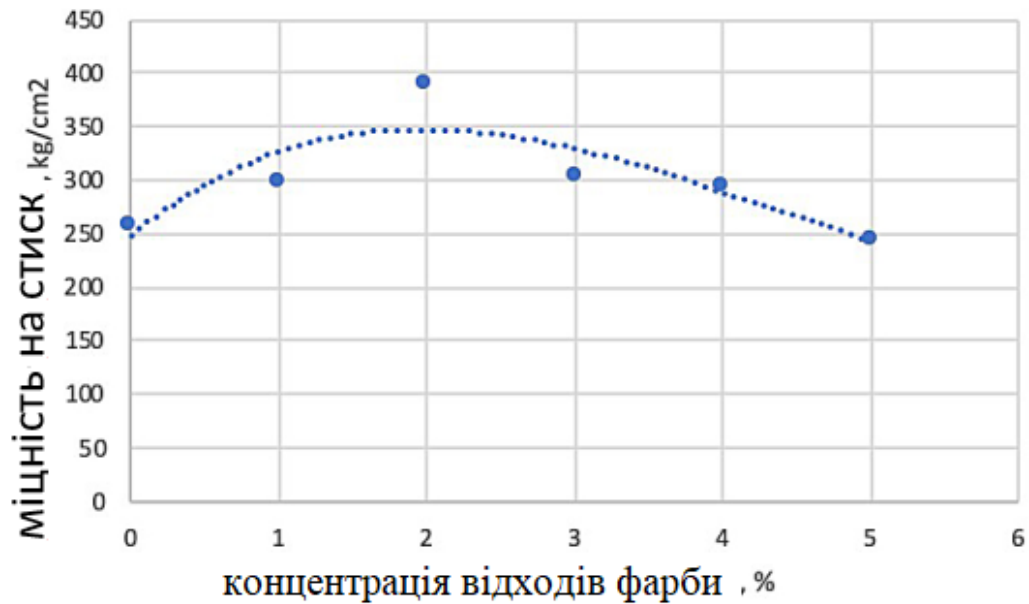


Рисунок 4.9 - Міцність бруківки на стиск з використанням суміші фарбувальних відходів.

Середня міцність на стиск бруківки з вмістом відходів фарби 5% становить 244,55 кг/см<sup>2</sup> порівняно з бруківкою без відходів фарби 256,67 кг/см<sup>2</sup> або зменшення на 4,72%. Відносно використання 5% сухих відходів фарби не змінює міцність бруківки на стиск. На підставі СНІ 03–0691–1996 бруківка з сумішшю сухих відходів фарби з вмістом не більше 5% відповідає якості В, С і D може використовуватися як паркувальне, пішохідне, паркове та інші покриття, але не можуть використовуватися як дорожнє покриття. Найвища міцність на стиск бруківки з відходами фарбування 2%.

Випробування на водопоглинання для бруківки із сумішшю сухих відходів фарби показує, що додавання висушених відходів фарби не впливає на водопоглинання з концентрацією 2% (рис. 4.10).



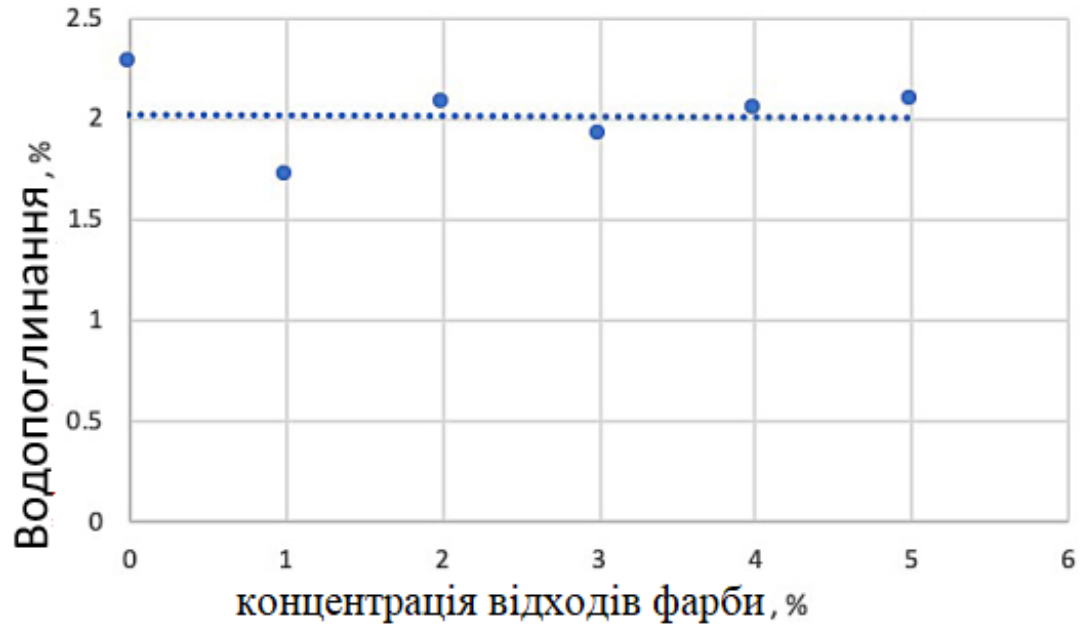


Рисунок 4.10 - Водопоглинання бруківки сумішшю відходів фарби.

Використання відходів фарби до рівня 5% дає такі ж результати міцності на стиск, як і без додавання відходів фарби, а також не змінює водопоглинання. Тому сухі відходи фарби, отримані в однорідних частинках, можна використовувати як суміш для виготовлення бруківки. Норма водопоглинання, згідно СНІ 03–0691–1996 для категорії А, становить для використання дорожнього покриття 3%.

Таким чином, використання відходів фарби як сировини для виробництва бруківки може зменшити негативний вплив на навколишнє середовище, зокрема потенціал глобального потепління та фотохімічних окислювачів. Використання відходів фарби в суміші для тротуарної плитки з максимальним вмістом 5% відповідає стандарту міцності на стиск і водопоглинання. Підхід «від відходів до продукту» забезпечує економічні та екологічні вигоди як альтернативу управлінню промисловим середовищем.

#### **Висновки до розділу 4.**

Розділ 4 полягає у практичній реалізації системи інформаційно-методичного забезпечення оцінки екологічності підприємств хімічної промисловості.

1. Виявлено вплив продуктів підприємства ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” на навколишнє природне середовище.

2. Практична реалізація комплексної оцінки екологічності здійснена для виробництва алкідних лакофарбових матеріалів.

3. Застосоване методичне забезпечення оцінки екологічності підприємств, яке було розроблене у розділі 3 і поєднує методи оцінки життєвого циклу LCA, MIPS-і ризик-аналізу на різних рівнях дослідження.

4. Надані рішення щодо зниження навантаження на навколишнє середовище від діяльності підприємств виробництва алкідних лакофарбових матеріалів.

## ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

За результатами дисертаційного дослідження зроблені такі загальні висновки:

1. Встановлено на підставі критичного аналізу існуючих у світі методик аналізу і оцінки екологічного впливу підприємств на довкілля, що система потребує удосконалення та всебічного огляду.
2. Підтверджено доцільність розробки методики багатокритеріальної оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та удосконалено методичне та інформаційне забезпечення існуючих методик з контролю якості моніторингових систем з запровадженням додаткових аспектів дослідження.
3. Визначено загальні характеристики екологічності та безпеки для природно-техногенних об'єктів.
4. Виявлено фактори на рівні функціональних цілей, що сприяють дестабілізації та зниженню стійкості, враховуючи поточні умови їхньої стабільності та послідовного розвитку як окремих систем, так і об'єкта в цілому.
5. Визначено необхідність комплексного підходу у створенні математичних моделей для аналізу об'єктів дослідження.
6. Виявлено фактори впливу хімічної промисловості на економічні, екологічні та соціальні аспекти довкілля.
7. Обрано стратегії управління життєвим циклом продукції, підходи до оцінки матеріальних ресурсів, необхідних для виробництва продукту, та методики ризик-аналізу.
8. Розглянуто економічні, екологічні та соціальні механізми оцінки рівня екологічної безпеки, які застосовуються для вивчення впливу діяльності хімічної галузі на природне середовище та суспільство.

9. Запропоновано багатокритеріальну методику оцінки екологічності, що передбачає систематичне використання аналізу життєвого циклу (LCA), оцінки матеріального споживання продукції (MIPS) та ризик-аналізу для отримання комплексної оцінки, що відповідає критеріям та детально описує потенційно дестабілізуючі стани, руйнівні фактори та процеси, що враховує унікальні характеристики об'єкта дослідження та цілі оцінки, що проводились.
10. Практичне застосування оцінки екологічності хімічного виробництва було виконано на прикладі виробництва алкідних лакофарбових виробів. Підприємство ТОВ СП “Мефферт Ганза Фарба” має значний вплив на НПС, щоб врахувати всі впливи на навколишнє середовище від видобутку сировини, виробництва, використання та утилізації та повністю оцінити екологічність цих матеріалів проведено комплексну оцінку на основі аналізу життєвого циклу, MIPS- і ризик-аналізу.
11. Визначено усі впливи діяльності підприємства на екологічному, економічному та соціальному рівнях.
12. Запропоновано рішення щодо зниження навантаження на НПС діяльності виробництва емалевої алкідної фарби здійсненні за рахунок утилізування відходів акрилової фарби методом додавання їх при виробництві бруківки зі складом суміші 1, 2, 3, 4 і 5%, що зменшує негативний вплив на довкілля, а саме потенціал глобального потепління (на 1,112 кг CO<sub>2</sub>-екв; 0,896 кг CO<sub>2</sub>-екв; 1,209 кг CO<sub>2</sub>-екв; 1,526 кг CO<sub>2</sub>-екв; 1,842 кг CO<sub>2</sub>-екв відповідно за кожним з сценаріїв) та фотохімічних окислювачів (2,486 10<sup>-3</sup>кг НМЛОС; 3,356 10<sup>-3</sup>кг НМЛОС; 4,440 10<sup>-3</sup>кг НМЛОС; 5,525 10<sup>-3</sup>кг НМЛОС; 6,609 10<sup>-3</sup>кг НМЛОС (неметалеві леткі органічні сполуки відповідно за кожним з сценаріїв). Застосування відходів фарби в діапазоні від 1 до 5% забезпечує аналогічні показники міцності при стисканні, як і у разі їх використання, не впливаючи на поглинання води.

Бруківка, до складу якої входять відходи акрилової фарби, відповідає необхідним стандартам і є абсолютно безпечною для експлуатації.

Багатокритеріальний підхід є цінним інструментом для промислових підприємств, оскільки він охоплює всі аспекти їх впливу на навколишнє середовище. Цей метод враховує не лише екологічну безпеку та соціальну відповідальність, але також забезпечує економічну ефективність та прибутковість.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Матіс Є.О., Крот О.П. Дослідження показників екологічності підприємств хімічної промисловості. – Науковий Вісник Будівництва, 2020
2. Maxwell D, Van der Vorst R (2003) Developing sustainable products and services. *J Clean Prod* 11:883–895. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00164-6](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00164-6)
3. De Medeiros JF, Ribeiro JLD, Cortimiglia MN (2014) Success factors for environmentally sustainable product innovation: a systematic literature review. *J Clean Prod* 65:76–86. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.035>.
4. Ottman JA, Stafford ER, Hartman CL et al (2010) Avoiding green marketing myopia: ways to improve consumer appeal for environmentally preferable products. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 9157. <https://doi.org/10.3200/ENVT.48.5.22-36>
5. Dangelico RM, Pontrandolfo P, Pujari D (2013) Developing sustainable new products in the textile and upholstered furniture industries: role of external integrative capabilities. *J Prod Innov Manag* 30:642–658. <https://doi.org/10.1111/jpim.12013>.
6. Романенко М.А. Способи оцінки екологічності систем життєзабезпечення об'єктів житлового та комунального господарства / М. А. Романенко, М. А. Ємець, І. І. Романенко, І. Ю. Леснікова // *Строительство. Материаловедение. Машиностроение. Серия: Энергетика, экология, компьютерные технологии в строительстве*, 2017. - № 98. - С. 137 - 143.
7. Greenbiz. 2009. “Green Product Trends: More Launches, More Sales.” 24 April. Available at [www.greenbiz.com/news/2009/04/24/green-product-trends](http://www.greenbiz.com/news/2009/04/24/green-product-trends)
8. American Hotel and Lodging Association. 2014. “AH&L Green Glossary” website. Available at [www.ahla.com/Green.aspx?id=25018](http://www.ahla.com/Green.aspx?id=25018)
9. Campbell, B.L., H. Khachatryan, B.K. Behe, J. Dennis, and C.R. Hall. 2014. “U.S. and Canadian Consumer Perception of Local and Organic.” *International Food and Agribusiness Management Review* 17(2): 21–40.

10. WCED (World Commission on Environment and Development), "United Nations General Assembly document A/42/427," in *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford, UK, 1987.

11. J. Elkington, *Cannibals with Forks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business*, New Society Publishers, Stoney Creek, Conn, USA, 1998.

12. T. Dyllick, K. Hockerts. Beyond the business case for corporate sustainability. *Business Strategy and the Environment*. 2002. Vol. 11, No. 2, PP. 130–141.

13. Bowell J. B. Sustainability metrics, indicators, and indices for the process industries. In book: *Sustainable Development in the Process Industries: Cases and Impact*. J. Harmsen, 2010, PP. 5–23.

14. de Nadea J, de Carvalho MM (2016) UMA ANALISE DOS SISTEMAS DE GESTÃO INTEGRADOS E O DESEMPENHO BASEADO NO TRIPLE BOTTOM LINE. XXXVI ENCONTRO Nac Eng Prod 1–17

15. Elkington J (1997) Partnerships from cannibals with forks: the triple bottom line of 21st century business. *Environ Qual Manag Autumn* 199:37–51. <https://doi.org/10.1002/tqem.3310080106>

16. Onyali CI (2014) Triple bottom line accounting and sustainable corporate performance. *Res J Financ Acc* 5:195–209

17. Gmelin H, Seuring S (2014) Determinants of a sustainable new product development. *J Clean Prod* 69:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.053>

18. R. K. Singh, H. R. Murty, S. K. Gupta, and A. K. Dikshit, "An overview of sustainability assessment methodologies," *Ecological Indicators*, vol. 15, no. 1, pp. 281–299, 2012.

19. Graymore M.L.M., Sipe N.G., Rickson R.E. Regional sustainability: How useful are current tools of sustainability assessment at the regional scale? *Ecol. Econ*. 2008. Vol. 6, No. 3, PP. 362–372.

20. Graymore M. *The Journey to Sustainability: Small Regions, Sustainable Carrying Capacity and Sustainability Assessment Methods*. Ph.D. Thesis. Australian School of Environmental Studies. Griffith University. 2005. Brisbane. Australia.

21. Gasparatos A., El-Haram M., Horner M., A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environ. Impact Assess. Rev.* 2008, Vol. 28(4-5), PP. 286–311.

22. Ness B., Urbel Piirsalu E., Andeberg S., Olsson L. Categorising tools FOS sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 2007, Vol. 60, PP. 498–508.

23. Pope J., Annandale D., Morrison Sanders A. Conceptualizing sustainability assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 2004, Vol. 24, PP. 595–616.

24. Glavic P., Lukman R. Review of sustainability terms and their definitions. *J. Clean. Prod.* 2007, Vol. 15, PP. 1875–1885.

25. Collin R.M., Collin R.W. *Encyclopedia of Sustainability*; ABC-CLIO/Greenwood Press: Santa Barbara, CA, USA, 2010; Vol. 2, PP. 101–113.

26. Loiseau E., Junqua G., Roux P.H., Bellon-Maurel V. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *J. Environ. Manag.* 2012, Vol. 112, PP. 213–225.

27. Angelakoglou K., Gaidajis G. A review of methods contributing to the assessment of the environmental sustainability of industrial systems. *J. Clean. Prod.* 2015, Vol. 108, PP. 725–747.

28. Krajnc D., Glavič P. Indicators of sustainable production. *Clean Technol. Environ. Policy* 2003, Vol. 5, PP. 279–288.

29. Tonelli F., Evans S., Taticchi P. Industrial sustainability: Challenges, perspectives, actions. *Int. J. Bus. Innov. Res.* 2013, Vol. 7, PP. 143–163.

30. Welford R., Young W., Ytterhus B. Toward sustainable production and consumption: A conceptual framework. *Eco-Manag. Audit.* 1998, Vol. 5.1, PP. 38–56.



31. Lowell Center for Sustainable Production (LCSP). Lowell Center for Sustainable Production. What Is Sustainable Production? 2015. Available online: <http://www.sustainableproduction.org/about.what.php> (accessed on 13 October 2018).

32. Veleva V., Ellenbecker M.J. Indicators of sustainable production. *J. Clean. Prod.* 2001, Vol. 9, PP. 447–452.

33. Artiach, T.; Lee, D.; Nelson, D.; Walker, J. The determinants of corporate sustainability performance. *Acc. Financ.* 2010, 50, 31–51.

34. Формування стратегії розвитку підприємств хімічної промисловості /П.Г.Перерва// Вісник НТУ „ХПІ”. Серія: Технічний прогрес і ефективність виробництва. – Х.: НТУ „ХПІ”. - 2013. - № 21 (994) - С. 112-119.

35. Науменко Р.П. Аналіз стратегії розвитку підприємств хімічної промисловості / Р.П.Науменко // Прометей: регіон. зб. наук. праць. – Донецьк: ДЕГІ, 2011. - Вип. 3 (36) - С. 168-172.

36. Наукове видання / С. О. Іщук, Л. Й. Созанський, Л. П. Коваль, О. В. Ляховська; НАН України. ДУ «Інститут регіональних досліджень імені М. І. Долишнього Національної академії наук України»; наук. ред. С. О. Іщук. – Львів, 2018. – 91 с. (Серія «Регіони: моніторинг, прогнози, моделі»).

37. Luthra, S.; Govindan, K.; Mangla, S.K. Structural model for sustainable consumption and production adoption-a grey-DEMATEL based approach. *Resour. Conserv. Recycl.* 2017, 125, 198–207.

38. Singh, R.K.; Murty, H.R.; Gupta, S.K.; Dikshit, A.K. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol. Indic.* 2012, 15, 281–299.

39. Niemeijer, D.; Groot, R.S. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 2008, 8, 14–25.

40. Keeble, J.J.; Topiol, S.; Berkeley, S. Using indicators to measure sustainability performance at a corporate and project level. *J. Bus. Ethics* 2003, 44, 149–158.

41. Azapagic, A. Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry. *J. Clean. Prod.* 2004, 12, 639–662.
42. World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), *Signals of Change: Business Progress Toward Sustainable Development*, World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Geneva, Switzerland, 1997.
43. The GRI Sustainability Reporting Guidelines, 2013, <https://www.globalreporting.org/resource/library/GRIG4-Part1-Reporting-Principles-and-Standard-Disclosures.pdf>.
44. OECD—Organisation for Economic Co-operation and Development, “An Update of the OECD Composite Leading Indicators Short-Term Economic Statistics Division, Statistics Directorate/OECD,” 2002, <http://www.oecd.org>
45. The (AIChE) Sustainability Index: the Factors in Detail, 2009, <http://www.aiche.org/resources/publications/cep/2009/january/aiche-sustainability-index-factors-detail>.
46. D. Tanzil, G. Ma, and B. R. Belof, “Automating the sustainability metrics approach,” in *Proceedings of the AIChE Spring Meeting*, New Orleans, La, USA, April 2004.
47. M. Wilkinson, “Sustainable development and IChemE,” *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 78, no. 4, p. 236, 2000.
48. P. T. Anastas and J. C. Warner, *Green Chemistry: Theory and Practice*, Oxford University Press, New York, NY, USA, 1998.
49. P. T. Anastas and M. M. Kirchhof, “Origins, current status, and future challenges of green chemistry,” *Accounts of Chemical Research*, vol. 35, no. 9, pp. 686–694, 2002.
50. J. B. Manley, P. T. Anastas, and B. W. Cue Jr., “Frontiers in Green Chemistry: meeting the grand challenges for sustainability in R&D and manufacturing,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, no. 6, pp. 743–750, 2008.

51. W. Lilienblum, W. Dekant, H. Foth et al., "Alternative methods to safety studies in experimental animals: role in the risk assessment of chemicals under the new European Chemicals Legislation (REACH)," *Archives of Toxicology*, vol.82,no.4,pp. 211–236, 2008.

52. Regulation (EC) No 1272/2008 of the European parliament and of the council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC)No 1907/2006, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:353:0001:01:EN:HTML>.

53. Paula Saavalainen, Satish Kabra, Esa Turpeinen Sustainability Assessment of Chemical Processes: Evaluation of Three Synthesis Routes of DMC. Hindawi Publishing Corporation, *Journal of Chemistry*, Volume 2015, pp. 1-12

54. Alexandre André Feil, Dusan Schreiber, Claus Haetinger, Virgílio José Strasburg and Claudia Luisa Barkert. Sustainability Indicators for Industrial Organizations: Systematic Review of Literature. *Sustainability* 2019, 11, 854, pp. 1-15.

55. Tahir, A.C.; Darton, R.C. The process analysis method of selecting indicators to quantify the sustainability performance of a business operation. *J. Clean. Prod.* 2010, 18, 1598–1607.

56. Rahdari A.H., Anvary Rostamy A.A. (2015) Designing a general set of sustainability indicators at the corporate level. *J Clean Prod* 108:757–771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.108>

57. Lee, K.H.; Saen, R.F. Measuring corporate sustainability management: A data envelopment analysis approach. *Int. J. Prod. Econ.* 2012, 140, 219–226.

58. Büyüközkan, G.; Karabulut, Y. Sustainability performance evaluation: Literature review and future directions. *J. Environ. Manag.* 2018, 217, 253–267.

59. Erol, I.; Cakar, N.; Erel, D.; Sari, R. Sustainability in the Turkish retailing industry. *Sustain. Dev.* 2009, 17, 49–67.

60. Bui, N.T.; Kawamura, A.; Kim, K.W.; Prathumratana, L.; Kim, T.H.; Yoon, S.H.; Jang, M.; Amaguchi, H.; Du Bui, D.; Truong, N.T. Proposal of an indicator-based sustainability assessment framework for the mining sector of APEC economies. *Resour. Policy* 2017, *52*, 405–417.
61. Nordheim, E.; Barrasso, G. Sustainable development indicators of the European aluminium industry. *J. Clean. Prod.* **2007**, *15*, 275–279.
62. Kinderyte, L. Methodology of sustainability indicators determination for enterprise assessment. *Environ. Res. Eng. Manag.* 2010, *52*, 25–31.
63. Bork, C.A.; de Souza, J.F.; de Oliveira Gomes, J.; Canhete, V.V.; De Barba, D.J. Methodological tools for assessing the sustainability index (SI) of industrial production processes. *Int. J. Adv. Manuf. Technol.* 2016, *87*, 1313–1325.
64. OECD 2009. Chapter 3: Tracking Performance: Indicators of Sustainable Manufacturing. In *Eco-innovation in Industry- Enabling Green Growth*; Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD): Paris, France, 2009; pp. 95–144.
65. Despoina Aktsoğlu \* and Georgios Gaidajis. Environmental Sustainability Assessment of Spatial Entities with Anthropogenic Activities-Evaluation of Existing Methods. *Sustainability* 2020, *12*, 2680. pp. 1-11.
66. Mascarenhas, A.; Coelho, P.; Subtil, E.; Ramos, T.B. The role of common local indicators in regional sustainability assessment. *Ecol. Indic.* 2010, *10*, 646–656.
67. Scipioni, A.; Mazzi, A.; Zuliani, F.; Mason, M. The ISO 14031 standard to guide the urban sustainability measurement process: An Italian experience. *J. Clean. Prod.* 2008, *16*, 1247–1257.
68. Lammers, P.E.M.; Gilbert, A.J. *Towards Environmental Pressure Indicators for the EU: Indicator Definition*; EUROSTAT: Brussels, Belgium, 1999.
69. Scipioni, A.; Mazzi, A.; Mason, M.; Manzardo, A. The Dashboard of Sustainability to measure the local urban sustainable development: The case study of Padua Municipality. *Ecol. Indic.* 2009, *99*, 364–380.

70. Gatt, L. Quality of Life in New Zealand's Six Largest Cities; Auckland City Council: Auckland, New Zealand, 2001; pp. 1–122.
71. Wackernagel, M.; Rees, W.E. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. New Catalyst Bioregional Series; New Society Publishers: Gabriola Island, BC, Canada; Philadelphia, PA, USA, 1996; Volume 9, pp. 1–160.
72. Hoekstra, A.Y.; Chapagain, A.K.; Aldaya, M.M.; Mekonnen, M.M. Water Footprint Manual—State of the Art 2009; Water Footprint Network: Enschede, The Netherlands, 2009; pp. 1–127.
73. Guijt, I.; Moiseev, A.; Prescott-Allen, R. Resource Kit for Sustainability Assessment: Part A; IUCN-The World Conservation Union: Gland, Switzerland; Cambridge, UK, 2001.
74. Eurostat 2001. Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators, A Methodological Guide; Statistical Office of the European Union: Luxembourg, 2001.
75. Bruner, P.H. Substance flow analysis—A key tool for effective resource management. *J. Ind. Ecol.* 2012, 16, 293–295.
76. Huang, C.L.; Vause, J.; Ma, H.W.; Yu, C.P. Using material/substance flow analysis to support sustainable development assessment: A literature review and outlook. *Resour. Conserv. Recycl.* 2012, 68, 104–116.
77. Giljum, S.; Hubacek, K. Conceptual foundations and applications of physical input-output tables. In *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, Eco-Efficiency in Industry and Science*; Suh, S., Ed.; University of Minnesota: Minneapolis, MN, USA, 2009; pp. 61–75.
78. Brown, M.; Ulgiati, S. Energy quality, energy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecol. Model.* 2004, 178, 201–213.
79. Rosen, M.; Dincer, I. Exergy as the confluence of energy, environment and sustainable development. *Int. J. Exergy* 2001, 1, 3–13.

80. Apaiah, R.K.; Linnemann, A.R.; van der Kooi, H.J. Exergy analysis: A tool to study the sustainability of food supply chains. *Food Res. Int.* 2006, 39, 1–11.
81. Козуля Т.В. Теоретико-практичні основи методології комплексної оцінки екологічності територіальних і об'єктових систем / Т.В. Козуля, Н.В. Шаронова, Д.І. Ємельянова, М.М. Козуля // Проблеми інформаційних технологій. – 2012. – № 01 (011). – С. 37–45.
82. Byggeth S, Hochschorner E (2006) Handling trade-offs in Ecodesign tools for sustainable product development and procurement. *J Clean Prod* 14:1420–1430. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.03.024>
83. dos Santos FYSRGMMR (2010) A logística reversa e a sustentabilidade empresarial. XIII Semead - Semin em Adm:1–17
84. McDonough W., Braungart M. (2002) *Remarking the way we make things: cradle to cradle.* New York: North Point Press.
85. Toxopeus M.E., De Koeijer BLA, Meij AGGH (2015) Cradle to cradle: effective vision vs. efficient practice? *Procedia CIRP* 29:384–389. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.068>
86. Fiksel J. (1995) *Design for environment: creating eco-efficient products and processes.* New York: McGraw-Hill
87. Rossi M., Germani M., Zamagni A. (2016) Review of ecodesign methods and tools. Barriers and strategies for an effective implementation in industrial companies. *J Clean Prod* 129:361–373. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.051>
88. Masui K., Sakao T., Kobayashi M., Inaba A. (2003) Applying quality function deployment to environmentally conscious design. *Int J Qual Reliab Manag* 20:90–106. <https://doi.org/10.1108/02656710310453836>
89. Seuring S., Müller M. (2008) From a literature review to a conceptual framework for sustainable supply chain management. *J Clean Prod* 16:1699–1710. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.04.020>

90. Faulkner W., Badurdeen F. (2014) Sustainable value stream mapping (Sus-VSM): methodology to visualize and assess manufacturing sustainability performance. *J Clean Prod* 85:8–18. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.042>
91. Yang M., Vladimirova D., Rana P., Evans S. (2014) Sustainable value analysis tool for value creation. *Asian J Manag Sci Appl* 1:312–332. <https://doi.org/10.1504/AJMSA.2014.070649>
92. Kaplan R.S., Norton D.P. (1992) The balanced scorecard – measures that drive performance. *Harvard Bus Rev* 70:71 00178012
93. Звягінцева Г.В. Принципи оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища/ Г.В.Звягінцева // Зб. тез доповідей учасників III Всеукр. наук-практ. конф. «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України». – Запоріжжя: Фінвей, 2007. – С. 156–159.
94. Лисиченко Г.В. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління / Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, Г.А. Хміль – К.: Наук. думка, 2008. – 543 с.
95. Hale J, Legun K, Campbell H, Carolan M: Social sustainability indicators as performance. *Geoforum* 2019, 103:47-55.
96. Ruiz-Mercado G, Smith R, Gonzalez M: Sustainability indicators for chemical processes: I. Taxonomy. *Ind Eng Chem Res* 2012, 51:2309-2328.
97. Baxter J, Gram-Hanssen I, Askham C, Brodal I, Rubach S: Exploring sustainability metrics for redesigned consumer products. *J Cleaner Prod* 2018, 190:128-136.
98. Bautista S, Enjolras M, Narvaez P, Camargo M, Morel M: Biodiesel-triple bottom line (TBL): a new hierarchical sustainability assessment framework of principles criteria & indicators (PC&I) for biodiesel production. Part I. *Ecol Indic* 2016, 60:84-107.

99. Jime´nez-Gonza´lez C, Constable D: Green Chemistry and Engineering. New York: John Wiley & Sons; 2011.
100. Anastas P, Zimmerman J: Design through the 12 principles of green engineering. *Environ Sci Technol* 2003, 37:94A-101A.
101. Rigorous analysis of sustainability assessment of products that highlights the importance of the response and sensitivity of the metrics to input data.
102. Матіс Є.О., Крот О.П. Метод оцінки життєвого циклу продукту як ефективний комплекс дій щодо екобезпеки хімічної галузі. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека» National University of Civil Defence of Ukraine, 2021
103. J. Reap, F. Roman, S. Duncan, B. Bras, A survey of unresolved problems in life cycle assessment-Part I goals and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4) (2008) 290-300.
104. Meyer DE, Upadhyayula VK (2014) The use of life cycle tools to support decision making for sustainable nanotechnologies. *Clean Technol Environ Policy* 16(4):757–772.
105. Yan MJ, Humphreys J, Holden NM (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *J Environ Manag* 92(3):372–379
106. Bare JC (2014) Development of impact assessment methodologies for environmental sustainability. *Clean Technol Environ Policy* 16(4):681–690.
107. Fontes, J., P. Tarne, M. Traverso, and P. Bernstein. 2016. Product social impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4(2): 1–9.
108. Комариста Б. М. Автоматизована система оцінки впливу життєвого циклу продукту на навколишнє середовище / Б. М. Комариста, В. І. Бендюг // Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції. Збір. наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф. Харків, 2017. – С. 139-146.
109. Matis E., Krot O. MIPS Analysis as an Informative Assessment of the Environmental Friendliness of Production Processes, Sustainable Development of



Natural Environment Objects and Efficient Use of Resources. – AIP Conference Proceedings/ AIP Publishing Melville, NY USA 2023 (SCOPUS)

110. Wiesen K. Calculating the material input per service unit using the ecoinvent database / K. Wiesen, M. Saurat, M. Lettenmeier. // International journal of performability engineering. – 2014. – Vol. 10. – №. 4. – P. 357–366.

111. Blass, V. and C. J. Corbett. 2017. Same supply chain, different models: Integrating perspectives from life cycle assessment and supply chain management. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.12550>.

112. Lettenmeier, M.; Rohn, H.; Liedtke, C.; Schmidt-Bleek, F. Resource Productivity in 7 Steps; Wuppertal Spezial 41; Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy: Wuppertal, Germany, 2009. Available online: <http://epub.wupperinst.org/files/3384/WS41.pdf>

113. Kasimov A.M. Metodicheskoe obespechenie otsenki vozdejstvija tehnogennyh ob'ektov na okruzhajuschuju sredu / A.M. Kasimov, T.V. Kozulja, D.I. Emel'janova, M.M. Kozulja // *Ekologicheskij vestnik Severnogo Kavkaza*. – 2016. – № 1. – S. 48–54.

114. Schmidt-Bleek, F. The Earth: Natural Resources and Human Intervention (The Sustainability Project); Wiegand, K., Ed.; Haus Publishing: London, UK, 2009

115. Шуптар-Пориваева, Н. Й. (2019) Application of mips concept to determine efficiency of the resources use for the power sources production. *Norwegian Journal of development of the International Science*, 28 (2). с. 44-49.

116. Calvo-Serrano R, González-Miquel M, Papadokonstantakis S, Guillén-Gosálbez G. 2017. Predicting the cradle-to-gate environmental impact of chemicals from molecular descriptors and thermodynamic properties via mixed-integer programming. *Comput. Chem. Eng.* 108:179–93

117. Stengel, O. Suffizienz: die Konsumgesellschaft in der ökologischen Krise; Dissertationsschrift, Wuppertaler Schriften zur Forschung für eine nachhaltige Entwicklung 1; oekom verlag: München, Germany, 2011

118. Lettenmeier, M.; Liedtke, C.; Rohn, H. Eight Tons of Material Footprint—Suggestion for a Resource Cap for Household Consumption in Finland. *Resources* 2014, 3, 488–515.

119. Liedtke, C.; Ameli, N.; Buhl, J.; Oettershagen, P.; Pears, T.; Abbis, P. Wuppertal Institute Designguide—Background Information & Tools; Wuppertal Spezial No. 46; Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy: Wuppertal, Germany, 2013. Available online: <http://epub.wupperinst.org/files/4893/WS46.pdf/>

120. Романенко М. О. Способи оцінки екологічності систем життєзабезпечення об'єктів житлового та комунального господарства /, М. А. Смець, І. І. Романенко, І. Ю. Леснікова // *Строительство, материаловедение, машиностроение* : сб. науч. тр. / Приднепр. гос. акад. стр-ва и архитектуры. – Днепр, 2017. – Вып. 98. – С. 137-143.

121. Liedtke, C; Buhl, J.; Ameli, N. Microfoundations for Sustainable Growth with Eco-Intelligent Product Service-Arrangements. *Sustainability* 2013, 5, 1141–1160.

122. Матіс Є.О., Крот О.П. Модель формування методів оцінки екологічних ризиків для окремих складних систем. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*, ДЕА, 2021

123. Crawford RH, Bontinck PA, Stephan A, Wiedmann T, Yu M. Hybrid life cycle inventory methods – A review. *J Clean Prod* 2018;172:1273-1288

124. *Комариста Б. М.* Алгоритм оцінки впливу життєвого циклу продукту / Б. М. Комариста, В. І. Бендюг // III Всеукр. наук.-практ. конф. «Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів», Рубіжне, 2017. – С. 42-45.

125. Aachener Stiftung Kathy Beys, Ed.; Factsheet Measuring Resource Extraction. Sustainable Resource Management Needs to Consider Both Used and Unused Extraction; Aachener Stiftung Kathy Beys: Aachen, Germany, 2011. [http://www.faktor-x.info/fileadmin/content/Factsheet\\_Measuring\\_Resource\\_Extraction.pdf](http://www.faktor-x.info/fileadmin/content/Factsheet_Measuring_Resource_Extraction.pdf)

126. Delgove MAF, Laurent A-B, Woodley JM, De Wildeman SMA, Bernaerts KV, van der Meer Y. 2019. A prospective life cycle assessment (LCA) of monomer synthesis: comparison of biocatalytic and oxidative chemistry. *ChemSusChem* 12(7):1349–60
127. Gear M, Sadhukhan J, Thorpe R, Clift R, Seville J, Keast M. 2018. A life cycle assessment data analysis toolkit for the design of novel processes—a case study for a thermal cracking process for mixed plastic waste. *J. Clean. Prod.* 180:735–47
128. Ritthoff M. Calculating MIPS – Resource Productivity of Products and Services /M. Ritthoff, H. Rohn, C. Liedtke. – Wuppertal, 2003. – 360 p.
129. Calvo-Serrano R, Guillén-Gosálbez G. 2018. Streamlined life cycle assessment under uncertainty integrating a network of the petrochemical industry and optimization techniques: Ecoinvent versus mathematical modeling. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 6(5):7109–18
130. Arcese, G., M. C. Lucchetti, I. Massa, and C. Valente. 2016. State of the art in S-LCA: Integrating literature review and automatic text analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1082-0>
131. Yang Y, Heijungs R. 2018. On the use of different models for consequential life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23(4):751–58
132. Walker, S. Form beyond function: practice-based research in objects, environment and meaning. *Int. J. Sustain. Des.* 2011, 1, 335–347
133. Mancini, L. Food Habits and Environmental Impact: An Assessment of the Natural Resource Demand in Three Agri-Food Systems. Ph.D. Thesis, Marche Polytechnic University, Ancona, Italy, 2010. Available online: <http://openarchive.univpm.it/jspui/bitstream/123456789/288/1/Tesi.Mancini.pdf>
134. Brundage MP, Bernstein WZ, Hoffenson S, Chang, Q, Nishi H, Kliks T, Morris KC. Analyzing environmental sustainability methods for use earlier in the product lifecycle. *J Clean Prod* 2018;187:877-892.

135. Palazzo J, Geyer R, Suh S. 2020. A review of methods for characterizing the environmental consequences of actions in life cycle assessment. *J. Ind. Ecol.* In press. <https://doi.org/10.1111/jiec.12983>.
136. Artz J, Müller TE, Thenert K, Kleinekorte J, Meys R, et al. 2017. Sustainable conversion of carbon dioxide: an integrated review of catalysis and life cycle assessment. *Chem. Rev.* 118(2):434–504
137. Karka P, Papadokonstantakis S, Kokossis A. 2019. Environmental impact assessment of biomass process chains at early design stages using decision trees. *Int. J. Life Cycle Assess.* 24(9):1675–700
138. Righi S, Baioli F, Dal Pozzo A, Tugnoli A. 2018. Integrating life cycle inventory and process design techniques for the early estimate of energy and material consumption data. *Energies* 11(4):970
139. Ємельянова Д.І. Розробка комплексної методики оцінки екологічності природно-техногенних систем / Д.І. Ємельянова // Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Інноваційні дослідження у наукових роботах студентів.– Харків : НТУ «ХПІ», 2016. – № 19. – С. 44–48.
140. Козуля Т.В. Теоретико-методичні основи комплексного аналізу та оцінювання екологічності природно-техногенних об'єктів / Т.В. Козуля, Д.І. Ємельянова // Системні дослідження та інформаційні технології. – 2016. – № 1. – С. 73–84.
141. Cesari V, Zucali M, Sandrucci A et al (2017) Environmental impact assessment of an Italian vertically integrated broiler system through a Life Cycle approach. *J Clean Prod* 143:904–911. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.030>
142. Herrero M, Henderson B, Havlík P et al (2016) Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nat Clim Chang* 6:452–461. <https://doi.org/10.1038/nclimate2925>

143. Joensuu K, Silvenius F (2017) Production of mealworms for human consumption in Finland: a preliminary life cycle assessment. *J Insects Food Feed* 3:211–216. <https://doi.org/10.3920/JIFF2016.0029>
144. Pini, M., E. Cedillo Gonzalez, P. Neri, C. Siligardi, and A. Ferrari. 2017. Assessment of environmental performance of TiO<sub>2</sub> nanoparticles coated self-cleaning float glass. *Coatings* 7(1): 1–16.
145. Salomone R, Saija G, Mondello G et al (2017) Environmental impact of food waste bioconversion by insects: Application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*. *J Clean Prod* 140:890–905. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.154>
146. Steinmann, Z. J. N., A. M. Schipper, M. Hauck, S. Giljum, G. Wernet, and M. A. J. Huijbregts. 2017. Resource footprints are good proxies of environmental damage. *Environmental Science & Technology* 51(11): 6360–6366
147. Smetana S, Palanisamy M, Mathys A, Heinz V (2016) Sustainability of insect use for feed and food: Life Cycle Assessment perspective. *J Clean Prod* 137:741–751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.148>
148. Kijko, G., Margni, M., Partovi-Nia, V., Doudrich, G. & Jolliet, O. Impact of occupational exposure to chemicals in life cycle assessment: a novel characterization model based on measured concentrations and labor hours. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8741–8750 (2018)
149. Cosme N, Hauschild MZ (2017) Characterization of waterborne nitrogen emissions for marine eutrophication modelling in life cycle impact assessment at the damage level and global scale. *Int J Life Cycle Assess* 22:1–13
150. Escamilla EZ, Habert G (2017) Method and application of characterisation of life cycle impact data of construction materials using geographic information systems. *Int J Life Cycle Assess* 22:1210–1219
151. Ewertowska A, Pozo C, Gavaldá J, Jiménez L, Guillén-Gosálbez G (2017) Combined use of life cycle assessment, data envelopment analysis and Monte Carlo

simulation for quantifying environmental efficiencies under uncertainty. *J Clean Prod* 166:771–783

152. Bergesen, J. D. and S. Suh. 2016. A framework for technological learning in the supply chain: A case study on CdTe photovoltaics. *Applied Energy* 169: 721–728

153. Linkov I, Trump BD, Wender BA, Seager TP, Kennedy AJ, Keisler JM (2017) Integrate life—cycle assessment and risk analysis results, not methods. *Nat Nano* 12:740–743

154. Yang Y, Heijungs R (2016) A generalized computational structure for regional life-cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 22:213–221

155. Janssen, M., C. Xiros, and A.-M. Tillman. 2016. Life cycle impacts of ethanol production from spruce wood chips under high-gravity conditions. *Biotechnology for Biofuels* 9(53): 1–19.

156. Nitschelm L, Aubin J, Corson MS, Viaud V, Walter C (2016) Spatial differentiation in life cycle assessment (LCA) applied to an agricultural territory: current practices and method development. *J Clean Prod* 112:2472–2484

157. Saurat, M., Ritthoff, M., 2013. Calculating mips 2.0. *Resources* 2, 581-607.

158. Матіс Є.О. Аналіз програмного забезпечення оцінки екологічності об'єктів навколишнього природного середовища – Науковий вісник Полтавського університету економіки і торгівлі. Серія «Технічні науки», 2022.

159. Ємельянова Д.І. Методично-інформаційне забезпечення комплексної оцінки природно-техногенних комплексів / Д. І. Ємельянова // «Эколого-правовые и экономические аспекты техногенной безопасности регионов»: Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції. – Харків: ХНАДУ, 2013. – С. 112–117.

160. Козуля Т.В. Еколого-гігієнічна оцінка стану території населених пунктів на основі використання концепції корпоративної екологічної системи

(КЕС) / Т.В. Козуля, М.Г Щербань, Д.І. Ємельянова, О.О.Шевченко // Проблеми інформаційних технологій. – 2010. – № 02(008). – С. 103–110.

161. Linkov, I., Trump, B.D., Wender, B.A., Seager, T.P., Kennedy, A.J. and Keisler, J.M., Integrate life-cycle assessment and risk analysis results, not methods, *Nat. Nanotechnol.*, 12(8), pp. 740-743, 2017. DOI: 10.1038/nnano.2017.152

162. Safari, K.; AzariJafari, H. Challenges and opportunities for integrating BIM and LCA: Methodological choices and framework development. *Sustain. Cities Soc.* 2021, 67, 102728.

163. PRé Sustainability. SimaPro Software. Available online: <https://simapro.com/global-partner-network/pre-consultants/> (accessed on 1 June 2021)

164. Cremiato R., Mastellone M.L., Tagliaferri C., Zaccariello L., Lettieri P. Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*, 2018, vol. 124, pp. 180–188.

165. Liikanen M., Havukainen J., Viana E., Horttanainen M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of Sao Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 2018, vol. 196, pp. 150–162.

166. Sharif, S.A.; Hammad, A. Developing surrogate ANN for selecting near-optimal building energy renovation methods considering energy consumption, LCC and LCA. *J. Build. Eng.* 2019, 25, 100790.

167. Parkes O., Lettieri P., Bogle I.D.L. Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Management*, 2015, vol. 40, pp. 157–166.

168. Ripa M., Fiorentino G., Vacca V., Ulgiati S. The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 2017, vol. 142, Part 1, pp. 445–460.

169. Steinmann, Z. J. N., A. M. Schipper, M. Hauck, and M. A. J. Huijbregts. 2016. How many environmental impact indicators are needed in the evaluation of product life cycles? *Environmental Science & Technology* 50(7): 3913–3919.
170. Cavalliere, C.; Dell’Osso, G.R.; Pierucci, A.; Iannone, F. Life cycle assessment data structure for building information modelling. *J. Clean. Prod.* 2018, 199, 193–204.
171. Офіційний сайт Головного управління статистики України [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.ukrstat.gov.ua>.
172. M and M (2018) Markets and Markets analysis report, Industry update 2018. <https://www.marketsandmarkets.com/Market-Reports/paint-coating-market-156661838.html?gclid=EA1aIQobC>
173. Т.А. Караваєв ВОДНО-ДИСПЕРСІЙНІ ФАРБИ: ТОВАРОЗНАВЧА ОЦІНКА 2015.  
<https://knute.edu.ua/file/MjExMzA=/ff52647f4f415bc14204d693158cd5e6.pdf>
174. Formaldehyde in Chemical Economics Handbook. November 2021, HIS Markit, London, UK.  
<https://www.spglobal.com/commodityinsights/en/ci/products/formaldehyde-chemical-economics-handbook.html>
175. ISO14040 (2016) International Organization for Standardizations: Environmental Management - Life Cycle Assessment-Principles and Frameworks. Geneva, Switzerland.
176. DIN 53183 (1973) Paints, varnishes and similar products - Alkyd resins, test methods. German Institute for Standardization, German
177. Mannari and Patel (2015). Understanding Coatings Raw Materials. ca. 288 S. EPubVincentz Network ISBN 978-3-86630-603-5
178. Gázquez M. , Bolívar J. , Tenorio R. , Vaca F. 2014, A Review of the production cycle of Titanium dioxide pigmen



## ДОДАТКИ

## Акти, що підтверджують впровадження результатів дисертаційного дослідження



000023527

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ  
УКРАЇНИ

ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ  
УНІВЕРСИТЕТ  
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА  
імені О. М. Бекетова

61002, м. Харків, вул. Маршала Бажанова, 17,  
Тел. (057) 706-15-37, факс (057) 706-15-54  
E-mail: o@ce@kname.edu.ua,  
Код ЕДРПОУ 02071151

MINISTRY OF EDUCATION AND  
SCIENCE OF UKRAINE

O. M. BEKETOV NATIONAL UNIVERSITY  
OF URBAN ECONOMY  
IN KHARKIV

17, Marshala Bazhanova Street, Kharkiv 61002  
tel. (057) 706-15-37, fax (057) 706-15-54  
E-mail: o@ce@kname.edu.ua,  
EDRPOU code 02071151

Від 19.06.24 № 1141  
На № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

## ДОВІДКА

про впровадження у навчальний процес  
результатів дисертаційної роботи

Результати дисертаційної роботи аспіранта кафедри інженерної екології міст Харківського національного університету міського господарства імені О. М. Бекетова Матіс Євгенії Олегівни на тему: «Багатокритеріальна методика оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та рішень щодо захисту довкілля» впроваджені в навчальний процес здобувачів вищої освіти денної форми здобуття вищої освіти Навчально-наукового інституту будівництва та цивільної інженерії зі спеціальності 183 «Технології захисту навколишнього середовища» при проведенні занять та при розробці робочої програми з дисципліни «Техноекологія» на першому (бакалаврському) рівні вищої освіти.

Перший проректор

Завідувач кафедри  
інженерної екології міст



Ігор БІЛЕЦЬКИЙ

Дмитро ДЯДІН

Затверджую: директор ТОВ СП "Мефферт Ганза Фарба"



Захарченко Д.В.

АКТ

Впровадження результатів дисертаційної роботи Матіс Євгенії Олегівни «Багатокритеріальна методика оцінки екологічності підприємств хімічної галузі та рішень щодо захисту довкілля»

Комісія у складі: головного інженера ТОВ СП "Мефферт Ганза Фарба" та здобувача Матіс Є.О. встановила, що розроблена методика багатокритеріальної оцінки екологічності виробництв може бути використана для мінімізації впливу діяльності Підприємства на довкілля.

Результати числового та експериментальних досліджень та розроблені рекомендації використані для раціонального екологічного управління відходами.

Результати дослідження використані для підготовки проектної документації підприємства.

Член комісії: директор ТОВ СП "Мефферт Ганза Фарба"  Захарченко Д.В.