

**Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут»**

Факультет . хіміко-технологічний .

Кафедра кібернетики хіміко-технологічних процесів .

Рівень вищої освіти - другий (магістерський)

Спеціальність 8.05020202 - Комп'ютерно-інтегровані технологічні процеси і виробництва

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

В.о. завідувача кафедри

\_\_\_\_\_ Т.В.Бойко  
(підпис)

« 2 » вересня 2013 р.

**ЗАВДАННЯ**

**на магістерську дисертацію студенту**

Безсінному Дмитру Вадимовичу

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема дисертації «Система оцінювання життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії на основі органічних сполук рослинних відходів»

науковий керівник дисертації: Бугаєва Людмила Миколаївна .

\_\_\_\_\_ к.т.н., доцент \_\_\_\_\_

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету від « 09 » квітня 2015 р. № 858-с

2. Строк подання студентом дисертації 16 червня 2015 р.

3. Об'єкт дослідження вплив промислово-продукційної системи інгібіторів атмосферної корозії на довкілля \_\_\_\_\_

4. Предмет дослідження різнорівневі оцінки впливу одиничних процесів життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії на основі органічних сполук рослинних відходів у рамках визначених меж продукційних систем \_\_\_\_\_

5. Перелік завдань, які потрібно розробити

- виконати аналіз актуальних методів і метрик оцінювання життєвого циклу;
- запропонувати систему категорій впливу продукції на довкілля з врахуванням об'єкту дослідження і національних особливостей стану екологічних і соціальних складових розвитку держави;
- визначити вагові коефіцієнти категорій впливу та сфер захисту пропонуваної системи аналізу життєвого циклу;

- розробити програмне забезпечення оцінювання життєвого циклу у визначених межах продукційних систем інгібіторів атмосферної корозії на основі органічних сполук рослинних відходів з метою впровадження у науково-дослідній лабораторії кафедри фізичної хімії НТУУ «КПІ»;
- виконати порівняльний аналіз стадії виробництва альтернативних інгібіторів атмосферної корозії на основі обраних категорій впливу.

6. Орієнтовний перелік ілюстративного матеріалу електронна презентація.

7. Орієнтовний перелік публікацій чотири тези доповідей на конференціях

8. Консультанти розділів дисертації

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Охорона праці та безпека в надзвичайних ситуаціях	Полукаров Юрій Олексійович, доцент кафедри охорони праці промислової та цивільної безпеки		

9. Дата видачі завдання 2 вересня 2013р

#### Календарний план

№ з/п	Назва етапів виконання магістерської дисертації	Строк виконання етапів магістерської дисертації	Примітка
1	Розробка календарного плану	10.09.13	
2	Робота з літ. джерелами	02.02.14	
3	Аналіз сфери та об'єкту дослідження	26.06.14	
4	Консультації з представником кафедри фіз-хімії НТУУ «КПІ»	15.10.14	
5	Розробка програмного продукту	27.11.14	
6	Підготовка тез доповідей	28.01.15	
7	Оцінка умов охорони праці та безпеки в надзвичайних ситуаціях	23.02.15	
8	Оформлення магістерської дисертації	01.06.15	
9	Підготовка доповіді та презентації	13.06.15	
10	Попередній захист	16.06.15	

Студент

\_\_\_\_\_ (підпис)

Д.В.Безсінний

(ініціали, прізвище)

Науковий керівник дисертації

\_\_\_\_\_ (підпис)

Л.М.Бугасва

(ініціали, прізвище)

**НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ  
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ»**

Хіміко-технологічний факультет

Кафедра кібернетики хіміко-технологічних процесів

«На правах рукопису»  
УДК \_\_\_\_\_

«До захисту допущено»

В.о. завідувача кафедри  
\_\_\_\_\_ Т.В.Бойко  
(підпис) (ініціали, прізвище)

“ \_\_\_ ” червня 2015 р.

## Магістерська дисертація

на здобуття ступеня магістра

зі спеціальності 8.05020202 - Комп'ютерно-інтегровані технологічні процеси і  
виробництва

на тему: **«Система оцінювання життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії на основі органічних сполук рослинних відходів»**

Виконав: студент VI курсу, групи ХА-31м  
(шифр групи)

\_\_\_\_\_ Безінний Дмитро Вадимович \_\_\_\_\_  
(прізвище, ім'я, по батькові) (підпис)

Науковий керівник доцент каф. КХТП, к.т.н.,  
\_\_\_\_\_ Бугасва Людмила Миколаївна \_\_\_\_\_  
(посада, науковий ступінь, вчене звання, прізвище та ініціали) (підпис)

Консультант Охорона праці та безпека в надзвичайних ситуаціях  
(назва розділу)  
\_\_\_\_\_ к.т.н., доц.. Полукаров Ю.О. \_\_\_\_\_  
(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ініціали) (підпис)

Рецензент \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_ (посада, науковий ступінь, вчене звання, науковий ступінь, прізвище та ініціали) \_\_\_\_\_  
(підпис)

Засвідчую, що у цій магістерській дисертації немає запозичень з праць інших авторів без відповідних посилань.

Студент \_\_\_\_\_  
(підпис)

Київ – 2015 року

## РЕФЕРАТ

Робота містить: 113 с., 25 рисунків, 28 таблиць, 37 джерел.

Мета роботи – побудування ієрархічної системи екологічних показників, розроблення вагових коефіцієнтів з врахуванням національних особливостей та розв’язок прикладної задачі оцінювання впливу продукційної системи на довкілля.

Об’єкт дослідження – вплив промислово-продукційної системи виробництва інгібіторів атмосферної корозії на довкілля.

Методи дослідження – оцінювання життєвого циклу, системний аналіз.

В рамках програми розбудови зеленої економіки держави постає потреба у інструментах екологічного обліковування та прогнозування, що враховували б національні та регіональні особливості країни. Подібні інструменти мають забезпечувати підтримку прийняття рішень, щодо екологічної ефективності певних альтернативних варіантів продукційних систем.

Розроблено багаторівневу систему екологічних показників, з врахуванням специфіки регіональних та національних аспектів. На базі експертного опитування розроблено національні вагові коефіцієнти для згортки екологічних індикаторів на різному рівні деталізації.

Проведено порівняльне оцінювання впливу продукційних систем альтернативних інгібіторів атмосферної корозії.

ЖИТТЄВИЙ ЦИКЛ, ОЦІНЮВАННЯ ВПЛИВУ, ВАГОВІ КОЕФІЦІЄНТИ, НОРМАЛІЗУВАННЯ, ХАРАКТЕРИЗАЦІЙНІ МОДЕЛІ

## РЕФЕРАТ

Работа включает: 113 с., 25 рисунков, 28 таблиц, 37 источников.

Цель работы – построение иерархической системы экологических показателей, разработка весовых факторов с учетом национальных особенностей и решение прикладной задачи оценивания экологического влияния производственной системы.

Объект исследования – влияние промышленно-производственной системы производства ингибиторов атмосферной коррозии на окружающую среду.

Методы исследования – оценивание жизненного цикла, системный анализ.

В рамках программы построения зеленой экономики страны возникает необходимость в инструментах экологического учета и прогнозирования, которые учитывали бы национальные и региональные особенности страны. Подобные инструменты должны обеспечивать поддержку принятия решений на основе эффективности определенных альтернативных вариантов производственных систем.

Разработана многоуровневая система экологических показателей с учетом специфики региональных и национальных аспектов. На основе опроса экспертов разработаны национальные весовые коэффициенты для свертки экологических индикаторов на разных уровнях детализации.

Проведено сравнительное оценивание влияния производственных систем альтернативных ингибиторов атмосферной коррозии.

ЖИЗНЕННЫЙ ЦИКЛ, ОЦЕНИВАНИЕ ВЛИЯНИЯ, ВЕСОВЫЕ КОЭФФИЦИЕНТЫ, НОРМАЛИЗАЦИЯ, ХАРАКТЕРИСТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ

## SUMMARY

This work contains: 113 p., 25 pictures, 28 tables, 37 sources.

Purpose of the work is to create hierarchical system of ecological indices, to develop weighting factors taking into account specific national characteristics and solution of applied problem evaluating the impact of production systems on the environment.

The object of study - the impact of industrial and productive system of production atmospheric corrosion inhibitors on the environment.

As part of the development of a green economy raises the need for state environmental accounting and forecasting tools, which would take into account national and regional characteristics of the country. These tools should provide support for decision-making on environmental effectiveness of certain alternatives of production systems.

A multi-level system of environmental indicators was developed, taking into account specific regional and national aspects. On the basis of expert survey, national weights for rolls of environmental indicators at different levels of detail were developed.

A comparative evaluation of the impact of production systems of alternative atmospheric corrosion inhibitors was conducted.

LIFE CYCLE, IMPACT ASSESSMENT, WEIGHTING FACTORS,  
NORMALIZATION, CHARACTERIZATION MODELS

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	9
ВСТУП .....	10
1 АКТУАЛЬНІ МЕТОДИ І ПІДХОДИ .....	17
ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ .....	17
1.1 Мислення життєвого циклу і керування життєвим циклом .....	18
1.2 Використання оцінювання життєвого циклу .....	21
1.3 Методи оцінювання впливу життєвого циклу .....	24
1.4 Постановка задачі.....	34
2 ПРОЦЕДУРИ ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ .....	36
2.1 Структура процесу оцінювання життєвого циклу.....	38
2.1.1 Визначення мети та границь досліджуваної системи .....	41
2.1.2 Розподіл впливів. Розв’язок задачі багатофункціональності та численних виходів.....	43
2.1.3 Стадія збирання даних.....	45
2.1.4 Оцінювання впливу життєвого циклу.....	47
2.2 Особливості необов’язкових етапів оцінювання впливу життєвого циклу.....	49
2.3 Підходи до зважування.....	51
2.4 Національно-орієнтована ієрархічна система індикаторів.....	55
2.5 Визначення вагових коефіцієнтів.....	59
Висновки до розділу 2 .....	61
3 ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ЛЕТКИХ ІНГІБІТОРІВ АТМОСФЕРНОЇ КОРОЗІЇ .....	62
3.1 Атмосферна корозія та новітні засоби захисту від неї.....	62
3.2 Визначення мети та границь досліджуваної системи .....	64
3.3 Інвентаризаційний аналіз обраних виробничих систем .....	67
3.4 Аналіз впливу життєвого циклу інгібіторів корозії .....	68
Висновки до розділу 3 .....	71
4 ОПИСАННЯ ПРОГРАМНИХ МОДУЛІВ.....	73

4.1 Модуль оцінювання вагових факторів.....	74
4.2 Модуль спрощеного оцінювання життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії.....	76
Висновки до розділу 4 .....	77
<b>5 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ .....</b>	<b>78</b>
5.1 Охорона праці.....	78
5.1 Аналіз шкідливих та небезпечних факторів і заходи з охорони праці...	78
5.1.1 Повітря робочої зони .....	78
5.1.2 Виробниче освітлення .....	79
5.1.3 Захист від виробничого шуму та вібрації.....	82
5.1.4 Електромагнітні поля.....	82
5.1.5 Випромінювання .....	83
5.1.6 Електробезпека.....	83
5.2 Безпека в надзвичайних ситуаціях .....	85
5.2.1 Атестація робочого місця.....	85
5.2.2 Пожежна безпека.....	86
5.2.3 Безпека експериментальної частини .....	87
5.2.4 Аналіз небезпеки об'єкта, що проектується .....	88
ВИСНОВКИ.....	92
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ .....	94



## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

CTUh	порівняльна одиниця токсичності для людини
CTUe	порівняльна одиниця токсичності для природного середовища
ЛІАК	леткий інгібітор атмосферної корозії
PM2.5	частки, діаметром до 2.5 мікрон
PM10	частки, діаметром до 10 мікрон
EPA	Асоціація з захисту навколишнього середовища
NOGEPА	нідерландська асоціація з дослідження та видобування нафти та газу
BEES	побудова економічної та екологічної сталості
CFC-11	трихлорофторметан
NMVOС	неметанові леткі органічні сполуки
PDF	потенціально зникла фракція
WTP	бажання платити
DALY	поправка на роки життя з інвалідністю
EINES	очікуване збільшення числа вимираючих видів

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Підтримування ухвалювання обґрунтованих рішень на кількісній основі у сфері сталого розвитку є дієвим інструментом впровадження оцінок економічних, екологічних і соціальних впливів продукційних та організаційних систем задля зеленого зростання держави. Розробка програмно-інформаційних інструментів підтримування ухвалювання рішень для систем екологічного керування, систем керування життєвим циклом продукційних систем або під час застосування стратегічного екологічного оцінювання дає змогу збільшити точність в області оцінки екологічних впливів, підвищити ефективність і надійність цієї процедури. Також, досить критичною є необхідність прогнозування потенційних впливів, ще до їх появи – стадія еко-дизайну все частіше включається в загальний концепт розробки нової продукційної системи. Однак можливості прогнозування для більшості вживаних інструментів еко-менеджменту залишають бажати кращого.

Надзвичайне різноманіття можливих шляхів організації продукційної системи, є основною причиною постановки задачі визначення найкращої альтернативи. Таке рішення, безсумнівно, не може опиратися лише на економічні показники. Визначення екологічних характеристик продукції стає все більш важливим аспектом у здобутті конкурентної переваги. Все частіше покупці свідомо віддають перевагу продуктам, що є більш екологічно дружніми, навіть якщо вони є більш коштовними.

Розроблено безліч методик та інструментів з визначення економічної ефективності підприємства, продукту або діяльності в цілому, які набули широкого використання. Однак наявний інструментарій аналізу екологічного впливу є менш поширеним і потребує вдосконалення й адаптування. Дослідження впливу продукційних систем на соціальні аспекти розвитку взагалі знаходяться на початковій стадії.

В рамках програми розбудови зеленої економіки держави постає потреба у інструментах екологічного обліку та прогнозування, що враховували б національні та регіональні особливості країни. Подібні інструменти мають забезпечувати підтримку прийняття рішень, щодо екологічної ефективності певних альтернативних варіантів продукційних систем. Розробка чи адаптація вже існуючих інструментів потребує значних зусиль та часу. Однак, зважаючи на комплексність такого роду інструментів, вони з достатнім рівнем успіху можуть бути розроблені з застосуванням блочного принципу.

Дослідження у сфері оцінювання екологічних впливів знайшли місце в роботах як закордонних (F. Brentrup, B. Gonzalez, S.R. Soares, M. Goedkoop та інших), так і вітчизняних (Г.О. Статюхи, Т.В. Бойко, І.М. Джигирей, В.І. Бендюга, І.Б. Абрамова, Б.М. Комаристої та інших) наукових діячів.

Мислення життєвого циклу (МЖЦ) є дієвим інструментом впровадження оцінок економічних, екологічних і соціальних впливів продукційних та організаційних систем у процедури ухвалення рішень задля зеленого зростання держави. Основними цілями МЖЦ є підвищення ресурсоефективності, зниження викидомісткості, покращення соціально-економічних показників продуктів і послуг протягом життєвого циклу. Мислення життєвого циклу може бути реалізовано за допомогою керування життєвим циклом (КЖЦ). Системи КЖЦ, які є запорукою постійного покращення продукційних систем, та стратегії сталого споживання і виробництва формують основу впровадження принципів сталого розвитку в будь-яку галузь промисловості. Інтегрування принципів сталості та, зокрема МЖЦ, в щоденні виробничо-організаційні практики може відбуватись одночасно різними шляхами: від еко-маркування і зелених закупівель до розробок задля сталого розвитку. Основою для будь-якої діяльності у сфері КЖЦ є оцінювання життєвого циклу (ОЖЦ).

У рамках підходу ОЖЦ розроблено значну кількість методів оцінювання екологічних впливів, що в своїй більшості побудовані на основі регіональних даних. Для цільового регіону (найчастіше в масштабах країни) обираються найважливіші категорії впливу, збираються або оцінюються нормалізувальні дані та пропонуються системи вагів. Очевидно, такий підхід має недолік – певний метод може мати значно більшу похибку в разі його застосуванні за межами цільового регіону. З другого боку, цього недоліку неможливо уникнути не призвівши до загального зниження точності результатів, методи засновані на глобальних усереднених даних характеризуються високим рівнем хибності результатів. Більшість подібних методів розроблено для країн Європи, США та Японії. Питання розроблення методів, побудованих з урахуванням регіональних особливостей, для більшості країн світу, в тому числі й для України, залишається відкритим.

Зважаючи на популярність ОЖЦ та складність його проведення, останнім часом розроблено низку програмних продуктів, що дають змогу проводити розрахунки в автоматизованому режимі. Один з подібних комп'ютерно-інтегрованих комплексів для оцінювання екологічних впливів наразі розробляється Центром ресурсоефективного і чистого виробництва. Однією з найважливіших якостей цього програмного забезпечення є можливість збереження створених раніше виробничих систем або продуктів у інформаційній базі, з можливістю подальшого використання у більш комплексних або спрямованих на покращення якості аналізу дослідженнях.

**Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота виконувалась в рамках державного замовлення на науково-технічні праці згідно наукових напрямків Національного технічного університету «Київський політехнічний інститут» - НДР № 2719п «Розроблення, вдосконалення, керування і оцінювання екологічної сталості та безпеки промислових і територіальних утворень як систем із замкненими циклами» (номер держреєстрації 0114U002578) 2014-2015 рр.

**Мета і задачі дослідження.** Метою роботи є розв’язання науково-практичної задачі оцінювання впливу на довкілля інгібітору атмосферної корозії на базі органічних сполук рослинних відходів з промислово вживаними альтернативними інгібіторами і, як наслідок, визначення доцільності виробництва та використання подібного інгібітору. Поставлена мета досягається шляхом розроблення і впровадження системи показників продукційної системи на довкілля. Відповідно до мети дисертаційної роботи поставлені такі задачі дослідження:

1. Провести аналіз актуальних методів та підходів ОЖЦ.
2. Запропонувати систему категорій впливу продукції на навколишнє середовище з врахуванням національних особливостей екологічного стану та соціальних складових розвитку держави.
3. Визначити національні вагові коефіцієнти категорій впливу та сфер захисту в рамках пропонованої системи показників.
4. Розробити елементи (модулі) отримання вагових коефіцієнтів та оцінювання життєвого циклу у визначених межах продукційної системи інгібіторів атмосферної корозії з метою впровадження у комп’ютерно-інтегрований комплекс ОЖЦ, створюваний Центром РЕЧВ, для використання науково-дослідною лабораторією кафедри фізичної хімії НТУУ «КПІ».

*Об’єктом дослідження* є відносний (порівняно з іншими подібними продукційними системами) вплив одиничних процесів життєвого циклу на довкілля інгібітору атмосферної корозії на базі органічних сполук рослинних відходів у рамках визначених меж виробничої системи. Сировиною для виробництва може бути шрот рапсу – побічний продукт у виробничому ланцюгу біопалива. Таким чином, розвиток цих двох напрямків більш екологічно дружніх технологій є взаємовигідним.

*Предметом дослідження* є різнорівневі оцінки впливу на довкілля продукційних систем. Згідно обраного підходу визначення екологічного

впливу, результати може бути представлено з різним рівнем деталізації. Це дає змогу проведення ефективнішого інтерпретування останніх. Результати, які представлено індикаторами нижчого рівня, будуть кориснішими для дослідників-екологів. В той самий час, подібні показники матимуть значно меншу інформативність для інших зацікавлених сторін. Для підвищення інформативності, проводиться агрегування показників до таких, що будуть інтуїтивно зрозумілими – до показників сфер захисту.

**Методи дослідження:** метод дослідження головним чином представляє собою описану в міжнародному стандарті процедуру ОЖЦ, для побудови ЖЦ були використані основні принципи системного аналізу, національні вагові коефіцієнти були визначені із застосування шкали Міллера.

**Наукова новизна одержаних результатів.** У дисертації одержано такі нові наукові результати:

- розроблено національно-орієнтовану систему категорій впливу продукційної системи на навколишнє середовище;
- вперше виконано визначення національних вагових коефіцієнтів ієрархічної системи показників ОЖЦ на основі експертного опитування;
- вперше проведено порівняльний аналіз життєвого циклу інгібітору атмосферної корозії на базі органічних сполук рослинних відходів (шрот рапсу).

**Практичне значення отриманих результатів.** Надане у роботі методичне забезпечення на основі агрегативного підходу до оцінювання впливу ЖЦ продукту на стан природного довкілля і здоров'я людини дало змогу отримати такі результати, та їх практичне застосування:

- розроблено систему показників (індикаторів категорій впливу та сфер захисту) впливу життєвого циклу продукційних систем, яка

дає змогу врахувати, під час аналізу, національні особливості стану навколишнього природного середовища і здоров'я людей;

- розроблений компонент комп'ютерно-інтегрованого комплексу ОЖЦ для визначення національних (регіональних) вагових коефіцієнтів для категорій впливу та областей захисту дозволяє в інтерактивному режимі доповнювати експертні дані по мірі їх надходження і, як результат, більш якісно визначати вагові фактори;
- розроблений компонент комп'ютерно-інтегрованого комплексу ОЖЦ для порівняльного аналізу життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії дає змогу проводити попереднє оцінювання життєвого циклу альтернативних інгібіторів атмосферної корозії, та приймати рішення щодо екологічної дружності певної з альтернатив.

**Особистий внесок дисертанта** полягає у такому:

- виконано аналіз актуальних підходів і методів ОЖЦ;
- запропоновано ієрархічну схему категорій впливу, що є найбільш важливими, враховуючи національні та регіональні особливості.
- розроблено систему національних вагових коефіцієнтів на основі експертного опитування;
- створено два програмні модулі комп'ютерно-інтегрованого комплексу ОЖЦ, що виконують перерахунок вагових факторів для категорій впливу та областей захисту та використовуються для попереднього ОЖЦ інгібіторів атмосферної корозії;
- проведено оцінювання впливу життєвого циклу для продукційних систем альтернативних інгібіторів атмосферної корозії.

**Апробація результатів дисертації та публікації.** Основні положення дисертаційного дослідження доповідалися та одержали схвалення на 3-му Міжнародному конгресі «Захист навколишнього середовища.

Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів, 17-19 вересня 2014р.; II-й Міжнародній науково-технічній конференції «Хімічна технологія: наука, економіка та виробництво», Шостка, 27-29 листопада 2014р.; VIII-й Науково-практичній конференції студентів «Автоматизація та комп'ютерно-інтегровані технології – 2014 АКІТ», Київ, 3 грудня 2014р.



## 1 АКТУАЛЬНІ МЕТОДИ І ПІДХОДИ ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ

Протягом останніх десятиліть концепція сталого розвитку набула широкого розповсюдження в усьому світі. Після саміту Rio Earth у 1992 році та публікації звіту світової комісії з питань навколишнього середовища та розвитку (Brundtland Report), досягнення більш сталого розвитку стало загальноприйнятною метою в усьому світі. Згідно цій концепції, людство має задовольняти свої теперішні потреби, не завдаючи шкоди та не зменшуючи можливість майбутніх поколінь задовольняти свої. Більш простими словами це означає, що людська діяльність має бути ефективною не лише у економічному плані. Використовуються три основні виміри ефективності або сталості: економічний, екологічний та соціальний (рис.1.1). Деякі джерела також згадують про четвертий «стовп» сталого розвитку – культурний, але більшість схиляється до того, що соціальний вимір в тій чи іншій мірі включає аспекти культури.

Рисунок 1.1 – Графічна інтерпретація три-стовпової моделі сталого розвитку

Досягнення високої ефективності – одна з найголовніших цілей будь-якої системи у тому числі і людської діяльності. Протягом багатьох століть ефективність виробництва або іншої діяльності вимірювалась з використанням лише економічних (грошових) показників. Різноманіття методів для економічного обліку були впроваджені, безліч економічних показників або індексів були запропоновані. Все це було спрямоване на визначення ефективності виробництва, підприємства або діяльності в загальному розумінні.

Визначення кількісного показника екологічної стійкості є дуже комплексною задачею. Головною причиною цього є неймовірне різноманіття сфер впливу людської діяльності на навколишнє середовище. Серед безлічі впливів можна виділити: забруднення ґрунтів, води, повітря; вплив на глобальне потепління; шкідливий вплив на флору та фауну та багато інших. Кожна з цих груп може ділитися на підгрупи, що мають різні одиниці виміру (якщо взагалі мають). Облік такого роду впливів є дуже важкою, та досить суб'єктивною задачею. Однак, він є необхідним

З метою включити аспекти впливу на навколишнє середовище в систему менеджменту якості, були розроблені додаткові норми та стандарти. Найбільш відомим з них є стандарт, розроблений організацією з міжнародної стандартизації – ISO 14000.

### **1.1 Мислення життєвого циклу і керування життєвим циклом**

Розглянута система еко-менеджменту базується на принципі попередження. Згідно цього принципу, головною метою є захист природного середовища та населення від потенційних загроз, пов'язаних з результатами людської діяльності. Простими словами цей принцип вимагає припинення (якщо можливо) потенційно шкідливої діяльності, зменшення її обсягу або реорганізацію/реструктуризацію з метою зменшення шкідливих впливів. Головним викликом тут є невизначеність, що пов'язана з прогнозуванням навіть недалекого майбутнього (вже не кажучи про далеке), розвитку технологій та результатів, до яких призведуть сьогоднішні дії [1].

Інструмент еко-менеджменту потребує прогнозування або передбачення потенціальної шкоди, з метою її запобігання або зменшення. Приймаючи до уваги комплексність системи «навколишнє середовище», це завдання виявляється досить важким. До того ж, як і будь-якій іншій сфері, тут присутній фактор суб'єктивності, що може мати значний вплив на кінцевий результат.

З метою зменшення впливу фактору суб'єктивності на прогнозування було розроблено спеціальний стандартизований інструмент, що дає змогу більш чітко зрозуміти вплив економічної діяльності людини на навколишнє середовище ще до її появи. Цей інструмент отримав назву оцінювання життєвого циклу (ОЖЦ). Основні області використання цього інструменту: дослідження поведінки певного матеріалу чи продукту в термінах навколишнього середовища, та порівняльний аналіз екологічного впливу всього виробничого ланцюга. Для отримання найкращого результату цей інструмент має бути інтегрований у систему еко-менеджменту. У більшості випадків результати отримані з використанням оцінювання життєвого циклу значно спрощують визначення кращої альтернативи, чи напряду поліпшення еко-характеристик продукту чи виробничого процесу.

План побудови життєвого циклу та проведення його оцінювання був детально описаний у стандартах ISO 14040 та ISO 14044. Головними етапами проведення подібного дослідження є: визначення головної мети та характеристик досліджуваної системи; збір та аналіз даних; оцінювання впливів (ОВЖЦ) та інтерпретація результатів.

Стандартами ISO серії 14000 також визначено поняття «мислення життєвого циклу» [1], та підкреслено його важливість, для успішної побудови життєвого циклу та його оцінювання. Перш за все, необхідно розглядати процес більш комплексно, враховуючи три основні етапи його життя: виробництво, використання та утилізацію. Крім цього варто пам'ятати, що сировина та енергія для виробництва товарів та послуг не береться з пустого місця. Таким чином, видобуток та обробка сировини теє має свої показники екологічного впливу.

Дуже часто, при використанні класичного підходу до визначення екологічного впливу продукту, стадії що йдуть перед та після виготовлення не враховуються. Цьому є дуже проста причина – не було розроблено дієвого підходу до врахування цих стадій. Однак такого роду оцінювання впливу

дуже часто призводить до неповних результатів, адже доведено, що стадія виробництва не завжди складає основну частину сумарного впливу життєвого циклу продукції. Тому, потрібно розглядати та досліджувати, як саме використовується продукт на другій стадії життя, а саме які супутні матеріали він потребує, як ефективно він їх використовує, як часто потребує ремонту тощо. Подібні аспекти використання продукту є дуже важливими. Наприклад, ефективність використання електроенергії для кондиціонера у довгостроковій перспективі буде визначальним фактором у оцінці впливу ЖЦ цього продукту.

З іншого боку, вибір методу утилізації продукту наприкінці його життя також має суттєве значення для результатів ОЖЦ. Безліч побутових приладів та виробів, що застосовуються у повсякденному житті, містять у собі небезпечні речовини. Хоча вони присутні там у невеликих об'ємах, все ж їх вплив при потраплянні у довкілля може бути значним. У випадку ОЖЦ такого широковживаного продукту, як звичайна кадмієва батарейка, одним з визначальних факторів, що впливатиме на результат, буде саме спосіб утилізації продукту наприкінці його життя. Потрапивши на звалище подібні відходи з вмістом важких металів та їх сполук будуть отруювати земельні та водні ресурси, що в перспективі призведе до втрат у сферах людського здоров'я та здоров'я екосистем.

Зазвичай значущість багатьох благ навколишнього середовища залишаються економічно недооціненими, таким чином вигода від впровадження подібних систем контролю екологічної якості залишається не очевидною для більшості компаній. Однак наступні аргументи засвідчують, що подібні заходи з покращення екологічних показників та запобігання шкідливих впливів, можуть бути визначальними для успішного розвитку підприємства:

- скорочення обсягів відходів веде за собою зменшення витрат на їх утилізацію, також слід пам'ятати, що на утворення відходів йде

певна частина сировини та енергії, зменшення кількості відходів часто може означати підвищену ефективність використання матеріальних та енергоресурсів [2];

- також важливим нюансом є те, що з точки зору екологічного впливу, переробка/утилізація відходів є рішенням проблеми «на кінці труби», що відповідає найбільшим матеріальним затратам, у більшості виробничих систем більш дешеві альтернативи можуть бути використані, з метою покращення екологічного профілю продукції;
- та найбільш за все, слід підкреслити, що підхід з упередження шкідливих впливів від виробництва не тільки може покращити позицію компанії на ринку, а й дає можливість зберегти кошти та отримати державну допомогу (у більшості розвинених країн використовується система заохочень для подібних компаній).

Це показує, що добре спланована та адаптована система запобіжного еко-менеджменту, може зробити вагомий внесок в розвиток та збереження життєздатності компанії в довгостроковій перспективі. Зважаючи на це, все більше і більше компаній усвідомлюють важливість подібних систем та використовують їх для досягнення більш сталого виробництва.

## **1.2 Використання оцінювання життєвого циклу**

Загалом термін «оцінювання життєвого циклу» (ОЖЦ) використовують для позначення підходу, що дозволяє застосувати основні екологічні принципи до виробничої практики. Невід’ємними частинами цього методу є: розрахунок потоків речовин та енергії (вхідних та вихідних) протягом всього життєвого циклу в рамках визначеною системи, та оцінювання екологічних критеріїв, пов’язаних з цими потоками.

Таким чином, цей підхід є методом кількісного визначення екологічного впливу людської діяльності [6]. Перший етап включає

складання інвентаризаційного списку благ, речовин та енергетичних потоків. Після чого вплив цих потоків визначається у відповідності до обраних екологічних індикаторів. Виходячи з цього, оцінювання життєвого циклу є наймовірно корисним інструментом для представлення інформації про екологічний вплив продукції, процесу (чи певної сукупності процесів), операцій, та прийняття рішень у конфліктних ситуаціях на базі стандартизованих екологічних показників.

Серед численних областей застосування ОЖЦ зазвичай виділяють наступні:

- визначення екологічного впливу прийнятого рішення, діяльності, системи/підсистеми або процесу;
- пошук шляхів зниження екологічного навантаження, шляхом висвітлення найбільш критичних у екологічному сенсі процесів або стадій життя продукту;
- вибір між альтернативними продуктами, процесами на базі порівняння їх екологічних навантажень;
- прийняття рішень на стадії дизайну продукції, процесу;
- інструмент для комунікації екологічної спільноти, доведення факту певних досягнень з покращення екологічності;
- покращення розуміння важливості екологічних чинників продукції, процесів та їхнього прямого зв'язку з добробутом людства та економічним виміром.

Низка досліджень були проведені, з метою висвітлення найбільш розповсюджених задач для яких ОЖЦ використовувався на початку ХХ-го. Подібні опитування та дослідження показали, що в своїй переважній більшості цей підхід використовується для внутрішніх потреб та задач, таких як: покращення екологічності продукту, підтримка рішень на стадії дизайну та порівняльного аналізу. Використання для зовнішньої комунікації теж спостерігалось, але зазвичай було дуже обмеженим – до публіки доводились

лише ключові моменти проведеного аналізу. Як свідчить огляд більш сучасних джерел та інтернет ресурсів, з того часу використання ОЖЦ для зовнішньої комунікації зросло до неймовірних масштабів. Сьогодні більшість компаній бачать у цьому можливість покращити свою позицію на ринку, шляхом підвищення рейтингу серед потенційних покупців/клієнтів. До того ж у більшості випадків подібна вигода з точки зору екологічності продукції супроводжується економічною. Наприклад, підвищений клас економічності електроенергії приладу покращує екологічний профіль на стадії експлуатації. В свою чергу для споживача це також означає збереження коштів за рахунок більш ефективного використання електроенергії.

Іноді спостерігаються випадки, коли ОЖЦ помилково ототожнюється з давно відомою дисципліною – токсикологією. Ця дисципліна займається прогнозуванням поведінки та визначенням впливу на навколишнє середовище певних речовин. Але з представлених раніше даних можна зробити висновок, що в загальному випадку результати токсикологічного аналізу є лише частиною результатів отриманих за допомогою ОЖЦ. Тому не дивно, що одна з провідних наукових установ, яка пов'язує свою діяльність з оцінюванням життєвого циклу – SETAC, бере свій початок в області екологічної токсикології [7].

Результати ОЖЦ найчастіше представляються у вигляді потенціальних впливів з використанням так званих індикаторів середньої точки. Однак, подібні результати є досить комплексними і зрозумілі лише спеціалістам вузького кола. Менш часто результати представляються у вигляді інтегрованих показників кінцевих впливів, таких як: здоров'я людини, вплив на природні екосистеми, виснаження ресурсів, тощо. В цьому випадку результати є більш зрозумілими для широких соціальних кіл, однак в той самий час, вводяться досить вагомими суб'єктивні фактори, на базі яких відбувається згортка до цих показників.

### 1.3 Методи оцінювання впливу життєвого циклу

Визначення власне екологічного сліду в рамках ОЖЦ відбувається на базі обраного методу оцінювання впливів. В рамках ОЖЦ було розроблено кілька десятків подібних методів, що в своїй більшості побудовані на основі регіональних даних. Таке різноманіття пояснюється комплексністю досліджуваної області – неможливо або дуже важко створити метод, що буде найкращим для оцінювання усіх видів втручань у навколишнє середовище. До того ж, для більш точного оцінювання впливу, дуже часто в дослідження необхідно включати регіональні особливості. Певні методи більше фокусуються на такому втручанні в навколишнє середовище, як видобування ресурсів, інші на викидах і т.д. Таким чином результати, отримані з використання різних методів можуть відрізнятися [9,10]. Головною причиною цього є врахування різних втручань у довкілля, викидів тощо.

При розробці методу, для цільового регіону (найчастіше в масштабах країни) обирались найбільш важливі категорії впливу, були зібрані чи оцінені нормалізаційні дані та пропонувалися системи зважування результатів. Очевидно, такий підхід має значний недолік – певний метод може мати значно більшу похибку, при його застосуванні за межами цільового регіону. З іншого боку цього недоліку неможливо уникнути, не призвівши до загального зниження точності результатів – методи засновані на глобальних усереднених даних дуже часто мають досить вагому похибку.

**Метод CML 2002.** Цей метод є вдосконаленою версією свого попередника – CML 1992 [11]. Окрім обов'язкових стадій цей метод також включає процедуру нормалізації, зважування показників в рамках методу не проводиться.

Побудовані або використані характеристичні моделі мають глобальний характер, окрім моделей для двох категорій: підкислення та формування фото-оксидантів, що були розроблені для європейського регіону. Часовий горизонт для більшості моделей представляє нескінченність. Виключання



становлять: моделювання впливу на глобальне потепління, де використано модель GWP100 замість GWP500, що пояснюється значним рівнем невизначеності для останньої; та моделювання токсичного впливу металів, де рекомендовано застосовувати якомога коротший часовий горизонт, з тієї ж причини невизначеності. В якості розширених можливостей або аналізу чутливості, присутня можливість моделювання для різних часових горизонтів.

Метод включає одинадцять базових [7] та вісім додаткових категорій проміжних впливів (табл.1.1). Базові категорії використовуються у всіх дослідях, в той час як серед додаткових категорій можуть бути обрані ті, що становлять найбільший інтерес в рамках дослідження. Характеризаційні моделі враховують приблизно 800 речовин та інших типів втручань у навколишнє середовище.

Впливи середньої точки комбінуються у п'ять показників кінцевих впливів: шкода здоров'ю людини, шкода екосистемам, втрата біодиверсифікації, втрата ресурсів та шкода створеному людиною середовищу.

#### Таблиця 1.1 – Категорії впливу середньої точки у методі CML 2002

Для базових категорій впливу доступні нормалізаційні дані для 1990 та 1995 років. Вони представляють собою агреговані показники втручання за рік на одну особу. Унікальною особливістю методу є надання альтернативних факторів на етапі ОВЖЦ, для аналізу чутливості.

**Метод IMPACT 2002+.** Представляє комбінований підхід до оцінювання як категорій середніх точок, так і кінцевих впливів. Оцінювання кінцевих впливів відбувається за допомогою їх асоціювання з усіма інвентаризаційними даними через 14 показників впливів середньої точки. Цей метод був розроблений з використанням найкращого наявного досвіду, з

метою забезпечення кращої здатності до застосування у порівняльних дослідженнях [14,16]. Особлива увага була приділена таким показникам як вплив на токсичність для людини та еко-токсичність.

В процесі розробки методу було налагоджено співпрацю з авторами методу LIME. Спільними зусиллями деякі інші категорії з інших характеристик моделей (Eco-indicator 99, CML 2002) були адаптовані до нового методу. Усі категорії впливу комбінуються у чотири групи шкоди: здоров'я людини, якість екосистем, зміна клімату та ресурси. Нормалізація може бути проведена як на рівні категорій середньої точки, так і на рівні груп шкоди.

Базова версія методу була розроблена для регіону Європи – поглинання речовин з токсичним впливом було змодельоване з використанням просторової Європейської моделі на базі сітки 200 на 250 кілометрів. У 2006 році була створена міжконтинентальна версія даного методу, для оцінювання впливу викидів на інших континентах.

#### Рисунок 1.2 – Проміжні категорії та їх зв'язок з кінцевими категоріями впливу

Врахований в методі часовий горизонт складає нескінченність, не залежно від поведінки речовини. На стадії визначення впливів середньої точки метод включає чотирнадцять категорій, що поєднуються у чотири показники шкоди [9] або кінцевих впливів (рис.1.2). Моделями врахований вплив приблизно 1500 речовин у вигляді викидів та інших втручань у природне середовище.

Нормалізаційні дані для 2000 року (для регіону Європи) доступні у вигляді річних значень впливу на одиницю населення як на рівні категорій

впливу середньої точки, так і на рівні кінцевих показників впливу. Спеціальні підходи до зважування кінцевих категорій шкоди не передбачені. Допускається використання еквівалентного зважування де кожна з чотирьох категорій шкоди має однакову важливість.

На рисунку 2 також зображено зв'язок між категоріями впливів середньої точки та кінцевими показниками. Пунктирними лініями показані зв'язки, що є не достатньо визначеними та описаними – такі, що потребують подальшого вивчення.

**Метод Ecological Scarcity 2006.** Інколи цей метод називають Swiss Eco-scarcity або Swiss Eco-points метод, представляє зважені та агреговані результати у вигляді так званих еко-факторів [9, 11]. Методом пропонуються подібні показники для різних викидів у повітря, воду, поверхневі шари ґрунтів, ґрунтових вод та для використання енергоресурсів. Ці показники базуються на сумарних річних значеннях для цільового регіону: фактичних та таких, що вважаються критичними.

Вперше еко-фактори були розроблені для Швейцарії, що значною мірою обмежувало їх застосування, з причини використання даних, що були пов'язані з регіональними нормами та цілями. Пізніше, низка еко-факторів була адаптована для використання в інших країнах, наприклад у Японії та Бельгії.

Метод було розроблено, припускаючи, що коректно сформульована політика стосовно навколишнього середовища може бути використана як базова точка для покращення екологічних показників продукту чи процесу. Така політика має враховувати різноманітні впливи на здоров'я людини та якість екосистем. В подальшому, на базі врахованих впливів можна розробити критичні та цільові показники.

Використання оригінального методу найбільшою мірою виправдане для Швейцарії, де він і був розроблений. Однак, були розроблені різноманітні

адаптації методу, що з достатнім успіхом можуть бути використані в інших країнах або частинах світу, наприклад – японська версія методу JEPIX (Japan Environment Policy Priorities Index) [15].

Згідно методу усі впливи відносяться розподіляються між чотирнадцятьма показниками проміжних категорій впливу:

- зміна клімату;
- виснаження озону;
- фото-хімічне формування оксидантів: MNVOC;
- респіраторні ефекти: PM10, PM2.5, сажа;
- викиди у повітря: NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, важкі метали та інше;
- викиди у поверхневі води: фосфор, важкі метали, полі циклічні ароматичні вуглеводи, хлороформ та інше;
- випадки раку, спричинені радіонуклідами, що були викинуті у море;
- забруднення ґрунтових вод: NO<sub>3</sub>;
- забруднення ґрунтів: важкі метали, пестициди;
- відходи: звалища побутових відходів, небезпечні відходи (захоронення), радіоактивні відходи;
- споживання води;
- споживання гравію;
- первинні енергоресурси;
- втрати біодиверсифікації внаслідок окупації земель.

З метою врахування різноманітних цілей, встановлених політичними нормами, проводиться неявне зважування. Нормалізація відбувається шляхом розділення показників на фактичне річне значення відповідно для кожної категорії. Зважування проводиться з використанням принципу відстань до цілі. Вагові коефіцієнти розраховуються як піднесене до квадрату відношення фактичного до критичного (або цільового) річного значення. Метод набув широкого вжитку в індивідуальних компаніях, як елемент

системи еко-менеджменту, де використання подібного підходу до зваження є більш ніж виправданим. Остання доступне оновлення методу було розроблене в 2006 році.

**Метод EPS 2000.** У методі EPS відбувається оцінювання кінцевих впливів, вони розподілені на наступні групи: здоров'я людини, виробнича здатність екосистем, викопні ресурси, біодиверсифікація.

Зважені показники кінцевих категорій впливу виражаються у ELU (Environmental Load Units) одиницях [11], що є унікальними для цього методу. Для визначення вагів були застосовані різноманітні методики, такі як: метод умовного оцінювання, виявлення переваг та компенсації збитків. Методом EPS враховано вплив приблизно 200 речовин, що у своїй більшості представляють абіотичні ресурси. Зважаючи на це, найкраща область застосування цього методу – визначення впливу системи на виснаження цих ресурсів.

Побудовані характеристичні моделі носять глобальний характер, окрім моделі впливу на біодиверсифікацію, що була побудована на географічній базі Швеції. Найбільш вагомими фактори впливу з відповідними їм коефіцієнтами [7] представлені у таблиці 1.2.

Таблиця 1.2 – Вагові коефіцієнти EPS для деяких категорій впливу

Значним недоліком даного можна вважати його досить вузьку направленість, більшість врахованих втручань представляють собою видобуток ресурсів. Таким чином, з достатнім рівнем точності лише ця категорія кінцевого впливу може бути оцінена в рамках представленого методу ОВЖЦ.

**Метод LIME.** Метод LIME (Life cycle Impact assessment Method based on Endpoints) був розроблений в Японії (2004) та у зв'язку зі специфікою використаних географічних даних набув застосування лише у цій країні. Він

включає два основних етапи: трансляція екологічних втручань у показники проміжного рівня, та перерахунок останніх у кінцеві індикатори шкоди. Зважування на другому етапі відбувається за принципом готовності платити для запобігання шкоди.

Вагові фактори отримуються порівняння важливості між чотирма областями захисту із застосуванням аналізу сумісності. Характеризаційні моделі враховують вплив приблизно 1000 речовин на п'ятнадцять категорій впливу. Більшість характеризаційних факторів є специфічними для Японії, окрім факторів для глобальних категорій, таких як: зміна клімату, виснаження озонового шару та виснаження ресурсів. Процедура нормалізації проводиться на основі специфічних для Японії географічних даних.

Враховані п'ятнадцять категорій впливу [9] проміжної ланки, що комбінуються у чотири області захисту (табл.1.3).

Таблиця 1.3 – Категорії проміжних, кінцевих впливів та області захисту у методі LIME

У таблиці 1.4 представлені коефіцієнти для зваження областей захисту.

Таблиця 1.4 – Вагові коефіцієнти для областей захисту в методі LIME

**Метод ReCiPe.** Цей метод комбінує у собі переваги своїх попередників: методів CML2002 та Eco-indicator 99. Він гармонічно поєднує підходи до визначення проміжних та кінцевих впливів в рамках одного методу. Категорії впливу час від часу переглядаються та вдосконалюються.

В рамках цього методу значна увага приділяється трьом методам зважування:

1. Ваги для кінцевих факторів, отримані на основі панельного опитування.
2. Для кінцевих факторів – монетизаційне зважування на базі вартості потенційної шкоди.
3. Для факторів проміжного впливу – монетизаційне зважування на базі вартості запобігання шкоди.

Характеризаційними моделями враховано більш ніж 3000 речовин. Нормалізація проводиться на базі дослідження [35]. Слід зазначити, що нормалізація застосовується тільки при використанні панельного зважування для категорій впливу.

Враховані впливи включають 18 проміжних категорій, що групуються у три показники кінцевого рівня:

- здоров'я людини: іонізуюча радіація, виснаження озону, токсичність для людини, фотохімічне формування оксидантів, забруднення твердими частками;
- якість екосистем: зміна клімату, підкислення ґрунтів, токсичність ґрунтів, евтрофікація водних ресурсів, токсичність води, морська евтрофікація, морська токсичність;
- ресурси: використання с/г земель, використання міських земель, трансформація земель, виснаження викопного палива, виснаження мінеральних ресурсів, виснаження питної води.

Характеризаційні фактори є найбільш актуальними європейського регіону, крім факторів глобальних категорій: зміна клімату, виснаження озонового шару та виснаження ресурсів.

При зважуванні також частково врахована суб'єктивність судження. Це проявляється за допомогою класифікації методів зважування: індивідуаліст, ієрархіст, егалітарист. У першому класі визначаються впливи у

короткостроковій перспективі. В той час, інші два класи оперують з довгим та нескінченним часовим горизонтом.

Вагові коефіцієнти для факторів кінцевого впливу на базі вартості потенційних впливів [9] представлені у таблиці 1.5.

Таблиця 1.5 – Вагові фактори розраховані на базі WTP в методі ReCiPe

Підхід із на основі вартості запобігання шкідливих впливів застосовується до не нормалізованих показників проміжних категорій впливу. При такому підході нормалізація не є необхідною, так як цінові коефіцієнти для кожної категорії впливу розраховані на одиницю виміру категорії, як показано у таблиці 1.6. Іншими словами – нормалізація вже інтегрована у процес зважування.

Використані монетизаційні значення найбільш актуальні для країн Європейського Союзу (країна походження даних – Данія) для періоду з 2000 по 2010 рік. Робота з покращення якості цих даних продовжується, однак вони досі визнані недопрацьованими.

Таблиця 1.6 – Деякі вагові фактори для проміжних категорій впливу, розраховані за принципом вартості запобігання шкоди

**Eco-indicator 99.** Метод Eco-indicator 99 був розроблений з метою полегшення прийняття рішень на стадії еко-дизайну. Головною проблемою для дизайнерів була нездатність у повній мірі оцінити важливість 10-20 показників різних категорій впливу [21]. Отже, для полегшення інтерпретації результатів, було запропоновано агрегацію численних показників середньої ланки у три категорії кінцевих впливів. Єдиний показник екологічного навантаження вираховується з використанням вагових факторів, отриманих за допомогою панельного опитування.



Характеристичними моделями враховано вплив приблизно 400 речовин. Усі розраховані характеристичні фактори, крім глобальних категорій впливу, найбільш актуальні для Європи. Нормалізація проводиться на базі даних: викиди у повітря, воду та ґрунти – приблизно 120 пунктів, та видобування – приблизно 10 найважливіших пунктів, що географічно прив'язані до європейського регіону.

Результати представляються у вигляді одинадцяти категорій впливу середньої ланки, що комбінуються у три кінцеві показники (табл.1.7):

Таблиця 1.7 – Враховані в методі Eco-indicator 99 категорії впливів

В таблиці 1.8 представлені вагові коефіцієнти для кінцевих категорій впливу. Їх оцінювання було проведено [7] на базі панельного опитування – 365 бланків було відправлено учасникам швейцарського форуму з обговорення ОЖЦ, рівень відгуку склав 22%.

Таблиця 1.8 – Вагові фактори областей захисту у методі Eco-indicator 99

Тут також присутні три сценарії зважування кінцевих показників: індивідуалістичний, ієрархічний та егалітарний. Численні джерела рекомендують використовувати ієрархічний сценарій, а використання інших обмежити аналізом чутливості.

**Метод EDIP97 та EDIP2003.** Існує дві версії методу EDIP для оцінювання впливу ЖЦ. Вони мають назву EDIP97 та EDIP2003 і були розроблені відповідно у 1997-98 та 2003 роках. Другий метод є просторово розширеною версією, що включає локальні категорії впливу на проміжному рівні. Процедура зважування присутня лише у більш ранній версії.

Метод EDIP97 включає дев'ять проміжних категорії впливу [4], що пов'язані з такими глобальними областями як: викиди, виснаження ресурсів та погіршення робочого середовища. В методі реалізовано процедури нормалізації та зважування.

Зважування відбувається за принципом «близькість до цілі» [11]. В якості цільових, використовуються визначені на міжнародному рівні величини. Процедура зважування в рамках цього методу є актуальною лише в обмеженому часовому проміжку, так як були використані цільові показники для 2004 року.

Характеризаційні коефіцієнти засновані на глобальних моделях та враховують вплив більш ніж 3000 речовин. Дані про кількість речовин, на базі яких були визначені нормалізаційні величини, відсутні.

Нормалізаційні значення та вагові фактори для впливів пов'язаних з викидами представлені у таблиці 1.9.

Таблиця 1.9 – Вагові коефіцієнти для проміжних категорій впливів

#### **1.4 Постановка задачі**

Як видно з розглянутих методів, процедура оцінювання впливу ЖЦ у більшості випадків залежить від географічних особливостей регіону, для якого проводиться дослідження. Цей напрям знаходиться на початковому етапі розвитку в Україні, та потребує значних зусиль для проведення досліджень та побудови моделей, для визначення характеризаційних коефіцієнтів, що враховували б національні особливості нашої країни. Однак, така задача знаходиться за межами завдань магістерської дисертації.

Тому в рамках роботи поставлено, зокрема, такі задачі:

5. Запропонувати систему категорій впливу продукції на навколишнє середовище з врахуванням національних особливостей екологічного стану та соціальних складових розвитку держави.
6. Визначити національні вагові коефіцієнти категорій впливу та сфер захисту в рамках пропонованої системи показників.

Отже, предметом дослідження є різномірні оцінки впливу на довкілля продукційних систем. Згідно обраного підходу визначення екологічного впливу, результати може бути представлено з різним рівнем деталізації. Це дає змогу проведення ефективнішого інтерпретування останніх. Результати, які представлено індикаторами нижчого рівня, будуть кориснішими для дослідників-екологів. В той самий час, подібні показники матимуть значно меншу інформативність для інших зацікавлених сторін. Для підвищення інформативності, проводиться агрегування показників до таких, що будуть інтуїтивно зрозумілими – до показників сфер захисту.

## 2 ПРОЦЕДУРИ ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ

З точки зору певного конкретного виробника або науковця, одні аспекти аналізу за представленою методикою можуть значно переважати над іншими. В таких випадках, використовуючи загальну схему проведення оцінювання життєвого циклу може призвести до накопичення відносно не релевантної інформації. З метою внесення більшого розуміння та спрощення процедури проведення ОЖЦ було запропоновано класифікувати подібні процедури на три типи:

- операційне оцінювання життєвого циклу;
- облік процесів;
- облік продукції.

Перший клас є найбільш загальними за масштабом дослідження, він включає документацію та аналіз, для певного проміжку часу, наступних показників:

- матеріальні та енергетичні потоки на вході процесу чи системи в цілому;
- матеріальні та енергетичні потоки на виході процесу чи системи;
- облікові дані щодо витрат інвентарних засобів, матеріалів, також заохочується облік робочої сили.

Облік процесів, в свою чергу, включає документацію та аналіз лише: матеріальних та енергетичних потоків на вході та виході системи або процесу. Такий тип ОЖЦ є більш розповсюдженим через низку причин. По-перше, у більшості випадків економічні та екологічні показники пов'язані з використанням інвентарних засобів мізерно малі у порівнянні з тими, що пов'язані з вхідними та вихідними потоками процесу. По-друге, облік таких показників як робоча сила включає в себе значні суб'єктивні аспекти, і загалом є досить важкою задачею. Подібний тип дослідження

використовується для оптимізації процесу або системи, шляхом порівняння різних альтернатив на базі критеріїв, отриманих з аналізу вхідних та вихідних потоків.

Облік продукції також включає збір та аналіз даних про вхідні та вихідні потоки по відношенню до конкретного продукту. Проте, залежно від мети та рамок дослідження ці потоки можуть розглядатися у більш широкому сенсі. Так, при виробництві соняшникової олії за вхідні потоки можуть бути прийняті сировина, матеріали та енергія, що необхідні безпосередньо для отримання олії з соняшникового насіння. Або вся виробнича ланка може бути розглянута включаючи ресурси та матеріали необхідні для вирощування соняшника.

Подібний тип дослідження у більшості випадків використовується для порівняння продукції з подібними функціональними властивостями. Результати такого дослідження використовуються для прийняття рішень про вибір продукту серед альтернативного переліку з найменшим профілем екологічного навантаження. Також результати ОЖЦ побудованого за принципом обліку продукції, можуть бути використані для пошуку вузьких місць у життєвому циклі продукту, що мають найбільший вплив та потенціал для покращення. Це стає можливим завдяки тому, що зазвичай результати такого оцінювання представляються у відповідності з кожним етапом життя продукту: виробництво, експлуатація та переробка/утилізація.

Таким чином оцінювання життєвого циклу надає організації раціональний критерій прийняття рішень щодо оптимізації бізнес-процесів в цілому, що є вирішальним фактором для планування, ефективної реалізації корпоративної програми захисту навколишнього середовища.

Подібний інструмент надзвичайно корисний для побудови систематичного підходу до визначення економічних та екологічних недоліків

та потенційних джерел покращень та економії ресурсів (у тому числі грошових).

## 2.1 Структура процесу оцінювання життєвого циклу

Як вже згадувалося раніше, структура проведення ОЖЦ описана міжнародним стандартом ISO 14040, та включає наступні головні етапи (рис.2.1):

1. Визначення мети дослідження та границь системи дослідження.
2. Складання моделі життєвого циклу продукту зі всіма, важливими з екологічної точки зору, вхідними та вихідним потоками. Цей етап часто описується як збір інвентаризаційних даних або інвентаризаційний аналіз життєвого циклу (ІАЖЦ)
3. Оцінювання впливів (ОВЖЦ), відповідно до вхідних та вихідних потоків.
4. Інтерпретація отриманих результатів. Досить часто використовується критичний огляд всієї проведеної роботи.

### Рисунок 2.1 – Схематичне зображення та етапи проведення ОЖЦ

Головна техніка моделювання на стадії збору даних полягає у складанні комплексних листів для обліку вхідних та вихідних потоків для всіх релевантних стадій, таких як: власне виробництво, транспортування, використання та переробка/утилізація. Часто для покращення розуміння використовується графічне представлення системи, що складається з окремих процесів (залежно від деталізації, нероздільних або комплексних) та потоків, що їх сполучають. Всі потоки кількісно оцінюються, задля можливості проведення процедури масштабування.

За побудовою інвентаризаційного списку (списку вхідних та вихідних потоків досліджуваної системи) слідує етап оцінки впливів. Тут

використовується абсолютно інша модель, метою якої є встановлення зв'язку між вхідними/вихідними потоками та екологічним навантаженням, що вони спричиняють. Наприклад викиди вуглекислого газу або метану призводять до збільшення парникового ефекту, це призводить до підвищення температури, що в свою чергу може призвести до вимирання певних видів тварин або рослин, що не зможуть пристосуватися до нових кліматичних умов. Подібні моделі механізмів навколишнього середовища дозволяють звести результати до певного переліку категорій впливу, таких як: глобальне потепління або збіднення гуртів.

Тут дуже важливим є розуміння комплексності дослідження, що проводиться. Оцінювання життєвого циклу включає в себе моделювання систем з різних сфер людської діяльності та науки. По-перше, відбувається моделювання технологічних систем, об'єктів, процесів. Зазвичай невизначеність подібних моделей досить мала, в наслідок того, що усі необхідні заміри можуть бути повторені та верифіковані.

Іншим випадком є сфера екологічних впливів. Тут часто спостерігається значний рівень невизначеності, а підтвердження абсолютної достовірності даних наймовірно складна або взагалі неможлива. Не представляється можливим провести тестування впливу зміни клімату а потім повторити його кілька раз для отримання достовірних даних.

Соціальна сфера, або сфера оцінок також відіграє важливу роль у інтерпретації результатів та побудові дослідження в цілому. В дослідженнях подібної комплексності практично не можливо обійтися без суб'єктивних рішень або оцінок. Вже на етапі вибору категорій впливу проявляється суб'єктивність адже дослідник вирішує, які саме категорії впливу важливо відобразити а які ні. При цьому він/вона спирається на власні погляди або погляди замовників/цільової аудиторії. Також процедура зважування категорій впливу є дуже суб'єктивною, адже опирається на вагові коефіцієнти, які зазвичай розраховуються за допомогою експертних оцінок.

Ще одним джерелом невизначеності на стадії визначення впливів є використаний часовий горизонт. Вплив певних парникових газів або важких металів, що забруднюють ґрунти, може значно різнитися залежно від вибраного часового проміжку (найбільш розповсюдженими є часові горизонти у 10, 100 або 500 років). В цілому можна говорити про значно більший ступінь невизначеності та суб'єктивності, коли ОЖЦ торкається соціальної сфери. Тому, така суб'єктивна процедура як зважування визначена стандартами як необов'язкова, і жоден метод визначення «end-point» показників загально не визнаний.

Усвідомивши таке широке коло потенційних джерел невизначеності, дослідник зможе мінімізувати їх вплив на кінцевий результат. Досягненню цієї мети, також сприяє проведення оцінювання життєвого циклу за ітеративною процедурою. По мірі уточнення вхідних даних якість результату зазвичай зростає не лінійно (рис.2.2).

Профільні криві представлені на цьому рисунку є орієнтовними, і можуть різнитися залежно від характеру дослідження. Використання подібних показників дає можливість визначити відносну витрату зусиль при зборі більш точних даних на умовну одиницю якості результатів, що буде корисним при прийнятті рішення про зупинку ітеративного процесу ОЖЦ. Для представленого випадку, використовуючи принцип оптимальності Парето, можна закінчити дослід після 3 ітерації.

Рисунок 2.2 – Профільні прямі якості результату залежно від якості вхідних даних

Профільні криві представлені на цьому рисунку є орієнтовними, і можуть різнитися залежно від характеру дослідження. Використання подібних показників дає можливість визначити відносну витрату зусиль при зборі більш точних даних на умовну одиницю якості результатів, що буде



корисним при прийнятті рішення про зупинку ітеративного процесу ОЖЦ. Для представленого випадку, використовуючи принцип оптимальності Парето, можна закінчити дослід після 3 ітерації.

Задля покращення якості дослідів, що в більшості випадків визначається на перших двох стадіях, пропонується проведення попереднього оцінювання життєвого циклу. Це дозволить на ранніх етапах визначити рівень доступності та важливості даних та перевірити актуальність визначених на попередньому етапі мети та границь досліджуваної системи. Для якісного проведення подібного попереднього дослідження необхідно мати не аби який досвід. При використанні програмного забезпечення та екологічних баз даних, що набувають все більш широкого розповсюдження, ця процедура значно спрощується. По мірі надходження інформації попередній ОЖЦ конвертується у фінальну версію.

### **2.1.1 Визначення мети та границь досліджуваної системи**

Як вже було згадано, оцінювання життєвого циклу будується на базі певних моделей. Використовуючи або будуючи модель необхідно приймати до уваги, що будь-яка модель – це насамперед спрощене представлення реальності. Одним з найбільших викликів при проведенні ОЖЦ є створення достатньо простих моделей, які не вносили б значного погіршення якості оцінювання, а саме розбіжності результатів (кінцевих або проміжних) з їхніми фактичними значеннями, які мають або мали б місце.

Загалом існує практично необмежена можливість для масштабування такого дослідження як оцінювання життєвого циклу. Складність технологічної моделі і напряду пов'язана з нею точність буде суттєво залежати від масштабу. Наприклад, потрібно провести оцінювання життєвого циклу пластмасової пляшки. Для виробництва пляшки необхідні сировина – гранули пластмаси, що отримують від переробки нафтопродуктів, також необхідна енергія електрична та теплова. Необхідно мати певне

устаткування, яке теж потребує певних ресурсів для виготовлення. Все вище перераховане напевне має бути транспортоване до місця призначення, для транспортування потрібне паливо, що також є похідним нафтопродуктів і т.д.

Як бачимо неспрошена технологічна модель в більшості випадків буде надзвичайно складною, до того ж зазвичай вона матиме значну кількість рециклів. Найкращий шлях для дослідника спростити модель, не призвівши до абсурдних результатів – обережно та ретельно визначити мету дослідження та границі системи, що досліджуються.

Головні пункти що мають бути проаналізовані та затверджені на цьому етапі можуть бути описані як:

- причина для проведення ОЖЦ, питання на які необхідно дати відповідь;
- точне визначення продукту та функцій, які він задовольняє;
- якщо проводиться порівняльний аналіз альтернативних продуктів, необхідно визначити функціональну одиницю, на базі якої буде проводитись порівняння;
- опис досліджуваної системи та її границь;
- опис шляху у який буде розв'язуватися проблеми розподілення, якщо при виробництві наявні побічні або супутні продукти;
- які дані необхідні та їх точність;
- прийняті допущення та обмеження сфери застосування результатів;
- якщо потрібно, визначення вимог до процедури оцінювання впливів та наступних необов'язкових етапів;
- визначення цільової аудиторії, та шляхів представлення результатів;
- формат звіту проведеного дослідження.

### **2.1.2 Розподіл впливів. Розв’язок задачі багатofункціональності та численних виходів.**

Багато технологічних процесів та апаратів виконують більше ніж одну функцію та на їх виході отримують не один продукт а декілька. Для будь-якого технологічного процесу можна виділити наступні вихідні потоки: головний продукт, паралельний продукт, побічний продукт та відходи.

Головний продукт або напівпродукт – цільовий продукт, на отримання якого власне направлена процес або система. Наприклад, один з способів отримання біопалива є естерифікація рапсової олії. Головним продуктом цієї системи є власне біопаливо.

Паралельний продукт може бути охарактеризований як такий, що має економічною цінністю, співставною з головним продуктом, але не є цільовим об’єкту аналізу. В свою чергу побічний продукт має економічну цінність значно нижчу ніж головний продукт, однак таку, якою неможна нехтувати.

І останній тип вихідних потоків – відходи. Потік характеризується необхідністю утилізації, що, звісно, тягне за собою грошові витрати.

Основною задачею процедури розподілення є визначення відсоткових значень вхідних потоків або впливів відповідних головному, паралельним та побічним продуктам. Загалом немає необхідності враховувати весь життєвий цикл паралельних та побічних продуктів, достатньо присвоїти/розподілити їм частину загального екологічного впливу, що справляє даний процес або система. Інакше результати екологічного впливу цільового продукту можуть бути значно переоцінені. До того ж такий підхід дає змогу спростити майбутні дослідження, частиною яких будуть паралельні чи побічні продукти досліджуваної системи.

Існує кілька підходів до процедури розподілення. Стандартом ISO описані наступні рекомендації:

1. Уникнення розподілу шляхом декомпозицію процесу таким чином, що він може бути описаний як більш прості окремі процеси, зі своїми вхідними та лише одним вихідним потоками. Одна, більшість процесів не так легко піддаються декомпозиції, або взагалі не можуть бути розділені. Тому цей підхід застосовується дуже рідко.
2. Інший підхід пропонує розширити досліджувану систему таким чином, щоб включити альтернативну систему виробництва паралельного або побічного продукту. У випадку виробництва біопалива, альтернативне виробництво гліцерину може бути проаналізоване. Після чого результати цього оцінювання вираховуються з результатів головної системи (рис.2.3). Тобто приймається, що дана система задовольнила певні потреби та виконала функції іншої та запобігла використанню певних ресурсів та утворенню відходів і т.п. Подібний підхід дістав назву розподілення заміною або відніманням. Даний підхід знайшов досить широке застосування. Однак, очевидно, що кінцевий результат значною мірою залежить від того яка система було розглянута в якості альтернативного виробника побічного чи паралельного продукту. Грубо кажучи, крайній випадок невдалого вибору альтернативної виробничої системи може призвести до того, що побічний продукт матиме більше екологічне навантаження ніж головний. В такому випадку оцінювання життєвого циклу останнього призведе до абсурдних результатів.
3. У випадку, коли не можливо провести розподіл за допомогою попередніх підходів, міжнародним стандартом пропонується використання розподілу екологічного навантаження на базі фізичних величин, таких як: маса або енергетичний вміст. Хоча такий підхід далеко не завжди виправдовує себе, він набув значного використання, завдяки своїй простоті.

### Рисунок 2.3 Розширені границі дослідження при застосуванні принципу виключання

Допускається також процедура розподілу на основі економічною цінності продуктів. Слід відмітити, що розподілення впливу між продуктами на основі фізичних величин, таких як маса, не є доречним, якщо економічна цінність головного та супутніх продуктів значно відрізняється. Саме у таких випадках застосування принципу розподілення впливу на основі економічної цінності продуктів є найбільш виправданим. Таким чином можна підкреслити факт того, що головною метою є виробництво саме головного продукту і воно відповідає за більшу частину екологічного сліду, що спричиняє система.

При виборі підходу до розподілу впливу між продуктами варто бути максимально обережним, та ретельно обґрунтовувати прийняті рішення. Залежно від вибраного типу розподілу результат оцінювання може значно різнитися.

#### **2.1.3 Стадія збирання даних**

Першим кроком на стадії збору даних є конкретизація джерел даних та вимог до них; визначення методів, що будуть використані при зборі даних, планування та створення форм для збору даних. Цей етап включає збір різноманітних даних, починаючи з вхідних потоків та закінчуючи даними про масштабування системи та підрахунок кінцевого інвентаризаційного результату.

Данні про вхідні та вихідні потоки. Елементарні потоки представляють собою найменшу одиницю, до якої на наступному етапі буде застосовано обраний метод оцінювання впливу. Подібні потоки представлені природними

ресурсами, викидами та іноді іншими більш комплексними величинами, як використання земельних ресурсів. Потоки продуктів – як вхідні так і вихідні. Вихідні потоки системи використовуються як об'єкт дослідження. В свою чергу вхідні продукти використовуються для більш зрозумілого зв'язку між різними виробничими системами. У подальшій перспективі усі потоки продуктів приводяться до еквівалентних елементарних потоків. Також збираються данні про потоки відходів усіх типів. Для забезпечення цілісності дослідження останні мають бути приписані певним утилізаційним процесам.

Окрім цього проводиться збір іншої релевантної інформації, такої як: статистичні дані про тривалість використання продукції, про її якість; характеристики продукту та процесів в рамках досліджуваної системи; інші загальні відомості для трансформації розмірності потоків. Ця інформація в тому числі дозволяє більш адекватно сформулювати функціональну одиницю для порівняння.

Для кожного конкретного дослідження мають бути проведені певні кроки збору та аналізу інвентаризаційних даних. Вичерпний список можливих кроків на цьому етапі включає:

- визначення процесів, необхідних для побудови виробничої системи;
- планування збору первинних даних, та визначення джерел вторинних даних;
- збір даних для визначених процесів, розв'язок проблем невизначеності та недоступності даних;
- збирання загальних інвентаризаційних даних, середніх показників або специфічних даних, що є недоступними в рамках дослідження з певних причини;
- отримання додаткових даних з попередніх дослідів у вигляді інвентаризаційних списків для процесів, продуктів;

- моделювання системи шляхом з'єднання та масштабування потоків відповідним чином, для отримання одиниці функціоналу, цей крок включає розв'язок проблеми багатofункціональності процесів;
- кінцевий інвентаризаційний підсумок – розрахунок суми усіх елементарних потоків: входів та виходів. Це необхідно для можливості застосування методу оцінювання впливів, вхідними даними для якого є саме елементарні потоки.

#### **2.1.4 Оцінювання впливу життєвого циклу**

Оцінювання впливів відбувається на основі зібраних на попередньому етапі інвентаризаційних даних з використання обраного методу ОВЖЦ. В процесі цієї операції дані про елементарні потоки конвертуються у індикатори впливу певних категорій.

Згідно серії стандартів ISO 14040 етап оцінювання впливів включає чотири кроки, серед яких присутні як обов'язкові так і не обов'язкові:

1. Класифікування – обов'язковий крок. На цьому кроці відбувається вибір категорій проміжного впливу, що будуть використані в якості індикаторів екологічного сліду. Категорії зазвичай вибираються із списку загальноприйнятих, з метою спрощення наступного етапу характеристикації, однак завжди існує можливість специфікації унікальних категорій. Після цього, кожному найменуванню із загального інвентаризаційного списку приписується релевантна категорія(-і) впливу.
2. Характеризування – обов'язковий крок, визначення ступеню впливу в рамках кожної проміжної категорії. Коли визначено, на які категорії має вплив кожен пункт інвентаризаційного списку, постає задача визначення ступеню впливу. В рамках однієї категорії усі впливи конвертуються у спільну розмірність з метою пошуку сумарного впливу. Для визначення коефіцієнтів конвертації використовуються характеристикаційні моделі – моделі екологічних

механізмів, наприклад модель міжурядової групи експертів з глобального потепління у сторічному часовому горизонті (Baseline model of 100 years of the IPCC, 2007).

3. Нормалізування – не обов’язковий крок. Виконується для приведення результатів різних проміжних категорій до спільної розмірності або до безрозмірних величин. Є необхідним кроком при проведенні зважування з використанням панельних методів. В якості нормалізуючих величин часто використовують загальні показники категорій впливу, що пов’язані з певним географічним регіоном, наприклад сумарні показники за категоріями для країни.
4. Оцінювання шкоди – не обов’язковий крок. Досить часто проміжні категорії не володіють необхідним рівнем інформативності для цільової аудиторії, такі данні зазвичай зрозумілі лише для спеціалістів з області еко-менеджменту або еко-аудиту. Оцінювання шкоди представляє собою агрегацію проміжних категорій впливу у кінцеві показники або сфери захисту, що будуть більш інтуїтивно зрозумілими: здоров’я людини, якість екосистем виснаження ресурсів та інші. Згортка показників зазвичай відбувається на основі процедури класифікації та зважування.

Однак, результати, отримані навіть у вигляді показників сфер захисту все ще не завжди можуть бути використані для проведення порівняння між альтернативними виробничими системами. Причиною цьому є наявність, як мінімум, трьох різнорідних показників. З метою отримання єдиного показника екологічного сліду проводиться зважене агрегування отриманих показників сфер захисту. Цей крок не був ретельно описаний у стандартах серії ISO і тому не виділяється як у самостійний крок при проведенні ОВЖЦ. Слід чітко усвідомлювати, що результат подібної процедури зважування значною мірою залежить від суб’єктивності судження того, хто проводить цю процедуру.



## 2.2 Особливості необов'язкових етапів оцінювання впливу життєвого циклу

**Нормалізування.** Можливо вказати дві основні причини для проведення нормалізації даних під час ОЖЦ. По-перше нормалізація є невід'ємною частиною зважування. Та, безперечно, без нормалізації не представляється можливим проведення порівняння між альтернативними системами.

Майже всі індикатори для кожної категорії впливу мають унікальну розмірність, дуже рідко трапляється так, що певні індикатори мають однакову розмірність. Приймаючи важливість усіх категорій впливу рівною ми все ще не маємо змоги порівняти альтернативні системи. В такому випадку ми, можемо стверджувати про перевагу однієї альтернативи над іншою лише по відношенню до певних категорій впливу але не в цілому. Для можливості визначення останнього необхідно привести усі категорії впливу до спільної розмірності або перевести їх у безрозмірні величини, власне на це і направлена процедура нормалізації.

Загалом та сама потреба у нормалізації спостерігається і при зважуванні – ми не можемо напряду визначити, що має більший вплив на здоров'я людини глобальне потепління чи підкислення ґрунтів, оскільки ці категорії мають зовсім різну розмірність.

При зважуванні проміжних показників за нормалізаційну величину зазвичай приймається сумарна величина індикатору впливу, що пов'язана з конкретним регіоном. Результиуючі індикатори категорій впливу нормалізуються шляхом ділення на відповідне нормалізаційне значення. У таблиці 2.1 представлені нормалізаційні величини найбільш вживаних категорій впливу, представлені дані були розраховані/оцінені для країн Європейського Союзу.

Таким чином, усі категорії впливу нормалізуються відповідно до загального регіонального рівня. У випадках, коли необхідно провести порівняння систем з різних регіонів або країн більш доцільним є використання глобальних нормалізаційних величин.

Таблиця 2.1 – Нормалізаційні величин найважливіших категорій впливу для європейського регіону (дані для 2012 року).

За характером використаних нормалізаційних величин, можна виділити три типи нормалізації: локальна, регіональна та глобальна. У загальному випадку, чим нижче рівень нормалізаційних даних ти кращі результати будуть отримані. Однак результат також значною мірою залежить від того як біли встановлені дані для нормалізації. Перевагою глобальних нормалізаційних даних є те, що вони зазвичай розробляються організаціями, що користуються визнанням в усьому світі.

**Зважування.** У процедурі зважування завжди присутній певний фактор суб'єктивності. Важливо розуміти, що чим більше етапів зважування/вагового агрегування використано в ОЖЦ тим більшої суб'єктивності набуває результат.

Перший етап дослідження супроводжується збиранням даних стосовно витрат ресурсів, енергії та різноманітних викидів. Звісно, якість результату буде залежати від якості зібраних, розрахованих або оцінених даних, але вплив суб'єктивного фактору на цьому етапі є мінімальним або відсутній взагалі. Наступним етапом є оцінювання проміжних впливів (або впливів середньої точки). Категоріями таких впливів зазвичай є: глобальне потепління, підкислення, евтрофікація, токсичність для людини, токсичність для екосистем і тому подібні. Такі показники будуть зрозумілі лише вузькому колу спеціалістів, до того ж порівняння альтернативних продуктів

стає важкою задачею, коли потрібно розв'язати компроміс між різними категоріями впливу.

Для покращення розуміння подібні результати часто об'єднують у так звані сфери захисту (СЗ). Найпоширенішими з них є:

- здоров'я людини;
- вплив на екосистеми, та;
- виснаження ресурсів.

Об'єднання відбувається на основі процедури зважування. В першу чергу, визначаються категорії, що мають вплив на відповідну сферу захисту. Після чого кожній категорії впливу приписується ваговий коефіцієнт по відношенню до відповідної сфери захисту. Сума коефіцієнтів для кожної сфери захисту має складати одиницю або сто відсотків. Загалом, моделі, що описують вплив вхідних потоків ЖЦ на кінцеві категорії впливу/сфери захисту, визнані такими, що включають значні невизначеності.

Останнім часом популярним стало використання єдиного значення екологічного впливу. Воно може бути отримане шляхом зважування показників сфер захисту. На попередньому кроці, приведення категорій впливу до СЗ, існує можливість у певній мірі наукового обґрунтування ступеню впливу тієї чи іншої категорії на здоров'я людини, здоров'я екосистем і т.п. Тут же не можливо в достатній мірі науково довести, чому одна СЗ важливіша за іншу. Розрахунок вагових коефіцієнтів на цьому етапі є в абсолютній мірі суб'єктивною процедурою.

### **2.3 Підходи до зважування**

Головною метою процедури зважування, як визначено самим визначенням цього терміну, є агрегація різних індикаторів екологічного впливу враховуючи їх відносну важливість. Така процедура дозволяє привести результати до менш комплексного та більш зрозумілого вигляду.

Важливо розуміти, що отримані після зважування показники, ні в якому разі не замінюють більш індикатори більш низького рівня. Головною метою тут є приведення скорочення численних показників, зведення їх до груп, що будуть зрозумілими цільовій аудиторії. Також подібна процедура є дуже важливою для визначення компромісних величин. Наприклад, зменшення викидів  $\text{NO}_x$  певного виробництва призводить до збільшення викидів вуглекислого газу ( $\text{CO}_2$ ). Проблемою в такому випадку є визначення чи варто з точки зору екології взагалі зменшувати ці викиди, адже їх зменшення може потенційно призвести до більш серйозних наслідків.

Ці речовини мають різні механізми впливу на навколишнє середовище і загалом можуть бути включені більш ніж в одну категорію впливу. Для розв'язку подібних компромісних задач необхідно визначити загальний показник зменшення впливу від зниження викидів  $\text{NO}_x$ , та загальний показник впливу, спричиненого викидами  $\text{CO}_2$ . Після чого вони можуть бути порівняні, та висновок про доцільність скорочення викидів може бути зроблений.

Існують різноманітні методики, направлені на розрахунок єдиного показника. Розглядаючи структуру підходів до зважування можна виділити два основні типи методів (рис.2.4): зважування на базі об'єктивних якісних величин, та зважування на базі думки та переваг. Існують методи, що на виході мають єдиний показник, але за своєю суттю не є методами зважування. Подібні методи враховують лише один – головний аспект екологічного впливу.

#### Рисунок 2.4 – Класи методів зважування

Перший клас методів фокусуються на одному аспекті, що відповідає одній характеристиці. Кожна характеристика являє собою причину для вибору однієї з опцій. Таким чином визначення важливості відбувається за

якісними показниками. Перевага однієї характеристики над іншою може бути описана лише за допомогою лексико-графічного опису. Наприклад, відсутність ГМО у продукції набагато важливіша за сорт продукції і тому подібне. Такий підхід дуже обмежений і зазвичай не використовується у комплексних ситуаціях, які приймають до уваги значну кількість аспектів та властивостей.

В таких ситуаціях єдиним виходом є розрахунок вагових коефіцієнтів на основі думок та переваг людей з певного обраного кола. Варто зауважити, що при розрахунку вагових коефіцієнтів в процесі ОЖЦ, досить часто використовується думка пересічних громадян а не експертів. Однак дослідження літератури показує, що навіть думка та переваги експертів зазвичай лишаяються непостійними та змінюються з плином часу. Для зменшення подібної варіації у судженні та перевагах рекомендується розробляти спеціальні бланки для опитування. Що стосується ЖЦ подібні ланки можуть включати додаткові характеристики зважаючи на які експерти будуть визначати важливість того чи іншого аспекту екологічного впливу.

Методи, що базуються на визначенні думки та переваг, представляють найбільший інтерес. Це пов'язано з тим, що саме такий підхід дає змогу отримати кількісні оцінки різних аспектів, що в свою чергу дозволяє встановити еквіваленти для цих аспектів. У випадку, коли людина визначає ступінь впливу низки аспектів на своє життя, говорять про метод індивідуальних переваг. Очевидно, що існує велика кількість обмежень застосування подібного підходу. В першу чергу вони пов'язані із значною варіацією поглядів у соціумі, до того ж не відомо, які супутні аспекти мали вплив на рішення людини у день визначення вагових факторів. Будь-яка інша людина може не погодитися описаними пріоритетами, і запропонувати свої.

Для зниження такої індивідуальності думки був запропонований принцип, що у загальному вигляді може бути описаний як «найбільша перевага для більшості». Суть принципу полягає у пошуку такого

альтернативного набору коефіцієнтів, який задовольнив би погляди і думки більшості. Згодом було прийнято, що кращим виходом є розрахунок вагових коефіцієнтів на базі опитування певної репрезентативної групи людей.

Та останнє розділення методів (рис.2.4) відбувається на основі принципу визначення переваг: через чітко сформульовані фіксовані аспекти відносно до яких визначається пріоритет; або динамічне прийняття рішення з використанням побічних характеристик, пов'язаних з основними. Так, у першому випадку людина відповідатиме на прямі питання стосовно пріоритетів для певних груп факторів. У другому ж випадку, людина буде розставляти пріоритети для інших категорій факторів, що можуть бути сформульовані таким чином, щоб бути більш зрозумілими. Ці вторинні категорії повинні мати безпосередній зв'язок з головними, для можливості наступної конвертації вагових коефіцієнтів вторинних чинників у первинні.

Визначення пріоритетів за первинними категоріями є абсолютно відкритим – людина чітко розуміє мету опитування. Такий підхід є дуже гнучким, але у той самий час піддається маніпуляціям і є досить нечітким. З іншого боку використання груп вторинних показників дозволяє побудувати логічний причинно-наслідковий зв'язок, та отримати більш об'єктивні результати. Що стосується ОЖЦ, то другий спосіб визначення пріоритетності є надзвичайно корисним. Адже людина не завжди може зрозуміти що означає та чи інша категорія впливу та адекватно їх оцінити. В такому випадку використання вторинних показників, що сформульовані максимально зрозуміло для опитуваного, призведе до більш обґрунтованого результату.

Схема зважування має бути пов'язана з загальноприйнятими індикаторами категорій впливу. Було створено велику кількість методів для визначення індикаторів категорій впливу. Багато з методів все ще потребує доопрацювання та адаптації, тому з практичної точки зору хорошим вибором може бути використання індикаторів категорій впливу розрахованих за

методом ReCiPe. Цей метод визначає індикатори на двох рівнях: впливів середньої точки та кінцевих.

Пошук вагових коефіцієнтів для найбільш важливих категорій впливу був проведений низкою організацій, найбільш визнані з них: агенція з захисту навколишнього середовища (англ. EPA), нідерландська асоціація з дослідження та видобування нафти та газу (англ. NOGEPА).

Агенцією з захисту навколишнього середовища також було проведено дослідження думки усіх зацікавлених сторін у рамках проекту «Побудова економічної та екологічної сталості» (англ. BEES). Отримані ваги для розглянутих категорій впливу представлені у таблиці 2.2.

Таблиця 2.2 – Вагові коефіцієнти для проміжних категорій впливу, згідно з дослідженнями міжнародних організацій

#### **2.4 Національно-орієнтована ієрархічна система індикаторів**

Для більш інформативного представлення результатів ОЖЦ, безумовно, необхідно вибрати або створити такі категорії впливу та індикатори для них, що представляють найбільший інтерес в рамках розглянутого регіону. В той самий час, певні категорії впливу іноді мають значною мірою співпадаючий домен, слід уникати нагромадження результатів, адже це погіршує їх здатність до інтерпретації. Так, для багатьох країн Європи саме такий підхід був використаний.

У переважній більшості рекомендується вибрати категорії впливу та показники для них з списку загальноприйнятих, що дозволяють уніфікувати отримувані результати. На базі проведеного аналізу літературних джерел, було визначено найважливіші екологічні проблеми України та сфери захисту з якими вони пов'язані. Згідно одних літературних джерел [28] найважливішими проблемами України у сьогодення є:

- забруднення водних ресурсів;

- зменшення середньої тривалості життя;
- забруднення повітря;
- скорочення кількості тварин та рослин;
- проблема побутових відходів та мусору, а саме стрімко зростаюча кількість та розміри звалищ;
- наслідки аварії на ЧАЕС;

В той самий час деякі інші джерела [29], також підкреслюють критичність деяких інших аспектів, таких як: деградація земельних ресурсів; винищення лісових запасів, та їх не відновлення; небезпечні геологічні процеси, пов'язані у більшості випадків з видобувною промисловістю.

Прийнявши до уваги такий спектр найбільш актуальних екологічних проблем, було запропоновано схему оцінки впливів на базі восьми категорій впливу середньої-точки, що представлені у таблиці 2.3.

Таблиця 2.3 – Система найбільш актуальних для України категорій впливу середньої точки

Вибір саме таких індикаторів (таблиця 2.3) обумовлений доступністю досить недавніх нормалізуючих величин, що були розраховані для європейського регіону у для 2012 року.

Визначення впливу на здоров'я людини відбувалася шляхом оцінювання ризику, при вживанні забрудненої їжі або вдиханні забрудненого повітря. Оцінювання проводилося на основі лабораторних даних, розділюючи загальний вплив на канцерогенний та не канцерогенний. Припускаючи, що поява захворювання лінійно залежить від вживаної дози, було запропоновано показник що вираховується як  $0.5/ED_{50}$ , де знаменник



виражає щоденну дозу протягом всього життя, що призводить до ризику появи хвороби рівному 50%.

Оцінювання токсичності води для екосистем, відбувається на базі того самого припущення, про лінійну залежність концентрації речовини та ризику появи наслідків. Показники визначені як  $0.5/HC_{50}$ , де знаменник залежить від специфічного виду тварин/рослин – величини  $EC_{50}$ , що показує ефективну концентрацію, при якій у 50% випадків присутні наслідки (наприклад, летальний випадок).

Категорія респіраторної не органіки враховує первинні та вторинні забруднення повітря часточками. Вторинне забруднення повітря може бути представлене сполуками, що в повітрі утворюють аерозолі, наприклад викиди  $NO_x$  у повітряному середовищі утворюють нітратні аерозолі [8]. Врахування впливу часточок твердої матерії проводиться з врахуванням степеню шкідливості, рівню засвоєння подібних викидів, та дози відгуку. Облік викидів відбувається на базі фізичних характеристик – розміру: до 10 (PM10), до 2.5 (PM2.5) та до 0.1 (PM0.1) мікрон у діаметрі. З ціллю отримання єдиної розмірності в межах категорії використовують еквівалентний індикатор, наприклад PM2.5 еквівалент.

Назва категорії впливу евтрофікації досить часто варіюється від дослід до дослід, використовується наприклад наступні еквівалентні назви нутрифікація або збагачення поживними речовинами, надходження поживних речовин тощо. Категорія розглядає проблеми, що виникають в результаті надмірного надходження поживних макро-елементів (нітрогену та фосфору) у середовище природних екосистем.

Надходження подібних поживних елементів, можуть зміщувати природний баланс розвитку організмів, віддаючи перевагу тим, що розвиваються швидше але використовують поживні речовини менш ефективно. В свою чергу такий дизбаланс призводить до занепаду видів, що є

більш ефективними та консервативними з точки зору використання поживних речовин. Процес евтрофікації розділяють на два типи: такий, що протікає в ґрунтових екосистемах; та у водних екосистемах (морських чи прісноводних). Евтрофікація ґрунтових екосистем лімітується у переважній більшості випадків кількістю азотовмісних сполук, в той час, коли лімітуючим фактором для водних екосистем є кількість фосфоровмісних сполук. Звідси взяли свій початок індикатори для категорій впливу евтрофікації, відповідно кг N еквівалент для ґрунтових та кг P еквівалент для водних екосистем.

Використання земель відображає категорію, що впливає на якість екосистем, шляхом внесення якісних змін в процесі використання земельних ресурсів. Найбільш головними прикладами використання земель людиною є окупація з метою сільськогосподарської або видобувної діяльності. Вплив окупації земельних ресурсів на екосистеми описується з використання наступних показників: площа території, час використання, потенційна величина зміни якості землі (наприклад зміна здатності до підтримання життя) та даних щодо орієнтовної швидкості відновлення. В якості індикатору зазвичай використовується величина дефіциту вуглецевих сполук.

Виснажених ресурсів на відміну від розглянутих категорій впливу є досить комплексною, зазвичай для оцінки такого впливу використовуються кілька моделей з наступним зведенням показників до єдиної розмірності. Виснаження водних ресурсів, зважаючи на наявну специфіку, виноситься в окрему категорію.

Рисунок 2.5 – Зв'язок між проміжними категоріями впливу та кінцевими сферами захисту в запропонованій системі оцінювання.

Задача виокремленого оцінювання впливу аварії на ЧАЕС та наслідків пов'язаних із нею є дуже специфічною та потребує глибокого вивчення для побудови адекватної моделі. Подібне завдання нажалі лежить далеко за межами магістерської дисертації та може бути розглянуте як один з основних викликів у побудові системи національних категорій впливу в рамках ОЖЦ

Розробленою системою оцінок, також пропонується агрегування перерахованих категорій впливу у три сфери захисту: здоров'я людини, якість екосистем та виснаження ресурсів. На стадії зведення категорій впливу до сфер захисту, так само як на стадії характеристизації, може виявитися, що певна категорія має вплив більш ніж на одну сферу захисту. В такому випадку допускається дублювання впливу з врахуванням вагового фактору для кожної з сфер захисту.

Причино-наслідковий зв'язок між категоріями впливів середньої точки та обраними сферами захисту схематично зображено на рисунку 2.5.

## **2.5 Визначення вагових коефіцієнтів**

Визначення вагових коефіцієнтів, для об'єднання категорій впливу у сфери захисту, та сфер захисту у єдиний показник, проводилося на основі експертного опитування з використанням шкали Міллера. Кількість опитуваних склала 7 осіб, серед яких присутні виключно спеціалісти з питань навколишнього середовища.

В стандартній версії використаного підходу до оцінювання важливості використовуються дискретні показники важливості від 1 до 7 з кроком – один. Експерту надається список факторів, що впливають на одну кінцеву величину та пропонується у відповідних графах проставити, за його думкою, важливість впливу кожного з факторів. При цьому присутня приписувати будь-який рівень важливості, в рамках заданих дискретних значень, для будь-якого фактору. Після проведення опитування певної кількості експертів, ваги

визначаються як відношення суми важливості певного фактору (за всіма експертами) до загальної суми коефіцієнтів важливості.

Головною перевагою такого підходу є його простота та інтуїтивна зрозумілість. Він дозволяє в явному вигляді отримати вагові коефіцієнти майже для будь-якої кількості факторів, сума яких в результаті завжди складатиме одиницю або сто відсотків.

#### Рисунок 2.6 – Пустий бланк експертного опитування для визначення вагових факторів

Повертаючись до поставленої задачі, відповідно до рисунку 2.5, необхідно визначити вагові коефіцієнти для:

- двох категорій впливу: токсичність для людини та респіраторна не органіка, по відношенню до сфери захисту людського здоров'я;
- трьох категорій: еко-токсичність води, евтрофікація прісноводних еко-систем та окупація земель, для сфери захисту екосистем;
- та трьох категорій: окупація земель, виснаження водних ресурсів та виснаження викопних і відновлюваних ресурсів, для сфери захисту ресурсів.

Для визначення єдиного показнику екологічного сліду необхідно було провести пошук вагових факторів для категорій впливу. Ця процедура була проведена з використанням тієї ж шкали Міллера. Незаповнений бланк експертного опитування представлено на рисунку 2.6.

#### Таблиця 2.4 – Вагові коефіцієнти для категорій впливу та сфер захисту

З використанням представленого підходу, та зібраних даних з бланків експертного опитування на основі приписаних рівнів важливості були

визначні вагові коефіцієнти для категорій впливу та сфер захисту, що представлені у таблиці 2.4:

## **Висновки до розділу 2**

Приймаючи до уваги стрімко зростаючу за останні популярність підходу ОЖЦ, можна стверджувати, що розробка підходів до оцінювання впливів ЖЦ з врахуванням національних особливостей є доволі перспективним напрямком у розвитку наукової діяльності.

Безумовно, значною мірою за якість результатів ОЖЦ відповідає стадія зору даних та інвентаризаційне моделювання. Однак, проведення інвентаризаційного аналізу з підвищеним рівнем точності є абсолютно безглуздим з точки зору ОЖЦ, якщо не створено адекватного методу оцінювання впливу цих інвентаризаційних даних. В даному розділі були зроблені перші кроки до розробки багаторівневої системи екологічних показників, що враховували б національні особливості нашої держави.

До того ж, не зважаючи на розбіжні погляди стосовно панельного методу визначення вагових коефіцієнтів на стадії ОВЖЦ, такий підхід досі широко використовується. Розраховані вагові коефіцієнти, в рамках формування державних заходів охорони навколишнього середовища, можуть бути використані в якості «відправної точки» з наступним внесенням коректив.

### **3 ОЦІНЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ЛЕТКИХ ІНГІБІТОРІВ АТМОСФЕРНОЇ КОРОЗІЇ**

Цільовим предметом дослідження є ЖЦ інгібітору атмосферної корозії на основі органічних сполук відходів рапсу. Подібні відходи – рапсовий шрот, є побічним продуктом процесу віджимання олії з насіння рапсу. Після процедури віджимання у залишках насіння лишається певна кількість органічних сполук, що може бути видалена з твердої фази шляхом екстракції. Екстракт з вмістом такого різноманітного набору органічних речовин може бути використаний в якості леткого інгібітору атмосферної корозії (ЛІАК). Для екстрагування хімічно активних речовин з рослинної сировини використовується ізопропіловий спирт. Екстракт готують шляхом настоювання попередньо подрібненої рослинної сировини в ізопропанолі протягом доби при співвідношенні тверда частина: екстрагент – 1 гр.:10 мл. Після фільтрації було отримано 8 мл екстракту.

Постає питання щодо доцільності виробництва такого інгібітору. При аналізі цього питання необхідно розробити комплексний підхід в рамках ОЖЦ, що буде включати порівняння з існуючими промислово вживаними альтернативними інгібіторами. Отримані в ході подібного порівняльного аналізу результати можуть виступати в якості фундаменту для прийняття рішення, щодо доцільності виробництва та використання досліджуваного ЛІАК.

#### **3.1 Атмосферна корозія та новітні засоби захисту від неї**

Атмосферна корозія – процес, що перебігає за електрохімічним механізмом та підпорядковується закономірностям електрохімічної кінетики. Вона вражає більшість металевих виробів при експлуатації на повітрі [36], транспортуванні або зберіганні.

Однією з особливостей атмосферної корозії є те, що руйнування металу може протікати, як внаслідок прямої взаємодії з киснем у повітрі з утворенням оксидних фаз, так і за електрохімічним механізмом розчинення з утворенням солей і гідратованих сполук металів.

Леткі інгібітори атмосферної корозії представляють наступне покоління засобів захисту від атмосферної корозії металевих напівфабрикатів та готових виробів. До найбільш поширених ЛІАК відносяться інгібітори на основі органічних сполук. Вони впливають на швидкість як катодної, так і анодної реакцій. Леткість таких інгібіторів проявляється лише у механізмі перенесення активного компонента до поверхні металевого виробу.

Леткі сполуки забезпечують швидке досягнення необхідної концентрації пари, проте в не обмеженому просторі витрата інгібітору буде дуже висока, в той час коли його захисна дія буде нетривалою [37]. В такому випадку може здатися, що інгібітори з низьким значенням тиску насиченої пари витрачаються повільніше і забезпечують більш тривалий захист. Проте для досягнення достатньої для захисту концентрації пари буде необхідно більше часу, а в ніяк не обмеженому просторі необхідна концентрація можливо взагалі ніколи не буде досягнута.

Таким чином, в ідеальному випадку, хімічні сполуки, що використовуються як леткі інгібітори, повинні мати певне оптимальне значення тиску насиченої пари: воно має бути ні занадто високим, ні занадто низьким. Зазвичай тип носія інгібітору також буде значною мірою впливати на ефективність захисту в цілому. Швидкість випаровування з різних носіїв значно відрізняються і саме носій інгібітору може відіграти вирішальну роль.

Незважаючи на те, що відома велика кількість амінів, які гальмують корозію сталі, міді, цинку, використання цих речовин як інгібіторів атмосферної корозії далеко не завжди є доцільним. В першу чергу це пояснюється високим тиском насичених парів амінів, що часто вимагає

абсолютної герметичності простору, де зберігається виріб. Таким чином аміни як інгібітори корозії знайшли застосування лише у відносно ізольованих системах, де витік леткого інгібітору із об'єму, що захищається, є незначним.

Аналіз науково-технічної літератури показує, що останніми роками для створення засобів протикорозійного захисту активно використовуються органічні компоненти рослинної сировини. Широкий спектр мікроелементів і хімічних сполук, що знаходяться в рослинній сировині та її відходах, дозволяє отримувати продукти з універсальними антикорозійними властивостями. Тому органічні сполуки рослинного походження все частіше використовуються при створенні нових екологічно безпечних інгібіторів чорних та кольорових металів, лакофарбових покриттів, сорбентів, перетворювачів іржі, консерваційних масел тощо. Нітрит дициклогексиламіну і нітрит ди-ізопропіламіну, прийняті як базисні речовини для створення органічних ЛК. Проте, ці речовини є канцерогенними, тому особлива увага має приділятися екологічним аспектам виробництва подібних речовин.

### **3.2 Визначення мети та границь досліджуваної системи**

Метою ОЖЦ є проведення порівняльного аналізу досліджуваного ЛПАК на базі органічних сполук відходів рапсу з промислово вживаними та найбільш розповсюдженими альтернативами. З альтернативного ряду речовин з потенційно високим рівнем антикорозійних властивостей, для проведення порівняння було обрано наступні: 2-бутанол, суміш жирних кислот на основі овочевих олій, три-етил амін та три-метил амін.

Вибір було зроблено з врахуванням інформації з літературних джерел, та консультативної допомоги представників кафедри фізичної хімії НТУУ «КПІ».



Проведення порівняльного аналізу передбачене на базі запропонованої багаторівневої системи екологічних оцінок, яка включає сім категорій проміжного впливу, що групуються у три сфери захисту з наступним зведенням до єдиного показника екологічного сліду. Слід зауважити, що як і для стандартного підходу до ОЖЦ процедури згортки показників не є обов'язковими.

Розглядаючи шрот рапсу, як один з вихідних продуктів узагальненої схеми виробництва біопалива, виникає питання розподілу впливу між продуктами такої системи системи. Безперечно, кінцевим продуктом є саме біопаливо, та воно має відповідати за найбільшу частку сумарного впливу.

Таким чином, необхідним є зазначити на основі якого показника загальний вплив системи буде розподілятися між усіма вихідними потоками продукційної системи. Побічними продуктами у виробничій системі біопалива можна вважати гліцерин (рис.3.3) та рапсовий шрот, що використовується як корм для тварин.

### Рисунок 3.3 – Супутні продукти при виробництві біопалива на основі рапсової олії

Однак відповідно до обраних границь досліджуваної системи не є обов'язковим розгляд виробничих процесів, що йдуть після віджимання рапсового масла з насіння.

Отже, найважливішим питанням тут є розподіл впливу між продуктами після стадії віджимання масла з насіння. У таблиці 2.1 представлено відсотковий розподіл між рапсовою олією та шротом рапсу для трьох різних методів розподілу.

### Таблиця 3.1 – Фактори розподілу між рапсовою олією та шротом рапсу для різних методів розподілу

Продукційна система виробництва інгібітору на основі відходів рапсу об'єднує два основні продукти, що виступають сировиною у процесі екстрагування: шрот рапсу та ізопропанол. Продукційна система отримання шроту рапсу описується в виробництвом нерафінованої рапсової олії, шляхом віджимання останньої з насіння рапсу. Модель виробництва бере початок при отриманні рапсового насіння та закінчується отриманням продуктів: олії та рапсового шроту. Враховані усі транспортні, матеріальні та енергетичні витрати, викиди пов'язані з доставкою та переробкою насіння. Проблема розподілу впливу розв'язана на базі економічної цінності паралельних продуктів.

Продукційна система виробництва ізопропанолу включає етапи, починаючи з отримання хімікатів для виробництва. Враховано споживання хімікатів та сировини; оцінено викиди в процесі виробництва у повітря та воду (неповні дані); оцінено рівень споживання енергії та інфраструктуру заводу (наближено); тверді відходи не враховано. Були використані середні європейські дані по процесам, сировині, транспортуванні та електроенергії.

Продукційна система для три-етил аміну змодельоване на базі європейського виробництва три-етил аміну з етанолу. Споживання енергії, інфраструктура та транспортування розраховані з використанням середніх показників галузі у європейському регіоні, викиди у довкілля оцінені. Враховано матеріали та сировину, інфраструктуру заводу, споживання енергії та викиди.

Модель продукційної системи три-метил аміну включає наступні кінцеві процеси: споживання хімікатів, транспортування матеріалів до виробництва, викиди в повітря та воду під час виробництва (оцінені, не повні дані), споживання енергії та інфраструктура заводу оцінені (наближено). Тверді відходи, наприклад відпрацьований каталізатор не враховано. Певна частина використаних даних має регіональну прив'язку до Швейцарії, усі інші дані регіонально не специфічні.

Інгібітор 2-бутанол представлений процесом гідратації бутену, на виході отримують два продукти 2-бутанол та бутан. Розподіл впливу між продуктами проводиться за масовим принципом. Врахована кінцева діяльність: гідратація бутену включаючи матеріали, споживання енергії, інфраструктуру заводу та викиди. Інвентаризаційні дані змодельовані для Європи.

Продукційна система виробництва жирних кислот на основі овочевої олії. Функціональна одиниця визначена як кілограм жирних кислот на основі масла сої, пальмового масла та какао бобів. Врахована кінцева діяльність: споживання сировинних матеріалів, енергії та води, відходи. Викиди у повітря оцінені, викиди у воду відсутні. Дані зібрані від європейських виробників, отож представляють середні дані по європейському регіону.

Функціональну одиницю, на основі якої проводилося порівняння, було визначено як кількість інгібітору, що у замкненому просторі об'ємом 500 мл, забезпечує рівень захисту в діапазоні 95-100% для сталевого зразка з поверхнею 10 см<sup>2</sup> протягом 400 діб.

В ході лабораторних, натуральних та пришвидшених, досліджень ефективності ЛІАК на основі органічних сполук шроту рапсу та три-етил аміну з використанням об'ємної частки інгібітору приблизно 0.2 мл на 100 мл замкненого простору. Досліди були проведені на кафедрі фізично хімії НТУУ «КПІ». Результатами цих дослідів було встановлено незначну перевагу першого типу інгібітору. В рамках побудованого ОЖЦ припускається, що усіх розглянутих інгібіторів мають однакову ефективність.

### **3.3 Інвентаризаційний аналіз обраних виробничих систем**

Визначені та описані в попередньому розділі продукційні системи наявні в базі даних процесів програмного забезпечення для проведення ОЖЦ. Наявність такої бази та необхідних процесів суттєво спрощує проведення інвентаризаційного аналізу розглянутих продукційних систем.

Відповідно до кожної обраної виробничої системи було проведено збір загальних інвентаризаційних даних з бази, що представлені у таблицях 3.2-3.5.

Таблиця 3.2 – Фрагмент результатів інвентаризаційного аналізу виробництва 2-бутанолу

Таблиця 3.3 – Фрагмент результатів інвентаризаційного аналізу виробництва три-етил аміну

Таблиця 3.4 – Фрагмент результатів інвентаризаційного аналізу виробництва інгібітору на основі шроту рапсу

Т

Таблиця 3.5 – Фрагмент результатів інвентаризаційного аналізу виробництва три-метил аміну

В представлених таблицях наведено лише фрагмент загального інвентаризаційного списку. Повний інвентаризаційний список отриманий з бази процесів включає приблизно півтори тисячі пунктів, для кожної продукційної системи.

### **3.4 Аналіз впливу життєвого циклу інгібіторів корозії**

Використовуючи базу даних характеристичних коефіцієнтів методу ILCD 2011 та інвентаризаційні дані кожної з продукційних систем було проведено аналіз їх впливу на навколишнє середовище.

Такий підхід є можливим завдяки тому, що розглянутий метод покриває усі, обрані для побудови ієрархічної моделі, показники категорій впливу. Отримані показники альтернативних продукційних систем інгібіторів на рівні проміжних категорій впливу. У таблиці 3.6 наведено лише дві альтернативи: ізопропанольний екстракт шроту рапсу та три-етил амін.

Таблиця з отриманими результатами для усіх розглянутих продукційних систем наведено в Додатку А.

Графічна інтерпретація результату не є доцільною зважаючи на громіздкість отриманих результатів. Прийняти рішення щодо найбільш ефективної з екологічної точки зору альтернативи не є можливим, зважаючи на варіативний характер переваги одного продукту над іншим при розгляді різних категорій впливу. Так порівнюючи навіть дві альтернативи наведені у таблиці 3.2 видно, що ізопропанольний екстракт шроту рапсу переважає на три-етил аміном лише у деяких категоріях впливу.

Таблиця 3.6 – Індикатори проміжних категорій впливу для ізопропанольного екстракту шроту рапсу та три-етил аміну

Після проведення нормалізації даних було об'єднано перші дві категорії у одну – токсичність для людини, допускаючи еквівалентність вагових факторів для цих категорій. Процес нормалізації призводить до безрозмірних показників, що є проміжним кроком на шляху до зважування. Нормалізовані показники для екстракту шроту рапсу та три-етил аміну наведені у таблиці 3.7, повна таблиця нормалізованих значень наведена в Додатку Б.

Таблиця 3.7 – Нормалізовані показники проміжних категорій впливу для ізопропанольного екстракту шроту рапсу та три-етил аміну

Як видно з таблиці 3.7 після проведення нормалізації не використовуючи зважування показників, виникає проблема надзвичайної переваги категорії впливу «Виснаження ресурсів, вода» над усіма іншими. Показник цієї категорії має значення на кілька порядків більше за інші, та за відсутності процедури зважування матиме визначальний вплив на загальний показник.

Наступним кроком проводиться згортка індикаторів проміжних категорій впливу то показників сфер захисту: здоров'я людини, якість екосистем та ресурси. Згортка відбувається на основі запропонованої ієрархічної моделі показників та розроблених вагових факторів, що представлені у другому розділі.

Результуючі показники сфер захисту для розглянутих продукційних систем представлені у таблиці 3.8.

Таблиця 3.8 – Показники сфер захисту розглянутих продукційних систем

На рисунках 3.4-3.6 відображено, відповідно, графічна інтерпретація даних представлених у таблиці 3.8 щодо кожної з сфер захисту.

З представлених графіків чітко видно, що досліджуваний інгібітор на основі органічних сполук шроту рапсу має значно менший вплив в сферах захисту природного середовища та ресурсів, порівняно з розглянутими альтернативами. Однак, в той самий час, інгібітор на основі жирних кислот рослинного походження має приблизно у півтора рази менший вплив у сфері захисту здоров'я людини.

Представлені в такому вигляді результати ОЖЦ, все ще не можуть бути використані для остаточного вибору кращого, з точки зору навколишнього середовища, інгібітору. Таке рішення може бути зроблене на базі єдиного показника екологічного сліду продукційної системи. З метою отримання такого показника проводиться наступний рівень агрегації результатів.

Рисунок 3.4 – Графічна інтерпретація показників сфери захисту «Здоров'я людини»

Рисунок 3.5 – Графічна інтерпретація показників сфери захисту «Якість екосистем»

### Рисунок 3.6 – Графічна інтерпретація показників сфери захисту «Виснаження ресурсів»

Використовуючи визначені в другому розділі вагові фактори для сфер захисту, проводиться згортка до єдиного показнику екологічного сліду, що може бути використаний, як остаточна оцінка ефективності продукційної системи (табл.3.9).

Таблиця 3.9 – Єдиний показник екологічного сліду продукційних систем

Графічна інтерпретація розрахованих показників єдиного екологічного сліду представлена на рисунку 3.7. На базі оцінених агрегованих показників стає можливим зробити однозначний висновок, щодо найкращої з розглянутих альтернативних продукційних систем.

### Рисунок 3.7 – Єдиний показник екологічного сліду розглянутих продукційних систем

З графіку на рисунку 3.7, чітко видно, що інгібітор, отриманий на базі органічних сполук шроту рапсу, значно переважає над іншими проаналізованими альтернативами.

#### **Висновки до розділу**

Такий розрив у величині загального показнику екологічного сліду можна пояснити використанням натуральної сировини. Повертаючись до аналізу попереднього етапу, слід відмітити, що інгібітор на основі шроту рапсу має значну перевагу у сферах захисту якості екосистем та ресурсів. Такі результати досить логічно пояснюються фактом того, що для виробництва інгібітору використовується рослинна сировина, що є

відновлюваним ресурсом та матеріалом, що має досить незначний вплив на природні екосистеми.

В свою чергу в сфері захисту здоров'я людини над цим продуктом переважають лише жирні кислоти, що також є речовинами рослинного походження. Таку перевагу можна пояснити, повернувшись до результатів отриманих після етапу характеризування. Один з показників токсичного впливу на людину для жирних кислот має негативне значення. Зазвичай такі випадки пояснюються специфічними процесами зростання певних рослин, чи розвитку мікроорганізмів, в ході яких вони поглинають та нейтралізують певну кількість потенційно шкідливих речовин.

В якості висновків до розділу можна відмітити, що існує необхідність проведення великого об'єму роботи у сфері визначення національних нормальних значень. Якість проведеного аналізу може бути покращено з використанням специфічних нормальних величин, розрахованих саме для України (були використані європейські нормальні значення категорій впливу).

Також, зважаючи на обмежену кількість експертів, визначені вагові фактори можуть виявитися досить неточними. Зазначена проблема повністю розв'язується за допомогою розробленого програмного модулю, що дозволяє проводити уточнення вагових факторів по мірі надходження даних експертного оцінювання. Загалом дана тема потребує подальшого вивчення, та можливо створення більш об'єктивного підходу до визначення вагових коефіцієнтів.



## 4 ОПИСАННЯ ПРОГРАМНИХ МОДУЛІВ

На сьогоднішній день існує два розповсюджені та доведені до ладу програмні продукти, що з успіхом можуть бути використані для оцінювання життєвого циклу: SimaPro та GaBi Software. Їх використання дає надзвичайно широкі можливості з масштабування дослідження; значною мірою полегшує проведення інвентаризаційного аналізу системи, за рахунок наявності бази речовин, продуктів та процесів; та звісно ж, дозволяє в автоматизованому режимі проводити аналіз впливу ЖЦ. Однак, головним недоліком цих програмних продуктів є їх величезна вартість. Ліцензований продукт такого рівня коштуватиме декілька тисяч доларів на одного користувача.

В рамках виконаної роботи було поставлено за мету розробити два програмних модулі, що будуть використані як надбудови для програмного комплексу, створеного у середовищі VBA Excel, з метою впровадження до використання у Центрі РЕЧВ. Вибір середовища розробки пояснюється його простотою, доступністю та інтуїтивною зрозумілістю.

Перша з надбудов має виконувати функцію оцінювання та уточнення вагових коефіцієнтів на різних етапах згортки результатів ОЖЦ, а саме на етапі згортки категорій впливу до показників областей захисту та на наступному кроці згортки областей захисту до єдиного показнику екологічного сліду. Як і за ручної обробки, експертні оцінки будуть виставлятися та оброблятися згідно з шкалою Міллера.

Другий модуль реалізує спрощений процес ОЖЦ певного інгібітору атмосферної корозії (з переліку досліджених) з метою отримання єдиного показнику екологічного сліду та проведення наступного порівняльного аналізу. За своєю сутністю цей модуль представляє базу продуктів, процесів або речовин з відповідними їм показниками впливу.

#### **4.1 Модуль оцінювання вагових факторів**

Задля отримання можливості збереження, завантаження та уточнення оцінок експертів було вирішено зберігати визначені експертні оцінки у вигляді листів Excel.

В рамках проведеної роботи не було можливості безпосередньо приєднати розроблений модуль до програмного комплексу центру РЕЧВ. Тому, власне, представлена на рисунку 1 форма є початковою або головною для модулю але по своїй суті є інтерфейсом між головною програмою та модулем оцінювання вагових факторів. При приєднанні розробленого модулю до головної частини програми, ця форма може бути видалена, з переносом її функціоналу в інше, більш вдале місце.

Рисунок 4.1 – Стартова форма модулю оцінювання вагових факторів

Наявна можливість завантажити збережений раніше файл з експертними оцінками, файл формату “.xls” (рис.4.2).

Рисунок 4.2 – Фрагмент вікна завантаження файлу з експертними оцінками

Натиснувши кнопку «Уточнити» на стартовій формі, відкривається форма, що пропонує обрати, які саме експертні оцінки будуть доповнені: для категорій впливу або областей захисту (рис.4.3).

Рисунок 4.3 – Діалогове вікно уточнення експертних оцінок

Натиснувши кнопку «Далі» після вибору однієї з опцій, користувач потрапляє на форму зображену на рис.4.4 або рис.4.5 відповідно для першої та другої опції, обраної на попередньому кроці.

Рисунок 4.4 – Форма доповнення експертних оцінок для проміжних категорій впливу

Як видно з цих рисунків, форми доповнення експертних оцінок мають ідентичні поля з, представленим у другому розділі, зразком друкованих форм опитування.

Рисунок 4.5 – Форма доповнення експертних оцінок для областей захисту

Введені у відповідні поля дані проходять транзитом через код програмного модуля та зберігаються на робочому листі Excel. Доповнені дані можуть бути збережені окремим файлом для транспортування або проведення з ваговими факторами інших операцій. Файл з ваговими коефіцієнтами генерується автоматично та зберігається у папку “Weights”, що знаходиться в тому ж каталозі, що і материнський файл з програмним модулем. При успішному збереженні виводиться звіт (рис.4.6).

Рисунок 4.6 – Звіт про збереження файлу з вказаним каталогом збереження

## 4.2 Модуль спрощеного оцінювання життєвого циклу інгібіторів атмосферної корозії

Потреба у розробці подібного програмного забезпечення криється у необхідності прийняття рішення на основі екологічних характеристик продукції, у тих випадках, коли не представляється можливим придбання розробленого на більш високому рівні інструменту.

Модуль складається з двох основних форм: додавання процесу, продукту чи речовини у дослід з бази; та форми доповнення бази шляхом специфікації нового процесу, продукту чи речовини та величини єдиного показнику, що пов'язана з ним.

На робочому листі Excel розміщено два активні елементи – кнопки (рис.4.7), що викликають описані у попередньому абзаці форми

Рисунок 4.7 – Кнопки виклику головних форм модулю

Додавання процесу або продукту до дослідів може проводитись двома шляхами. Принципіальною відмінністю власне є пошук необхідного елементу бази. Доступні альтернативи: вибір необхідного пункту з випадального списку та шляхом пошуку за найменуванням в базі (рис.4.8). Слід зазначити, що при зростаючих об'ємах бази слід передбачити об'єднання елементів бази у ієрархічні списки, та підходящий шлях відображення таких списків, це дозволить значно пришвидшити пошук по базі.

Рисунок 4.8 – Форма додавання продукту або процесу до дослідів

Можливість доповнення бази процесів та продуктів є важливим аспектом в успішному використанні навіть такого простого програмного

забезпечення. Доповнення бази процесів відбувається через форму, що зображена на рисунку 4.9.

#### Рисунок 4.9 – Форма доповнення бази процесі та продуктів

При цьому необхідно заповнити три поля: назва, розмірність потоку та єдиний показник екологічного сліду, що відповідає одиниці розмірності потоку.

#### **Висновки за розділом**

Проведення оцінювання життєвого циклу в ручну потребує значних зусиль та часу. З метою пришвидшення цього процесу було розроблено спеціалізовані програмні пакети. Однак, такі програмні продукти навіть за європейськими мірками є досить дорогими. Мало хто готовий викласти таку значну суму за подібний програмне забезпечення.

З метою автоматизованого проведення хоча б поверхневого ОЖЦ або його спрощення проводяться спроби створення менш комплексних та точних засобів для ОЖЦ. Одним з таких програмних забезпечень є калькулятор екологічного впливу, що розробляється працівниками центру ресурсоефективного та чистого виробництва. В рамках поставленої задачі проводиться співпраця з швейцарськими науковцями. Залучення студентів до розробки програмного забезпечення відбувається на добровільній основі.

Розроблені модулі у перспективі будуть використані як складові частини калькулятора екологічного впливу. Корисність першого модулю вбачається автору більш вагомую, по причині того, що загалом другий модуль направлений на вирішення досить специфічних завдань, які з таким самим успіхом можуть бути розв'язані основною програмою, шляхом доповнення бази необхідними процесами та продуктами.

## **5 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ**

Розглянутий процес отримання інгібіторів атмосферної корозії і відповідно пов'язане з ним масове виробництво включає ряд чинників, що становить небезпеку для працівників. Однак, беручи до уваги відсутність достовірної інформації про реальне виробництво та те, що більша частина роботи в рамках магістерської роботи була проведена в лабораторії-комп'ютерному класі, далі в розділі буде розглянуто саме таку лабораторію.

Провівши детальний аналіз комп'ютерного класу, було визначено потенційні джерела небезпеки для життєдіяльності. Всі рішення в роботі було прийнято з урахуванням вимог охорони праці. Також на основі аналізу виявлених джерел небезпеки запропоновано заходи щодо покращенням умов праці.

### **5.1 Охорона праці**

#### **5.1 Аналіз шкідливих та небезпечних факторів і заходи з охорони праці**

##### **5.1.1 Повітря робочої зони**

Роботи, що виконувались в лабораторії за важкістю відносяться, відповідно з ДСН 3.3.6.042-99, до категорії I-а. Санітарні та фактичні норми параметрів мікроклімату для робіт, які використовуються в приміщенні,

наведені в табл.5.1.

В даній лабораторії ОТ не реєструються зміна температури повітря, відносної вологості та швидкості руху повітря. В холодний період року температура підтримується за допомогою системи центрального опалювання. Система водяного опалювання виконана згідно до СНиП 2.04.05-91. Відносна вологість і швидкість руху повітря регулюється за допомогою кватирок, оскільки в лабораторії відсутні вентилятори і кондиціонери.

Як бачимо, в таблиці 5.1 фактичні данні співпадають з оптимальними, тому робимо висновок про відповідність параметрів мікроклімату санітарним нормам.

Таблиця 5.1 – Допустимі норми згідно ДСН 3.3.6.042-99 і фактичні значення температури, відносної вологості і швидкості повітря в робочій зоні виробничого приміщення

### **5.1.2 Виробниче освітлення**

Приміщення лабораторії за нормами освітлення у відповідності з ДБН В.2.5.28-06 відноситься до I групи приміщень по задачам зорової роботи: проводиться розрізнення об'єктів зорової роботи по фіксованому напрямку лінії зору на робочу поверхню. У приміщенні передбачено природне і штучне загальне освітлення. Природне освітлення – бокове, одностороннє (здійснюється через вікно в зовнішній стіні будівлі). Штучне освітлення забезпечує на робочих місцях ЛОТ освітленість 300-500 лк. В таблиці 5.2 наведені санітарні норми освітленості в лабораторії:

Таблиця 5.2 – Санітарні норми освітленості в лабораторії ОТ

В лабораторії ОТ використовується система загального рівномірного освітлення з 6 світильників стаціонарного загального призначення типу ЛПО

з лампами ЛБ 30 Вт нормального виконання, які розташовані на стелі у два ряди (рисунок 5.1).

Рисунок 5.1 – Схема розташування світильників

Для вибору формули розрахунку освітленості робочої поверхні визначимо висоту підвісу світильників по формулі:

де  $h_n$  – висота підвісу світильників, м;  $h_p$  – висота робочої поверхні, м;  
 $h_c$  – висота світильника, м.

Відстань від світильників до розрахункової точки визначаємо по формулі:

де  $r$  - відстань від світильника до розрахункової точки, м;  $p$  - відстань від проекції світильника до розрахункової точки.

Підставляємо у формулу чисельне значення:

Розрахунок відношень виглядає так:

Виходячи із цього, вибираємо точковий метод розрахунку штучного освітлення. Будемо використовувати розрахункову залежність наступного виду:

де

$E$  - фактична освітленість робочої поверхні, лк;  $N$  - кількість світильників у ряді;  $n$  - кількість ламп у світильнику;  $\Phi_l$  - світловий потік лампи, лм;  $b$  - коефіцієнт збільшення освітленості в розрахунковій точці за рахунок багаторазового відбиття від різних поверхонь у приміщенні;  $y_i$  - відносна освітленість у розрахунковій точці, створювана  $i$ -м напіврядом світильників;  $j_i$  - коефіцієнт переходу від горизонтальної до похилого  $i$



площини;  $m$  - кількість напіврядів світильників;  $K_3$  - коефіцієнт запасу;  $h_n$  - висота підвісу світильників;  $L_p$  - довжина ряду світильників.

Відповідно до табличних даних коефіцієнти  $b$  і  $K_3$  вибираємо рівними 1.2 і 1.5.

Відносну освітленість у розрахунковій точці визначаємо по формулі:

Будемо розраховувати значення відносної освітленості. Для цього виходячи з рисунку 5.1 визначимо:  $p_i$  - відстань до  $i$ -напівряду світильників, м;  $L_i$  - довжину  $i$ -го напівряду, м.

Розділивши ці значення на  $h_n$ , одержимо відносні величини:

По таблиці, визначаємо значення функції  $f(p, L)$ , а також кут  $\alpha$ :

Тепер по таблиці відповідно до  $\alpha$  знаходимо значення  $J\alpha$ :

Знаходимо  $u_i$ :

Т.ч. у досліджуваному приміщенні всі поверхні горизонтальні, тобто всі  $j_i=1$ .

Підставляємо всі отримані значення у формулу для визначення  $E$ :

Норма освітленості згідно з ДБН В.2.5-28-2006  $E_{нор} = 300$  лк, тому виходячи з розрахунків (фактична освітленість складає  $E = 389$  лк) можна зробити висновок, що штучне освітлення в даному приміщенні відповідає нормам.

В лабораторії передбачені контроль освітлення з використанням люксометру Ю-116 один раз на рік та профілактичні роботи у вигляді миття плафонів та вікон два рази на рік.

### 5.1.3 Захист від виробничого шуму та вібрації

В лабораторії обчислювальної техніки (ЛОТ) основними джерелами шуму є:

- робота вентилятора в блоці живлення ПК;
- робота принтера.
- дисковод, CD-ROM.

Шум створюваний жорсткими дисками комп'ютерів, CD-ROM приводами, та кондиціонером відповідно до ДСН 3.3.6.037-98 можна класифікувати як постійний, тобто такий що за повний робочий день при роботі технологічного обладнання змінюється не більш ніж на 5 дБА.

Отже до уваги слід брати лише шум двох вентиляторів ЕОМ.

За вимірами в ЛОТ розрахуємо еквівалентне значення шуму:

$L_{екв}$  – еквівалентне значення шуму, дБА;  $T$  - час робочого дня, год;  $T_i$  – час роботи даного приладу, год;  $L_i$  – рівень шуму даного приладу, дБА;  $n$  – кількість джерел шуму даного типу.

Таким чином фактичне значення рівня шуму складає 46 дБА, що не перевищує норму за ДСанПіН 3.3.2-007-98 (50 дБА). Тому спеціальних заходів для зниження шуму в розглянутому приміщенні застосовувати немає необхідності. Джерела вібрації в приміщенні відсутні.

### 5.1.4 Електромагнітні поля

Робітники лабораторії ОТ при роботі на ЕОМ підпадають під вплив електромагнітних полів радіочастот. Встановлені норми граничної напруженості електромагнітного поля радіочастот на робочих місцях і в місцях можливого знаходження персоналу згідно ГОСТ 12.1.006-84 є напруженість електростатичного поля, яка не перевищує 20 кВ/м, по даним

ГОСТ 12.1.006-84.

Можна зробити висновок що в лабораторії ОТ рівень електромагнітних полів невеликий і не обумовлює несприятливий вплив на людину відповідно до ГОСТ 12.1.006-84.

### **5.1.5 Випромінювання**

Дисплей ПК є джерелом м'якого рентгенівського, інфрачервоного, ультрафіолетового, видимого, радіочастотного високо і низькочастотного ЕВМ. Джерелами електромагнітного випромінювання дисплея є блоки рядкового і кадрового розгорнення. Тому що відеоконтролер підтримує режим роботи монітора на частоті до 100 Гц, то основним джерелом електромагнітного випромінювання є блок кадрового розгорнення. Монітор задовольняє стандарту ТСО-99 (ДСанПіН 33.2-007-99), що підтримує вище перераховані параметри в нормі.

### **5.1.6 Електробезпека**

Основною небезпекою при роботі на ЕОМ є можливість ураження електричним струмом. В лабораторії ОТ знаходиться електрообладнання:

- персональні ЕОМ;
- АЦП;
- джерела освітлення.

Безпосередньою причиною ураження бувають: дотик до струмопровідної частини, коротке замикання, яке виникає неподалік від потерпілого. Також електротравму можуть зумовити й предмети, які не є джерелом струму і не являються струмопровідними, але перебувають під напругою внаслідок пошкодження ізоляції. Через це небезпечними можуть бути установки слабого струму (телефон, системний блок комп'ютера, тощо) за випадкового сполучення їх із електричною мережею.

При роботі на персональних ЕОМ, пристроях вводу-виводу можуть

з'являтися розряди статичного струму, які можуть викликати неприємне почуття уколу при дотику до наелектризованих частин обладнання. Зниження інтенсивності виникнення зарядів статичного струму може бути досягнуто відповідним підбором швидкості руху в механічних елементах пристроїв вводу-виводу ЕОМ, відводом електростатичного заряду. В лабораторіях ОТ підлога повинна мати антистатичне покриття (допустима напруженість електричного поля по ГОСТ 12.1.002-84 (94) – 20 кВ протягом однієї години).

Гранично допустима напруженість електростатичного поля на робочому місці наведена в табл. 5.3.

Фактична напруженість електростатичного поля складає 17,5 кВ/м, отже робимо висновок, що вона задовольняє ГОСТ 12.1.002-84 (94).

Електроустаткування лабораторії живиться від трьохфазної чотирьох-провідної електромережі змінного струму промислової частоти, напругою 380/220 В з глухозаземленою нейтраллю.

Таблиця 5.3 – Гранично допустима напруженість електростатичного поля на робочому місці

При однофазному доторканні людини до неізольованої частини устаткування, через неї протікає струм:

де  $U_{\phi}=220$  В – фазна напруга;  $R_{\text{л}}=4000$  Ом – опір людини;  $R_0=4$  Ом – опір ізоляції. Тоді

Для попередження електротравматизму проводяться наступні організаційні заходи:

- під час ремонту ЕОМ необхідно ставити табличку, яка про це сповіщає;

- перевірка знань правил безпеки та інструкцій;
- допуск до виконання робіт на ЕОМ оформлюється у відповідній відомості.

Технічні засоби:

- електроізоляція струмоведучих елементів:  $R_{i3} \geq 0,5$  мОм;
- виділення струмоведучих елементів в недоступні місця;
- огороження струмоведучих елементів;
- занулення, автоматичне відключення.
- захисне розділення електричних мереж;
- компенсація ємнісних струмів замикання на землю;

Усі ці технічні засоби захисту реалізовані у лабораторії ОТ.

## 5.2 Безпека в надзвичайних ситуаціях

### 5.2.1 Атестація робочого місця

Карта умов праці на робочому місці оператора ПК представлена в таблиці 5.4.

Відповідальний за заповнення карт \_\_\_\_\_ Безсіний Д.В.

Дата заповнення \_\_\_\_\_ 25.05.2015

Таблиця 5.4 – Карта умов праці на робочому місці оператора ПК

Сума значень факторів виробничого середовища, ( $\sum X_{\text{факт}}$ ) балів \_\_\_\_\_ 2,3

Розмір доплати за умови праці, % \_\_\_\_\_ 4

#### Оцінка умов праці

Сума значень факторів виробничого середовища  $\sum X_{\text{факт}} = 2,3$ . Умови праці на робочому місці програміста відноситься до не шкідливих. Розмір доплат до тарифної ставки становитиме 3-6%.

Робоче місце підлягає раціоналізації. Заходи і засоби для раціоналізації умов праці, які не відповідають нормам, приведені у відповідних параграфах даного розділу.

### 5.2.2 Пожежна безпека

Основною причиною виникнення пожеж в лабораторії є невиконання правил техніки безпеки, а також несправність електрообладнання. З метою попередження пожеж рекомендується регулярно проводити профілактичні ремонти й огляди, а також регулярно проводити інструктаж з техніки безпеки.

Горючими компонентами в лабораторії ОТ є: будівельні матеріали, які використовуються для акустичної і естетичної обробки приміщення, перегородки, віконні рами, двері, підлога, меблі, перфострічки і карти, ізоляція кабелів, різноманітні рідини, які використовуються для очищення вузлів ЕОМ від забруднень. В таблиці 5.5 наведені показники пожежо- і вибухонебезпечності речовин і матеріалів, використовуваних в приміщенні ОТ. Джерела запалювання – електричні іскри, дуги, які виникають при пошкодженні ізоляції і при накопиченні заряду статичного струму, перегріті ділянки елементів і конструкцій пристроїв ЕОМ (деякі елементи ЕОМ можуть нагріватися до 80-100°C), а також прямий удар блискавки.

Пошкодження бувають:

- механічні;
- теплові;
- хімічні;

Для попередження пожежі в лабораторії ОТ здійснюються систематичний контроль стану електрообладнання.

Засоби захисту від джерел згорання:

- захист силових мереж від короткого замикання та перенавантаження здійснюється пристроями автоматичного захисного вимкнення чи плавкими запобіжниками;
- контроль опору електроізоляції;
- в якості засобу захисту від статичної електрики прийнято

заземлення.;

- забезпечення елементів ЕОМ, що нагріваються, вентиляторами для тепловідведення у зовнішнє середовище;
- для запобігання від теплових та механічних пошкоджень необхідно, щоб проводка знаходилася подалі від джерел тепла та схована від фізичного впливу;
- будівлі захищаються від прямих ударів блискавки антенними блискавковідводами.

Приміщення, в яких розміщуються персональні ЕОМ, оснащені системою автоматичної пожежної сигналізації та переносними вуглекислими вогнегасниками з розрахунку 2 шт. на кожні 20 м<sup>2</sup> площі приміщення з урахуванням ГДК вогнегасної речовини

### **5.2.3 Безпека експериментальної частини**

Під час проведення експериментальної частини основними джерелами небезпеки є скляні вироби в тому числі: пробірки, колби. При необережній роботі з подібними виробами існує можливість отримати порізи скляними уламками.

Серед речовин, що були використані при проведенні експерименту, лише одна – ізопропанол, характеризується як така, що має шкідливий вплив на здоров'я людини. Гранично допустима концентрація цієї речовини у повітрі складає 10 мг/м<sup>3</sup>. Однак, слід зауважити, що при дотримання загальних правил проведення хімічних експериментів, дана речовина у використаних об'ємах (10 мл) не становить небезпеки.

Проведення експерименту супроводжувалося також роботою з електронними приладами. Подібна робота повністю підпорядковується загальним правилам користування електричними приладами.

#### **5.2.4 Аналіз небезпеки об'єкта, що проектується**

Серед надзвичайних ситуацій (НС) безпосередньо пов'язаних з виробництвом можна виділити наступні: витік екстрагенту, а саме ізопропанолу, у великих кількостях; витік метанолу, що використовується у виробництві альтернативного продукту; внаслідок витіку цих речовин можуть утворюватися вибухонебезпечні повітряні суміші. При таких сценаріях існує небезпека вибуху або спалахування, при наявному джерелі займання.

Враховуючи перелік можливих надзвичайних ситуацій, проєктований об'єкт за «Планом локалізації та ліквідації аварійних ситуацій» (ПЛАС) відноситься до категорії «Б».

Причинами перерахованих НС є несправності мереж подання речовин, сировини для виробництва, розгерметизація магістралей. Відповідно вибух, спалах при наявності джерела займання відбувається внаслідок витіку займистих речовин, що вже є наслідком несправності мереж трубопроводів. Джерелом спалаху може стати ушкоджена ділянка електромагістралі або електроприладів та устаткування. Також накопичення статичного заряду на трубопроводах може призвести до виникнення іскри.

Надзвичайні ситуації пов'язані з витіком речовин в повній мірі можуть бути ліквідовані без залучення сторонньої допомоги. Для цього, в першу чергу, необхідно забезпечити хороше провітрювання приміщення де виявлено витік. Після цього рідку речовину, що витекла з трубопроводу, можна зібрати з використанням волого поглинаючих матеріалів в спеціальні резервуари та утилізувати передбаченим чином. При проведенні подібних робіт слід користуватися засобами захисту у вигляді протигазу та захисних гумових рукавичок і чобіт.

При спалахуванні речовини або вибуху слід звернутися до місцевої пожежної служби та до їх прибуття спробувати локалізувати пожежу, з використання вогнегасників.



Розглянута комп'ютерна лабораторія може знаходитись на території заводу, в промисловому районі. У виробництві продукту-аналогу до розглянутого інгібітору корозії використовується метиловий спирт. Тому не виключено, що лабораторія буде знаходитись в безпосередній близькості до виробничих потужностей або сховищ метанолу. Під час можливої аварії на хімічному об'єкті з виливом сильнодіючої отруйної речовини (СДОР, у нашому випадку – метанол) та за умови, що вітер дме в бік будівлі лабораторії, вона може потрапити в зону хімічного зараження (ЗХЗ).

Проведемо аналіз безпеки об'єкта, маючи наступну вхідну інформацію:

Проведемо відповідні розрахунки щодо оцінки хімічної обстановки в районі офісної будівлі.

Для закритої місцевості глибина ЗХЗ складає

Враховуючи, що швидкість вітру  $v_B = 3 \text{ м/с}$ , вводимо поправочний коефіцієнт:

Ширина ЗХЗ для інверсії:

Площа ЗХЗ:

Для заданих вихідних даних, середня швидкість переносу зараженого повітря  $W = 6 \text{ м/с}$ .

Час підходу:

Для необвалованої ємності:

$t_{\text{вип}}$  - час уражаючої дії СДОР

$\rho = 0,792 \text{ т/м}^3$  – густина метанолу;

$M = 32 \text{ г/моль}$  – молярна маса метанолу;

$P_s$  – тиск насиченої пари СДОР,  $\text{кПа}$ ;

$v_B$  – швидкість вітру,  $\text{м/с}$ ;

Для холодної пори року:  $P_s = 110 \text{ кПа}$ ,

Для теплої пори року:  $P_s = 280 \text{ кПа}$ ,

Можливі втрати серед виробничого персоналу заводу, якщо його не евакууювати, або не укрити в сховищі : на відкритій місцевості 40%, в будівлях 22%.

Таблиця 5.6 – Підсумки оцінки об'єкта

Висновки з оцінки хімічної обстановки на підприємстві:

1. Визначено, що  $\Gamma > R$ , а це означає, що цех потрапляє в ЗХЗ.
2. Способи захисту людей при аварії:
  - а) своєчасне оповіщення про хімічну небезпеку;
  - б) використання протигазів є обов'язковим з моменту оповіщення про хімічну небезпеку і до того часу, поки люди укриваються в сховищах або вийдуть в безпечний район;
  - в) Час підходу хмари СДОР 200 с (3,33 хв).

Якщо час підходу хмар менше 30 хвилин, то евакуація недоцільна. На евакуацію потрібно приблизно 210 с ( $t_{EB} \approx t_{PVX} + (2...3) \text{хв}$ ).

Оскільки  $t_{\text{пшх}} < t_{EB}$ , то евакуація неможлива, тому необхідно перейти в укриття.

3. Заздалегідь необхідно обов'язково забезпечити всіх працівників протигазами і обладнати укриття неподалік від виробництва.

## ВИСНОВКИ

Як видно з розглянутих методів аналізу впливів в рамках ОЖЦ у більшості випадків базується на певних географічних особливостях регіону, для якого проводиться дослідження. Розвиток сфери застосування ОЖЦ та взагалі системи еко-менеджменту знаходиться в Україні на початковому етапі розвитку, та потребує значних зусиль та витрат часу.

В рамках виконаної роботи було розв'язано поставлені завдання а саме:

1. Запропоновано багаторівневу систему категорій впливу продукції на навколишнє середовище з врахуванням національних особливостей екологічного стану в державі.
2. Визначено національні вагові коефіцієнти категорій впливу та сфер захисту в рамках пропонованої системи показників.

Згідно до запропонованої системи оцінок підходу визначення екологічних оцінок, результати можуть бути представлено на різному рівні деталізації. Це дає змогу проведення ефективнішого інтерпретування останніх.

Найбільшою мірою якість результатів ОЖЦ залежить від обраного методу оцінювання впливу. Запропонована система екологічних показників може бути інтерпретована як перші кроки в напрямку розробки системи оцінок, що повною мірою відображатимуть особливості екологічного та соціального стану нашої держави.

Хоча наукова спільнота неоднозначно відносить до оцінювання вагових факторів на основі панельного методу, отримані за таким підходом показники знаходять все більш широку сферу застосування.

Використовуючи запропоновану систему екологічних оцінок було проведено ОЖЦ чотирьох виробничих систем альтернативних інгібіторів атмосферної корозії. За результатами проведеного дослідження стало можливим зробити однозначний висновок, щодо доцільності виробництва та

застосування цільового продукту дослідження – леткого інгібітору на основі органічних сполук шроту рапсу.

Під час проведення досліджень та розрахунків було виявлено низку аспектів, що можуть негативно впливати на якість оцінених результатів. До них відноситься проблема відсутності нормалізуючих величин, що засновані на дослідженні рівня вітчизняних викидів та втручань в навколишнє середовище. Також при проведенні критичного огляду розрахованих вагових коефіцієнтів чітко усвідомлено необхідність розширення бази експертних оцінок, більша кількість експертів дозволить отримати більш точні оцінки вагових факторів.

Розв'язку цієї задачі також сприяє розроблений модуль для автоматизованого перерахунку вагових факторів по мірі надходження даних від експертів.

## ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Life Cycle Impact Assessment Programme, Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment / Margin M., Gloria T., Bare J., [and other] – 33 p. – ISBN – .
2. Gjalt Huppes. Background Review of Existing Weighting Approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA) / G. Huppes, L. van Oers. – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2011. – 96 p. – ISBN 978-92-79-21751-7.
3. SimaPro Database Manual, Methods library / [Pre, various authors] / Report version : 2.7 – 2014 – 82 p. – ISBN – .
4. Sleeswijk A.W. et al. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000 // Sc. Tot. Env., 390, 227 (2008)
5. European Commission, 2014, Environmental Footprint Pilot Guidance Document - Guidance for the implementation of the EU PEF during the EF pilot phase / document version 4.0 – 2014 – 55 p. – ISBN – .
6. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Provisions and Action Steps / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2010. – 163 p. – ISBN 978-92-79-15855-1.
7. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2010. – 115 p. – ISBN – .

8. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2010. – 116 p. – ISBN 978-92-79-17539-8.
9. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2011. – 159 p. – ISBN 978-92-79-17451-3.
10. JRC Reference Reports. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook / Marc-Andree Wolf, David Pennington [and other] – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2012. – 72 p. – ISBN 978-92-79-21640-4.
11. Aitor P. Acero. LCIA Methods Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories / Aitor P. Acero, Cristina Rodriguez, Andreas Citroth / version 1.5.4 – 2015 – 23 p. – ISBN – .
12. Characterization factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2012. – 31 p. – ISBN 978-92-79-22727-1.
13. The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEPSETAC Life Cycle Initiative / Oliver Jolliet, Reudi Muller-Wenk, Jane Bare [and other] / International Journal of LCA 9, 394-404 pp. – 2004.
14. IMPACT 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology/ Oliver Jolliet, Manuele Margni, Raphael Charles [and other] / International Journal of LCA 8, 324-330 pp. – 2003.

15. Frischknecht Rolf. The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA / Frischknecht Rolf, Steiner Roland, Jungbluth Niels – Bern : Federal Office for the Environment, 2009 – 188 p.
16. Impact 2002+ : User Guide / Sebastien Humbert, An De Schryver, Xavier Bengoa [and other] / draft version Q2.21, adapted by Quantis – 2012 – 45 p.
17. Manual : Life Cycle Assessment / composed from lecture notes at the University of Applied Sciences Northwester Switzerland, by Dr. Fredy Dinkel and Simapro Manual, “Introduction to LCA” – Basel : Carbotech AG, 2004 – 84 p.
18. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance / [European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability] / First edition – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2010. – 411 p. – ISBN 978-92-79-19092-6.
19. JRC Technical Reports. Normalization method and data for Environmental Footprints / Lorenzo Benini, Lucia Mancini, Serenella Sala [and other] – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2014. – 113 p. – ISBN 978-92-79-40847-2.
20. JRC Science and Policy Reports. Methodology for building LCA-compliant national inventories of emissions and resource extraction / Serenella Sala, Lorenzo Benini, Lucia Mancini [and other] – Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2014. – 96 p. – ISBN 978-92-79-43262-0.
21. Г. О. Статюха. Зведена методика оцінювання шкідливого впливу продукції на довкілля / Г. О. Статюха, І. М. Джигирей, Б. М. Комариста / Східно-Європейський журнал передових технологій / випуск №37 – 2009 – с. 8-20.
22. Mark Goedkoop. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment / M. Goedkoop and R. Spriennsma / third edition – 2001 – 144 p.



23. Life cycle assessment Part 1 : Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications / G. Rebitzer, T. Ekvall, R. Frischknecht [and other] / journal Environment International № 30 – 2004 – pp. 701-720.
24. Life cycle assessment Part 2 : Current impact assessment practice / D. W. Pennington, J. Potting, G. Finnveden [and other] / journal Environment International № 30 – 2004 – pp. 721-739.
25. Mark Goedkoop. Introduction to LCA with SimaPro 7 / M. Goedkoop, An de Schryver and Michiel Oele / report version 4.2 – 2008 – 88 p.
26. A fuzzy logic approach for the impact assessment in LCA / B. Gonzalez, B. Adenso-Diaz and P. L. Gonzalez-Torre / journal Resources, Conservation and Recycling № 37 – 2002 – pp. 61-79.
27. Development of weighting factors in the context of LCIA / Sebastiano R. Soares, Laurence Toffoletto and Louise Deschenes / Journal of Cleaner Production № 14 – 2006 – pp. 649-660.
28. Берзіна С.В. Системи екологічного управління. Довідниковий посібник з впровадження міжнародних стандартів серії ISO 14000 / Берзіна С. В.; [під ред. д.б.н., професора Бондаря О.І.] – Київ : Aiva Plus Ltd, 2009 – 62 с. – ISBN 978-966-96811-2-6.
29. Настанови щодо застосування зелених закупівель в державному та приватному секторах економіки / Барановська В. Є., Берзіна С. В., Богдан О. Д. [та інші; під ред. д.б.н., професора Бондаря О. І. та д.е.н., професора Галушкіна Т. П.] – Київ : Інтерсервіс, 2013 – 76 с. – ISBN 978-617-696-117-8.
30. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products / [various authors] / Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, CIRAIIF, FAQDD and the Belgium Federal Public Planning Service Sustainable Development – 2009 – 104 p. – ISBN 978-92-807-3021-0.
31. Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. A basis for greener processes and products / [various authors] / Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative – 2011 – 160 p. – ISBN – .

32. Towards a Life Cycle Sustainable Assessment. Making informed choices on products / [various authors] / Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative – 2011 – 86 p. – ISBN 978-92-807-3175-0.
33. Greening the Economy Through Life Cycle Thinking / [various authors] / Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative – 2012 – 64 p. – ISBN 978-92-807-3268-9.
34. Guidance on Organization Life Cycle Assessment / [various authors] / Produced by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, Technische Universitat Berlin (TU Berlin) and Kogakuin University – Berlin : Kistmacher GmbH, 2015 – 152 p. – ISBN 978-92-807-3453-9.
35. The Methodological Sheets for Sub-categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA) / Marzia Traverso, Sonia Valdivia, Gina Vickery-Niederman [and other; editor Catherine Benoit Norris] – 2013 – 152 p. – ISBN – .
36. Кузнецов Ю.И., Вагапов Р.К. // Защита металлов.– 2000.– Т. 36. № 5.– С. 502
37. Бергман Дж. И. Ингибиторы коррозии. М.-Л.: Химия, 1966.– 310 с.