

Тарас Бойко  
Марія Руда

**ЯКІСТЬ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ  
ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ  
В УМОВАХ ВПЛИВУ СКЛАДНОЇ  
ТЕХНІЧНОЇ СИСТЕМИ**

Монографія

Тарас Бойко  
Марія Руда

**ЯКІСТЬ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ  
ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ  
В УМОВАХ ВПЛИВУ СКЛАДНОЇ  
ТЕХНІЧНОЇ СИСТЕМИ**

Монографія

Київ  
Яроченко Я. В.  
2024

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Тарас Бойко  
Марія Руда

**ЯКІСТЬ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ  
ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ  
В УМОВАХ ВПЛИВУ СКЛАДНОЇ  
ТЕХНІЧНОЇ СИСТЕМИ**

Монографія

Київ  
Яроченко Я. В.  
2024

УДК 504.05

Б 72

DOI <https://doi.org/10.51500/7826-59-9>



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Рекомендовано Вченою радою  
Національного університету «Львівська Політехніка»,  
(протокол № 16 від 22.10.2024 року)

*Рецензенти:*

- Середюк О. Є.** доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри метрології та інформаційно-виміральної техніки Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу.
- Івахів О. В.** доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри інтелектуальної мехатроніки та роботи Інституту комп'ютерних технологій автоматизації та метрології Національного університету «Львівська політехніка».
- Петрушка І. М.** доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екологічної безпеки та природоохоронної діяльності Інституту сталого розвитку ім. В. Чорновола Національного університету «Львівська політехніка».

**Бойко Т.**

Б 72 Якість екосистемних послуг просторово-часової геосистеми в умовах впливу складної технічної системи : монографія / Т. Бойко, М. Руда — Електрон. дан. — Київ : Яручєнко Я. В., 2024. — 230 с. : рис., табл. — on-line.

ISBN 978-617-7826-59-9 (on-line)

Монографію присвячено вивченню механізмів функціонування екосистемних послуг просторово-часової геосистеми в умовах шкідливого антропогенного впливу з допомогою комп'ютерного та математичного моделювання. Розроблено наукові принципи екологічного нормування шкідливих впливів на ландшафтні комплекси просторово-часової геосистеми з метою забезпечення якості надання екосистемних послуг. Практичний матеріал зібрано на основі досліджень ландшафтних комплексів просторово-часової геосистеми Карпатських гірських лісів.

Монографію адресовано різним категоріям науково-педагогічних працівників: науковцям, педагогам, аспірантам, докторантам.

**УДК 504.05**

ISBN 978-617-7826-59-9 (on-line)

© Бойко Т. Г., Руда М. В., 2024  
© НУ «Львівська політехніка», 2024  
© Яручєнко Я. В., 2024

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ</b>	6
<b>ПЕРЕДМОВА</b>	9
<b>РОЗДІЛ 1. Етимологія поняття, ідентифікація та класифікація екосистемних послуг</b>	15
1.1. Аналіз різних підходів до визначення і тлумачення поняття «екосистемні послуги»	15
1.2. Ландшафтний комплекс як базове джерело екосистемних послуг	22
1.3. Ідентифікація та оцінювання екосистемних послуг	29
1.4. Класифікація та нормування екосистемних послуг	37
<b>РОЗДІЛ 2. Концептуальне моделювання життєвого циклу компартментів просторово-часової геосистеми</b>	46
2.1. Використання аналізу життєвого циклу для систем	46
2.2. Онтологія життєвого циклу складної технічної системи	51
2.3. Аналіз варіантів грануляції життєвого циклу складної технічної системи	55
2.4. Стратегії управління життєвим циклом складної технічної системи	65
2.5. Онтологія природних компартментів ландшафтного комплексу	74
2.6. Аналіз варіантів розвитку життєвого циклу просторово-часової геосистеми	80
<b>РОЗДІЛ 3. Комп'ютерне моделювання впливу життєвого циклу складної технічної системи на просторово-часову геосистему Карпатських гірських лісів</b>	89
3.1. Передумови і етапи моделювання життєвого циклу складної технічної системи в ландшафтному комплексі	89
3.2. Симуляція впливу окремої вітроенергетичної установки на підсистеми та яруси компартменту ландшафтного комплексу	95
3.3. Побудова дерева процесу життєвого циклу вітроенергетичної установки для реалізації алгоритму дослідження її впливу на підсистеми і яруси компартменту ландшафтного комплексу	101
3.4. Оцінювання впливу вітроенергетичної установки на підсистеми і яруси компартменту ландшафтного комплексу	108
3.5. Методики <i>Eco-indicator '99</i> для окремої вітроенергетичної установки та алгоритм реалізації оцінки життєвого циклу всієї вітроенергетичної станції на просторово-часову геосистему	119

<b>РОЗДІЛ 4. Математичне моделювання взаємодії ярусів і підсистем компартментів ландшафтного комплексу та станів просторово-часової геосистеми</b>	<b>130</b>
4.1. Моделювання впливу складної технічної системи на підсистеми і яруси компартментів ландшафтного комплексу	130
4.2. Розподіл поллютантів, седиментів і техногенних радіонуклідів в ярусах і підсистемах компартменту ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми	137
4.3. Побудова функціональних зв'язків для опису поширення забрудників в ярусах і підсистемах компартменту ландшафтного комплексу	143
4.4. Мережеве моделювання масопереносу речовини в компартменті ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми	150
4.5. Аналіз взаємозалежностей загальносистемних показників мережі переносу речовини в компартменті	155
<b>РОЗДІЛ 5. Оцінка якості екосистемних послуг просторово-часової геосистеми Карпатських гірських лісів на прикладі послуг для рекреації і туризму</b>	<b>164</b>
5.1. Метод отримання кваліметричної оцінки екосистемних послуг просторово-часової геосистеми	164
5.2. Визначення пріоритетності вимог споживачів до екосистемних послуг просторово-часової геосистеми	171
5.3. Визначення кореляційних зв'язків між характеристиками за вимогами споживача та технічними характеристиками екосистемних послуг	177
5.4. Отримання кваліметричної оцінки екосистемних послуг, що надаються різними постачальниками	182
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ</b>	<b>188</b>
<b>ДОДАТКИ</b>	<b>206</b>
Додаток А. Етапи формулювання та класифікації екосистемних послуг	206
Додаток Б. Інтегровані індикатори показників стану	213
Додаток В. Ключові інструменти та вимоги щодо управління проектуванням складної технічної системи з використанням концепції повного життєвого циклу	215
Додаток Г. Вплив складної технічної системи на просторово-часову геосистему впродовж життєвого циклу	218
Додаток Д. Вплив складної технічної системи на просторово-часову геосистему впродовж життєвого циклу	223

## АНОТАЦІЯ

Монографія присвячена вивченню механізмів функціонування екосистемних послуг просторово-часової геосистеми в умовах шкідливого антропогенного впливу. Для досягнення завдань дослідження виконано аналіз різних варіантів розуміння і тлумачення поняття екосистемних послуг, визначено роль ландшафтний комплексу просторово-часової геосистеми, як базового джерела екосистемних послуг, розкрито суть критеріїв ідентифікації, оцінювання, класифікації та нормування екосистемних послуг. Запропоновано варіант реалізації системного підходу до складних екологічних об'єктів, що базується на концепції їх життєвого циклу. Оскільки в умовах впливу технічної системи просторово-часова система набуває невластивих рис, притаманних технічним системам, то для окреслення змін в її станах введено поняття життєвого циклу просторово-часової геосистеми. Отримання оцінки шкідливого екологічного впливу, визначення існуючих і прогнозування майбутніх станів ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми реалізовано імітаційним моделюванням впливу окремого альтернативного джерела електроенергії, якими є вітроенергетична установка, протягом всіх етапів їх життєвого циклу. За допомогою програмного забезпечення *SimaPro* і методології *Eco-indicator 99* виконано комп'ютерну симуляцію впливу життєвого циклу вітроенергетичної станції на підсистеми і яруси компартменту ландшафтного комплексу на прикладі просторово-часової геосистеми Карпатських гірських лісів. Для виявлення потенційних впливів, їх характеристизації, зважування і ранжування побудовано дерево процесів життєвого циклу окремої вітроенергетичної установки, що дало змогу отримати інтегровану систему показників її впливу на довкілля, виражених в еко-балах. Наступним кроком було здійснено математичне моделювання взаємодії ярусів і підсистем компартментів в умовах шкідливого впливу та моделювання можливих станів просторово-часової геосистеми, зокрема впливу технічної системи на підсистеми і яруси, розподілу політантів, седиментів і техногенних радіонуклідів в ярусах і підсистемах, функціональних зв'язків для опису поширення забрудників в ярусах і підсистемах, мережеве моделювання масопереносу речовини в компартменті ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми та аналіз взаємозалежностей загальносистемних показників мережі. Останній розділ монографії присвячено розробленню і апробації методу кваліметричного оцінювання екосистемних послуг на прикладі послуг для рекреації і туризму просторово-часової геосистеми Карпатських гірських лісів.

**Ключові слова:** екосистемні послуги, ландшафтний комплекс, просторово-часова геосистема, вплив на навколишнє природне середовище, вітроенергетична установка, життєвий цикл, моделювання життєвого циклу, кваліметрична оцінка.

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

<b>АВВ</b>	– аналіз вигід і витрат ( <i>Cost-benefit</i>   <i>Benefit-cost analysis</i> – <i>CBA</i>   <i>BCA</i> )
<b>БД</b>	– база даних
<b>БЦ</b>	– біоценоз
<b>ВЕС</b>	– вітроенергетична станція
<b>ВЕУ</b>	– вітроенергетичні установки
<b>ВС</b>	– вимоги споживачів
<b>ВСХ</b>	– характеристиками за вимогами споживача
<b>ГДЕН</b>	– гранично допустиме навантаження на екосистему
<b>ГЕД</b>	– коефіцієнт кореляції готовності до екстреної дії
<b>ГДК</b>	– гранично допустима концентрація
<b>ГІС</b>	– геоінформаційні системи
<b>ЕА</b>	– екосистемна адаптація
<b>ЕДЗ</b>	– економіка деградації земель
<b>ЕДР</b>	– екологічно допустимий рівень
<b>ЕМА</b>	– екологічний мережевий аналіз
<b>ЕН</b>	– екологічне нормування
<b>ЕП</b>	– екосистемні послуги
<b>ЕР</b>	– екологічний ризик
<b>ЕФ</b>	– екосистемні функції
<b>ЖЦ</b>	– життєвий цикл
<b>ЗС</b>	– зацікавлені сторони
<b>ЗСЖЦ</b>	– заключна стадія життєвого циклу
<b>ІЕП</b>	– інтелект для екосистемних послуг
<b>КОЕПК</b>	– комплексна оцінка екологічних послуг та компромісів
<b>ЛК</b>	– ландшафтний комплекс
<b>МГЕЗК (IPCC)</b>	– міжурядова група експертів з питань змін клімату ( <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> )
<b>МКС</b>	– мезомасштабні конвективні системи
<b>МСА</b>	– Місцева Стратегія з Адаптації
<b>МФБ</b>	– метод побудови функції бажаності
<b>НПС</b>	– навколишнє природне середовище
<b>ОДІЕП</b>	– оцінка дослідної інфраструктури для екосистемних послуг
<b>ОЖЦ</b>	– оцінка життєвого циклу
<b>ОКЕП</b>	– огляд корпоративних екосистемних послуг
<b>ОТГ</b>	– об'єднані територіальні громади
<b>ПАС</b>	– природно-антропогенні системи
<b>ПВЯ</b>	– професійно важливі якості
<b>ПЖЦ</b>	– повний життєвий цикл
<b>ПЖЦ</b>	– проектування повного життєвого циклу
<b>ПЗФУ</b>	– природо-заповідний фонд України
<b>ПЕП</b>	– критерій оптимальної психофізіологічної готовності до професії
<b>ПІМЕП</b>	– поліфункціональні інтегровані моделі екосистемних послуг
<b>ПЛЕ</b>	– послуга/послуги лісових екосистем

<b>ПЧГ</b>	– просторово-часова геосистема
<b>РНП</b>	– коефіцієнт кореляції рухливості нервових процесів
<b>РРО</b>	– коефіцієнт кореляції на об'єкт, що рухається
<b>СНС</b>	– коефіцієнт кореляції сили нервової системи
<b>СПП</b>	– ступінь придатності претендентів
<b>СТС</b>	– складні технічні системи
<b>ТС</b>	– технічна система
<b>ТХ</b>	– технічні характеристики
<b>ТХР</b>	– таблиці ходу росту
<b>DALY</b>	– кількість років прожитих інвалідом ( <i>Disabit Adjusted Life Years</i> )
<b>CICES</b>	– <i>Common International Classification of Ecosystem Services</i>
<b>EBI</b>	– розрахунок показника екосистемних вигод ( <i>Ecosystem benefit indicator</i> )
<b>EEA</b>	– Європейське агентство із захисту навколишнього середовища
<b>ESTIMAP</b>	– <i>Ecosystem Services Mapping Tool</i>
<b>EUNIS</b>	– Європейська класифікація оселищ
<b>FAO</b>	– продовольча та сільськогосподарська організація ООН ( <i>ФАО</i> )( <i>Food and Agriculture Organization</i> )
<b>LPC</b>	– інтегрований цикл логістичного процесу ( <i>Logistics Process Cycle</i> )
<b>MEA</b>	– <i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
<b>NREL</b>	– Національна лабораторія США з питань розвитку відновлювальної енергетики
<b>NOEC</b>	– концентрація, що немає впливу ( <i>No Observed Effect Concentration</i> )
<b>PAF</b>	– потенційно уражена фракція ( <i>Potentially Affected Fraction</i> )
<b>PDF</b>	– потенційно зникла фракція ( <i>Potentially Disappeared Fraction</i> )
<b>QFD</b>	– <i>Quality Function Deployment</i>
<b>TEEB</b>	– <i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>

## ПЕРЕДМОВА

Оптимальне керування станами екосистем передбачає використання передових технологій для їх дослідження, які б базувались на застосуванні сучасних експертних інтелектуальних інформаційних систем. Сталий розвиток регіону, як цілісної соціо-еколого-економічної системи потребує адекватного апарату інформування про стани природного середовища і відповідних імітаційних моделей. Водночас прогнозування повинно базуватись на вірогідних методах моделювання оцінки станів екосистем, що й стало проблемою цього дослідження.

Одним з найбільш вагомих чинників шкідливого впливу на стан екосистеми є забезпечення господарської діяльності людини енергетичними ресурсами. Стале зростання споживання енергетичних ресурсів спричинило те, що останні десятиліття людство зіткнулося з двома суперечливими енергетичними проблемами. З одного боку це забезпечення надійності енергопостачання, з іншого – боротьба з негативним впливом виробництва енергії на довкілля, як у районах розміщення джерел генерації, так і в масштабах всієї планети.

Поширеним є погляд, що використання електроенергії з відновлюваних джерел є екологічно безпечним. Це не зовсім вірно, оскільки такі джерела енергії мають принципово інший спектр впливу на довкілля в порівнянні з традиційними енергообладнанням на різних видах палива, причому в деяких випадках вплив останніх може мати навіть меншу небезпеку. Екологічний вплив нетрадиційних та відновлюваних джерел енергії на довкілля досліджено сьогодні значно менше, ніж технічні питання їх використання, особливо щодо їх просторово-часового аспекту.

Проблеми моделювання екологічних процесів і систем різних рівнів досліджували багато вітчизняних та іноземних вчених. Особливий внесок у цей напрям зробили: І.С. Благун, В.В. Вітлінський, А.К. Прикарпатський, В.М. Гейц, М.В. Одрехівський, М.І. Скрипниченко, Б.В. Гнеденко, І.М. Коваленко, А.В. Яцик, А.Б. Качинський, В.І. Мунтіян. Однак аналіз

літературних джерел дав змогу виявити, що проблемами альтернативної енергетики переважно займаються у технічному плані, вивчаючи питання подальшого вдосконалення конструкції і технологій використання енергетичних установок, або з економічного погляду розглядаючи економічну ефективність використання альтернативних джерел енергії. А питання впливу таких об'єктів на компоненти довкілля представлені недостатньо і у наукових дослідженнях екологів практично не розглядаються.

Практичний досвід вказує на потребу в такій методології, яку можна було б використовувати для дослідження і моделювання будь-яких екосистем і їх станів в різних регіонах. Очевидно, що для завдань вказаного моделювання потрібно застосовувати комплексний підхід. Зокрема, таким може бути метод аналізу життєвого циклу (*Life-cycle analysis, LCA*), що ґрунтується на серії ISO-стандартів і є одним з провідних методів оцінки потенційних впливів енергогенерувального обладнання на довкілля.

Такий підхід був використаний, наприклад, для вивчення вітроенергетичних установок і представлений у дослідженнях європейських вчених *B. Cleary* і ін., *E. Martinez* і ін., *Ch Ghenai*, *T. Toth* і ін. Деякі з цих оцінок вказують на велику кількість непрямо утворених відходів, зокрема, у роботі *Б. В. Єрмоленка* і ін., а також у звітах одного з найбільших виробників вітрових турбін – данської компанії *Vestas*. Водночас є немало сучасних досліджень з оцінювання життєвого циклу для вітрогенераторів з високою номінальною потужністю (600 кВт), які вказують на домінуючий вплив матеріального виробництва на екологічні показники вітроелектростанцій.

В монографії показано, що кожна технічна система повинна розглядатися у взаємозв'язку з ландшафтами, в яких вона розташована. Під ландшафтними комплексами просторово-часової геосистеми в монографії слід розуміти природні та антропогенні системи разом. Концепція життєвого циклу для просторово-часової геосистеми - це основний варіант реалізації системного підходу до складних об'єктів, спрямований на відображення змін стану цих об'єктів у певний період з метою визначення екосистемних послуг, які здатний

за певних умов надавати ландшафтний комплекс чи просторово-часова геосистема. А системність підходу до складних об'єктів полягає в інтеграції процесів проектування, виробництва і експлуатації технічної системи в процесі функціонування і можливі стани ландшафтного комплексу у рамках єдиної метамоделі.

Запропонований варіант реалізації системного підходу до складних об'єктів передбачає виділення низки стадій (етапів) життєвого циклу та вивчення взаємозв'язків між ними. Показано, що метод оцінювання життєвого циклу може бути використаний для дослідження і моделювання будь-яких екосистем і їх станів в різних регіонах оскільки базується на застосуванні уніфікованої методології.

Представлений підхід до формування знань про життєвий цикл компартментів ландшафтних комплексів базується на онтологічному моделюванні і теорії грануляції інформації. Для цього введено поняття онтології життєвого циклу та варіанти грануляції життєвого циклу компартментів ландшафтних комплексів, зокрема складних технічних систем, що можуть входити до їх складу.

Виконано огляд графічних моделей життєвого циклу, зокрема у вигляді ментальної карти, колової діаграми, спіральної моделі тощо. Проаналізовано зв'язки між стадіями і етапами життєвого циклу різних компартментів ландшафтних комплексів, серед яких виділено етапи проектування і експлуатації, як найважливіші складові для життєвого циклу складної технічної системи. Для моделювання їх життєвого циклу використано як класичні сингулярні метаонтології, зокрема орієнтовані графи та дерева, так і гранулярні онтології, як інтервальні проміжки для розгляду базових понять з різними рівнями абстрактності.

Оцінка життєвого циклу є важливою з огляду на потребу в з'ясуванні внеску потенційно небезпечних екологічних аспектів, пов'язаних з тим чи іншим технічним продуктом за допомогою: складання списку балансів потоків; оцінки ймовірних екологічних впливів цих потоків; тлумачення результатів попередніх стадій аналізу з огляду на цілі дослідження тощо.

Для кількісної оцінки наслідків впливу вітроенергетичної станції на ландшафтний комплекс у просторово-часовій геосистемі здійснено аналіз життєвого циклу окремої вітроенергетичної установки за допомогою програмного продукту *SimaPro* і отримано значення показників впливу впродовж її життєвого циклу на компартменти ландшафтного комплексу у просторово-часовій геосистемі.

Представлення мультиіндексами небажаного впливу вітроенергетичної установки протягом її життєвого циклу на компартмент в певному геофізичному середовищі дало змогу отримати вирази, що описують процес поширення таких впливів в різних ярусах та підсистемах компартменту. Отримана модель виступатиме як ідеальна щодо реальної системи вітрогенератор-довкілля і дасть змогу прогнозування наслідки шкідливого впливу вітроенергетичних станцій на просторово-часову геосистему та визначати керівні впливи для досягнення її максимальної ефективності та адаптації щодо вимог охорони та збереження довкілля.

Значення інтенсивностей переходів зі стану в стан для кожного елемента ієрархічної структури є статистичною інформацією, яку отримують дослідженням функціонування реальної просторово-часової геосистеми. Зокрема як інформацію про значення поширення забрудників і шкідливих чинників в ярусах та підсистемах компартменту ландшафтного комплексу використано дані імітаційного моделювання процесу його взаємодії з вітроенергетичною установкою впродовж всього життєвого циклу з використанням програми *SimaPro* та методології *Eco-indicator '99*.

Вхідними даними для розв'язку системи рівнянь, які визначають динаміку поширення досліджуваних шкідливих впливів в різних ярусах та підсистемах компартментів ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми, є виражені в еко-балах значення показників (еко-індикаторів), отримані за різних сценаріїв розвитку системи та поводження з відходами для потенційно можливого зниження шкідливого впливу.

Система еко-індикаторів даватиме змогу розробляти алгоритми керування станами ландшафтно-інженерної системи для оптимізації

взаємодії вітроенергетичної установки з компартментами ландшафтного комплексу, а також здійснювати прогнозування станів розвитку просторово-часової геосистеми в умовах впливу вітроенергетичної станції впродовж її життєвого циклу у динамічному та стаціонарному режимах .

Представлено експериментальні дані та математичне моделювання розподілу поллютантів, седиментів і техногенних радіонуклідів в ярусах і підсистемах компартментів. Оскільки не завжди можна представити фізичні закони, за допомогою яких зв'язуються характеристики ярусів та підсистем в компартменті ландшафтного комплексу з процесами поширення в них забрудників, якими можуть бути наприклад радіонукліди чи седименти, то запропоновано спосіб представлення таких зв'язків з допомогою так званої потокової діаграми, в основу якої покладено перерозподіл активностей радіонукліду в між ярусами і підсистемами компартменту.

Процес масопереносу седиментів чи поллютантів між ярусами та підсистемами окремого компартменту представлено з допомогою моделювання мережі функціональних зв'язків. Опрацювання і аналіз статистичних характеристик загальносистемних показників мережевого представлення компартментів показав, що такий підхід до опису просторово-часової геосистеми є логічно обгрунтованим і даватиме змогу визначати швидкість поширення забрудників в компартментах ландшафтного комплексу.

Представлено альтернативний комплексний метод оцінювання і вибору постачальника культурних екосистемних послуг на прикладі екосистемних послуг для рекреації і туризму, яким можуть бути різні просторово-часові геосистеми, і який враховує можливі істотні чинники, що визначають достовірність кваліметричної оцінки. Також за результатами використання методу є змога контролювати критичні фактори успіху для постачальника екосистемних послуг і визначати слабкі та сильні ланки як певної окремої просторово-часові геосистеми, так і кон'юнктуру ринку екосистемних послуг.

Апробація показала складність і багатогранність компонентів, від яких залежить потенціал окремої екосистемної послуги просторово-часової геосистеми та необхідність його врахування для отримання її адекватної

оцінки. Зокрема є потреба у формуванні і вдосконалення універсальних методичних підходів до комплексної оцінки екосистемного потенціалу, що даватимуть змогу приймати зважені рішення для соціально-економічного розвитку регіону, яким у нашому випадку є Карпатські гірські ліси.

Системне вирішення проблем, пов'язаних з оцінюванням потенціалу будь-яких екосистемних послуг довільної просторово-часової геосистеми, зокрема потребує удосконалення законодавства, термінології і нормативного забезпечення у відповідній сфері. Проблематикою тлумачення поняття, ідентифікації, класифікації, нормативного забезпечення екосистемних послуг займалися вітчизняні та іноземні вчені Т.Д. Александрова, Ю. Р. Пузаченко, С. А. Балюк, О. Ф. Садиков, А. І. Фадеєв, О. В. Василюк, О. П. Бурковський, М. М. Мірошниченко, Є. В. Мішенін, Н. В. Дегтярь, *P. R. Ehrlich, A. H. Ehrlich, G. Daily, E. F. Schumacher, R. S. De Groot, R. Costanza, C. Folke, W. Westman, A. Balmford, J. Boyd, S. Banzhaf, B. Fischer, O. Bastian, S. Pagiola, K.-F. Schreiber, Edward B. Barbier, J. A. Villagómez-Corté, A. L. del-Ángel-Pérez* та інші. Однак аналіз першоджерел показав, що до сьогодні не опрацьовані уніфіковані вимоги щодо екосистемних послуг, які надаватимуться просторово-часовими геосистемами, відсутня номенклатура показників якості і науково обґрунтовані підходи до їх визначення, відсутня екосистемологічна класифікація складових екосистемних послуг, немає загальноприйнятих термінів і термінологічних назв, відсутні нормовані значення показників їх якості тощо, що обумовлює актуальність цієї роботи.

## РОЗДІЛ 1

### ЕТИМОЛОГІЯ ПОНЯТТЯ, ІДЕНТИФІКАЦІЯ ТА КЛАСИФІКАЦІЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ

#### 1.1. Аналіз різних підходів до визначення і тлумачення поняття «екосистемні послуги»

Екосистемні послуги (ЕП) – це всі корисні ресурси та вигоди, які людина може отримати від природи. Від екосистемних послуг залежить задоволення фундаментальних потреб людини в середовищі існування й продуктах харчування, а отже від них прямо залежить рівень нашого життя. Таке бачення визнають науковці і політики більшості держав світу. У документі ООН «*Millenium Ecosystem Assessment*» [1] екосистемні послуги називають «прямим і непрямим внеском екосистем у добробут людини» (рис. 1.1).

Наразі немає єдиного визначення терміна «екосистемні послуги» [2]. Детальніше з етапами розвитку формулювання поняття можна ознайомитись в схемі, представленій в Додатку А (рис. А.1). Витоки сучасної історії екосистемних послуг можна простежити з 1970-х років. Термін «екосистемні послуги» вперше з'явився у роботі *P. Ehrlich i A. Ehrlich* у 1981 р. [3] та підкреслював соціальну значущість функцій природи. В екології термін «функція екосистеми» традиційно використовується для позначення набору екосистемних процесів, що діють в екологічній системі [4, 5], незалежно від того, є ці процеси корисними для людей чи ні. Тим не менш, наприкінці 1960-х років і в 1970-х роках ряд авторів почали описувати екосистемні послуги як конкретні «функції природи», що служать людському суспільству [6, 7, 8, 9, 10].

*de Groot* [11] визначає функції екосистеми, як «потенціал природних процесів і компонентів стосовно виробництва товарів і послуг, які задовольняють прямі або непрямі потреби людини». Отже, функції екосистем – це сукупність біофізичних структур і процесів, які забезпечують послуги. Вони можуть стосуватися умов проживання, біологічних або системних властивостей

чи процесів. Більшість авторів погоджуються, що товари і послуги створюються екологічними функціями або процесами (див. рис. 1.1).



Рисунок 1.1 – Зв'язок між екосистемними послугами та добробутом ([12] з доопрацюванням авторів)

Переважно термін «екосистемна функція» розглядається в контексті «можливості», але часто використовується і в більш загальному ставленні до процесів, які проходять в межах екосистеми, таких як кругообіг поживних

речовин . Часто ці два терміни «екосистемні функції» і «екосистемні процеси» використовуються як синоніми навіть у межах одного дослідження.

Послуги екосистем (або екосистемні послуги) можуть бути визначені як «набір функцій екосистем, які є корисними для людини» [13]. Вони є наслідком найрізноманітніших екосистемних процесів, які діють в різних часових і просторових масштабах [14]. Ці загальні визначення знайшли широке використання, проте існуючі класифікації та тлумачення послуг для систем прийняття рішень вказують на низку невизначеностей. Зокрема, існують різні семантичні значення терміну ЕП, залежно від конкретної мети [15]. За словами *R. Costanza* і *C. Folke* ЕП «репрезентують отримання людських переваг від екосистемних функцій, прямо чи опосередковано» [16]. За визначенням *G. Daily* [17, 18] ЕП, які він означає терміном «послуги природи», це – «умови і процеси», а також «життєзабезпечуючі функції».

Згідно зі Словником термінів біології, виданим "*Elsevier*", «процеси в екосистемах» визначаються як «низка подій, реакцій або операцій, які призводять до досягнення певного результату». Звідси випливає, що процеси в екосистемі це складні взаємодії між біотичними й абіотичними елементами екосистеми, що охоплюють у широкому сенсі циклічність матерії і потік енергії. Хоч це визначення набуло широкого визнання, все ж вчені інтерпретують і класифікують екосистемні процеси неоднаково. Так *A. Balmford* і співавтори [19] розрізняють «основні екосистемні процеси», наприклад – продукування поживних речовин, їхнє розкладання і кругообіг води, «корисні екосистемні процеси», наприклад – продукування біомаси, запилення, біологічний контроль, формування середовища проживання і асиміляція відходів, і «вигоди», наприклад – їжа, прісна вода, чисте повітря тощо.

У визначенні документу ООН *Millenium Ecosystem Assessment (MEA)* [1], яке широко використовувалось у міжнародних наукових дослідженнях, підкреслюється тісний зв'язок ЕП та вигод для людини, які створюються прямо чи опосередковано екологічними системами. На основі підходу *MEA* у рамках міжнародного проєкту «Економіка екосистем та біорізноманіття» ЕП визначають як безпосередній внесок екосистем у добробут людини [20].

В низці класифікацій екологічні процеси і екосистемні функції називають підтримувальними або проміжними послугами, а сам термін «екосистемні послуги» вживають для означення фінальних послуг.

*J. Boyd* і *S. Banzhaf* [21] застосовують альтернативний підхід. За їхнім визначенням, ЕП – це екологічні компоненти, у тому числі екологічна структура, які безпосередньо споживаються, або використовуються для створення людського благополуччя. Отже, непрямі процеси і функції не вважаються ЕП, а проміжними екологічними компонентами. На відміну від вищезгаданого визначення, *B. Fisher* і співавтори [15] припускають, що ЕП це «певне, активне чи пасивне, використання екосистем для створення благополуччя людини» [15]. Тому послуги охоплюють організацію і структуру екосистем, а також процеси та/або функції, якщо вони прямо чи опосередковано споживаються людиною.

Інший підхід полягає у визначенні функцій і послуг в масштабі ландшафту для того, щоб інтегрувати цю концепцію у вирішенні питань землекористування. Терміни «функції ландшафту», а також «послуги ландшафту» стають більш вживаними в науковій літературі [22, 23, 24]. Термін «ландшафтні послуги» є менш поширеним. Окрім цього, у деяких статтях використовуються терміни «екологічні» або «зелені» послуги [25] (*Termorshuizen* і *Opdam* 2009). Отже, як видно з вищенаведеного аналізу, терміни «функції ландшафту» і «послуги ландшафту» використовуються як синоніми функцій і послуг екосистем, проте автори мають різні тлумачення, а серед дослідників цієї тематики все ще триває дискусія щодо змісту термінів.

У 1970-80-х роках дедалі більше вчених почали «одягати» екологічні проблеми в економічну термінологію для того, щоб підкреслити залежність суспільства від природних екосистем і підвищити суспільний інтерес до охорони біологічного різноманіття, раціонального використання природних ресурсів і загалом збалансованого та стійкого розвитку суспільства. Утилітарний підхід до дослідження і оцінювання функції екосистеми з погляду їхньої корисності та можливості служити засобами для досягнення певних цілей, але водночас як і послуг з метою підвищення інтересу громадськості до

збереження біорізноманіття представлено в роботах [3, 11, 26]. Британський економіст німецького походження *E. Schumacher* [27] у 1973 р. був, ймовірно, першим, хто використав поняття «природного капіталу», і незабаром деякі вчені почали використовувати термін «екосистемні послуги» або інакше – «екологічні послуги», «послуги навколишнього середовища» чи «послуги природи» [28, 29]. Детальний історичний аналіз, через призму економічної теорії і практики, етимології поняття та ідентифікації екосистемних послуг від ранніх уявлень до сучасних ринків і платіжних схем представлено в статті [30].

Розвиток наукового напрямку, пов'язаного з екосистемними послугами, стимулювала Програма збереження біорізноманіття Інституту Бейєра на початку 1990-х років [31, 32]. Стаття *R. Costanza* з численними співавторами [33] щодо вартості світового природного капіталу та екосистемних послуг стала віхою у справі актуалізації напрямку, пов'язаного з екосистемними послугами. Отримана доларова вартість справила величезний ефект як на «людей науки», так і на осіб, що приймають рішення, викликавши як шквал критики, так і збільшений інтерес до проблеми та подальшого розвитку вартісних досліджень.

У 1990-х роках екосистемні послуги стають переважним напрямом у науковій літературі «енвайронменталізму» [31, 34], а також підвищується інтерес до методів оцінки їхньої економічної вартості [33]. Доповідь «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» [35] зробила великий внесок у внесення ЕП до політичного порядку денного, і з його виходу публікаційна активність авторів з проблем ЕП значно розросла [15]. На сьогодні ЕП все активніше залучені в процес прийняття економічних рішень завдяки таким інструментам як Ринки Екосистемних Послуг [36] і, так званих, схем компенсаційних платежів за екосистемні послуги [37, 38, 39, 40, 41].

Наприкінці 1990-х і на початку 2000-х років концепція екосистемних послуг утвердилася і на політичній арені, наприклад, через «Екосистемний підхід» [42] та Глобальну оцінку біорізноманіття [43]. Доповідь міжнародної програми «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» [35] є найважливішою віхою у розвитку концепції ЕП у політичному порядку денному. Наголошуючи на антропоцентричному підході, «Оцінка...» позначила залежність людини не

тільки від ЕП, а й від функціонування самих екосистем, сприяючи посиленню значущості біорізноманіття та екологічних процесів для добробуту людей.

В останні кілька років низка ініціатив представила глобальні екологічні проблеми з економічної точки зору та сприяла проведенню глобального аналізу витрат та вигод. Прикладами можуть бути огляд з економіки зміни клімату [44], Ініціатива у Потсдамі – Біологічна різноманітність [45] та проєкт «Економіка екосистем та біорізноманіття» [46], який серед названих ініціатив, спрямований на оцінку вартості ЕП.

Ще один підхід до визначення ЕП ґрунтується на ототожненні ЕП та екосистемного потенціалу. Так у науковій еколого-економічній літературі екосистемний потенціал трактується не лише як джерело природної сировини для виробництва, але й як «екологічні послуги», іноді «екосистемні послуги». Проведений аналіз економічної літератури на цю тематику виявив наявність різних визначень терміну «екологічні послуги» [47, 48]. У роботі І. Глазиріна «Екосистемний потенціал в економіці перехідного періоду» вказується, що екосистемний потенціал може продукувати екологічні послуги, наприклад, асиміляцію відходів та промислових викидів, регулювання водного стоку, запобігання ерозії ґрунтів – те, що зазвичай називається екосистемними функціями. Екосистемними функціями/послугами називають матеріальні, енергетичні та інформаційні потоки, що породжуються запасами екосистемного потенціалу. Інше визначення свідчить, що «екологічні послуги – це свого роду екологічні функції, які підтримують і захищають людську діяльність з виробництва та споживання або певною мірою впливають на загальний добробут і таким чином впливають на якість життя і навіть його існування».

Також на сучасному етапі немає і єдиної методики оцінки ЕП, які б дали змогу точніше окреслити розуміння суті поняття ЕП. Чимало вчених [49, 50, 51] робили спроби систематизувати методи оцінок, сфер проблеми, пов'язані з нею. Особливо варто вказати на роботу С. Паджиоли зі співавторами [52], в якій надано огляд методів оцінки та обмежень, а також роботу *S. Faber* [53], в якій проаналізовано найбільш придатні методи оцінки різних видів послуг екосистем, труднощів застосування та дано деякі узагальнення.

За останні два десятиріччя питання визначення та оцінки ЕП стали предметом досліджень багатьох зарубіжних і вітчизняних науковців. Серед найбільш конструктивних, наприклад, дослідження *T. Brown, J. Bergstrom, J. Loomis* щодо ідентифікації екосистемного потенціалу і ЕП [54]. С. Бобильов, досліджуючи проблеми збереження біорізноманіття, дійшов висновку, що можливості для ефективної ідентифікації екосистемного потенціалу в його формулюванні «екосистемні блага» і послуг створюються за допомогою категорій природного капіталу та ЕП; запас природного капіталу визначає кількість ЕП, які може отримати країна, регіон, підприємство та інші зацікавлені сторони. Праця Н. Дегтярь [55] містить аналіз міжнародних оцінок ЕП і присвячена пошуку оптимальних методичних підходів до їх економічного оцінювання. Особливості механізму застосування платежів за ЕП в галузі водокористування обґрунтовуються у праці [56].

Цікавим є підхід О. Бурковського і О. Василюка, які запропонували створити в Україні Державне агентство екосистемних послуг та консервації земель, яке куруватиме питання землекористування. Згідно з пропонованою концепцією 10 % території держави зосередяться на ЕП, а консервація еродованої ріллі здійснюватиметься тільки за екосистемним підходом – відповідно до природнокліматичних зон [57].

Є. Мішенін і Н. Дегтярь розробили комплексний підхід до класифікації і оцінювання ЕП, який запропоновано використовувати з метою формування науково-практичної і методичної бази для управління ними [58]. Вони також сформулювали стратегічні орієнтири управління ЕП водно-болотних угідь і запропонували науково-методичні рекомендації до оцінювання ефективності такого управління [59].

В Україні розпочалися дослідження щодо визначення ЕП, які надаються окремими природоохоронними територіями. Наприклад, у праці [60] обґрунтовано ЕП, які надають екосистеми Дунайського біосферного заповідника. Питанням дефініції ЕП, визначенню методичних інструментів їх оцінювання та класифікації присвячено багато інших наукових розробок.

Приведений вище аналіз демонструє багатогранність проблематики, пов'язаної з вивченням ЕП, а також різноплановість наукових і методичних тлумачень цього поняття. Отже можна підсумувати, що загалом поки що немає чіткого поділу між поняттями «екологічні» чи «екосистемні» та «послуги» чи «функції». Водночас дослівний переклад терміну «*ecosystem services*» українською призвів до широкого вживання словосполучення «екосистемні послуги» в українському науковому середовищі [57], яке зараз переважає в наукових і нормативних публікаціях.

## **1.2. Ландшафтний комплекс як базове джерело екосистемних послуг**

Очевидно, що ЕП залежать від ландшафту, яким вони формуються і надаються. Слово «ландшафт» є німецьке походження і буквально означає землю, що покрита рослинами. У історичній регіоналістиці ландшафтом називають природно-територіальний комплекс, що історично відокремлений від аналогічних, і має лише йому властиве сполучення клімату та геологічної будови. Пов'язані між собою рельєф, водні ресурси, флора і фауна притаманні цьому ландшафтному комплексу визначають економічні можливості відповідного регіону, зумовлюють тип місцевого господарювання, характер міграційних процесів, екосистемні послуги тощо. У науковій та методичній літературі детально описана історія формування поняття про природну систему і її ландшафти, в якій функціонально поєднана сукупність організмів зі середовищем їх існування. Першими дослідниками, котрі усвідомили необхідність вивчення рослин і тварин «у постійному взаємному розвитку, організації і способі життя серед певних умов», були К. Рульє та його учень М. Северцов [61].

До формування і загального поширення погляду на екологічну систему, як на популяцію рослинних і тваринних організмів, що знаходяться в певному функціональному зв'язку зі середовищем існування, у першій третині ХХ ст. спричинилися гідробіологи П. Резвой, М. Ливанов, ботаніки В. Сукачов і Б. Келлер, зоологи *Dahl, Adams, Shelford*, В. Станчинський та Д. Кашкаров.

*A. Tansley* [62] дав екологічним системам такий первинний опис: «рослинне угруповання, трактоване як система, що включає не лише рослини,

які його утворюють, але й тварини, існування яких пов'язане з наявністю цих рослин, а також усі фізичні і хімічні компоненти безпосереднього оточення чи проживання, які разом утворюють замкнену (самостійну) цілісність. Таку систему можна назвати екотопом (місцем) природного середовища, свого роду житлом (ойкос) для організмів, що його населяють».

П. Дювіньо та М. Танг визначають екосистему як «функціональну систему, що містить угруповання живих істот та їх середовище існування» [63], Р. Даждо – як більш-менш стійку систему, яка складається з біоценозу та екотопу – двох нероздільних елементів, що впливають один на одного» [64], а Ю. Одум – як «будь-яку одиницю, (біосистему), що включає всі організми (біотичне угруповання), котрі спільно функціонують на певній ділянці та взаємодіють з фізичним середовищем таким чином, що потік енергії створює чітко визначені біотичні структури й кругообіг речовин між живою та неживою частинами» [65].

За В. Федоровим і Т. Гільмановим, екосистема – елементарна одиниця природи на земній поверхні, чи елементарний фрагмент екосфери (за *Cole*; «плівки життя» за В. Вернадським [66, 67]), яка «володіє двома ознаками: 1) відносною стійкістю та автономністю, здатністю до самопідтримання й виконання основних життєвих процесів і 2) неможливістю приєднання сусідніх фрагментів або їх частин без порушення якісної однорідності цього фрагмента».

Згідно з М. Реймерсом та О. Яблоковим «екологічна система – це будь-яке угруповання живих істот і середовище їх існування, поєднані в одне функціональне ціле завдяки взаємозалежності і причинно-наслідковим зв'язкам, що існують між окремими екологічними компонентами». Це також «здатна до інформаційного саморозвитку, термодинамічно відкрита сукупність біотичних компонентів і абіотичних джерел речовини та енергії, єдність і функціональний зв'язок котрих у межах характерної для певної ділянки біосфери часу і простору забезпечують перевищення на цій ділянці внутрішніх закономірних переміщень речовини, енергії та інформації над зовнішнім обміном, у тому числі між сусідніми аналогічними сукупностями, і на основі цього визначена тривала саморегуляція та розвиток цілого під керівним впливом біотичних і біогенних складових».

Аналіз навіть такої обмеженої кількості визначень свідчить не лише про відмінності в лінгвістичних тлумаченнях, але й у розумінні самого поняття [68]. В останніх охоплено численні риси структури, системних зв'язків і функціональних особливостей, передовсім, речовинний, енергетичний та інформаційний обмін, здатність до самовідтворення, самозбереження й саморегуляції, накопичення енергії та різних видів продукції, активної взаємодії з навколишнім природним середовищем, формування певної категорії відходів тощо.

Загалом поняття «екосистема» – універсальне і загальнобіологічне. Так само, як терміном «організм», означаємо будь-яку одиницю організмівого рівня організації – від одноклітинного прокаріота чи еукаріота до великого дерева, високоорганізованої тварини чи людини, так і термін «екосистема» характеризує структурно-функціональну суть усіх одиниць екосистемного ряду – від консорції, через біогеоценоз, ландшафтні екосистеми (біогеосистеми, за Бялловичем), материкові чи океанічні екосистеми аж до біосфери включно [69].

Незважаючи на те, що поняття про екосистему сформульоване майже сім десятиліть тому, і майже півстоліття тому Л. фон Берталанфі та інші дослідники опрацювали теорію систем та стільки ж часу розвивається «новий кількісний напрямок – екологія екосистем», ще й дотепер існують сумніви щодо того, чи екосистеми підпорядковуються законам існування цілісних систем і чи їм властиві риси самоорганізації і саморегуляції.

На підставі багаторічних досліджень карпатських екосистем М. Голубець [70] розвинув теорію Ю. Одума про екосистемний рівень організації живого. Після додаткового аналізу особливостей самоорганізації, самозбереження і саморегуляції біотичних систем були розкриті механізми саморегуляції екосистем, передовсім, кібернетичну суть їх пам'яті, регулятора, прямих і зворотних зв'язків [71, 72, 73], а згодом опублікувані додаткові матеріали про структуру та еволюцію біосфери [74].

Викладене дає змогу підійти до обґрунтування поняття «ландшафтного комплексу», як системи. При цьому, завданням епітету «ландшафтний» є, з одного боку, зосередити увагу на загальній територіальній комплексності та

одиниці, з іншого – підкреслити, що до цієї категорії екосистем можна зарахувати природно-територіальні комплекси, які за розмірами відповідають географічному ландшафтові. За П. Шищенком [75] «географічний ландшафт – це природний чи антропогенний (змінений під впливом діяльності людини) територіальний або акваторіальний комплекс, що є генетично однорідною ділянкою (сегментом) ландшафтної сфери з єдиним геологічним фундаментом, однотипним рельєфом, поєднанням ґрунтів і біогеоценозів і характерною для неї морфологічною структурою. Останню визначають за особливостями взаємодії та взаємозв'язків між речовинними компонентами ландшафту і факторами його утворення, просторового поєднання його морфологічних одиниць (ландшафтних місцевостей, урочищ, фацій), їх динамікою та розвитком у часі». Згідно з тлумаченням В. Сукачова, біогеоценоз дорівнює фізико-географічній фації, потрактованій як енергетична система; а за В. Сочавою [76] фація – це об'єднання подібних біогеоценозів.

Під природно-територіальним комплексом у географії розуміють відносно однорідну частину географічної оболонки, що характеризується спільними рисами морфології, структури, функціонування та інтенсивності природних процесів. Найменшим природно-територіальним комплексом вважають фацію, найбільшими – географічні ландшафти, їх види, типи і класи [77, 78].

Базуючись на викладеному можна стверджувати, що за просторовими межами до категорії «ландшафтний комплекс» належить будь-який природно-територіальний комплекс (рангу фізико-географічних фацій, урочищ, місцевостей, ландшафтів), потрактований за В. Вернадським з екосистемологічних позицій, тобто як функціональна, самоорганізована, саморегульована, енергетична система, носієм організованості якої є жива речовина.

Виходячи з завдань, поставлених в монографії, доцільним є ввести поняття просторово-часової геосистеми. Це один або кілька ландшафтних комплексів (ЛК), які займають обмежений простір та розглядаються впродовж певного відрізка часу. Очевидно, що просторова-часова геосистема (ПЧГ) з огляду на сучасне наукове трактування теж повинна мати системний характер. Системність – це загальна властивість об'єктивно існуючої єдності ЛК, їх

структурованості та взаємозв'язку. Структурованість ПЧГ полягає в їх дискретності та впорядкованості. Матеріальний світ складається з великої кількості різноманітних дискретних частин. Ці частини утворюють певні структури, що розміщуються на різних рівнях. Дискретні утворення ПЧГ, будучи цілісними, незмінними, вступають у взаємодію, не втрачаючи своєї індивідуальності. ЛК, як природна складова ПЧГ є цілісним і закономірним поєднанням природних компонентів – комплексів різного рангу, що взаємодіють і утворюють єдину (неподільну) систему. ПЧГ містять природні, техногенні, економічні та соціальні компоненти.

Фундаментальним поняттям системного аналізу є поняття «система». Сам Л. фон Берталанфі визначав систему, як сукупність елементів, що знаходяться у визначених відношеннях один з одним і з середовищем. Згідно з визначенням В. Вернадського система – це сукупність різних функціональних одиниць (біологічних, людських, інформаційних тощо), які пов'язані зі середовищем і слугують для досягнення певної загальної мети шляхом дії над матеріалами, енергією, біологічними явищами та керування ними. Системи мають зовсім нові властивості, які відсутні у її елементів. Ці властивості виникають завдяки наявності зв'язків між елементами. Саме за допомогою зв'язків здійснюється перенесення властивостей кожного елемента системи до інших елементів.

Узагальнене визначення системи формулюють так – це структурно-функціональна цілісна єдність множини взаємозв'язаних між собою елементів, яку виокремлено з середовища відповідно до певної мети в межах визначеного часового інтервалу. Системи функціонують у певному зовнішньому середовищі. Зовнішнє середовище – це все те, що знаходиться зовні системи, зокрема необхідні умови для існування та розвитку системи. Зовнішнє середовище містить низку природних, суспільних, інформаційних, економічних, виробничих та інших факторів, що впливають на систему та самі, частково, є під впливом цієї системи.

Взаємодія між системою та зовнішнім середовищем здійснюється за допомогою входів та виходів. Вхід системи – це дія на неї зовнішнього середовища. Вихід системи – результат функціонування системи для

досягнення певної мети або її реакція на вплив зовнішнього середовища. Отже, у загальному вигляді систему (з контуром зворотного зв'язку) можна зобразити графічно у такий спосіб (рис. 1.2).

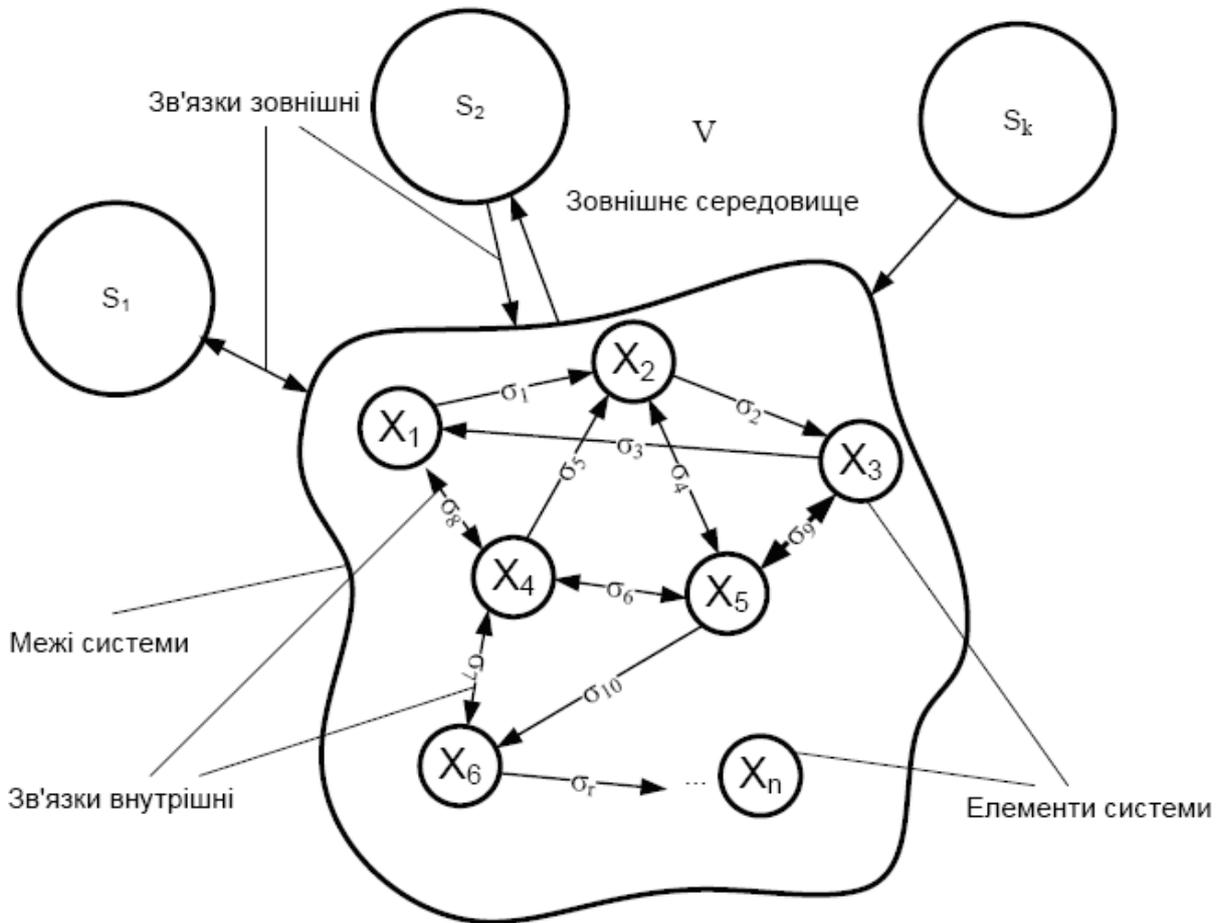


Рисунок 1.2 – Модель системи (на основі [79] з доопрацюванням авторів)

ПЧГ, як система, характеризується певним складом і структурою. Структурою системи є сукупність необхідних і достатніх для досягнення цілей відношень (зв'язків) між її компонентами (елементами). При цьому в складних системах структура відображає не всі елементи та зв'язки між ними, а лише найбільш істотні, що мало змінюються при поточному функціонуванні системи й забезпечують існування системи та її основних властивостей. Структура ПЧГ як системи характеризує її організованість, стійку упорядкованість її елементів і зв'язків. Структурні зв'язки є відносно незалежними від елементів ПЧГ і можуть виступати інваріантами під час переходу від однієї системи до іншої, переносячи закономірності, виявлені і відображені у структурі однієї з них, на інші ПЧГ.

Будь-яка ПЧГ здатна надавати екосистемні послуги. Під послугами ПЧГ, що переважно складається з лісових компартментів ландшафтних комплексів, розуміють рекреаційну (оздоровчу) цінність лісових масивів, захист ґрунтів від ерозії, підвищення урожайності сільськогосподарських культур, збереження біорізноманіття, регулювання водостоку, продукування кисню, поглинання двоокису вуглецю та ін. Функції ЕП ландшафтного комплексу полягають у взаємодії його компартментів, ярусів і підсистем з атмосферою, водою, ґрунтом та в підтримці їхніх якісних і кількісних параметрів на оптимальному чи субоптимальному екологічному рівні. Лісові компартменти ЛК впливають на оточуюче середовище як біологічна система, виділяючи в зовнішнє середовище речовину та енергію в процесі фотосинтезу, дихання, транспірації тощо. Крім того, лісові компартменти ЛК – це фізичні тіла, які займають певне місце і мають масу зі специфічними для неї властивостями. Вони відбивають і поглинають сонячну радіацію, затримують частину атмосферних опадів, конденсують водяну пару, затримують пил, переводять поверхневий стік у внутріґрунтовий та інші функції. Можна зробити висновок, що такі екосистемні послуги ПЧГ, де переважають лісові компартменти ЛК виконують гідрологічні функції та поглинання двоокису вуглецю та є регулюючими послугами, тоді як екосистемні послуги ЛК, що піддаються впливу з боку технічних систем і забезпечують збереження біорізноманіття належать до забезпечуючих послуг. Особливу увагу привертають такі послуги ЛК як гідрологічні послуги (водоохоронні та водорегулюючі), послуги зі збереження біорізноманіття та послуги, пов'язані з поглинанням двоокису вуглецю, оскільки ці послуги можуть знижуватися, а то й взагалі можуть бути втраченими (у випадку вирубування чи деградації лісів), що своєю чергою призведе до екологічних небезпек і додаткових витрат для суспільства на місцевому рівні, наприклад, зумовить повені та зсуви, та на глобальному рівні – кліматичні зміни.

Дослідження зниження здатності ПЧГ надавати екосистемні послуги і розроблення заходів та рекомендацій для запобігання, обмеження чи хоча б сповільнення цього процесу є основним завданням цієї монографії. Для означення властивості ЕП задовольняти вимоги, що ставляться до них

споживачами, здатності ПЧГ надавати екосистемні послуги, а також заходів для того, щоби підтримувати надання ЕП на рівні, що визначений регуляторними документами національного чи міжнародного рівнів, авторами запропоновано використовувати термін «якість екосистемних послуг».

### **1.3. Ідентифікація та оцінювання екосистемних послуг**

Розрізняють наступні складові елементи формування суті поняття ЕП, їх ідентифікації та визначення цінності для людини:

- *екологічні структури і процеси* – це характеристики екологічних структур такі як співвідношення популяцій різних видів, що виконують певні функції в екосистемі; біорізноманіття як розмаїття організмів, їх видів та угруповань; одиничні екологічні процеси такі як зміна кількості біомаси організмів у часі (інші приклади екологічних процесів подано в таблиці 1.1);

- *екосистемні функції* (низка авторів використовують термін «проміжні екосистемні послуги») – це потенційні екосистемні послуги, які можуть бути корисними для людини (інші приклади екосистемних функцій подано в таблиці 1.1);

- *екосистемні послуги* – це екосистемні функції, які можуть бути корисними для людини, враховуючи наявність бенефіціарів (одержувачів) цих послуг, оскільки послуг без споживачів чи надавачів благ не буває;

- *задоволення потреб чи прибуток* – це вигоди, які отримують люди від екосистемних послуг, такі як: економічний прибуток, продукти харчування, оздоровлення, естетичне задоволення, нові знання та інші;

- *цінність екосистемних послуг* – це користь для людини чи суспільства, яка може бути виражена як монетарними, так і немонетарними показниками.

Приклади екологічних структур, екосистемних процесів і функцій, а також  
відповідних екосистемних послуг

Екосистемні структури	Процеси	Екосистемні функції	Екосистемні послуги
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>
<p><math>G</math> – підмножина гігротопів  <math>G = \{G_i   i = 1, 5\}</math>; <math>T</math> – підмножина трофотопів <math>T = \{T_j   j = 1, 5\}</math>; <math>S_p</math> – множина видової різноманітності підсистеми компартменту; <math>I</math> – множина інтегральних характеристик ЛК; також може містити зв'язки між компонентами екосистеми</p>	<p>Фотосинтез  Поглинання рослинами поживних речовин</p>	<p>Первинна продукція</p>	<p>Послуги постачання</p>
<p><math>T</math> – торф'яні, що складаються з рослинних рештків з різним ступенем розкладу; <math>Ho</math> – органічні акумулятивні, лісова підстилка;  <math>H</math> – гумусові, горизонти, які акумулюють органічні речовини;  <math>E</math> – елювіальні, збіднені в результаті вимивання; <math>I</math> – ілювіальні, збагачені глинистими частинками внаслідок вимивання;  <math>P</math> – материнська порода</p>	<p>Мікробне дихання  Динаміка харчового ланцюга в ґрунті</p>	<p>Розкладання органіки</p>	<p>Послуги підтримання екосистем</p>
<p><math>pH_{H_2O}</math> – <math>pH</math> водний; <math>pH_{KCl}</math> – <math>pH</math> сольовий; <math>S_{org}</math> – вміст органічної речовини (%); <math>Hum</math> – вміст гумусу (%); <math>Ad</math> – поглинальна здатність ґрунту (мг-екв/100 г); вміст <math>Ca</math>, <math>Ca+Mg</math>, <math>P</math>, <math>K</math>, <math>Na</math> (мг-екв/100 г); <math>H_2</math> – гідрологічна кислотність (мг-екв/100 г фунту); <math>Sp</math> – ємність поглинання основ (мг-екв/100 г фунту); <math>S</math> – ступінь насиченості основами (%)</p>	<p>Нітрифікація і денітрифікація  Фіксація азоту</p>	<p>Цикл / кругообігу азоту</p>	<p>Послуги підтримання екосистем</p>
<p>Надземна <math>Og</math> та підземна <math>Ug</math> фітомаси, визначаючи їх маси <math>to_g</math> та <math>tu_g</math> відповідно; глибину проникнення кореневої системи у ґрунт <math>dhr</math></p>	<p>Транспірація рослин  Коренева активність</p>	<p>Цикл / кругообігу води</p>	<p>Послуги підтримання екосистем</p>

1	2	3	4
Множина типів ґрунтів ( <i>St</i> ) містить в собі підмножини генетичних горизонтів ґрунтів ( <i>Hor</i> ), механічного складу ґрунту ( <i>Mch</i> ), агрохімічні властивості ґрунту ( <i>Ch</i> )	Вивітрювання мінералів Біологічне переміщення ґрунту	Формування ґрунту	Послуги постачання
Множина тваринного зооценозу	Модель взаємодії «хижак–жертва»	Біологічний контроль і чисельність	Послуги регулювання

Аналіз проблеми визначення цінності або інакше – вартості екосистемних послуг (рис. 1.3), показує, що попри очевидну перевагу економічна оцінка не повинна бути кінцевим критерієм для прийняття рішень щодо їх користі для людини чи суспільства.

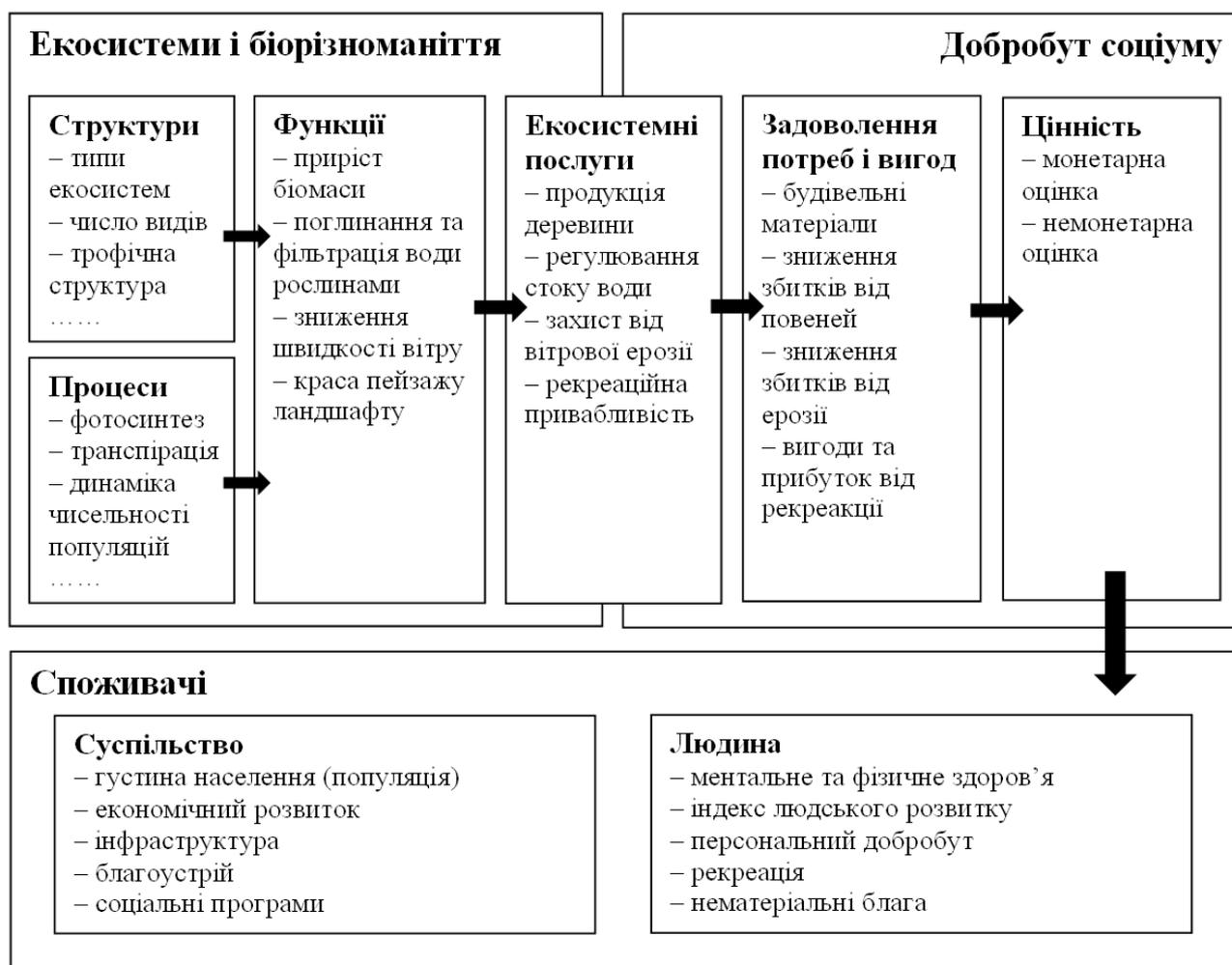


Рисунок 1.3 – Формування і оцінка суспільної та персональної користі екосистемних послуг

По-перше – вартість неринкових і нематеріальних товарів та послуг завжди залишається приблизною, бо жодна з існуючих сьогодні методик не має ідеального кількісного представлення ЕП оскільки базується на експертних оцінках і містить істотну суб'єктивну складову. По-друге – використовувані економічні оцінки не дають змоги повністю оцінити важливість нематеріальних екосистемних функцій і послуг передусім таких як: естетичні, інформаційні, духовно-естетичні чи середовищетоформувальні та ін. для людини.

Очевидно, що для суспільства, яке описують такі соціально-економічні категорії як: густина населення, інституції, економічний розвиток регіону, інфраструктура, соціальні програми, благоустрій, освіта, медицина тощо економічна оцінка є більш доцільною і обгрунтованою. Для конкретного споживача ЕП, яким є окремий індивід з його персональними потребами, немонетарний оцінка, безсумнівно, матиме перевагу (див. рис. 1.3).

Проте, оцінка в грошовому виразі може бути надзвичайно корисною при прийнятті одиничних рішень щодо конкретної ЕП, оскільки їх можна порівняти з фінансовими затратами, планованим прибутком і можливими збитками. Це зменшує ймовірність прийняття незбалансованого рішення і ризик того, що реальна екологічна підтримка не буде врахована, наприклад, при прийнятті рішень відносно використання землі.

Навіть неповна оцінка, що не враховує всього комплексу екосистемних послуг, дає корисну інформацію особам, що приймають рішення, яка дозволяє їм порівняти різні варіанти використання території. На національному рівні оцінка екосистемних послуг важлива для обгрунтування необхідності заходів щодо збереження екосистеми країни загалом.

Концепція екосистемних послуг і пов'язана з нею концепція «природного капіталу» доказали свою корисність для управління територіями та прийняття рішень внаслідок двох основних причин. По-перше, вони допомагають синтезувати необхідні соціальні, екологічні та економічні концепції, що дає змогу дослідникам та управлінцям об'єднувати соціальні, екологічні та економічні системи. По-друге, вчені та політики можуть використовувати дані

концепції для того, щоб, наприклад, оцінити економічні та політичні компроміси між розвитком території та збереженням біорізноманіття.

*Edward B. Barbier*, професор економіки в Університеті Вайомінга, який проводить дослідження з економіки природних ресурсів, каже наступне: «Говорячи мовою економіки, Ви можете відігравати роль у політичних процесах. Двадцять п'ять років тому, люди говорили: "Це жахливо! Ви не можете подібним чином говорити про природу!" Тепер вони кажуть: "Ви маєте рацію". Ми маємо "поставити цінник" на природу». Далі *Barbier* зазначає: «Причина, через яку ми втрачаємо природний капітал, це тому, що він безкоштовний. Ми часто думаємо про збереження [природи] з погляду витрат, а чи не вартості, і навпаки щодо промислових товарів: враховуємо їх вартісне вираження, а чи не екологічні витрати. Коли ми будемо враховувати послуги екосистем, можливо, ми вирішимо: можливо, витрати на утримання [цілісності] екосистеми не такі високі в порівнянні з одержуваними благами. Можливо, прибуток, який ми отримуємо, перетворюючи природу на товар, порівняно невеликий. Проблема в тому, що ми цього не зрозуміємо, доки не прорахуємо цю вартість» [80].

Концепція економічної оцінки ЕП отримала визнання в національній екологічній політиці та законодавстві багатьох країн. На жаль в Україні робота в цьому напрямку ведеться хіба що в наукових колах, хоча серед пріоритетних стратегічних завдань екологічної політики нашої держави вказано «формування до 2015 року та подальше застосування вартісного оцінювання екосистемних послуг» [81].

Важливо відзначити, що ряд учених [84, 85, 86, 87] проти «присвоєння цінника» багатствам природи. Етичний аспект оцінки та плати за екосистемні послуги докладно розглянуто у статті *J. Villagómez-Corté* та *A. del-Ángel-Pérez* [88]. Вони вважають, що цінність природи нескінченна і не може мати грошового вираження, а оцінювати її окремі елементи просто абсурдно. Інші, навпаки, вважають, що це необхідно [89].

Однак практично всі погоджуються, що економічна оцінка екосистемних послуг є важливою для ефективного природокористування і може бути базисом

для прийняття обґрунтованих управлінських рішень. Зокрема це підтверджено результатами, описаними в [58], де представлено комплексну класифікацію для формування підходів до управління ЕП та оцінювання ефективності такого управління [59]. В праці [60] обґрунтовано управління ЕП, які надаються екосистемами Дунайського біосферного заповідника.

Отже економічна оцінка ЕП дає змогу раціонально використовувати наявні ресурси, оцінювати інвестиційну привабливість екологічно орієнтованих проєктів, а також сприяє розвитку та впровадженню системи компенсаційних платежів.

Серед існуючих підходів до оцінки ЕП заслуговує уваги концепція, в основі якої різноплановість взаємозв'язків між екосистемою і суспільством. Відповідно до їх суб'єктно-об'єктної взаємодії можна визначити такі системи оцінок:

- технічна оцінка для комплексу *екосистема – технічна система*, наприклад оцінка для СТС в умовах ЛК;
- економічна оцінка для комплексу *екосистема – економіка*, наприклад оцінка господарської діяльності адміністративно-територіальної одиниці;
- кваліметрична оцінка для комплексу *екосистема – людина*, наприклад медико-біологічні, соціально-екологічні, естетичні, рекреаційні оцінки.

Специфіка отримання узагальненої оцінки, отриманої з використанням всіх трьох підходів, полягає у формуванні інтегрального результату, який дасть змогу виявляти ті системні компоненти, що визначатимуть можливість існування і розвитку ПЧГ залежно від природних та антропогенних властивостей і впливів так щоби надавати ЕП. Для цього необхідно враховувати межі екологічно раціонального використання ресурсів, перевищення яких призведе до втрати ПЧГ здатності до відновлення та саморегуляції. Під поняттям «раціональне використання» слід розуміти вигоди, задоволення потреб чи отримання прибутку за умови збереження показників навколишнього природного середовища, достатніх для користування сучасного і наступних поколінь. Також слід враховувати середовищформувальні функції ландшафтного комплексу ПЧГ, бо інакше вирішення питання раціонального використання не матиме сенсу. Тобто, раціональне використання екосистемного потенціалу є поєднанням технічної, економічної, соціальної і екологічної ефективності.

Вказаний підхід до оцінювання ЕП на думку авторів найкраще надається для реалізації мети і завдань цієї монографії.

Аналізуючи підходи до визначення природи і суті ЕП не можна уникнути ще однієї форми їх представлення і трактування, якою є розуміння ЕП як частини природного чи вужче – екосистемного потенціалу. На думку деяких авторів природний потенціал є сукупністю речовинно-енергетичних ресурсів і властивостей екосистеми, обсяг яких визначає природні умови та ресурси, і які можуть бути використані людиною. Природні умови описують таким функціональними параметрами як: середовищеформувальні, біогеохімічні, кліматичні, енергетичні тощо. До природних ресурсів відносять компоненти, що мають захисні, продуктивні, рекреаційні, ресурсні, естетичні та інші корисні функції, і які забезпечують добробут людини. Очевидно, що представлений поділ є досить умовним, оскільки окремі компоненти можуть виступати і як ресурси, і як умови. Такий потенціал можна тлумачити узагальнено як ресурсний, чи як економічну метафору для запасів біологічних і фізичних (енергетичних) ресурсів Землі, що містить такі компоненти:

- вичерпні невідновні: мінеральна сировина, природні будівельні матеріали, корисні копалини, зокрема такі невідновні джерела енергії як нафта, вугілля і природний газ тощо;

- вичерпні відновні ресурси: ґрунтовий покрив, водні ресурси, ліси і рослинність, зокрема такі відновні вичерпні джерела енергії як рослинне паливо, ріпакова олія тощо,

- невичерпні ресурси, до яких належать сонячна радіація, земний клімат, повітря, вода та інші абіотичні потоки енергії і речовини, зокрема такі відновні (умовно невичерпні) джерела енергії як сонячна енергія, енергія води, енергія вітру, енергія припливів і відпливів тощо.

Фактично всі перелічені компоненти природного потенціалу є джерелами для екосистемного потенціалу і його екосистемних послуг (рис. 1.4).

На думку авторів такий поділ і представлення походження ЕП повинен бути покладений в основу їх базової класифікації (див. рис. 1.4).



Рисунок 1.4 – Основні компоненти природного потенціалу як джерела для класифікації екосистемних послуг

Хоча ідея природного потенціалу може використовуватись як для розкриття суті сучасних антропогенних змін у структурно-функціональній організації екосистем, так і для обґрунтування напрямів господарської діяльності, спрямованих на ефективне використання цього потенціалу, слід зазначити, що в цій монографії увага акцентуватиметься саме на екосистемному потенціалі та здатності екосистем надавати екосистемні послуги. Інші компоненти природного потенціалу – такі як корисні копалини, відновні і невідновні джерела енергії чи інші ресурси розглядатимуться лише як компоненти, що виступатимуть впливними факторами. Зокрема в монографії мова йтиме про екосистемні послуги ландшафтних комплексів просторово-часової геосистеми, що піддаються впливу з боку складних технічних систем. Враховуючи вказані вище обмеження, пропонується:

- екосистемні процеси, функції, структури, зокрема біорізноманіття, як таке, розглядати лише як необхідну умову для виконання ЕП, а не як самостійний об'єкт дослідження;

- виключити з переліку досліджуваних ЕП процеси, пов'язані зі збереженням біологічного різноманіття як такого, а саме підтримка генетичного різноманіття в природі, підтримання середовища існування тощо, оскільки вони не є послугами, а відносяться до забезпечення ЕП екологічними процесами і структурами;

- виключити зі списку досліджуваних ЕП одиничні екологічні процеси і функції, які були означені як проміжні чи підтримувані послуги, а саме фотосинтез, розкладання органіки, транспірацію, підтримання циклів/колообігів речовин; винятком є лише колообіг вуглецю та води, які безпосередньо впливають на зміну клімату та водозабезпечення.

#### **1.4. Класифікація та нормування екосистемних послуг**

У класичній роботі, виданій під редакцією відомого американського еколога *Gretchen C. Daily* «Послуги природи: суспільна залежність від природних екосистем» [90] як категорії екосистемних послуг виділяються: виробництво товарів, процеси регенерації, повноцінне життя (*life-fulfilling*) та збереження благ.

Ще один підхід до визначення класифікаційних категорій та економічної оцінки екосистемних послуг запропонував R. Costanza зі своїми колегами [33]. Відповідно до екосистемних уявлень, що були сформовані до того часу, функціональними одиницями поповнення екосистемного потенціалу завжди будуть екосистеми. Тому ЕП слід розглядати як різноманітні потоки і колообіги, що продукуються запасами цього потенціалу, і які в сукупності з людською діяльністю, забезпечують добробут життя людини. З погляду цього визначення, було зроблено висновок, що природні ресурси та їх процеси також є ЕП. Тоді така концепція ЕП прийшла на зміну ресурсному підходу.

Загалом детальний огляд різних класифікацій подано в публікації [92]. Незважаючи на значну кількість досліджень у сфері ЕП, на сьогодні не вироблена їх єдина класифікація. Зокрема на сьогодні існує три міжнародні класифікації ЕП:

- класифікація, представлена в доповіді «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» *MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)*, що використовується для глобальної та субглобальної оцінки екосистемних послуг;

- класифікація міжнародного проекту «Економіка екосистем та біорізноманіття – *TEEB*» (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010*), яка використовується країнами-учасницями цього проекту для оцінки екосистемних послуг на національному рівні [93];

- класифікація Європейського агентства з охорони навколишнього середовища *CICES (Common International Classification of Ecosystem Services, 2013)*, що ґрунтується на двох вищевказаних класифікаціях, але здебільшого спрямована на економічну оцінку та облік екосистем на національному, регіональному і локальному рівнях.

За існуючою класифікацією *MEA* екосистемні послуги розподілені за такими категоріями: «забезпечувальні»; «регулювальні»; «культурні», «такі, що безпосередньо впливають на людей», і «підтримувальні», котрі необхідні для збереження інших екосистемних послуг [94]. Дослідники концептуальної робочої групи в доповіді «Оцінка екосистем на порозі тисячоліть» відзначають, що деякі з цих категорій частково збігаються один з одним, що відображає недосконалість даної класифікації, але яка може використовуватися для глобальної оцінки екосистемних послуг, оскільки враховує велику кількість різноманітних вигод і благ, отримуваних від природи.

У 2007 р. після публікації роботи «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» був ініційований проєкт «Економіка екосистем та біорізноманіття» (*TEEB*). Класифікація представлена проєктом містить схожі категорії, тільки замість «підтримувальних послуг» введена інша – «послуги довкілля» (*habitat services*). Це зроблено для того, щоб підкреслити важливість забезпечення місць проживання для мігруючих видів, виведення потомства і для «захисту генних пулів» [95].

У класифікації, представленій Європейським агентством з охорони навколишнього середовища, використаний методологічний підхід, заснований на строго підпорядкованій ієрархії: секція – розділ – група – клас – тип. Перші

чотири рівні можуть бути використані на будь-якій території, оскільки універсальні, п'ятий рівень може відрізнитись у різних регіонах, а оцінка послуг в ньому може бути розглянута та проаналізована для будь-яких користувачів, зокрема для вирішення складних та різноманітних завдань. Секції поділені на три категорії: забезпечувальні (*provisioning*), регулювальні (*regulation & maintenance*) та культурні (*cultural*). Підтримувальні послуги об'єднано з регулювальними [96].

Як видно з поданих класифікацій, всі вони містять близькі категорії послуг (забезпечувальні, регулювальні, культурні), що базуються на різновидах вигод і користі, яку отримує людина, з невеликими варіаціями щодо їх розподілу і взаємного співвідношення.

В Концепції збереження біологічного різноманіття України [97] та Стратегії охорони біорізноманіття до 2030 року [98] виділено чотири групи життєзабезпечувальних функцій біологічного різноманіття. Розуміння життєзабезпечувальних функцій в цих документах близьке до розуміння ЕП. Схожий підхід також представлено в праці «Екологічна конституція Землі. Методологічні засади», сутність та концептуальні основи якої запропонували українські науковці [99]. Виділені в цій публікації 4 групи можуть бути об'єднані в три основні категорії, аналогічні до вже названих міжнародних:

- продукувальні – виробництво біомаси, яка виокремлюється з екосистеми і яку використовує людина, наприклад деревина, морепродукти, мисливська продукція тощо;

- середовищеформувальні – підтримка біогеохімічних циклів речовин; підтримання газового балансу і вологості атмосфери, стабілізація кліматичних показників, формування стійкого гідрологічного режиму територій, самоочищення природних вод; формування біопродуктивності ґрунту і захист їх від ерозії; зменшення інтенсивності таких екстремальних природних явищ як повені, посуха, урагани тощо та збитків від них; біологічна утилізація і знезараження відходів; біологічний контроль структури і динаміки біотичних угруповань і окремих видів, які мають важливе господарське і медичне значення.

- інформаційні та духовно-естетичні – корисна для людини інформація та інші нематеріальні блага.

Основні відмінності між згаданими вище класифікаціями полягає в наступному (Додаток А, табл. А.5):

- класифікація проекту «Оцінка екосистем...» крім трьох основних категорій містить 4-ту категорію послуг – підтримувальну (*supporting*); фактично підтримувальні послуги, по суті, послугами не є, а відносяться до екологічних процесів чи функцій;

- класифікація *TEEB* замість категорії підтримувальні послуги містить іншу 4-ту категорію – послуги з формування і підтримання середовища існування (*habitatservices*); очевидно це зроблено для того, щоб підкреслити важливість забезпечення місцезнаходження для міграції видів, виведення потомства і для «захисту генетичних пулів» (під «захистом генетичних пулів» слід розуміти, що природне місце проживання дасть змогу природному відбору підтримувати життєздатність генних пулів популяції);

- в класифікації *CICES* враховані лише три категорії послуг: 1) забезпечувальні; 2) регулювальні і зберігальні; 3) культурні. Послуги з підтримання місця проживання і генетичних пулів внесені в категорію 2.

- в українській класифікації в групу продукувальних послуг входить лише біомаса, що вилучається людиною з екосистеми. В міжнародних класифікаціях в аналогічну групу, що забезпечує послуги внесена також вода на основі таких міркувань, що вона споживається людьми для пиття, побутових сільськогосподарських і промислових потреб. В українській класифікації послуга забезпечення людей водою віднесена до середовищесформувальної послуги.

- в українському варіанті відсутні послуги зі збереження середовища існування і генофондів, оскільки за змістом їх потрібно віднести не до послуг, а до екологічних процесів чи структур.

- генетичні ресурси в українській класифікації віднесені до інформаційних послуг, оскільки вилучена при цьому з природи біомаса є істотно малою, а головна цінність міститься в генетичній інформації.

Очевидно, що всі класифікації побудовані на деякому компромісі двох основних підходів:

- перший заснований, передусім, на тих благах, які отримує від природи людина;
- другий здебільшого формується на характеристиках природних систем і їх функцій, а також на можливих наслідках для природних екосистем в результаті використання даних послуг людиною.

Іноземні класифікації в основному засновані на першому підході. Саме тому, наприклад, вони в категорії забезпечувальних послуг об'єднують послуги зі забезпечення продуктами харчування, сировиною та водою. Ці послуги є результатом різних екосистемних процесів і функцій – виробництво біомаси і регуляція водного режиму території. Ще більш важливим є те, що їх використання людиною веде до зовсім різних впливів на екосистему. В одному випадку – це вилучення біомаси з природних екосистем, що незворотно порушує їх структуру і функціонування. В іншому – споживання води, цикл якої біосистемами лише регулюється. Аналогічні коментарі можливі і по відношенню включення генетичних ресурсів в групу забезпечувальних послуг.

Українське законодавство передбачає імплементацію європейських і міжнародних підходів до трактування ЕП. Однак наразі обізнаність щодо ЕП є низькою і не набула поширення навіть у наукових колах. Дотепер немає офіційної методики здійснення оцінювання ЕП та її інтеграції у територіальне планування.

Згідно з чинним законодавством, Україна перебуває у процесі розроблення офіційних підходів і методик класифікації та монетарної оцінки ЕП. Наукових робіт з цієї тематики на жаль обмаль й досі не запропоновано офіційної методики щодо визначення можливих типів ЕП на підставі інвентаризацій і оцінок [101]. Для порівняння у більшості країн Європи концепція ЕП є основою стратегічних планів національної політики збереження та відновлення природних ресурсів [102], а перехід суспільства на екологічну парадигму розвитку є важливою умовою реалізації природовідтворення.

Наразі правові засади територіального планування в Україні формуються

в полі дії понад ста законодавчих актів й загалом законодавчу базу в сфері територіального планування та містобудівної діяльності можна вважати сформованою, хоча вона має багато недоліків.

У всіх країнах ЄС планувалося провести картографування та оцінювання ЕП до 2014 року. Натомість Україна досі не має офіційно затвердженої Концепції, Стратегії і Плану дій щодо переходу до сталого розвитку і впровадження його принципів у практику, що, на думку О. Кононенко [103], свідчить про невисоку ефективність національної екологічної політики.

Найкращі приклади успішного сталого розвитку, що є загальною концепцією балансу між задоволенням сучасних потреб і захистом інтересів майбутніх поколінь, враховуючи безпечне і здорове навколишнє природне середовище, демонструють Естонія, Чехія, Словаччина. Натомість Україна, на жаль, знаходиться далеко позаду світових лідерів, незважаючи на розробку та введення в дію 137 національних, державних, міжнародних, галузевих і регіональних програм, безпосередньо пов'язаних зі сталим розвитком. Зокрема О. Кононенко [103] вважає, що Україна є зовнішньоорієнтованою у сфері політики сталого розвитку та регіональної екологічної політики і констатує повільність переходу на модель сталого розвитку внаслідок недостатнього інституційного забезпечення та низької ефективності механізму державного управління загалом.

Наразі практичний облік ЕП ведеться в багатьох країнах [104]. Понад 50 країн прийняли зобов'язання використовувати вартісні оцінки природного капіталу в системах національних рахунків [105]. Так, у 2011 р. у Великобританії було завершено оцінювання національних екосистем, в ході якого встановлено тенденції зміни екосистем у ретроспективі за кілька десятиліть. У 2012 р. було завершено загальне оцінювання національних екосистем у таких скандинавських країнах як Фінляндія, Швеція, Норвегія, Данія з врахуванням Гренландії та Ісландії, метою яких було виявлення найкритичніших екосистем та індикацію можливостей використання оцінок ЕП у державних системах охорони природи. Європейська стратегія біорізноманіття вимагала від усіх країн-учасниць ЄС до 2020 р. встановити й оцінити на

національному рівні екосистеми та їхні послуги, а також інтегрувати отримані результати в загальну систему еколого-економічних розрахунків. План дій передбачав розробку методики класифікації та оцінювання ЕП.

В Україні до 2020 р. екосистемний підхід мав бути впроваджений у територіальний менеджмент, а українське екологічне законодавство – гармонізоване з європейськими стандартами. Втім Україна у питанні системного обліку ЕП перебуває на самому початку процесу впровадження відповідних вимог. На відміну від більшості країн, в Україні немає Національної стратегії біорізноманіття, термінологія та методики у сфері екології формувалися ще за радянських та пострадянських часів й наразі не завжди гармонізовані зі західними підходами та концепціями. Доволі обмеженою є база вхідних даних, що є першочерговою проблемою у здійсненні підрахунків вартості ЕП.

Серед важливих документів національного рівня, на які варто вказати, є Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року, затверджені Законом України від 28 лютого 2019 року. Документ визначає державну екологічну політику як «досягнення доброго стану навколишнього природного середовища шляхом запровадження екосистемного підходу до всіх напрямів соціально-економічного розвитку України з метою забезпечення конституційного права кожного громадянина України на чисте та безпечне навколишнє природне середовище, впровадження збалансованого природокористування і збереження та відновлення природних екосистем» [100].

Також, в рамках виконання МБО «Екологія–Право–Людина» проекту «Термінова підтримка ЄС для громадянського суспільства», що впроваджується ІСАР «Єднання» за фінансової підтримки Європейського Союзу, підготовлено аналітичний документ. В ньому зосереджено увагу на основних положеннях концепції екосистемних послуг, вказуючи на її актуальності на нинішньому етапі розвитку суспільства. В документі наведено суть поняття «екосистемні послуги», підходи до їхньої систематизації та визначення цінності, описано загальноприйняті методи оцінки економічної вартості екосистемних послуг та

наявні обмеження у їхньому застосуванні. Розглянувши основні положення концепції екосистемних послуг через призму військових дій, окреслено можливості застосування екосистемного підходу у визначенні та оцінці збитків, завданих екосистемам та біорізноманіттю України збройною агресією рф. [82]. Разом з тим Є. Суєтнов зазначає, що ні питання стосовно збереження та відновлення екосистем, ні питання впровадження екосистемного підходу не знайшли свого відображення у провідному законодавчому акті екологічної спрямованості – Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» [83, с. 136].

Тому нагальною необхідністю сьогодні є розробка та прийняття Закону України «Про екосистемні послуги» та комплексу підзаконних нормативно-правових актів, спрямованих на реалізацію його положень [106, с. 118]. Підсумовуючи можна додати, що пріоритетними завданнями для розуміння ЕП в Україні повинні бути:

- оцінка стану ЕП і їх значення для сталого розвитку та впровадження Цілей сталого розвитку (англ. *Sustainable Development Goals – SDG*);
- доведення необхідності включення ЕП в правове поле та сферу державного регулювання та управління;
- розробка принципів державного регулювання в питанні ЕП;
- напрацювання пропозицій щодо формулювання системи моніторингу і прогнозування ЕП в Україні;
- розробка пропозицій з формування системи оцінки ЕП, зокрема економічної, і внесення вартості ЕП в процес прийняття управлінських рішень на різних рівнях управління в Україні;
- формулювання пропозицій з районування територій країни з метою розвитку системи моніторингу і оцінки ЕП.

Очевидно, що оцінка ЕП є важливою задачею, але на даному етапі вона може бути реалізована лише частково через дві причини. По-перше, сьогодні в Україні на національному рівні неможливо провести реальну оцінку ЕП через нестачу фактичних даних. Можливим є лише ряд прикладів такої оцінки, запропонований науковими колами. По-друге, далеко не усі ЕП можуть бути на

сьогодні адекватно оцінені, чи вимірні. В першу чергу мова йде про середовищеформувальні та інформаційні послуги. Враховуючи це пропонується вибрати за основу класифікацію ЕП що базується на характеристиках екосистемного потенціалу (див. рис. 1.4) і ландшафтних систем, а також на можливих впливах на них з боку технічних систем.

Також запропоновано три основні групи ЕП і одну додаткову групу рекреаційних послуг, а саме:

- продукувальні, що є аналогами забезпечувальних послуг;
- середовищеформувальні, що є аналогами регулювальних послуг;
- інформаційні послуги;
- рекреаційні послуги, які залежать від усіх трьох попередніх груп і мають комплексний характер, а тому виділені в окрему групу.

## РОЗДІЛ 2

### КОНЦЕПТУАЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ КОМПАРТМЕНТІВ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИТЕМИ

#### 2.1. Використання аналізу життєвого циклу для систем

Наприкінці ХХ – на початку ХХІ століття виникла концепція інженерії життєвого циклу (*Lifecycle Engineering*) [107], яка передбачає широке використання сучасних інформаційних та комунікаційних технологій у моделюванні та інтеграції його етапів. Головними аспектами інженерії життєвого циклу (ЖЦ) є інженерія знань та управління знаннями про ЖЦ, зокрема, на основі наочного подання його структури; оптимізація часових співвідношень між етапами та стадіями ЖЦ складних технічних систем, наприклад, скорочення термінів проєктування та збільшення періоду експлуатації складних технічних систем; облік та управління невизначеностями, що виникають на різних етапах ЖЦ, тощо [108, 109].

Для різних класів природних і штучних систем поняття «життєвий цикл» та моделі життєвих циклів є одними з найважливіших предметів їх наукового пізнання як «науки про науку». Водночас, вивчення різних за змістом та структурою життєвих циклів таких систем пов'язано з певними конкретними науковими галузями і сферами, зокрема сферою навколишнього природного середовища.

Діяльність людини в процесі виготовлення продукції чи надання послуги неминуче пов'язана з впливом на навколишнє середовище. Залежно від природи продукту/послуги екологічний вплив може проявлятися по різному, наприклад, як виснаження озонового шару, парниковий ефект, окислення ґрунту чи втрата біорізноманіття тощо. Кожен продукт або послуга проходить ряд стадій розвитку, які в сукупності становлять їх життєвий цикл і кожна зі стадій має власний, специфічний вплив на навколишнє середовище. Одне з перших понять «життєвого циклу» пов'язане з розвитком та життям організмів,

як сукупності пов'язаних процесів послідовної зміни їх станів. Життєвий цикл організмів є сукупністю фаз їх розвитку [110]. Живий організм, пройшовши всі фази, дає початок наступному поколінню, водночас завершуючи власний ЖЦ.

Земля є замкненою системою матеріальних потоків. Переходячи з одного продукту в інший та змінюючи форми свого стану, матерія циклічно циркулює в екологічній системі. Саме тому загальна маса матерії не змінюється, незалежно від того що людство виготовляє на Землі, або яку послугу надає, а перебіг матеріальних потоків і процесів відбувається за лінійною схемою. Так на нескінченно довгому відрізку часу матеріали, що пройшли через техносферу, заново повертаються у навколишнє природне середовище як сировина.

Концепція життєвого циклу розглядає продукти/послуги з початку їх фізичного виникнення і до моменту припинення їх існування. ЖЦ складається з таких стадій, як видобуток сировини, виробництво енергії, транспортування, операції первинної обробки, безпосереднє виробництво продукту, пакування, розподіл, утилізація та інших. В процесі планування і проєктування ЖЦ певного продукту/послуги повинен бути застосований системний підхід, який враховує його взаємодію з системами життєвих циклів інших продуктів/послуг. Вихідні потоки енергії можуть бути як відходами досліджуваної системи, так і слугувати ресурсами (вхідними потоками) в іншу систему. На всіх стадіях ЖЦ продукту/послуги, коли використовуються енергія та перетворюються матеріали, відбувається певне забруднення навколишнього середовища.

Вивчення механізму функціонування екосистемних послуг, які формує ландшафтний комплекс (ЛК) чи просторово-часова геосистема приводить до висновку, що предметом їх дослідження є сукупність елементарних процесів переміщення, обміну та трансформації енергії, речовини та інформації, що визначають стани ЛК на різних інтервалах часу для виконання нею властивих їй екосистемних послуг (див. Додаток Б, табл. Б.1). Очевидно, що для виконання екосистемних послуг ЛК має складатися з елементарних фізичних, хімічних, біологічних і соціальних процесів (примітивів), що інтегровані у більш складні фізико-географічні, екологічні соціально-економічні процеси.

Водночас будь-який цикл характеризується завершеністю і повторюваністю взаємопов'язаних етапів на певному проміжку часу; його ключовими характеристиками є тривалості як окремих етапів, так і циклу загалом [111, 112]. Структура та тривалість життєвого циклу ЛК впливають на оптимальне керування екосистемними послугами ЛК, що передбачає використання передових технологій при їх дослідженні, які б базувались на застосуванні сучасних експертних інтелектуальних інформаційних систем. Сталий розвиток ЛК, як цілісної соціо-еколого-економічної системи потребує адекватного інформаційного апарату про екосистемні послуги і відповідних імітаційних моделей. Тому прогнозування повинно базуватись на вірогідних методах моделювання оцінки станів ЛК.

Окремий ЛК, як об'єкт дослідження, управління та прогнозування, дає змогу ввести свої "аналоги", що характеризуються з одного боку специфічністю чи обмеженнями, а з іншого містять універсальні риси. Для природних аналогів очевидно притаманним є життєвий цикл як сукупність етапів і фаз їхнього власного розвитку і трансформації. Для антропогенних аналогів, якими є соціально-економічні і техногенні підсистеми чи продукційні системи, переважаючою рисою є їх «керованість».

Наприклад теоретичний базис оцінювання життєвого циклу природних ЛК і практичні методи його реалізації можна запозичити з метеорології – динамічної мезомасштабної кліматології – або кліматології динаміки та термодинаміки мезомасштабних атмосферних систем, де кліматологічний підхід застосовують до об'єкта досліджень – мезомасштабної екосистеми, що складається з окремих елементів та переходів між стадіями «життя» систем. Основу цього підходу склали більш ніж 25-річні дослідження еволюції полів купчасто-дощової хмарності, проведені С. Абдулаєвим та колегами, узагальнені в концепції життєвого циклу мезомасштабних конвективних систем [117]. Зокрема, доведено, що при широкому діапазоні індивідуальних форм, інтенсивностей та умов виникнення, загальним правилом еволюції таких полів є стійка просторово-часова ієрархія, коли елементарні осередки опадів

масштабом до 10 км і часом життя  $\sim 0,5$  год організуються в ієрархічно підпорядковані мезомасштабні (системи) купчасто-дощової хмарності – шторму та ансамблі штормів, які у свою чергу є підсистемами мезомасштабної конвективної системи (МКС) з розмірами  $\sim 300$  км і з часом життя до півдоби.

Нижче приведений аналіз ЖЦ підсистем МКС, який базується на так званому інтегрованому замкненому циклі. Важливим є встановлення меж підсистем МКС в просторі та часі впродовж їх ЖЦ (рис. 2.1).

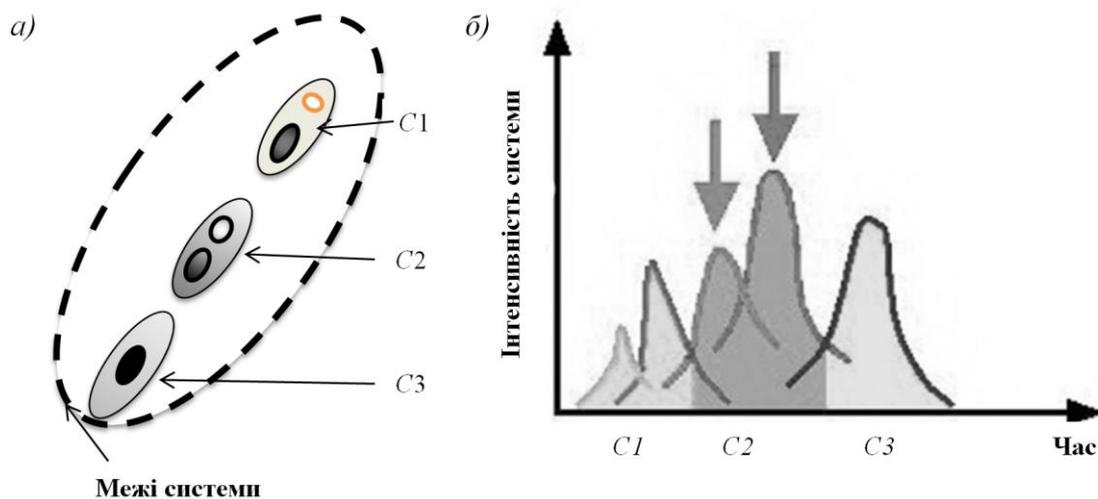


Рисунок 2.1 – Спрощена схема еволюції МКС в просторі (а) та часі (б)

Так на рисунку 2.1 а показано послідовну появу підсистем C1, C2 та C3 в межах загальної системи впродовж її розвитку. На проміжку зміни інтенсивності функціонування всієї системи спостерігаються квазіперіодичні коливання, пов'язані з появою домінуючих підсистем, що мають серед інших найбільшу на сьогодні інтенсивність. Зокрема на рисунку 2.1 б зображено, яким чином життєвий цикл підсистем C1 – C3 відображається впродовж досягнення максимальної інтенсивності всієї системи. Стрілками тут зображено циклічне виникнення домінуючих елементів підсистеми C2. Очевидно, що представлений тут процес періодично повторюється, а ієрархічність та квазіперіодичність функціонування МКС – це її відповідь на обмеженість доступного енергетичного ресурсу.

На протипагу складні технічні системи (СТС) відрізняються власними стадіями життєвого циклу, наприклад стадіями проектування, виробництва та

експлуатації [113, 114, 115, 116]. Під СТС розуміються штучні системи, що складаються з великої кількості неоднорідних елементів і підсистем, які відрізняються значною різноманітністю внутрішніх зв'язків та розгалуженою структурою. Для них також є характерною множинність можливих станів і навіть наявність градацій працездатних станів, наприклад коли відмова окремих елементів знижує ефективність функціонування СТС загалом, але необов'язково призводить до швидкої та неминучої аварійної ситуації.

Типовим прикладами СТС є окремі вітроенергетичні установки (ВЕУ) або вітроенергетична станція (ВЕС), яка є поєднанням одної чи кількох ВЕУ та відповідної керувальної, енергогенеруючої та транспортної інфраструктури. Зазвичай подібні системи входять до складу ще складніших людино-технічних комплексів. В нашому випадку предметом дослідження є складніша структура, а саме – поєднання СТС і природної систем, інтеграція яких формує певну ПЧГ.

Життєвий цикл СТС визначається інтервалом часу від початку створення до кінця експлуатації; початком життєвого циклу зазвичай прийнято вважати формування потреби у СТС, наприклад у формі технічного завдання, а кінцем – зняття СТС з експлуатації та утилізацію її компонентів. Тому основними характеристиками будь-якого життєвого циклу, і СТС зокрема, є тривалість як циклу загалом так і окремих етапів, які повинні бути вчасно завершені впродовж заздалегідь визначеного проміжку часу.

Зазвичай послідовність і тривалість етапів однозначно визначають витрати зі створення та експлуатації СТС. Водночас цей вплив є досить складним і неоднозначним. Наприклад існують ситуації коли спостерігаються необхідні, виробничо обумовлені зміни тривалості і послідовності окремих етапів або їх повторення. Водночас вилучення з ЖЦ будь-якого етапу не завжди означає зменшення загальних витрат, і навпаки, подовження, чи ретельніше опрацювання окремих етапів, наприклад, етапу технічного обслуговування та ремонту може дати істотну економію і призвести до зниженню загальних витрат ЖЦ.

На противагу СТС ландшафтні комплекси є природними системами. Під ландшафтними комплексами будемо розуміти природні або природні та антропогенні системи разом. Концепція життєвого циклу компартментів ландшафтного комплексу, що, зокрема, містить складну технічну систему – основний варіант реалізації системного підходу до складних об'єктів, спрямований на відображення змін стану цих об'єктів у певний період з метою визначення екосистемних послуг, які все ще здатен за таких умов надавати ландшафтний комплекс чи просторово-часова геосистема. Він пов'язаний з інтеграцією процесів проектування, виробництва і експлуатації складної технічної системи в процесі функціонування та можливі стани ландшафтного комплексу у рамках єдиної метамоделі.

Водночас не доцільно вводити поняття власного життєвого циклу, який базується на концепція інженерії життєвого циклу, для природних систем, якими є ПЧГ. Однак, вони все ж володіють певним життєвим циклом, який залежить від ЖЦ ландшафтних комплексів, що формують ПЧГ, з їх природними компартментами, антропогенних впливів у формі СТС, а також інших керівних впливів. За цим критерієм можна реалізувати поділ всіх можливих об'єктів, якими зокрема можуть бути сама ПЧГ та її складові, на об'єкти, що є носіями життєвого циклу, об'єкти з керованим життєвим циклом та об'єкти, життєвий цикл яких залежить від інших об'єктів.

Аналогічно поділ на умовно «природні» та «антропогенні» підсистеми дає змогу впорядкувати подальше викладення матеріалу. Для оцінки ймовірного життєвого циклу ПЧГ можна ввести поняття її природного та конкурентного ЖЦ. Під природним життєвим циклом ПЧГ будемо розуміти часовий проміжок, впродовж якого ПЧГ функціонує стосовно обраного критерію оцінки ефективності без урахування впливу середовища чи інших систем. Конкурентний життєвий цикл ПЧГ – це проміжок часу, впродовж якого система ефективно функціонує з урахуванням взаємодії чи протидії з технічними системами.

## 2.2. Онтологія життєвого циклу складної технічної системи

Для подальшого викладення матеріалу щодо представлення знань про конкурентний життєвий цикл ПЧГ необхідним є формування онтологій її компонентів. Слово онтологія походить від давньогрецьких термінів *ὄντως* (*ontos* – буття) та *λογία* (*logia* – дослідження) і буквально означає «дослідження буття». Термін введено в XIV ст. (в стародавній Греції не використовувався) як розділ філософії, що досліджує природу існування, спільні риси всіх сутностей, а також те, як їх поділяти за основними категоріями буття. Метою онтології є виявити фундаментальні компоненти світу і охарактеризувати реальність в її найзагальніших аспектах. Інколи термін «онтологія» використовують в контексті онтологічної теорії певної конкретної дисципліни. Тобто тут онтологія означатиме концептуальну схему з переліком категорій конкретної сфери.

В інформатиці під поняттям «онтологія» розуміють наочний та формалізований опис структури деякої проблемної галузі чи теми. Подібний опис завжди спирається на концептуалізацію проблемної галузі, яка зазвичай задається у вигляді вихідних понять, залежностей між цими поняттями та обмежень, що на них накладаються. Згідно *T. Gruber*, онтологію визначають як «специфікацію концепції, яку поділяють різні люди» [118], а за *N. Guarino* вона є «логічною теорією, що складається зі словника термінів, які утворюють таксономію їх визначень та атрибутів, а також пов'язаних з ними аксіом та правил виведення» [119]. По суті, онтології відображають домовленості, щодо єдиних способів побудови та використання концептуальних моделей. Вони виступають як зручний метод представлення і повторного використання знань, засобів управління знаннями, способів навчання тощо. За базу онтології використовують такі класифікаційні ознаки, як мета створення, форма представлення, мова подання, ступінь узагальнення, вміст тощо. Онтології бувають простими та багаторівневими, безоціночними та з ваговими коефіцієнтами, статичними та динамічними, наприклад, коли їх компоненти є явними функціями часу. Їх, зазвичай, представляють у вигляді дерев, що є

пов'язаними ациклічними орієнтованими графами. У дереві тільки одна вершина, звана корінь, не має вхідних дуг, а решта вершин мають щонайменше по одній вхідній дузі. За теоремою Келі про кількість дерев, для  $n$  понять існує  $n^{n-2}$  варіантів побудови онтологій.

У цьому підрозділі використано поняття «онтологія життєвого циклу системи», яке слід тлумачити як онтологію верхнього рівня, що тісно пов'язана з перехідними в часі онтологіями [120], і базується на певній базовій метаонтології [121]. Термін «метаонтологія» слід розуміти як основу подання, поєднання та інтеграції онтологій. Метаонтологія забезпечує як точну специфікацію онтологій, так і формальний аналіз їх властивостей. З її допомогою встановлюють відповідність між типом наявної інформації або рівнем її невизначеності та мовою опису системи, що обирається для дослідження. Відповідно до *J. Sowa* [122], онтології верхнього рівня описують найбільш загальні, парадигматичні концептуалізації систем, що використовуються в різних предметних областях, формуючи базову систему понять для онтологій нижчого рівня.

Нижче у контексті моделювання ЖЦ використано як класичні сингулярні онтології, яким відповідають звичайні орієнтовані графи та дерева, так і гранулярні онтології з інтервальними примітивами (проміжками).

Онтологія верхнього рівня передбачає розгляд базових понять нижчої онтології на різних рівнях абстрактності. Тут такими базовими поняттями є етапи та стадії життєвого циклу СТС. Життєвий цикл охоплює ряд стадій, які представляють собою найбільші його періоди, а стадії ЖЦ розбиваються на деякі етапи. Ці етапи зазвичай пов'язують з основними контрольними точками (або інтервалами) змін системи впродовж її ЖЦ.

Зручним та доступним засобом візуального представлення онтології є ментальні карти (див. роботу Т. Гаврилова [123]). Основна ідея використання ментальних карт полягає в формалізованому перетворенні фрагментів послідовного текстового викладу знань у графічну, візуально-наглядну форму. Ментальна карта має такі характерні риси:

- структура ментальної карти має форму дерева;

- об'єкт вивчення сфокусований у центрі зображення (фокус уваги);
- основні теми, пов'язані з об'єктом вивчення, розходяться від центру як гілки, і пояснюються ключовими словами;
- вторинні ідеї також розгалужуються;
- гілки формують зв'язану вузлову структуру.

На рис. 2.2 подано ментальну карту для онтологій життєвого циклу окремої СТС, як компартменту ЛК.

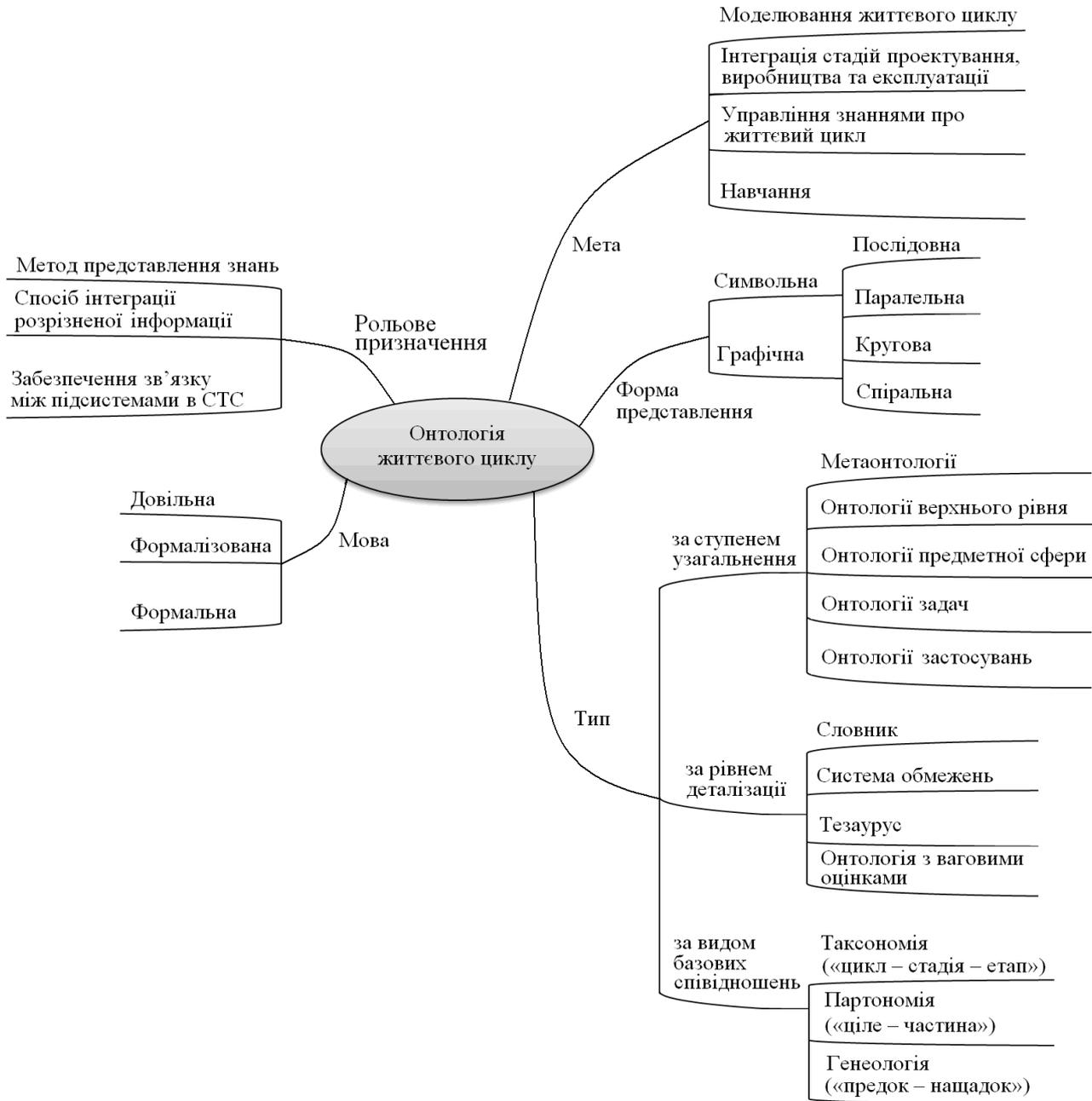


Рисунок 2.2 – Варіанти онтологій життєвого циклу окремої СТС, представлені за допомогою ментальної карти

Введемо формальне представлення динамічної онтології життєвого циклу  $ONT_{LC}$  складної технічної системи з допомогою модифікованої алгебраїчної системи (за А. Мальцевим), тобто четвірки змінних:

$$ONT_{LC} = \langle O_{LC}, R_{LC}, O_{LC}, T_{LC} \rangle, \quad (2.1)$$

де  $C$  – множина понять, пов'язаних з ЖЦ,  $R$  – множина зв'язків (співвідношень) між цими поняттями,  $O$  – множина операцій над поняттями та/або зв'язками (співвідношеннями),  $T$  – безліч часових параметрів, що використовуються впродовж ЖЦ.

В якості ядра  $ONT_{LC}$  в формулі (2.1) можна взяти трійку змінних:

$$ONT_S = \langle S, R_S, O_S \rangle, \quad (2.2)$$

де  $S$  – множина стадій (етапів) ЖЦ,  $R_S$  – множина зв'язків між цими стадіями (етапами),  $O_S$  – множина операцій, що застосовуються на стадіях (етапах) ЖЦ.

У окремому випадку, маємо:

$$ONT_{S1} = \langle S, < \rangle, \quad (2.3)$$

де  $<$  – це співвідношення строго-лінійного порядку, тобто нереклексивне, асиметричне, транзитивне та повне співвідношення.

Слід зазначити, що  $ONT_{S1}$  можна звести до теоретико-автоматної моделі, що виражається парою «множина станів СТС – множина переходів між цими станами». Тоді життєвий цикл ВЕС можна представити як упорядковану множину її станів – від початкового до кінцевого стану.

У контексті ЖЦ цілком доречним є класичне трактування часу, як міри зміни стану СТС, що розглядається з урахуванням співвідношення «попереднє-наступне» або інакше в термінах «раніше-пізніше».

### **2.3. Аналіз варіантів грануляції життєвого циклу складної технічної системи**

Грануляція як здатність представлення та оперування інформацією та знаннями на різних рівнях абстрагування-конкретизації є однією з ключових характеристик пізнання світу людиною [120]. Вона передбачає формування цілісних динамічних зернистих структур – гранул, призначених задля

досягнення поставленої мети. Теорія грануляції включає побудову, інтерпретацію та формальне уявлення гранул; крім гранул її об'єктами є рівні, ієрархії, гранулярні структури та співвідношення між ними.

Типові змістовні інтерпретації гранул – частина цілого, підзадача задачі, одиниця знання, ступінь невизначеності, узагальнене обмеження. Згідно з першим трактуванням, гранули виступають як базовий об'єкт мериології – теорії частин та кордонів, що спирається на поняттях співвідношення між частиною і цілим. У моделях життєвого циклу як гранули виступають інтервали, що відповідають етапам та стадіям ЖЦ. Тут етапи ЖЦ є дрібнозернистими гранулами, включеними до стадії ЖЦ (великозернисті гранули). При цьому між етапами та стадіями немає чітких меж: етапи, що розглядаються на детальнішому рівні аналізу ЖЦ, можуть ставати стадіями на більш абстрактному рівні, і навпаки.

Слід зазначити, що немає оптимального рівня грануляції ЖЦ на окремі етапи: розміри гранул є проблемно-орієнтованими і залежать від контексту дослідження. Так у В. Тарасова [124] введено тривимірну систему життєвих циклів та запропоновано варіанти її грануляції. Залежно від цілей моделювання одні стадії ЖЦ можуть бути представлені детальніше, інші – менш детально [125]. Нижче розглянуто моделі ЖЦ з різним ступенем абстрактності: а) більш абстрактні кругові моделі, що пов'язують між собою стадії ЖЦ; б) конкретніші моделі взаємозв'язків між етапами, а також між етапами і стадіями.

Спочатку представлено окремі стадії життєвого циклу в рамках теоретико-множинної моделі як гранули, отримані шляхом розбиття. Введено очевидні позначення стадій життєвого циклу ВЕС:  $\Pi$  – проектування;  $B$  – виробництво;  $E$  – експлуатація,  $P$  – рециклінг. Тоді, наприклад, матимемо:

$$\begin{aligned} \text{ЖЦ}_1 &= \Pi \cup B \cup E, \Pi \cap B = B \cap E = E \cap \Pi = \emptyset \\ \text{або } \text{ЖЦ}_2 &= B \cup E \cup P, \Pi \cap B = B \cap E = E \cap P = P \cap B = \emptyset. \end{aligned} \quad (2.4)$$

Тут структура  $ЖЦ_2$  відображає «екологічний імператив» сучасного виробництва та тісно пов'язана з концепцією «повернення ЖЦ» від стадії утилізації ВЕС до стадії її створення [130].

Водночас перший варіант розбиття життєвого циклу ВЕС, як структури  $ЖЦ_1$  згідно формули (2.4), можна зобразити круговими секторами (рис. 2.3), що є ілюстрацією ідеї скорочення термінів проєктування і виробництва та продовження терміну експлуатації системи.

Одним з основних ресурсів управління ЖЦ є час. Характерною рисою ЖЦ є гетерохронність, тобто нерівномірність, пов'язана з різницею часових вимог та критеріїв на різних стадіях. Так на стадії проєктування прагнуть скоротити терміни проєктування створюваної системи, для чого може використовуватися, наприклад, стратегія паралельного проєктування (*concurrent design*), але при цьому також організують проєктування, спрямоване на полегшення технічного обслуговування (*design for maintenance*).

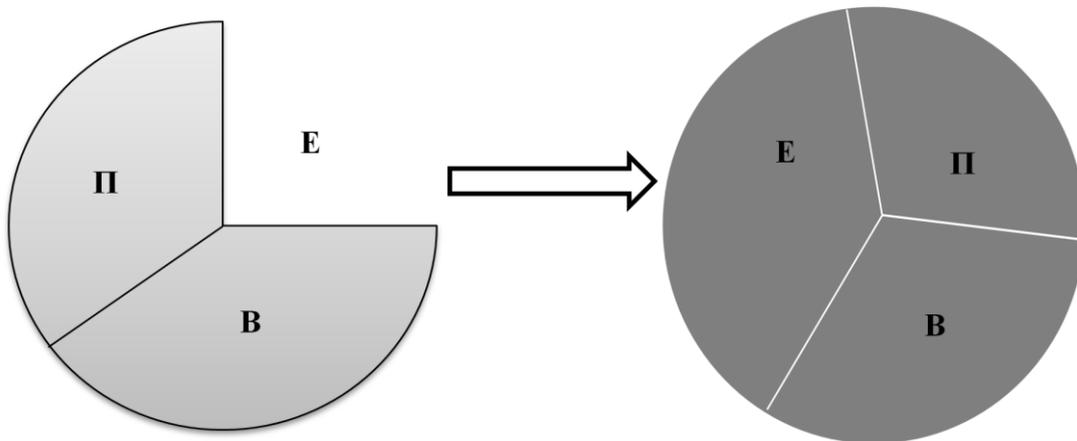


Рисунок 2.3 – Кругове представлення ЖЦ на основі розбиття на сектори

Навпаки, на стадії експлуатації звичайним критерієм є збільшення періоду експлуатації системи, у тому числі за рахунок більшої деталізації етапів стадії завдяки вдосконаленню системи технічного обслуговування та ремонту. Слід зазначити, що витрати на технічне обслуговування та ремонт є найбільш передбачуваною та керованою складовою загальних витрат на експлуатації,

причому її величина може коливатися від 10% до 50% залежно від досконалості діючої системи технічної експлуатації.

На рисунку 2.4 подано варіант кругового представлення ЖЦ з перекриванням окремих циклів. Тут  $P \cap B \neq \emptyset$ ,  $B \cap E \neq \emptyset$ ,  $E \cap P \neq \emptyset$ , як наявність сумісних робіт на усіх стадіях.

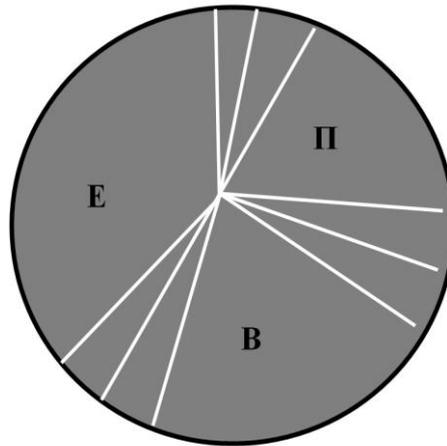


Рисунок 2.4 – Кругове представлення ЖЦ на основі перекривання

Варто зазначити, що представлення ЖЦ у формі секторів є дуже спрощеним і не відображає наявних взаємозв'язків, умов кооперації між стадіями, які частково перекриваються, причому у частинах з перекриванням можуть бути реалізовані найважливіші функції. Наприклад, на перетині стадій  $E$  і  $P$  формується технічне завдання на розроблювану систему, на стику  $P$  і  $B$  розробляються технології виробництва, а такі процеси як технічне обслуговування і ремонт передбачають взаємодію фахівців зі сфер експлуатації та виробництва. Врахування цих особливостей призводить до побудови моделі ЖЦ з нечіткими межами між стадіями, тобто грануляції ЖЦ з урахуванням перекривання стадій (рис. 2.4).

Посилення переваг та компенсація недоліків показаних окремих кругових моделей досягається шляхом їх інтеграції та побудови синтетичної, спіральної моделі ЖЦ, яка, зокрема, адекватно відображає ітеративний характер процесів та робіт впродовж життєвого циклу СТС. Логіка побудови спіральної моделі є такою. Нехай  $M = (x, y)$  – довільна точка площини, задана своїми декартовими

координатами. Поставимо тепер у відповідність цій точці  $M$  два інших числа – її полярні координати, а саме, число  $r$ , що дорівнює довжині відрізка  $OM$  і число  $\varphi$ , що дорівнює значенню кута в радіанах між позитивною піввіссю абсцис і відрізком  $OM$ . У результаті отримаємо вираз:

$$M = (r, \varphi), \quad (2.5)$$

де  $r$  – радіус точки  $M$ , а  $\varphi$  – кут.

Отриману модель називають спіраллю Архімеда. Вона є плоскою кривою, яку описує точка, що рівномірно обертається довкола центру  $O$  і з рівномірно-поступальним радіусом  $r$ . Головним недоліком спіралі Архімеда є рівномірна відстань між витками, що не дає змогу відобразити зміну часових проміжків (прискорення ЖЦ) на різних етапах розвитку життєвого циклу СТС [57].

Зручнішою є логарифмічна спіраль, яку задає наступне рівняння у полярних координатах:

$$r = \exp(a\varphi), \quad (2.6)$$

де  $a$  – параметр обертання спіралі.

Спіральна модель передбачає можливість переходу на наступний етап ЖЦ без закінчення попереднього етапу, а недостатню роботу можна виконати на наступній ітерації. Ще однією перевагою спіральних моделей є можливість представлення ризиків, що супроводжують етапи життєвого циклу СТС. Прикладом є модель Б. Боема [126], що з'явилася ще в 1986 р., яка призначена для відображення життєвого циклу програмного забезпечення та передбачає аналіз ризиків, що можуть виникнути на етапі формування вимог до прототипу системи (рис. 2.5, а).

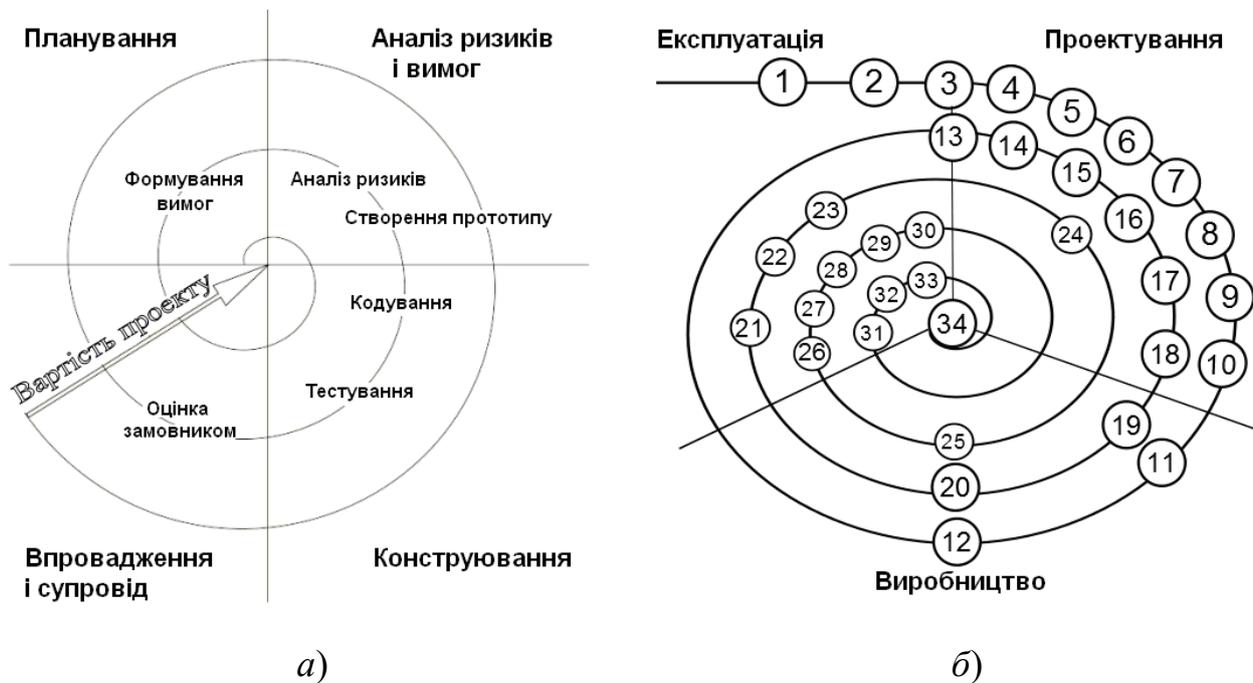


Рисунок 2.5 – Кругове представлення ЖЦ спіральною моделлю:  
*a* – модель Б. Боєма ; *б* – варіант її розвитку з акцентом на стадіях проектування та експлуатації (на основі [129] з доопрацюванням авторів)

Числові позначення на рисунку 2.5, *б* означають :

- довиробнича стадія ринкового планування містить: 1 – вивчення і формулювання потреби у СТС; 2 – визначення кількості потенційних споживачів, обсягу і вартості виробництва; 3 – розробку технічного завдання згідно початкових вимог.

- стадія проектування СТС та технологічної підготовки виробництва містить: 4 – концептуальне проектування, а саме розробку і захист технічної пропозиції, патентування тощо; 5 – ескізне проектування; 6 – технічне проектування; 7 – робоче проектування; 8 – розробку комплексу технологічної документації; 9 – розробку конструкції технологічного оснащення; 10 – розробку організаційно-технічної документації; 14 – коригування технічного проекту СТС; 15 – коригування робочого проекту СТС; 16 – коригування технологічної документації з виготовлення СТС; 17 – коригування документації з оснащення; 18 – коригування організаційно-технічної документації; 24 – коригування проекту за потреби чи необхідності.

- стадія реалізації виробництва СТС містить: 11 – виготовлення технологічного обладнання; 12 – виготовлення дослідного зразка СТС; 19 – виготовлення засобів дооснащення; 20 – серійне виробництво СТС; 25 – модернізація СТС.

- стадія експлуатації містить: 13 – випробування дослідного зразка СТС; 21 – транспортування та зберігання СТС; 22 – введення в експлуатацію; 23 – використання СТС за призначенням; 26 – огляд, діагностика СТС; 27 – гарантійне технічне обслуговування СТС; 28 – поточний ремонт СТС; 29 – використання СТС за призначенням; 30 – періодичне технічне обслуговування; 31 – капітальний ремонт; 32 – післягарантійне технічне обслуговування; 33 – використання СТС за призначенням; 34 – утилізація компонентів СТС.

Під час аналізу життєвого циклу СТС з використанням моделі, представленої на рисунк 2.5, б, основні акценти здебільшого ставляться на стадії проєктування та експлуатації. Зокрема, коли описують переваги відновлювальних джерел енергії, то в основному, йдеться про стадії експлуатації готових СТС та їх компонентів, що вже знаходяться і використовуються в ландшафтному комплексі ПЧГ. Є очевидним, що для СТС, якою є ВЕС, експлуатація є найменш агресивною стадією стосовно природних компартментів ЛК. Часто саме це є основним аргументом на користь того, що ВЕС вважаються екологічно нешкідливими в порівнянні з іншими джерелами енергетичних ресурсів.

Оскільки обсяг найбільших загальних витрат в життєвому циклі СТС переважно припадає на стадію проєктування, то сучасний підхід до реалізації структури представленої спіральної моделі передбачає скорочення саме термінів проєктування (хоча і виробництва теж) та збільшення періоду експлуатації СТС, в основному завдяки ітераціям етапів технічного обслуговування та ремонту, а також більш ретельного їх планування. Однак відомо, що саме проєктування і виробництво є тими стадіями життєвого циклу СТС, від яких безпосередньо залежить її якість, а на стадії експлуатації якість СТС лише підтримують і відновлюють. Так, основними параметрами, що

характеризують експлуатаційну якість, є досконалість системи технічного обслуговування і ремонту чи обсяг та періодичність виконання вказаних робіт, які хоч і впливають на працездатність і тривалість експлуатації СТС, але є часто невиправданими чи даремними, якщо не було належно забезпечено якість на етапах проєктування і виробництва СТС.

Тому останні два десятиліття виникли і активно розвиваються нові інженерні стратегії, принципи і правила, створені задля скорочення часових та економічних витрат, пов'язаних з проєктуванням СТС. Це досягається шляхом ретельного опрацювання на початкових стадіях життєвого циклу СТС (а саме, на етапах проєктування) найважливіших аспектів її виробництва та експлуатації, які зазвичай враховують тільки на пізніших стадіях життєвого циклу. Такі нові стратегії поєднують терміном «проєктування для *X*» (*design for X*) [127], де під *X* розуміють будь-які стадії та етапи ЖЦ, що йдуть наступними після проєктування. Це, наприклад, – проєктування для виробництва (*design for Manufacturing*), проєктування для складання (*design for Assembly*) або проєктування для рециклінгу СТС (*design for Recycling*). Серед цих стратегій важливе місце займає «Проєктування для технічного обслуговування» (*design for Maintenance*) – звід принципів та правил розробки СТС, спрямованих на забезпечення простоти її технічного обслуговування та ремонту, а також зменшення їхньої вартості [128]. По суті йдеться про проєктування експлуатаційно надійної майбутньої системи на початкових стадіях її ЖЦ.

Водночас, повертаючись до моделі з рисунку 2.5, б, стадії виробництва надають значно меншу увагу за припущення, що вплив її процесів на природні компартменти в порівнянні зі стадією експлуатації є неістотним. Простим поясненням такої ситуації може бути той факт, що тривалість доексплуатаційних стадій є істотно коротшою в порівнянні зі стадією експлуатації. Також слід врахувати усталену практику трактування стадії виробництва, як сфери, що є результатом науково-технічного прогресу, впровадження інновацій та нових технологій, які є об'єктивними і діалектично обумовленими. І хоча стадія виробництва СТС разом з іншими супутніми

процесами, серед яких створення інфраструктури, спорудження шляхів і будівель, транспортування і встановлення виробничих компонентів та обладнання, має відносно короткотривалий негативний вплив на навколишнє природне середовище, однак його результати можуть завдавати істотну шкоду природним компартментам ЛК з тривалими наслідками.

З огляду на взаємодію СТС з навколишнім природним середовищем (рис. 2.5, б) слід виділити останній, позначений номером 34 етап, який, зазвичай, не пов'язує з жодною з попередніх перелічених стадій спіральної моделі, і який безпосередньо має тривалий негативний вплив на природні компартменти ЛК. Зараз проєктування практично жодного виробництва не матиме логічного розвитку без аналізу і дотримання вимог щодо утилізації відходів виробничого процесу, чи його компонентів після відпрацювання виробничого ресурсу. Водночас ресурси, зусилля і засоби, спрямовані на реалізацію дотримання вимог щодо утилізації відходів є неспівмірними з тими, які спрямовані на описані вище інженерні стратегії, принципи і правила задля скорочення часових та економічних витрат на проєктування нових СТС. У випадку функціонування СТС в складі компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ цей етап має особливе значення, бо від того чи його реалізація є повноцінною, результативною і ефективною, залежить стан ПЧГ і її здатність надавати екосистемні послуги.

Ще одна циклічна модель показана на рисунку 2.6, є доречним доповненням до попередньо представленої спіральної моделі, оскільки логістичні процеси дуже часто не враховують, як потенційне джерело шкідливого впливу СТС на природні компартменти ЛК. Використаний тут метод аналізу ЖЦ базується на так званому інтегрованому циклі логістичного процесу (*Logistics Process Cycle, LPC*). Класичний логістичний цикл *LPC* містить такі ключові дії, як вибір продукції, кількісна оцінка та закупівля, управління запасами, зберігання та розподіл. Іншими видами діяльності, які допомагають керувати логістичним циклом і є основою логістики, є організація та підбір персоналу, бюджет, нагляд та оцінка.



Рисунок 2.6 – Інтегрований цикл логістичного процесу для складної технічної системи в складі ландшафтного комплексу ПЧГ

В нашому випадку доцільно побудувати *LPC* з компонентами, де акценти спрямовані на взаємодію з довкіллям. Відповідно логістичний цикл матиме дещо іншу структуру і складатиметься з восьми циклічно змінних етапів, як показано на рисунку 2.6.

Оскільки процес безпосередньо пов'язаний з транспортування елементів для спорудження СТС, що буде розташована і функціонуватиме в ландшафтному комплексі ПЧГ, то як вихідна точка очікувано вибрані саме інфраструктурні компоненти. Зокрема це: інфраструктура, наприклад розбудова залізниці чи дорожнього покриття для вантажного транспорту; транспортні засоби, наприклад, залізничні вагони, вантажні автомобілі чи човни. До логістичних об'єктів слід віднести частини виробничого процесу спорудження СТС, такі як будівельні машини та матеріали. Також до логістичних об'єктів належать машини і устаткування самої СТС.

Іншими елементами логістичного циклу також є економічні та трудові ресурси для створення і функціонування СТС, які мають окремі, чітко

визначені функції та персонал, що реалізує ці функції. Зокрема це фінансові та енергетичні ресурси, а також оснащення та устаткування будівель, які забезпечуватимуть перебування, побут та виконання трудових обов'язків працівниками. До працівників слід віднести перевізників, будівельників, монтажників та інший персонал, зокрема той, що буде обслуговувати СТС.

Логістична діяльність полягатиме у транспортуванні вантажів для поступового спорудження об'єктів СТС. Процес циклічно буде повторюватися доти, поки стан СТС не відповідатиме вимогам щодо її функціональності і завершиться в момент введення СТС в експлуатацію.

Більшість дій і елементів логістичного процесу, пов'язаного зі спорудженням СТС в складі ЛК, є джерелом шкідливих впливів і забруднення природних компартментів. Хоча в багатьох випадках використовують вже існуючу інфраструктуру та транспортні засоби, часто вибір місця розташування СТС створює необхідність розбудови нових шляхопроводів, укладання залізничного полотна тощо. В поєднанні з транспортуванням компонентів та будівельними роботами, спорудження і монтажем СТС вказані елементи логістичного процесу мають істотний негативний вплив на довкілля.

Отже, підсумовуючи результати аналізу грануляції життєвого циклу СТС, можна зробити висновок, що стадія виробництва СТС разом з іншими процесами, необхідними для спорудження СТС, якою є ВЕС, а також процеси утилізації відпрацьованих компонентів, відходів, сміття і полютантів та післяексплуатаційні заходи можуть завдавати істотну шкоду компартментам ЛК, і повинні бути предметом ретельного аналізу і вивчення для релевантної оцінки шкідливого впливу СТС на якість екосистемних послуг. Додатковим елементом, складові якого теж можуть мати істотний негативний вплив на природні компартменти ЛК, є реалізація циклічного логістичного процесу транспортування компонентів для спорудження СТС.

Стадія виробництва СТС зі супутніми процесами, післявиробничі етапи утилізації компонентів, стратегії поводження з відходами, а також логістичні

процеси інтегрованого циклу з рисунку 2.6 будуть предметом детального аналізу і оцінювання в розділі 3 цієї монографії.

## 2.4. Стратегії управління життєвим циклом складної технічної системи

Під час формуванні стратегії управління ЖЦ будь-якої системи в першу чергу враховують можливість задоволення цією системою потреб ключових зацікавлених сторін (ЗС) за умови допустимого рівня ризику, з яким ЗС можуть погодитись задля отримання вигод від застосування цієї системи. Тобто задача полягає у визначенні і ідентифікації ЗС та ризиків, які їм загрожують.

Зокрема, Організація Об'єднаних Націй під час формування і реалізації стратегії управління ЖЦ рекомендує розглядати соціальні, екологічні та економічні складові ризику [131], як найважливіші аспекти, які насамперед слід брати до уваги та враховувати під час стратегічного планування (рис. 2.7).

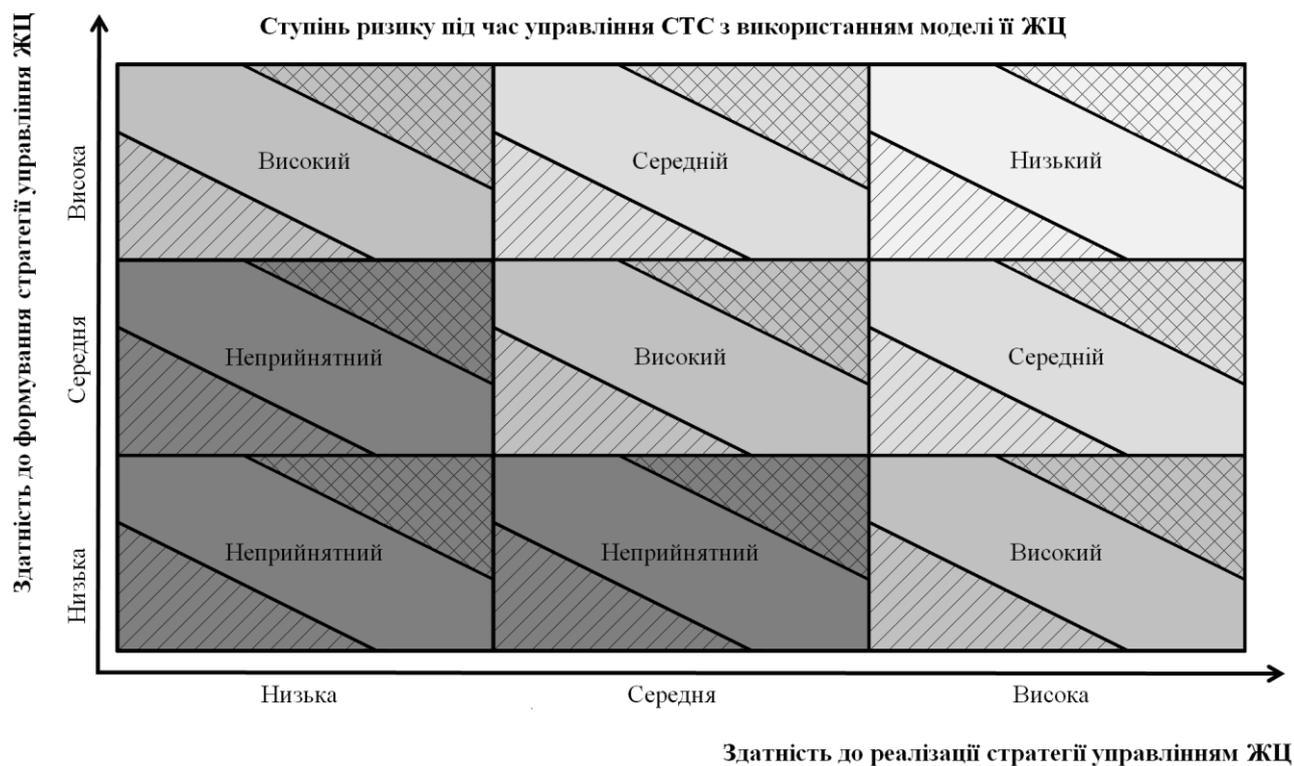


Рисунок 2.7 – Карта ризиків управління СТС з використанням моделі життєвого циклу

Ризик:  соціальний,  екологічний,  економічний

Очевидно, що тут увага повинна бути зосереджена саме на екологічному ризику (ЕР). Загалом ЕР трактують як можливість допустимих негативних оперативних змін у навколишньому середовищі чи часово віддалених негативних наслідків, що виникають внаслідок негативного впливу цих змін на навколишнє середовище. Коли відбувається перехід від можливості до реального втілення екологічного ризику, то наслідком можуть стати надзвичайні ситуації природного, антропогенного і техногенного характеру.

У науковій літературі, коли говорять про ЕР, мають на увазі усі події, об'єкти, обставини, зміни, дії тощо, які завдають шкоду (збитки, втрати) будь-якому іншому об'єкту. Поняття «шкода», як правило, слід розглядати як подію, що призводить щонайменше до порушення нормальної роботи об'єкта, або навіть до його втрати чи руйнування, що тлумачать як максимальну шкоду. Екологічна шкода - це втрата, завдана навколишньому середовищу або його окремим компонентам.

Екологічний ризик містить такі кількісні показники:

- можливість виникнення небезпечних чинників;
- розмір збитку та його невизначеність;
- ймовірності настання збитку (втрати).

Окрім основних чинників, що характеризують екологічний ризик, не слід нехтувати такими супутніми обставинами як раптовість, момент і невизначеність виникнення небезпечних ситуацій.

Термін «збитки» щодо ЕР стосується, в першу чергу, фактичного і потенційного забруднення навколишнього середовища. Водночас опосередковано йдеться і про соціально-економічні збитки. Наприклад, непоправне завдання шкоди людині, скорочення її життя, погіршення здоров'я, добробуту, витрати на лікування та соціальне забезпечення, втрати національного доходу внаслідок передчасної смерті чи втрати працездатності. тощо. Сюди також слід віднести і ризики погіршення спроможності

екосистемою надавати екосистемні послуги аж до такого стану, коли наслідком шкоди буде повна їх втрата.

Екологічно потенційно небезпечний об'єкт – це об'єкт господарської діяльності, військово-оборонний об'єкт або будь-який інший об'єкт неприродного походження, функціонування якого має негативний вплив на людей, тварин, рослини, навколишнє середовище або окремі його компоненти. В нашому випадку таким об'єктом є СТС. До факторів ураження екосистеми СТС та здатності надавати екосистемою ЕП належать, як природні, наприклад для життя людей, тварин, рослин тощо, так і соціально-економічні фактори, які, в основному, містять соціальні, економічні, психологічні наслідки, зокрема погіршення рівня харчування, забезпечення питною водою, чистим повітрям, середовище-формуєчими чи рекреаційно-оздоровчими послугами тощо.

Слід додати, що поділ зазначених факторів є умовним, оскільки при вивченні проблеми безпеки людей, суспільства та навколишнього середовища вплив цих факторів загалом не можна розділяти. Самі фактори і їх вплив слід розглядати комплексно, а забезпечення безпеки людей, навколишнього середовища і людства в цілому в кожній країні нашої планети залишається найважливішою ціллю серед екологічних проблем.

Отже оцінка екологічного ризику є важливою складовою формування стратегічного управління СТС з використанням моделі її ЖЦ і стратегічне екологічне планування має бути враховано на всіх етапах життєвого циклу СТС. Тому з урахуванням наявного досвіду, дослідження ключових показники, що характеризують рівень формування і реалізації прийнятої стратегії управління життєвим циклом СТС, слід рекомендувати як обов'язковий елемент життєвого циклу СТС.

Водночас, як було вказано на початку підрозділу, для оцінки рівня спроможності системою задовольняти потреби і очікуванням, визначають і аналізують ЗС, що реалізують свої права отримання вигоди від використання системи. За *ISO 9000*, як ЗС може розглядатися окремі особи, групи осіб,

спільноти чи більші об'єднання, зацікавлені у діяльності чи успіху організації, або сама організація, що має обґрунтований інтерес до системи.

Існує ряд методик, що дають змогу оцінити значимість ЗС і врахувати результати цієї оцінки для формування стратегії управління ЖЦ систем. Адаптація подібних методик до вирішення завдання управління життєвим циклом СТС є досить складним комплексним науково-технічним завданням, результатом вирішення якого є виявлення індексів взаємного впливу зацікавлених сторін і життєвого циклу СТС (рис. 2.8).

Поширеним інструментом представлення наявної інформації щодо ідентифікації складових та управління такою цільовою системою є карта ЗС. Під час складання карти взаємного впливу слід орієнтуватися на ключові інтереси ЗС, наприклад, інтерес до конкретного типу екосистемних послуг (продукуючі, середовищеформуючі, інформаційні, рекреаційні тощо).

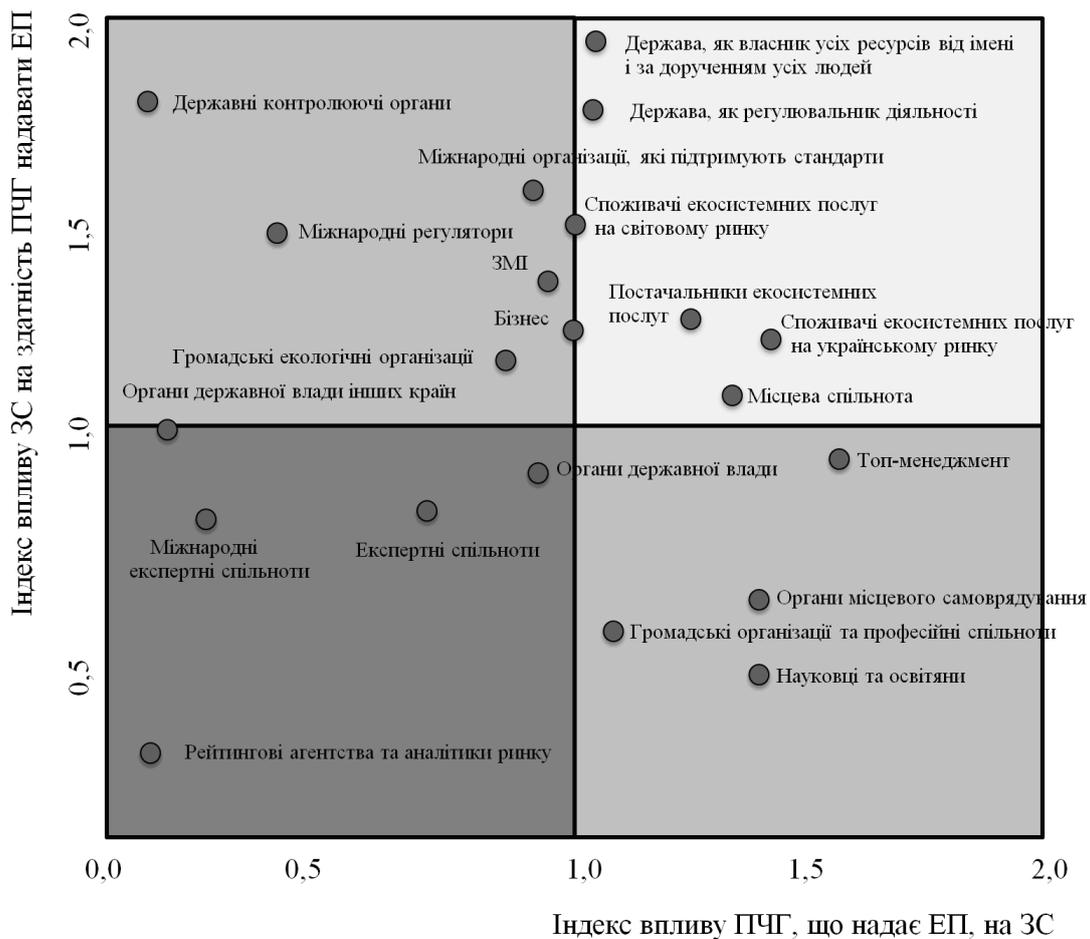


Рисунок 2.8 – Карта взаємного впливу сторін, що надають та отримують ЕП

Серед зацікавлених сторін тут є як державні і міжнародні органи так і громадські організації та спільноти, органи місцевого самоврядування, наукові та освітні кола. З іншого боку самі постачальники і споживачі ЕП є найважливішими сторонами на карті. Представники бізнесових кіл та засобів масової інформації безумовно теж є учасниками взаємного впливу зацікавлених сторін з ПЧГ, що надає ЕП. Водночас до уваги беруться й інтереси сталого розвитку ПЧГ, які забезпечують екосистемні послуги. Під час побудови карт ЗС зазвичай за основу приймають рекомендації авторитетних міжнародних організацій, таких як Міжнародна організація зі стандартизації – *ISO* або Організації Об'єднаних Націй – *UN* (див. рис. 2.8).

Для успішного управління життєвим циклом СТС та її впливом на здатність ландшафтних комплексів ПЧГ надавати свої ЕП фахівці повинні виробити рішення, яке задовольнить ЗС, відповідатиме прийнятій у організації, країні чи суспільстві діловій, екологічній і соціальній політиці безпеки, встановленим фінансовим обмеженням та актуальному досягнутому рівню науково-технічного розвитку. Водночас слід визначити пріоритети, порядок встановлення і розподілу відповідальності та повноважень у прийнятті рішень, а також вибрати методики оцінки альтернативних напрямків дій. Всі зазначені аспекти повинні бути збалансовані і, за можливості, мати обгрунтовано пропорційний внесок у прийняття рішень щодо шляхів та особливостей розвитку СТС на окремих стадіях та етапах її ЖЦ. Результатом цієї роботи буде прийняття стратегії управління життєвим циклом СТС. Перелічені вище дії повинні бути невід'ємною складовою під час формування нормативних документів щодо управління ЖЦ будь-якої СТС (Додаток В).

Загалом створення систем управління життєвим циклом СТС на сьогодні є бажаною, а для багатьох сфер обов'язковою інженерно-організаційною практикою, яка вже давно набула усталених і уніфікованих рис та використовує традиційні підходи до реалізації. Досить поширеними є і технології управління цією діяльністю: управління проектами – *Project Management*, фінансово-економічний аналіз – *Economic and Financial Analysis (EFA)*, «технічні»

технології управління якістю – *Quality Management System (QMS)*, *Total Quality Management (TQM)*, ошадливе управління – *Lean Management* тощо.

Проте, серед низки типових соціально-економічних, техніко-економічних і технологічних рис більшість сучасних СТС, що є складовими (компартаментами) ландшафтного комплексу ПЧГ, мають специфіку, яка полягає в тому що або:

- СТС взагалі не забезпечені рішеннями щодо заключних стадій ЖЦ, які передбачають спосіб їх виведення з експлуатації та ліквідацію;
- раніше прийняті і запроваджені рішення вже не задовольняють сучасні вимоги щодо захисту НПС, промислової безпеки, норм чинних законодавств, економічної ефективності, ошадливого господарювання, «неперекладання тягаря на наступні покоління» тощо.

Тому щодо згаданих проблемних ситуацій сформована і розвивається Концепція управління заключними стадіями життєвого циклу СТС, що робить основний акцент на модернізації і підпорядкуванні традиційних підходів інженерної діяльності до вимог забезпечення і ліквідації (виведення з експлуатації, утилізації, повторного використання) СТС з дотриманням технологічної, економічної, екологічної та соціальної ефективності (рис. 2.9).

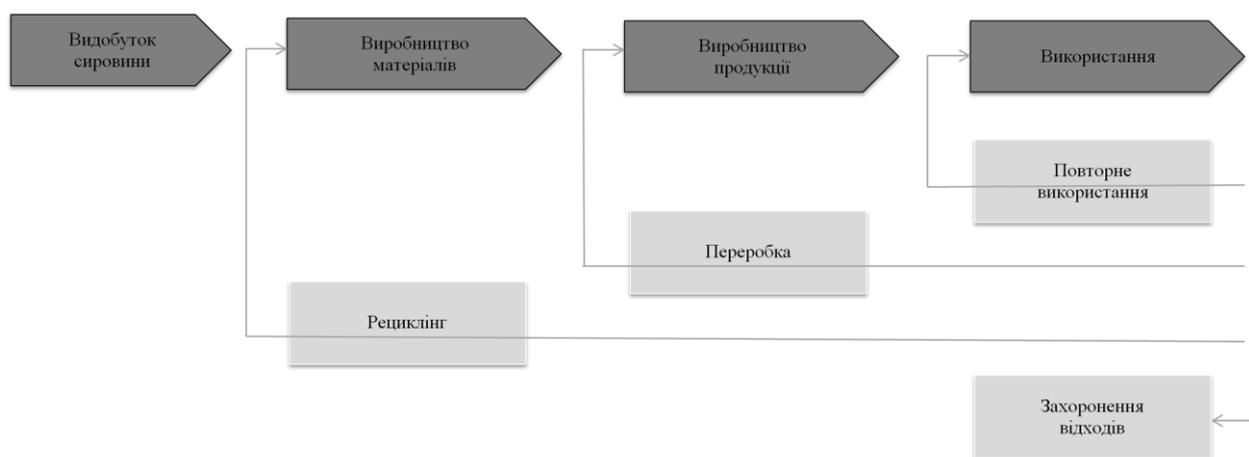


Рисунок 2.9 – Три ключові стратегії діяльності на заключних стадіях життєвого циклу (ЗСЖЦ) – рециклінг, переробка та повторне використання

Концепція є методологічною основою вирішення поданих вище проблем щодо СТС і містить три основні стратегії:

- стратегію «повторного використання» (від англ. *upcycling*), яка полягає у застосуванні виробу, що відпрацював ресурс, в іншій технічній системі з мінімальними змінами або без них;

- стратегію «рециклінгу» (від англ. *recycling*), яка полягає у використанні продукту ЖЦ як джерела первинних матеріалів;

- стратегію «переробки» (від англ. *remanufacturing*, що можна перекласти як «відновлювальне виробництво» або «відновлення продукції»), яка передбачає використання «ядра» (від англ. *core*) кінцевого продукту так, що воно може бути за потреби істотно перероблене (рекондиціоноване) і згодом використане знову для виконання своєї функції в режимі експлуатації.

Тут доцільним буде навести коротку характеристику представлених стратегій. Найбільш поширеною серед них є стратегія «рециклінгу». Загалом провідною метою рециклінгу є збереження первинних ресурсів. Цю стратегію характеризують як постачання ресурсами, що мають вторинне походження, з метою заміщення первинних вхідних матеріалів. Тренд на таке заміщення посилюється і став помітним після Другої світової війни. На відміну від базових процесів отримання вхідної сировини особливістю рециклінгу є унікальність кожного його процесу, що забезпечує невизначеність і варіативність характеристик, яку слід врахувати в оцінці показників матеріалів що піддаються рециклінгу. Іншою суттєвою рисою стратегії, що базується на процесах рециклінгу є необхідність обстеження сировини, що надходить на переробку (англ. *characterization*). Вказані риси процесу визначають те, що під час рециклінгу неможливо гарантувати отримання матеріалів зі стабільними параметрами якості, такими, які отримують під час використання первинних матеріалів.

Перевагою останньої стратегії – стратегії «переробки» з огляду на «екологічне проектування» є те, що основна частина енерговитрат, витрат праці і матеріалів, залучених у продукті на етапі його первинного виготовлення, зберігається і переноситься на новий продукт, який внаслідок цього

виявляється значно більш «екологічним». Основні процеси стратегії переробки представлені на рисунку 2.10.

Водночас ця стратегія є складною та енергозатратною. Переробка фактично полягає в повторному виробництві або відновленні продукту відповідно до специфікацій оригінального виготовленого продукту з використанням комбінації повторно використаних, відремонтованих і нових деталей. Тобто переробка вимагає ремонту або заміни зношених чи застарілих деталей, компонентів і модулів. Водночас відновлений продукт повинен відповідати тим самим очікуванням клієнта, що й новий.



Рисунок 2.10 – Основні процеси реалізації стратегії «переробки»

Стратегія започаткована Агентством з охорони навколишнього середовища Сполучених Штатів Америки (EPA), яке у 1995 році запровадило програму Комплексних інструкцій з закупівель (CPG) для зменшення відходів і збереженню ресурсів завдяки використанню матеріалів, отриманих з твердих відходів. Основним завданням, яке вирішує EPA під час реалізації цієї стратегії, є визначення продуктів, що можуть бути виготовлені з відновлених матеріалів, і рекомендації щодо закупівлі таких продуктів.

У загальному вигляді суть стратегії «повторного використання» полягає у використанні продуктів або їх елементів в альтернативних системах з власними ЖЦ для забезпечення функціональності, що відповідатиме вимогам

користувачів. Стратегія характеризується найвищими показниками з огляду на екологічність проєктування, оскільки передбачає мінімальне додаткове застосування праці, матеріалів і енергії. Ключовими проблемами є забезпечення якості, обсягів постачання, відповідності попиту та пропозиції.

Водночас іншим важливим аспектом є забезпечення контролю та обліку характеристик продуктів повторного використання так, щоб не перекладати всі ризики на кінцевого користувача, а також об'єктивно оцінювати динаміку ефективності повторного використання з точки зору економіки та впливу на навколишнє середовище.

Розробка стратегії повторного використання передбачає врахування таких факторів, як тип об'єкта повторного використання, спосіб збирання і логістики таких об'єктів, необхідна функціональність для вторинного користувача і способи переробки об'єкта. Загалом, як і для інших видів діяльності чи продуктів з ексклюзивними стадіями ЖЦ, основною проблемою є побудова об'єднаних схем «виробництво – використання – повторне використання» для різних об'єктів, розроблення бізнес-моделей і проєктування виробів з урахуванням забезпечення повторного використання.

Як приклад формування стратегії управління життєвим циклом СТС можна представити практику Міністерства енергетики США щодо виявлення основних ЗС, формування системи ключових точок, щодо яких приймають критичні рішення, пов'язані з реалізацією стратегії управління, а також розподілу повноважень у прийнятті цих рішень.

Зокрема міністерством енергетики США для управління закупівлею систем прийнято лінійну модель повного ЖЦ з виділенням 4-х основних стадій – запуск проєкту, визначення рішень, реалізацію, передачу/завершення проєкту (рис. 2.11).

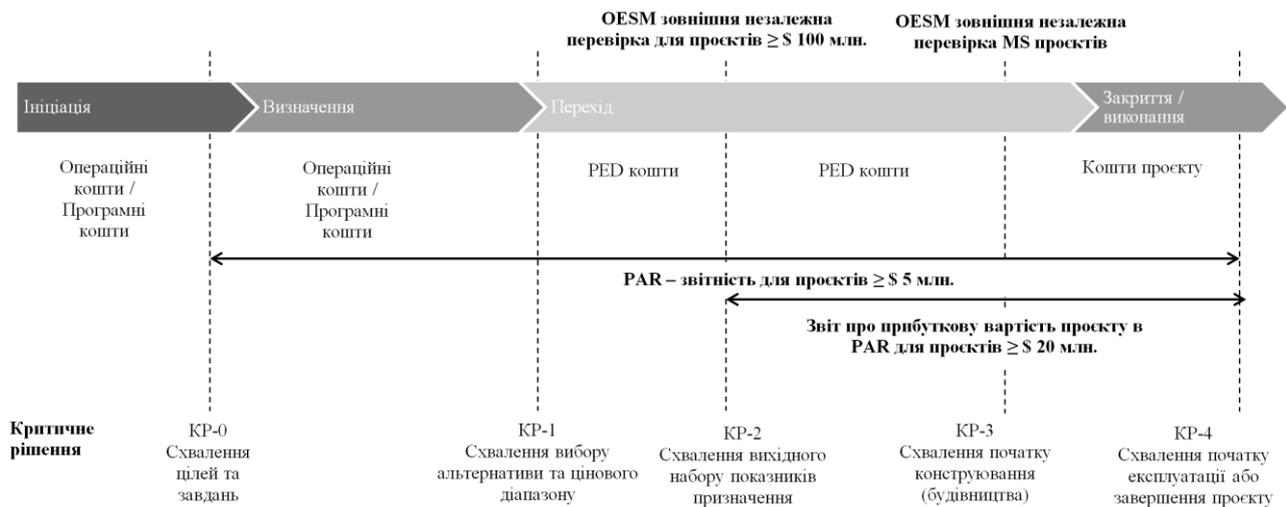


Рисунок 2.11 – Приклад управління ЖЦ проєктів під час запуску систем в Міністерстві енергетики [132]

Міністерство енергетики США у своєму Посібнику з управління програмами та проєктами [132] рекомендує для проєктів загальною вартістю понад 5 млн дол. США виділяти такі точки прийняття критичних рішень:

- критичне рішення-0, схвалення цілей та завдань;
- критичне рішення-1, схвалення вибору альтернативи та цінового діапазону;
- критичне рішення-2, схвалення початкового набору показників призначення;
- критичне рішення-3, схвалення початку конструювання (будівництва);
- критичне рішення-4, схвалення початку експлуатації або завершення проєкту.

В розділі 3 питання вибору і застосування стратегії управління життєвим циклом СТС, а також поводження з відходами будуть конкретизовані стосовно обраного об'єкта дослідження.

## 2.5. Онтологія природних компартментів ландшафтного комплексу

Якщо матеріал, що був викладений в попередніх підрозділах і який стосувався онтології ЖЦ складних технічних систем, був спрямований на ідентифікацію загроз і ризиків, які можуть виникати для природних

компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ, то формування онтології ландшафтного комплексу має на меті виявлення природних компартментів, на які ці загрози і ризики спрямовані.

Отже ландшафтні комплекси є сукупністю ландшафтних одиниць, які зручно класифікувати і представляти формальними структурними елементами – компартментами. Прикладами можуть бути водний, лісовий чи луговий компартменти. Компартменти нерозривно пов'язані з простором і успадковують від нього всі свої структурні властивості, зокрема топологічні, мерологічні геометричні. Екосистеми, що мають компартментальну структуру, є репрезентативним прикладом ландшафтних комплексів, і в цьому підрозділі подано окремі властивості таких комплексів з акцентом на ризик втрати окремого компартменту внаслідок впливу життєвого циклу СТС, засновані на роботі *A. Sorokine, T. Bittner* та *C. Renschler* [133]. Завдання полягає у з'ясуванні таких аспектів ЖЦ екосистеми, які є вирішальними для розуміння її характерних (концептуальних) особливостей, наприклад, питання існування екосистеми, їх вразливість, просторову організацію, індивідуалізацію, природу і характер кордонів, динаміку змін екосистеми тощо.

Існує два онтологічно відмінних типи географічних об'єктів: реальні об'єкти, тобто ті, що дійсно існують у світі, і фіатні об'єкти, тобто ті, що є результатом людського пізнання, артефактів картографування чи практик управління [134]. Прикладами перших є річки, гори, ліси; прикладами останніх є півкулі, країни та материки. У цьому сенсі екосистеми є реальними об'єктами. Те саме стосується ієрархії екосистем, що є невід'ємною властивістю процесу їх самоорганізації.

Екосистеми сильно відрізняються за розміром і за своєю суттю. Вони мають гніздову структуру. Наприклад можна розглядати весь тропічний ліс Амазонської низовини та окремі ліси як екосистеми, навіть якщо вони не є відокремленими або навіть окремими системами оскільки обмін потоками енергії та матерії між ними ніколи не припиняється. У цьому сенсі ліс не є окремою екосистемою бо є частиною більшої екосистеми. Це також

справедливо для інших екосистем, таких як океани, озера, гірські масиви та біоми. У результаті екосистеми на поверхні Землі утворюють дуже складну вкладену структуру з багаторівневою просторово-компаратментальною організацією.

Кожну екосистему можна охарактеризувати нескінченною кількістю властивостей, абіотичних, починаючи від фізичних параметрів середовища, таких як температура, вологість, рН, і завершуючи біотичними, таких як склад її біологічних видів. Розмежування екосистем передбачає певну просторову і часову однорідність властивостей, які притаманні окремій екосистемі.

Всі екосистеми є динамічними об'єктами, які індивідуалізуються за певним типом динаміки, наприклад циклічні зміни в часовому масштабі можуть мати тривалість від годин, як у приливних зонах, до століть як у випадку лісових сукцесії. Водночас є односпрямовані або ациклічні зміни такі як ерозія. Просторові та часові масштаби екосистем сильно корелюють. Як правило, менші екосистеми мають коротші цикли.

Описані особливості дають лише приблизне уявлення про складність повного опису тої чи іншої екосистеми. Завдання полягає в формуванні уніфікованого інформаційного ресурсу представлення будь-якої екосистеми. Для цього використано доступний засіб візуального представлення онтології певної екосистеми за допомогою ментальні карти. Основна ідея використання ментальних карт полягає в формалізованому перетворенні фрагментів екосистеми у графічну, візуально-наглядну форму. Ментальні карти екосистем – це карти, зазвичай створені з допомогою комп'ютера, які визначають фізичну-ресурсну придатність ландшафту для виконання ним своїх екосистемних послуг: збереження біорізноманіття, землекористування, рекреаційний потенціал тощо. Карти маю вигляд клітинок сітки, де кожна клітинка представляє або окремий компартмент ландшафтного комплексу або перехід між суміжними компартментами, як видно на рисунку 2.12.

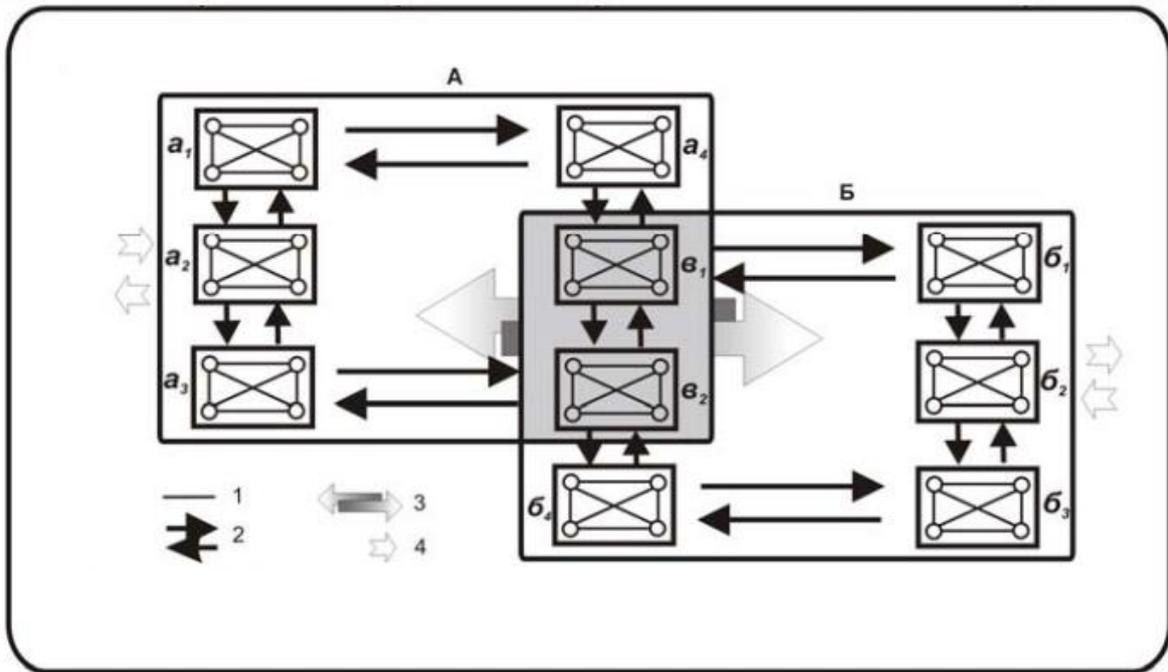


Рисунок 2.12 – Просторово-функціональна організація суміжних компартментів в ландшафтному комплексі [79]

На рисунку 2.12 через А і Б показані взаємодіючі компартменти ландшафтного комплексу, де через  $a_{1-4}$  і  $b_{1-4}$  позначені їх елементарні структурні компоненти, а через  $v_{1-2}$  – спільні компоненти вказаних компартментів та ландшафтного комплексу в цілому. Компартменти пов'язані між собою і довкіллям латеральними зв'язками, зокрема: 1 – це міжкомпонентні (вертикальні) зв'язки у ярусах підсистем компартменту; 2 – зв'язки між підсистемами компартменту; 3 – зв'язки між самими компартментами А та Б; 4 – це зовнішні зв'язки, або інакше, вхідні та вихідні потоки.

В процесі формування ментальної карти комп'ютерна програма здійснює пошук інформації про кожний впливний чинник, зокрема обсяг можливої шкоди від його дії. Далі кожна комірка сітки оцінюється за комбінацією параметрів впливу, в результаті чого отримують агреговані результати з точки зору рівнів вразливості компартментів ландшафтного комплексу. Рівні вразливості використовують для визначення послідовності впливів на ЛК, спричинених діями СТС, які, як правило, мають значну різноманітність та часову тривалість. Отримана сукупність клітинок формує матрицю впливів, які

є інструментом для їх відстеження на кількох рівнях послідовності взаємодій, починаючи з дії, яка розпочала цю послідовність. Матриця, яка описує послідовність взаємодій, започаткованих однією дією (впливом) і є ментальною картою (Додаток Г рис. Г.1) представлення ризиків втрати лісового компартменту, що призводять до незворотних змін в ландшафтному комплексі.

Під час моделювання онтології ландшафтного комплексу можна скористатися існуючими уніфікованими міжнародними нормами і онтологіями [135, 136, 137, 138]. Попри це жодна з них не може бути використана повністю і може бути лише як додатковий інформаційний ресурс. Тому розроблена ментальна карта онтології ЛК відрізняються від інших онтологій, передбачених існуючими стандартами. Водночас вона жодним чином не призначена для створення окремих визначень чи концепцій. Пропонований підхід базується на поєднанні розробленої ментальної карти з комп'ютерною утилітою *Calendar* зі стандартом передачі даних *iCalendar* [139]. Результатом поєднання є онтології, що мають спільні концепції та можуть бути інтегровані між собою. Наприклад, як календарна, так і онтологія ландшафтного комплексу мають спільну концепцію «тривалості» як період тривалості будь-якого об'єкта чи події в часі, оскільки це необхідний компонент СТС, наприклад, для формування їх життєвих циклів; популяцій, наприклад, для збільшення видового різноманіття; угруповання, наприклад, виникнення трофічної динаміки; екосистем, наприклад, для виникнення сукцесії, і є необхідною умовою функціонування ландшафтних комплексів та обов'язковою умовою існування просторово часових геосистем [140] щодо їх можливості надання екосистем них послуг.

Як показано на рисунку 2.13, існує два способи представлення діапазону властивостей досліджуваного об'єкту, наприклад ЛК, з використанням утиліти *Calendar*: як попередньо визначений тип даних, наприклад, як ціле число (рис. 2.13, а), або як клас, наприклад, підклас *TimeUnit* (рис. 2.13, б). Використання класів є семантично різноманітнішим, але складнішим.

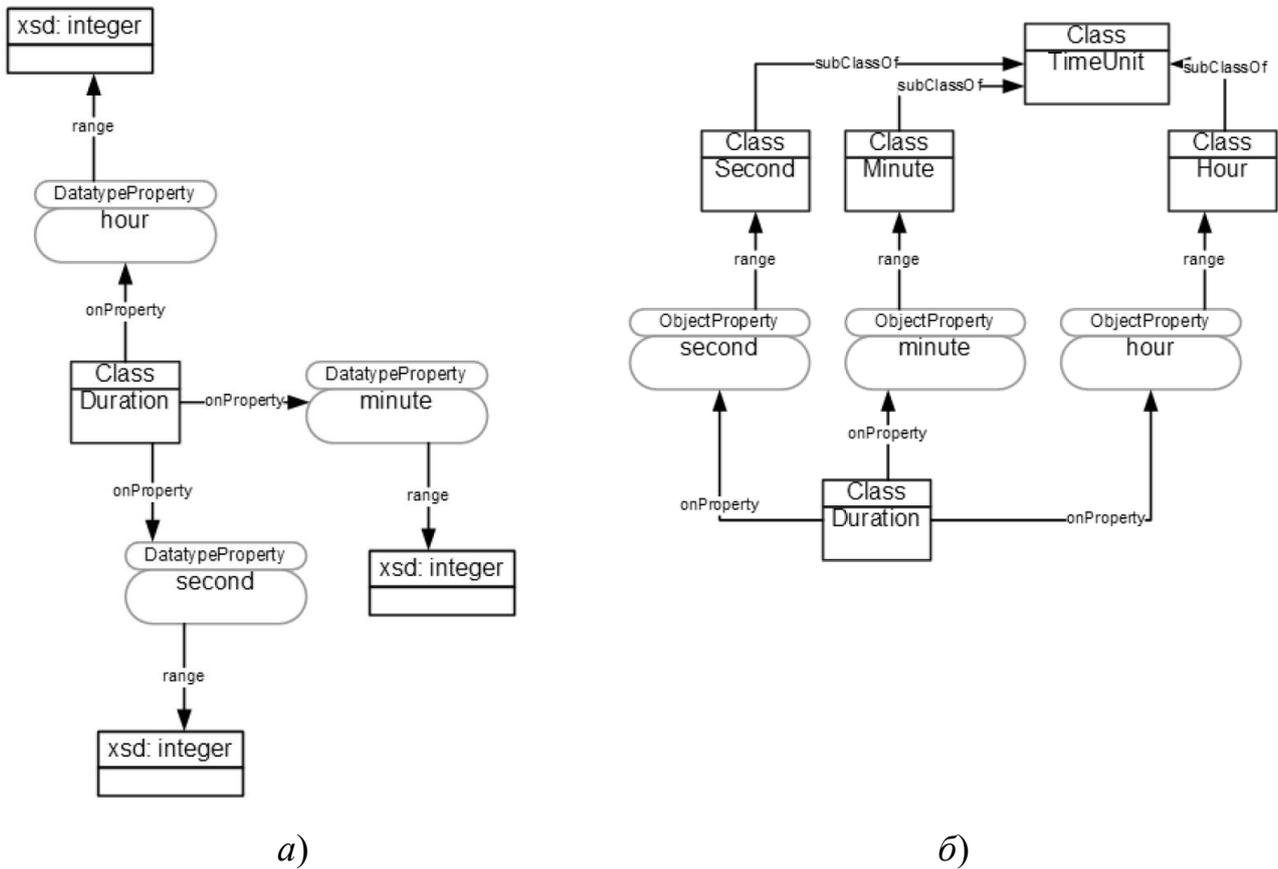


Рисунок 2.13 – Способи представлення діапазону властивостей досліджуваного об’єкту з використанням утиліти *Calendar*: як ціле число – а, або як клас – б (на основі [141] з доопрацюванням авторів)

Водночас є два способи представлення елементів класу: як окремі одиниці або як підкласи. Використання підкласів, так само як і класів, є семантично багатшим і полегшує розширення онтології. Наприклад, поняття «континентальна погода» може бути представлено як окрема одиниця, або як підклас поняття «погода». Якщо це поняття представити як одиницю, а пізніше нам знадобиться представити одиницю «*Weather Mediterranean Iberian*», то це буде неможливо, оскільки ця одиниця не може бути використана для подальшого аналізу. На рисунках Г.2, Г.3 та Г.4 (Додаток Г) показані три способи представлення властивостей підкласів класу досліджуваної системи, яким в нашому випадку є клас *Landscape*, тобто ЛК. У прикладі на згаданих рисунках представлено властивість «тип» для класу *Landscape* з підкласами рослинність і погода.

Першим можливим способом представлення (Додаток Г., рис. Г.2) є визначення властивості «тип» для кожного з підкласів (рослинність і погода) зі загальною концепцією під назвою *ClimateType* як діапазон властивостей. У цьому варіанті, а також у наступному, приймемо, що поняття «типів клімату» є спільним для багатьох понять, наприклад для ландшафтних комплексів (погода, екосистема, ландшафт, рослинність, біом та ін.), що використовуються для спрощення представлення. Таким чином, клас *ClimateType* має три одиниці, а саме Середземномор'я, Тундра та Дощовий ліс, які є окремими можливими значеннями діапазону властивостей *vegetationType* і *weatherType* або, іншими словами, можливих типів підкласів рослинності та погоди.

Друга можливість визначення властивості «тип», полягає в тому, щоб ввести поняття «ярус компартменту», як діапазон підкласу рослинність в певних кліматичних умовах (Додаток Г., рис. Г.3).

У нашому тлумаченні поняття «Клас: Рослинність» семантично еквівалентне та взаємозамінне до поняття «Клас: Лісовий компартмент». Якщо властивість *weatherType* є спільною, тоді специфікацію значень подають саме для обраного підкласу з використанням таких понять як: «діапазон» – розуміємо діапазон властивостей підкласу та «в об'єкті» – розуміємо властивості підкласу. «Тип» – це змінна властивість підкласу, що залежить від абіотичних властивостей. Третя можливість полягає в тому, щоб застосувати формальні структурні елементи – компартменти, що містять різні типи даних для кожної властивості *Landscape* (Додаток Г., рис. Г.3). Наприклад: «Клас: Лісовий компартмент», представлений через ярус компартменту «Деревостан», в діапазоні підкласу рослинність містить: «Особини виду», «Популяція» та має обов'язкову «Властивість об'єкту: Екосистемні послуги». Окрім цього необхідною умовою є зазначення особливостей, наприклад «є частиною», «є необхідною частиною» чи «мусить бути частиною».

Отже на рисунку Г.3 (див. Додаток Г) показана ментальна карта онтології лісового компартменту ландшафтного комплексу, яка побудована з

врахуванням описаних трьох способів представлення властивостей підкласів класу досліджуваної системи.

Якщо деталізувати діапазон властивостей з врахуванням пропонованого підходу та деталізувати категорію «Властивості об'єкту» в залежності від підкласу «Клас: Лісовий компартмент», то отримаємо онтологію всього ландшафтного комплексу, що представлено на рис. Г.4 (див. Додаток Г).

## 2.6. Аналіз варіантів розвитку життєвого циклу просторово-часової геосистеми

Як вже було зазначено раніше, життєвий цикл ПЧГ поділяють на природний та конкурентний. Природний життєвий цикл ПЧГ – це період, впродовж якого ПЧГ ефективно функціонує без урахування впливу середовища чи СТС. Конкурентний життєвий цикл ПЧГ – це тимчасовий період, впродовж якого система функціонує з урахуванням взаємодії чи протидії з СТС.

На рисунку 2.14 показано ПЧГ ( $O$ ), яка функціонує задля виконання нею екосистемних послуг ( $T$ ) і реалізує свій природний життєвий цикл.

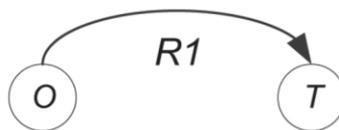


Рисунок 2.14 – Просторово-часова геосистема, що реалізує природний ЖЦ для надання нею екосистемних послуг

ПЧГ володіє спеціальними ресурсами ( $R$ ), які у цьому випадку спрямовані виключно на виконання нею екосистемних послуг ( $T$ ). Позначимо через  $R1$  ресурси, що використовуються для функціонування об'єкта, його самоорганізації, або інших внутрішніх потреб. Відповідно, для рисунку 2.14 справедливим є співвідношення

$$R = R1. \quad (2.7)$$

Вираз (2.7) констатує, що для ситуації, наведеної на рисунку 2.14, всі ресурси ПЧГ спрямовано на підтримку її внутрішні потреби. Нормальне функціонування ПЧГ визначає її природний життєвий цикл ( $LC$ ), тобто

$$LC = k_1 \times R. \quad (2.8)$$

За умови (2.7) та з урахуванням (2.8):

$$LC = LC_1 = k_1 \times R_1, \quad (2.9)$$

де  $k_1$  – перехідний коефіцієнт.

Вираз (2.9) означає, що всі ресурси витрачаються на потреби ПЧГ і це визначає життєвий цикл об'єкта для ситуації  $LC_1$ .

Можливою є також ситуація, коли ПЧГ знаходиться під суттєвим впливом СТС і ця система ( $E$ ) негативно впливає на неї. В такому разі ПЧГ реалізує так званий конкурентний ЖЦ, як показано на рисунку 2.15.

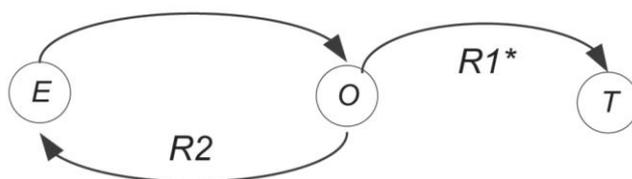


Рисунок 2.15 – ПЧГ, що реалізує конкурентний ЖЦ для долання впливу СТС і виконання ЕП

Для ситуації, показаній на рисунку 2.15, ПЧГ має спільні ресурси ( $R$ ), які в цьому випадку частково спрямовані на виконання екосистемних послуг  $R_1^*$  і частково для усунення деструктивної дії з боку СТС. Позначимо через  $R_2$  ресурси, що використовуються для усунення впливу СТС. Тоді для рисунку 2.15 очевидним є вираз

$$R = R_1^* + R_2, \quad (2.10)$$

який означає, що не всі ресурси витрачаються на підтримку функціонування об'єкта, і це визначає його життєвий цикл для ситуації  $LC_2$  у такому вигляді

$$LC_2 = k_1 \times R_1^* = k_1 \times (R - R_2). \quad (2.11)$$

З огляду на те, що  $R_1^* < R_1$ , слід зробити висновок, що  $LC_2 < LC_1$ . Вираз (2.11) визначає ситуацію, коли життєвий цикл ПЧГ скорочується за рахунок

витрати частини ресурсів на протидію СТС. Чим сильніший вплив, тим коротший життєвий цикл  $LC2$ .

Водночас, існують ситуації, за яких життєвий цикл не є властивістю самого об'єкту, а є набутою властивістю, керування якою відбувається ззовні. Тоді ПЧГ, як носій життєвого циклу, перетворюється на об'єкт з керованим життєвим циклом. Ця показана на рисунку 2.16.

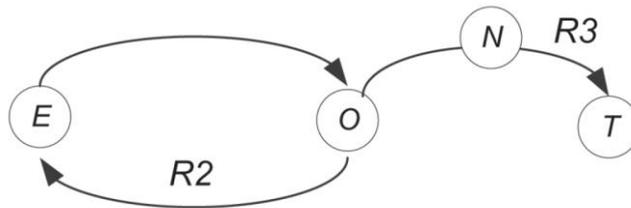


Рисунок 2.16 – ПЧГ, як об'єкт з керованим життєвим циклом

Рисунок 2.16 ілюструє ситуацію, коли існують вимоги до продукції, представлені у формі законів, директив, нормативних і підзаконних актів, нормативної документації, стандартів тощо (далі – нормативи ( $N$ )), які мають власний життєвий цикл та регламентують життєвий цикл для інших об'єктів чи процесів. В ситуації, показаній на рисунку 2.16, ПЧГ витрачає на виконання своїх екосистемних послуг чи власне функціонування ресурси з обсягом  $R3 \leq R1^*$ . В цьому випадку життєвий цикл ПЧГ  $LC3$  як об'єкта з керованим ЖЦ можна представити у вигляді (2.12):

$$LC3 = k1 \times R3 \leq k1 \times R1^* \quad (2.12)$$

або

$$LC3 \leq LC2. \quad (2.13)$$

Вираз (2.13) свідчить, що нормативи ( $N$ ) можуть скорочувати життєвий цикл, але аж ніяк його не збільшують. У випадку (2.13) ПЧГ не є носієм життєвого циклу, а є індикатором життєвого циклу інших технічних систем. Тут носіями життєвого циклу є як сама продукція чи СТС, вбудована в ПЧГ, так і норматив ( $N$ ) з власним ЖЦ. Життєвим циклом нормативу ( $N$ ) є тимчасовий період, впродовж якого норматив є придатним як інструмент

підвищення ефективності виробництва та забезпечення якості продукції [143]. Тому нормативи ( $N$ ), які застосовують після закінчення їх життєвого циклу, стають причиною неефективного та неконкурентоспроможного виробництва. Особливістю цього типу ЖЦ стосовно об'єктів є те, що керування ЖЦ відбувається нормативом. Норматив ( $N$ ) задає однаковий ЖЦ для різних об'єктів, на які поширюється його дія.

Іншою особливістю життєвого циклу нормативу ( $N$ ) є те, що він задається директивно, тобто ззовні. Отже, життєвий цикл нормативу ( $N$ ) визначається ефективністю виробництва і якістю продукції з одного боку та людиною, яка приймає рішення – з іншого.

На рисунку 2.17 показана тріада взаємозв'язку середовища з продуктом ( $E+Pr$ ); життєвого циклу ( $LC$ ), як абстрактної одиниці; та людини ( $H$ ), що здійснює управління.

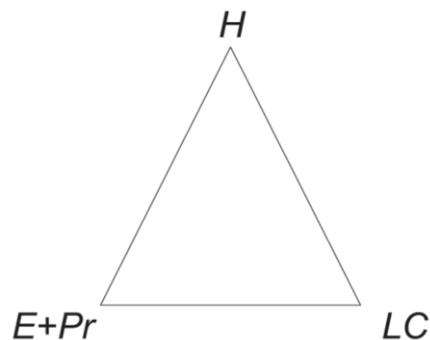


Рисунок 2.17 – Тріада формування життєвого циклу у випадку використання нормативу ( $N$ )

Для продуктів та систем, які є носіями життєвого циклу, ЖЦ визначається за простою схемою взаємодії:

$$Pr \wedge E \rightarrow LC. \quad (2.14)$$

За наявності нормативу ( $N$ ) нормативний ЖЦ визначається за складнішою схемою:

$$Pr \wedge E \rightarrow In. \quad (2.15)$$

$$In \rightarrow H. \quad (2.16)$$

$$H \wedge IS \wedge A \rightarrow LC. \quad (2.17)$$

У випадку взаємодії ПЧГ та інших систем вираз (2.15) демонструє формування індикаційного сигналу ( $In$ ). Згідно (2.16) індикаційний сигнал надходить до вищого керівництва ( $H$ ), тобто особи що приймає рішення. Вираз (2.17) вказує про те, що людина ( $H$ ) досліджує ситуацію ( $IS$ ), проводить аналіз ( $A$ ) і на основі цього вирішує залишити без змін або змінити норматив ( $N$ ) життєвого циклу для даного об'єкта.

Формування життєвого циклу за (2.14), зокрема для ПЧГ, фактично не відрізняється від її природного ЖЦ, оскільки особа, що приймає рішення, може не втручатися в перебіг процесів ПЧГ, а її функція зведена до виконання лише моніторингу оперативної інформації про стан системи. Тому рішення приймаються оперативніше порівняно з ланцюжком (2.15–2.17), де на рішення впливає стан нормативу ( $N$ ).

На рисунку 2.1 подано модель формування конкурентного життєвого циклу ПЧГ, як об'єкта ( $O$ ), який реалізує свій ЖЦ з врахуванням виразів (2.15–2.17).

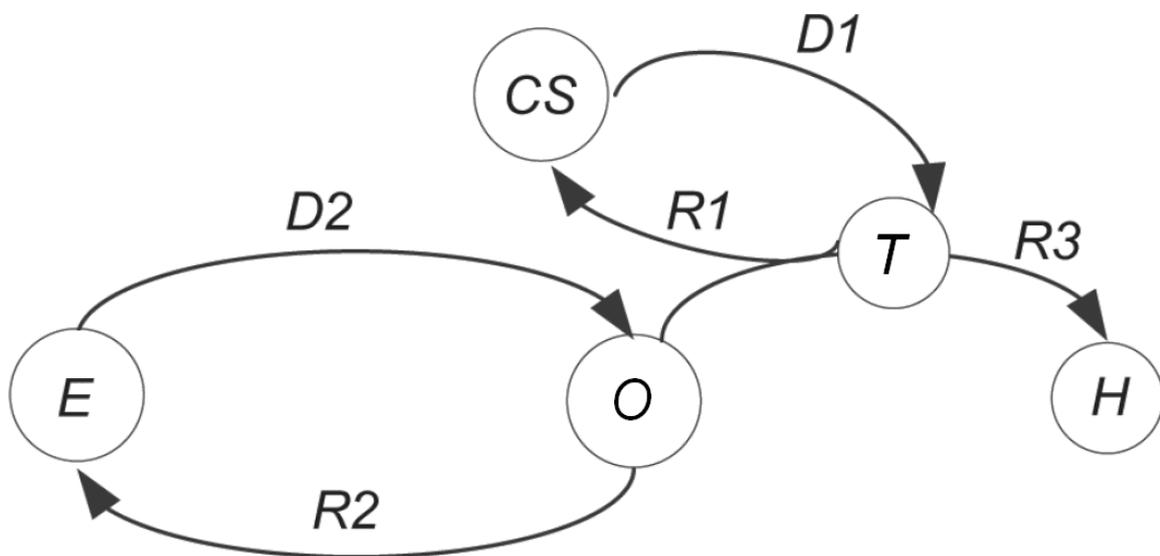


Рисунок 2.18 – Модель формування життєвого циклу ПЧГ

Зі схеми (рис. 2.18) видно, що об'єкт ( $O$ ), яким є ПЧГ з життєвим циклом ( $LC$ ) «надає» екосистемні послуги ( $T$ ), витрачаючи при цьому ресурси ( $R3$ ) і

формуючи сприятливе середовище функціонування для соціо-економічної системи ( $H$ ).

ПЧГ не існує сама по собі, а знаходиться в просторі та часі – глобальній екосистемі ( $E$ ), від якої залежать її екосистемні послуги ( $T$ ). Вплив середовища ( $E$ ) проявляється у тому, що від нього йде дисипативний потік ( $D2$ ), в яких входять колообіги елементів та води, трофічні ланцюги, перетоки речовини та енергії тощо, що потребують ресурсних витрат ( $R2$ ). Водночас частина вказаних ресурсів витрачається ПЧГ на додання шкідливих антропогенних впливів зі сторони СТС.

Формування екосистемних послуг ( $T$ ) ПЧГ також вимагає витрат ресурсів ( $R1$ ), оскільки вони є об'єктом встановлення і контролю вимог щодо їх якості. Тому вони функціонують у вимірному середовищі ( $CS$ ), від якого надходить інформаційний потік ( $D1$ ) про стан ПЧГ та нові вимоги до екосистемних послуг. Витрата ресурсів ( $R1$ ) пов'язана з підтримкою екосистемних послуг ( $T$ ), наприклад, підтримувальні, середовищеформувальні чи інформаційні.

Загальний ресурс системи  $R$  складатиметься з частин:

$$R = R1 + R2 + R3, \quad (2.18)$$

де  $R2$  – ресурси, що витрачаються на підтримання функціонування просторово-часової геосистеми та додання впливів СТС;  $R1$  – ресурси, що витрачаються на екосистемні послуги та відповідність вимогам навколишнього середовища;  $R3$  – ресурси, що витрачені на функціонування соціо-економічної системи ( $H$ ).

Витрати ресурсів  $R1 - R3$  не є одноразовими, а систематичними. З огляду на модель ПЧГ, показану на рисунку 2.18, доцільно ввести нове поняття об'єкта з певним ЖЦ – об'єкт, зокрема ПЧГ, з життєвим циклом, залежним від ЖЦ іншого об'єкта чи сукупності об'єктів. За такої ситуації для збільшення конкурентного життєвого циклу ПЧГ необхідно використовувати додаткові ресурси, а також застосовувати заходи, які запобігають їх витрачанням. Для оцінювання і контролю наявних ресурсів та необгрунтованого їх витрачання можна скористатися показником екологічної ємності середовища.

Під ємністю середовища розуміють місткість конкретної екосистеми щодо внесеного в неї досліджуваного компонента, яку оцінюють за такими показниками вмісту компонента як концентрація, густина, кількість речовини, маса тощо. Також часто використовують функціональні змінні, які корелюють з названими показниками. Загалом ємність середовища - це максимальний розмір популяції біологічного виду, який може підтримуватися в цьому конкретному середовищі, враховуючи наявні їжу, середовище проживання, воду та інші ресурси. Ємність визначається як максимальне навантаження середовища, яке відповідає популяційній рівновазі, коли кількість смертей у популяції дорівнює кількості народжень (а також імміграції та еміграції). Ємність навколишнього середовища передбачає, що видобуток ресурсів не перевищує швидкості регенерації ресурсів, а утворені відходи знаходяться в межах асимілюючої здатності навколишнього середовища. Вплив пропускнуої здатності на динаміку популяції моделюється за допомогою логістичної функції.

Тут екологічна ємність буде розглядається як показник для оцінки ефективності адаптації системи до нових вимог вимірювального середовища (CS). Загалом відомо, що ефективність функціонування будь якої системи залежить від її здатності пристосування до зовнішнього середовища, званої адаптацією, в процесі якої можуть відбуватися зміни структури та характеристик системи [144].

Тому очевидно, що екологічна ємність (ЕЄ) визначає ефективність екологічної системи. Мовою відносин ЕЄ та ефективність – пропорційні показники. Збільшення екологічної ємності підвищує ефективність екосистеми та навпаки, зменшення ЕЄ знижує її ефективність. Зв'язок ефективності функціонування екосистеми з ЕЄ визначає важливість її підтримки. Підтримка екологічної ємності може бути зовнішньою та внутрішньою. Внутрішня підтримка ЕЄ спрямована на функціонування системи та виключення протиріч між її компонентами. Зовнішня підтримка ЕЄ спрямована на відображення зовнішніх загроз середовища чи конкурентів.

Екологічна ємність системи, яка визначає її ефективність, може бути складною моделлю, яка залежить від низки незалежних факторів: специфіки розв'язуваного завдання; масштабу та складності; специфіки умов, у яких система формується та функціонує. В нашому випадку показник екологічної ємності ( $EC$ ) застосовний за умови, що сукупність всіх названих компонентів, а саме глобальної екосистеми ( $E$ ), всіх компартментів ЛК, екосистемних послуг ( $T$ ), вимірювального середовища ( $CS$ ) та норм ( $N$ ) формують життєвий цикл об'єкта ( $O$ ), яким є пов'язана цілісна система – ПЧГ. Модель формування життєвого циклу ПЧГ з застосуванням показника екологічної ємності ( $EC$ ) показано на рисунку 2.19.

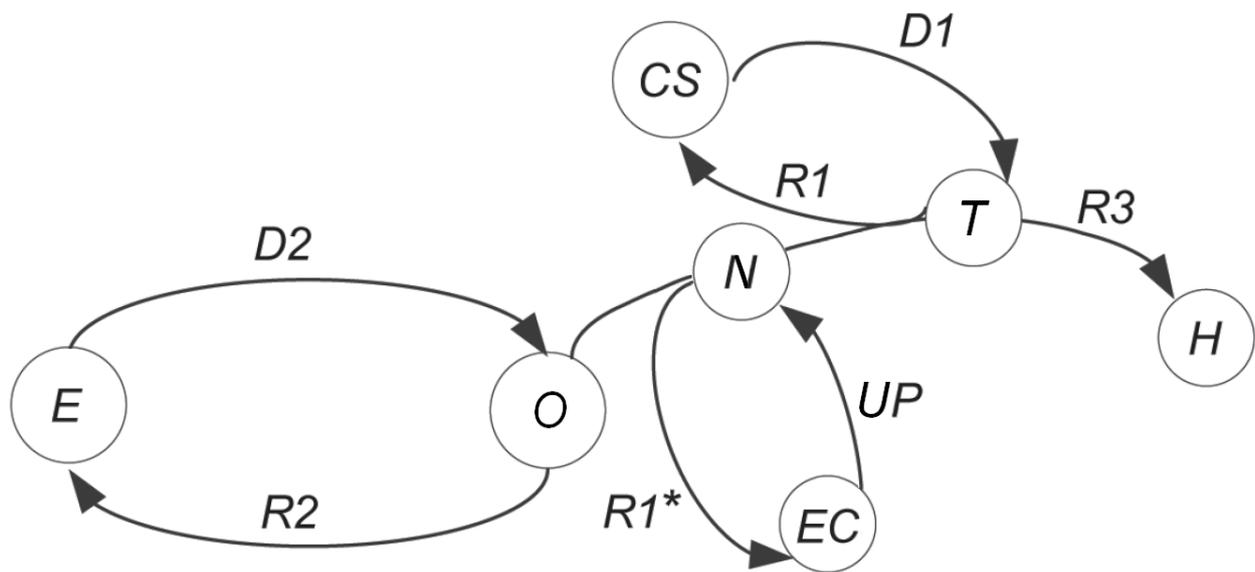


Рисунок 2.19 – Модель формування життєвого циклу ПЧГ з дотриманням показника екологічної ємності

Схема (рис. 2.19), функціонує аналогічно до схеми з рисунка 2.18, але з тою відмінністю, що підключається зовнішній ресурс  $R1^*$  для визначення екологічної ємності ( $EC$ ). На схемі (рис. 2.19) не позначено, що за наявності негативного антропогенного впливу (потік  $D1$ ), виконання екосистемних послуг ( $T$ ) може бути утруднене аж до повної загибелі компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ. Для запобігання цій ситуації екологічна ємність ( $EC$ ) може управлятися за допомогою нормативно-правових актів або згаданих вже раніше нормативів ( $N$ ). В свою чергу нормативне забезпечення може втрачати актуальність як програмно,

так і технологічно. Для усунення цієї ситуації вводиться поняття регенерації нормативних документів, куди входить пакет оновлення вимог до показників стану ПЧГ ( $UP$ ), що загалом збільшує її ресурс, а отже і життєвий цикл та здатність надавати екосистемні послуги.

Загальний ресурс оновленої ПЧГ складатиметься з таких частин:

$$R = R1 + R1^* + R2 + R3 = UP + R2 + R3. \quad (2.19)$$

Отже у монографії запропонована ресурсна модель конкурентного життєвого циклу ПЧГ, яка базується на матеріалах [145], і обумовлена тим, що обсяг ресурсів та швидкість їх витрачання визначають життєвий цикл системи. Слід розрізняти дисипацію [146] і деградацію [147] об'єктів – носіїв життєвого циклу. Загалом це різні процеси, хоча їх результати для ПЧГ є однаковими і потребують поповнення або запобігання необгрунтованих витрат ресурсів.

Деградація є внутрішнім фактором. Вона означає порушення внутрішньої узгодженості та комплементарності компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ [148, 149]. Дисипація є зовнішнім чинником. Вона означає зміну стану ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми у бік від цільової за внутрішнього впливу компартменту СТС.

У першому випадку ресурси спрямовані на самовідновлення, для виконання екосистемних послуг. У другому випадку вони додатково спрямовуються на виявлення і запобігання загроз, або усунення їх наслідків та самовідновлення з врахуванням показника екологічної ємності системи.

Тому значення ресурсів для підтримки життєвого циклу ПЧГ має вирішальне значення. Звідси впливає граничне значення витрачання ресурсів до стану трансформації компартментів ландшафтного комплексу [142], за якої ПЧГ все ще може надавати екосистемні послуги.

Отже, аналіз результатів дослідження показує, що є три типи об'єктів за критерієм життєвого циклу, які поєднує ця модель. Перший тип – це об'єкти, що є носіями ЖЦ. Прикладами можуть бути компартменти, зокрема щодо теми дослідження – лісовий, луговий тощо. Компартментом також може виступати складна технічна система, наприклад вітроенергетична станція.

Другий тип об'єктів – це об'єкти з керованим життєвим циклом, зокрема за допомогою організаційних заходів, планів господарської діяльності, нормативних чи законодавчих актів. В монографії – це компартменти ландшафтного комплексу або весь ландшафтний комплекс.

Третій тип об'єктів – це об'єкти, життєвий цикл яких залежить від життєвого циклу вбудованих у них інших об'єктів. Це об'єкти з залежним життєвим циклом, що розглядається в певних просторово-часових межах. До цього типу об'єктів належать просторово-часові геосистеми та виконувані ними екосистемні послуги в умовах впливу складних технічних систем.

Викладення подальшого матеріалу стосуватиметься ПЧГ, саме як третього типу об'єктів, з конкурентним життєвим циклом.

## РОЗДІЛ 3

### КОМП'ЮТЕРНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ СТС НА ПРОСТОРОВО-ЧАСОВУ ГЕОСИСТЕМУ КАРПАТСЬКИХ ГІРСЬКИХ ЛІСІВ

#### 3.1. Передумови і етапи моделювання життєвого циклу складної технічної системи в ландшафтному комплексі

Врахування екологічного чинника сьогодні є однією найважливіших умов раціонального ведення господарської діяльності не лише виробничих систем різного призначення, якими є СТС, але й суспільства загалом. Сталий розвиток – це насамперед збереження і раціональне використання природних ресурсів. Саме тому екологічну складову потрібно розглядати як одну з визначальних при вирішенні проблем досягнення сталого розвитку та прийняттого рівня економічної безпеки, як окремих суб'єктів господарювання, так і регіонів і держави загалом. Її можна характеризувати різноманітністю форм вияву екологічного впливу, складом й інтенсивністю впливів на навколишнє середовище, характером соціальних, економічних, фізіологічних та інших наслідків цих впливів [151].

Очевидно, що розроблення методології, яка може бути використана для дослідження і моделювання екологічного впливу будь-яких складних технічних систем і їх станів потребує застосування комплексного підходу. Зокрема, таким може бути метод оцінювання життєвого циклу, що ґрунтується на серії *ISO*-стандартів [152, 153, 154]. Наприклад, такий підхід був використаний у дослідженнях європейських вчених *B. Cleary* та ін. [155], *E. Martinez* та ін. [156], *Ch Ghenai* [157], *T. Toth* та ін. [158].

Стандарти *ISO 14040/44* визначають концепцію оцінки життєвого циклу (ОЖЦ) як компіляцію входів і виходів виробничої системи та її потенційного впливу на навколишнє середовище на всіх етапах ЖЦ – від видобутку сировини й виробництва енергії аж до виведення системи з експлуатації. Відтак в

результаті реалізації процесів ОЖЦ отримують сукупність результатів визначення всебічних довгільних характеристик товару, послуги чи процесу, де кількісною оцінкою їх впливу на навколишнє середовище є комплексний показник, що об'єднує результати, отримані за всією сукупністю цих характеристик [127].

Процедуру реалізації ОЖЦ регламентують стандарти: *ISO 14040: Principles and Framework* (Принципи і структура) [128] та *ISO 14044: Requirements and Guidelines* (Вимоги та правила) [159]. Згідно вимог [128, 159]. використання вказаних стандартів не виключає суб'єктивності оцінок у визначенні меж аналізу чи меж системи, рівня вагомості впливів, порівняння інтенсивності впливів різної природи тощо. Тому лише дотримання стандартів і використання програмних продуктів не гарантує об'єктивності результатів. Практичне використання стандартів додатково потребує всебічного аналізу та незалежного експертного оцінювання в конкретній сфері.

Використання Правил для категорії товарів (*Product Category Rules, PCR*), згідно ще одного стандарту *ISO 14025* [160], жорсткіше регламентує процедуру ОЖЦ і забезпечує більшу об'єктивність як самих оцінок так і Довгільної декларації товарів (*Environmental Product Declarations, EPD*). Згідно [160] формування Довгільних декларацій товарів є найважливішим результатом застосуванням ОЖЦ. Останнє підтверджується значним поширенням практики застосування Довгільних декларацій товарів в окремих країнах. На європейському рівні стандарти ОЖЦ уточнені і доповнені довідником *ILCD Handbook* [161, 162], що забезпечує більш послідовну і об'єктивну оцінку впливів на навколишнє середовище.

ОЖЦ згідно стандартів *ISO 14040/44* покладено в основу таких програмних продуктів, як *SimaPro, Gabi, Ecoinvent, Umberto, OpenLCA, LCAPIX, BEES 4.0, TEAM, Athena Impact Estimator* та ін. Хоча який саме програмний продукт застосувати для конкретного випадку, аналітик визначає на основі поставленої мети та об'єкта дослідження, однак визнаними лідерами

серед комерційного програмного забезпечення ОЖЦ на сьогодні в Європі є *SimaPro* та *Gabi* [163].

Зокрема, *SimaPro* є професійним інструментом для збору, аналізу та моніторингу екологічних характеристик продуктів і послуг. З його допомогою можна моделювати й аналізувати складні ЖЦ системно впорядкованим та зрозумілим способом. *SimaPro* дає можливість аналізувати продукти з урахуванням сценаріїв поводження з відходами, який можна моделювати самостійно, в залежності від обраного продукту/послуги. ЖЦ містить сценарії поводження з відходами з відсотковими частками кожного етапу (наприклад рециклінг, захоронення тощо) у загальному сценарії або один сценарій їх захоронення на сміттєзвалищі. Крім різнопланових оцінок ЖЦ, які дають всебічну характеристику довкільних впливів, для аналізу тут також використовують оцінки, сфокусовані на певному конкретному впливі, скажімо таких як вуглецевий слід – *carbon footprint* (*GHG Protocol* і *ISO 14067*), чи водневий слід (*ISO 14046*).

Отже, ОЖЦ є методикою оцінки потенційних екологічних, чи інших, опосередково пов'язаних з екологічним впливом аспектів, того чи іншого продукту за допомогою: формування списку важливих балансів-потоків; оцінки потенційних екологічних впливів цих потоків; тлумачення результатів попередніх стадій аналізу з точки зору цілей дослідження тощо [164].

Власне оцінка життєвого циклу СТС, як об'єкту, життєвий цикл якого має значний вплив на природні компартменти ЛК та в цілому на ПЧГ і її здатність надавати екосистемні послуги (рис. 3.1), зручно реалізувати з дотриманням стандартів *ISO 14040/44*. В нашому дослідженні ПЧГ трактується як система, для якої є характерною структурно-функціональна єдність взаємозв'язаних компонентів і цілісність біотичної та абіотичної складових, що розвиваються в умовах антропогенного впливу СТС. Біотична складова навколишнього середовища об'єднана у ЛК, що складається з підсистем різних рівнів організації і великої кількості різноманітних ярусів, між якими існують тісні матеріально-енергетичні та ієрархічні зв'язки. Боржавські Полонини Східних

флішових Карпат за означенням [200] відносять до ПЧГ Карпатських гірських лісів.

Визначальним для розуміння філософії забезпечення і оцінки якості екосистемних послуг, що надаються ПЧГ, є інтегрований підхід до опису впливу СТС на яруси і підсистеми компартментів ЛК на всіх етапах їх ЖЦ. Для цього охоплено всі процеси, необхідні для виготовлення і встановлення СТС, виконання нею всіх функцій, логістики, управління відходами, утилізації, рециклінгу, повторного використання компонентів і матеріалів тощо (див. рис. 3.1) [165, 166].

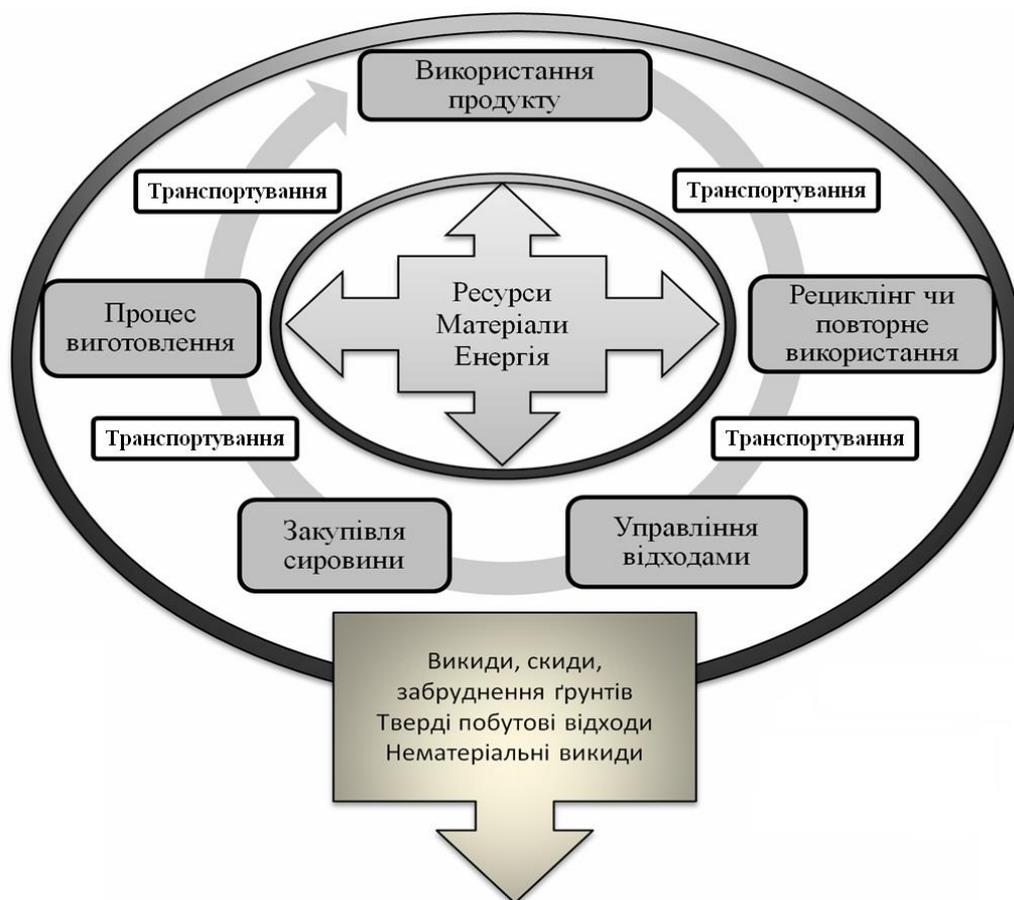


Рисунок 3.1 – До оцінки впливу життєвого циклу СТС на довкілля (на основі [165] з доопрацюванням)

Для кількісної оцінки наслідків впливу вітроенергетичної станції (ВЕС) на компартменти ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів здійснено аналіз життєвого циклу вітроенергетичних установок (ВЕУ), що входять до її складу, за допомогою програмного забезпечення *SimaPro*. Для

цього до програми *SimaPro* внесено дані про окремі складові життєвого циклу ВЕУ з вказанням матеріалів, компонентів і процесів, що їх супроводжували. Всі необхідні вхідні дані були згруповані за відповідними етапами життєвого циклу ВЕУ, а саме:

- виробництво – містить виробництво сировини (бетон, алюміній, сталь, скловолокно і т.д.) для виготовлення складових частин турбіни ВЕУ;
- транспортування – охоплює перевезення сировини для виробництва компонентів вітряної турбіни, доставку складових частин на місце установки під час монтажу та необхідне переміщення транспорту під час обладнання ВЕС;
- установка і монтаж – містить роботи зі зведення і встановлення вітрових турбін ВЕУ;
- експлуатація та технічне обслуговування – найдовший етап, що охоплює період роботи ВЕУ, заміни мастил та використання транспорту для технічного обслуговування;
- демонтаж – передбачає остаточне закриття ВЕС після закінчення терміну експлуатації ВЕУ що до нього входять та подальшу утилізацію утворених відходів.

Об'єктом дослідження стали 34 ВЕУ фірми «*Siemens SWT DD-142*» вітрового парку ВЕС загальною потужністю 120 МВт з необхідною інфраструктурою, до якої увійшли під'їзні дороги, підземні кабельні лінії електропередач 110 кВ і підземні кабельні мережі 35 кВ, розподільчі пункти і підстанція, загальною площею 30,6041 га. Майданчик Воловецької ВЕС належить ТОВ «АТЛАС ВОЛОВЕЦЬ ЕНЕРДЖИ», розташованої в межах Боржавських Полонин Східних флішових Карпат.

Для ОЖЦ ВЕС використано Програмний продукт *SimaPro*, що підтримує *EPDs*, *GHG protocol* та *ILCD Handbook*; ним передбачено чотири етапи дослідження:

1-й етап. Визначення мети і предмету дослідження (*Goal and scope*) – бенефіціари та їхні очікування;

2-й етап. Опис життєвого циклу (*Life cycle inventory, LCI*) – формування моделі життєвого циклу з відображенням усіх докільних входів і виходів;

3-й етап. Оцінювання впливу життєвого циклу (*Life cycle impact assessment, LCIA*) – дослідження важливості всіх входів і виходів з точки зору їх можливого впливу; згідно стандартів *ISO 14040/44* є такі кроки оцінювання впливів:

- обов'язкові кроки: класифікація (англ. *classification*) і характеристика (англ. *characterization*);

- додаткові кроки: нормалізація (англ. *normalization*), ранжування (англ. *ranking*), групування (англ. *grouping*) і порівняння (англ. *weighting*).

4-й етап. Інтерпретація отриманих результатів [119].

Відповідно до Європейського стандарту докільних впливів, спричинених ВЕУ, виділяють екосистемні послуги, які виконують ЛК, що піддаються впливу СТС, наприклад: *забезпечувальні/продукувальні послуги* залежать від впливу абіотичного виснаження – невикопних ресурсів (*ADP-non-fossil, kg Sbeq*); абіотичного виснаження – викопних ресурсів (*ADP-fossil, MJ net caloric value*); *регулюючі послуги (TEEB), регулювальні і підтримувальні функції (MA)*, а також *регулювальні і зберігальні послуги (CICES)* залежать від впливу окислення (*AP, kg SO<sub>2</sub>eq*); евтрофікації (*EP, kg (PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>-eq*); глобального потепління (*GWP, kg CO<sub>2</sub>eq*); руйнування озонового шару (*ODP, kg CFC-11 eq*); утворення фотохімічного озонового шару (*POCP, kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>eq*) тощо [167].

Категорії впливів з боку ВЕУ на ландшафтний комплекс дещо відрізняються для різних методів кількісного оцінювання. На сьогодні найчастіше на практиці використовують такі методи: *ReCiPe Endpoint (E), Impact 2002, Eco-points, Eco-indicator, EPS system, MIPS concept* та ін. [168]. Категоріями нанесеної шкоди в багатьох методах є якість екосистем, здоров'я людини та виснаження природних ресурсів. Але вони можуть бути також і дуже специфічними відповідно до потреб аналізу, зокрема поглинання *CO<sub>2</sub>*, зміна ґрунту, викопне паливо та ін. [127].

У цьому дослідженні застосовано інтегровані показники для оцінки впливів ВЕУ на компартменти ландшафтного комплексу ПЧГ впродовж їхнього життєвого циклу. Для цього *SimaPro* пропонує широкий набір методів і баз даних, які вважають найбільш визнаними та обґрунтованими для аналізу такого напрямку. В нашому випадку етапами дослідження передбачено такі кроки: визначення передумов проблеми, опис функціонального блоку, побудова блок-схеми ЖЦ, визначення меж системи, визначення сценарію поводження з відходами, інвентаризація, генерування дерева процесу, класифікація, характеристика, нормалізація, порівняння впливів, визначення екологічного індексу.

### **3.2. Симуляція впливу окремої вітроенергетичної установки на підсистеми та яруси компартменту ландшафтного комплексу**

*Мета і масштаб робіт.* Метою аналізу є розрахунок інтегрованих показників впливу ВЕУ впродовж її життєвого циклу на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ. Отримані показники будуть використані для моделювання впливу ВЕУ на підсистеми та яруси компартментів ЛК та прогнозування станів ПЧГ з метою оцінювання якості екосистемних послуг, які вона надаватиме зазнавши впливу з боку СТС.

*Функціональна одиниця.* В цьому дослідженні як функціональну одиницю вибрано електроенергію, яку генерує один ВЕУ впродовж свого життєвого циклу. За даними [169] ВЕУ виробляє  $7,890 \text{ МВт} \times \text{г}$  на рік, що відповідає коефіцієнту потужності (кількість енергії, яку виробляє турбіна ВЕУ за один рік, поділена на загальну кількість, яку б отримали, якщо вона працювала на повну потужність [169])  $30,02 \%$ , що становить  $157\,800 \text{ МВт} \times \text{год}$  електроенергії, виробленої впродовж 25 років. Значення може змінюватись на різних ділянках і через різні умови вітру.

*Блок-схема життєвого циклу.* Рисунок 3.2 ілюструє ЖЦ вітрової турбіни ВЕУ від виробництва до утилізації відходів. Міра передачі енергії, виробленої вітрогенератором, не включається, оскільки вважається, що передача

електроенергії від будь-якого джерела енергії буде однаковою. Викиди представлені як « $E_m$ ».

*Визначення меж системи.* Ще одним істотним завданням на першому етапі ОЖЦ є визначення меж досліджуваної системи, оскільки важливо відкинути впливи, неістотні для аналізу. Визначаючи межі системи виникає явище рекурсії: для видобутку сировини чи виробництва енергії необхідні основні засоби (машини, обладнання, транспорт і т.д.), а вони теж мають свій життєвий цикл (нескінченна регресія, *endless regression*).

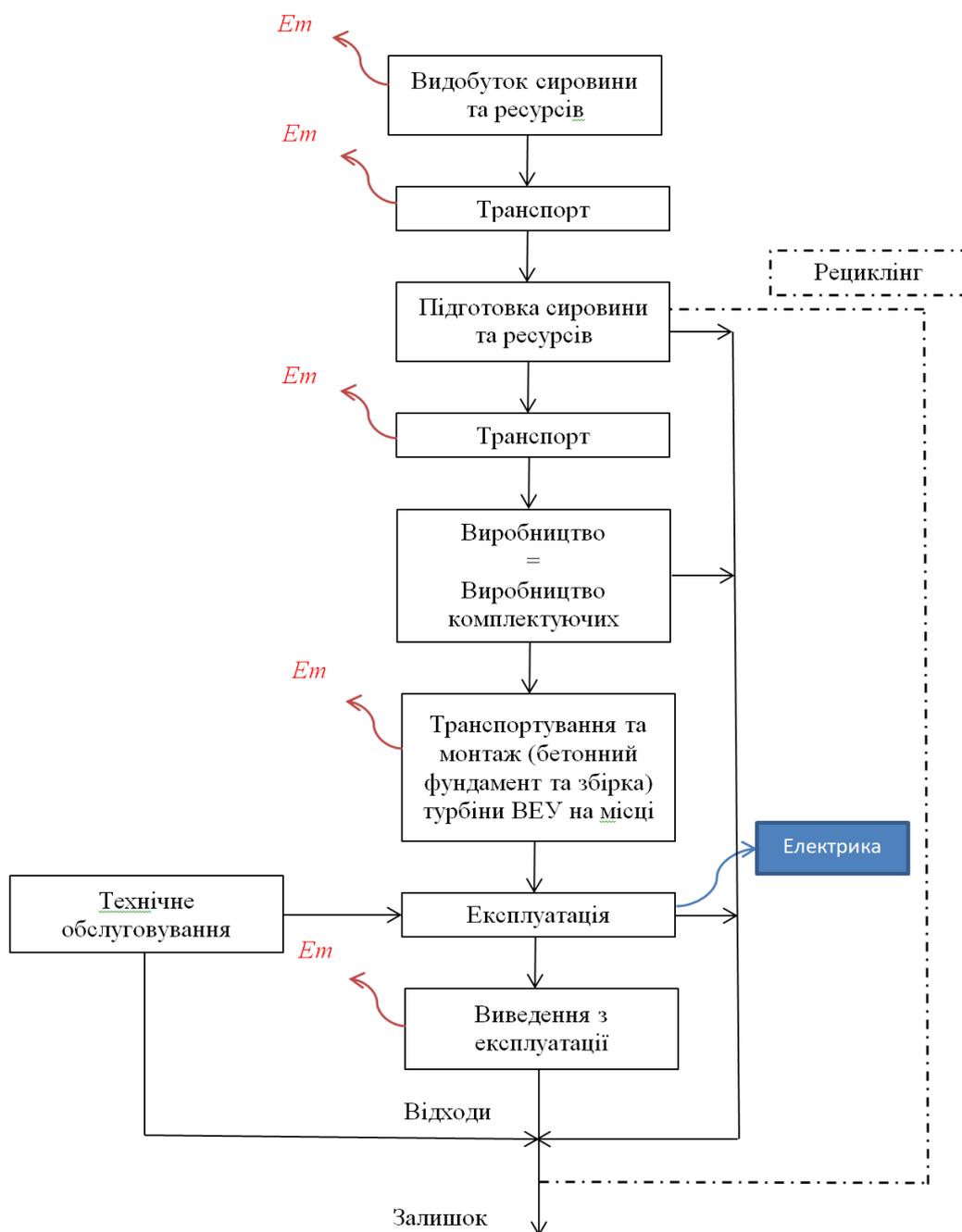


Рисунок 3.2 – Блок-схема життєвого циклу вітрової турбіни ВЕУ

Виключення окремих складових системи з розгляду може суттєво вплинути на результати оцінювання. Тому, щоб уникнути помилок, в практиці ОЖЦ використовують два підходи: основні засоби зовсім не розглядають в аналізі або враховують лише впливи від видобутку сировини і транспортування. Такі бази даних як *Ecoinvent* та *USA Input Output* враховують основні засоби, використовуючи другий підхід. В ОЖЦ природних систем ці системи розглядають як економічні, а не як природні. Тому поглинання вуглецю і вплив на землекористування не розглядають взагалі, але враховують забруднення навколишнього середовища пестицидами. Метод *ReCiPe*, який реалізований у *SimaPro*, базується саме на цьому принципі визначення меж між природними та економічними системами.

Перший етап завершують визначенням мети і предмету дослідження.

Наступним етапом дослідження, згідно з процедурою ОЖЦ, є *опис життєвого циклу*. Для виявлення та опису ЖЦ потрібні такі дані: відомості про досліджуваний об'єкт, які повинен зібрати аналітик (*Foreground data*), і фонові дані про фізичні/хімічні залежності та процеси (*Background data*), які містяться в літературі та базі даних *Ecoinvent v3*, котра пропонується разом з програмою *SimaPro*. Більшість використаних даних взяті зі звіту *LCA*, реалізованого *Vestas* [169], та з Загальної специфікації «*Siemens SWT DD-142*» [170].

На рисунку 3.3 зображена згенерована програмою *SimaPro* модель для досліджуваної вітрової турбіни ВЕС, яка розглядатиметься далі в підрозділі 3.3.

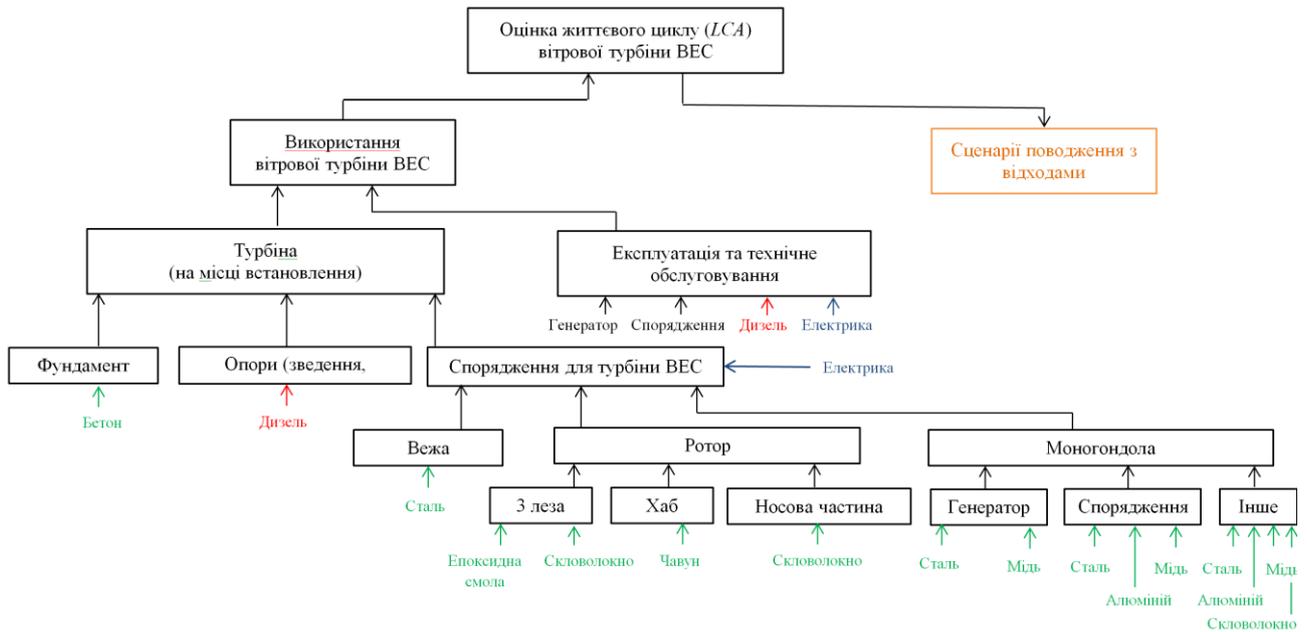


Рисунок 3.3 – Модель оцінки життєвого циклу окремої вітрової турбіни

Виробництво ВЕУ охоплює період від отримання сировини до завершення роботи зі встановлення вітрогенератора. Виробництво турбіни можна подати як виготовлення трьох її основних частин: вежі, ротора і гондоли.

Оскільки дані про споживання енергії, яку використовують для кожного виробничого процесу, є недоступні, загальне споживання енергії було визначено для всього виробництва та експлуатації турбін ВЕУ і становить  $7405 \text{ МВт} \times \text{год}$  електроенергії. Загальне споживання енергії впродовж фази виробництва становить  $7795 \text{ МВт} \times \text{год}$  [170].

Але це число окрім енергії, необхідної для виготовлення та експлуатації турбіни, містить також енергію, необхідну для всієї фази переробки сировини. Тому слід відняти  $390 \text{ МВт} \times \text{год}$  (число, розраховане за даними, доступними в *SimaPro*) від  $7795 \text{ МВт} \times \text{год}$ , щоб споживання енергії на сировину не подвоювалось. В *SimaPro* використані дані бази *BUWAL 250* – Електроенергія Данії В250, що є змішаним виробництвом середньої електроенергії в Данії.

Нижче подана інформація з різних баз даних про затрати матеріалів і палива, що теж використані, як вхідні дані до програми *SimaPro*. Зокрема вежа виготовлена зі сталевих (100 % сталі) плит [169]. За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* для виробництва 105-метрової вежі турбіни потрібно 275 т арматурної заводської сталі [170]. Вигляд вежі в моделі не враховано.

Ротор складається з 3-х лопатей, маточини і конуса. Лопаті турбіни *Vestas* виготовлено з *Prepreg*, що є різновидом просоченого епоксидною смолою скловолокна. Воно містить 60 % скловолокна і 40 % епоксидної смоли [169]. За даними баз *IDEMAT 2001* та Процеси системи *Ecoinvent* використано епоксидні смоли, армований скловолокном пластик і поліефірну смолу. Маса лопаті становить 6,6 т, а з врахуванням 10 % відходів *Prepreg* під час обробки – 7,3 т (2,9 т епоксидної смоли і 4,35 т скловолокна) [169, 170]. Також у складі лопаті є деяка кількість вуглецевого волокна, але цими даними знехтувано. Фарбування конуса в моделі теж не враховано.

За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* маточина виготовлена з чавуну і важить 8,5 т [170]. Конус – захисна оболонка маточини. Оскільки їх спільна маса становить 20 т [170], то маса конуса – 11,5 т. За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* його виготовлено з армованого скловолокном поліестеру, пластику і поліефірної смоли. Фарбування конуса в моделі теж не враховано.

Гондола складається з кришки, генератора, редуктора, трансформатора, системи позиціонування і електроніки. Оскільки, згідно документації виробника, генератор і редуктор впродовж терміну експлуатації турбіни слід замінювати, то гондолу моделюють як три основні компоненти: генератор, редукторна система, механізми і кожухи (цей компонент містить все окрім генератора і редуктора). Маса генератора 8,5 т [170]. За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* генератор містить 35 % рафінованої міді і 65 % арматурної сталі [171]. Хоча генератор окрім вказаних основних містить і інші матеріали, але оскільки про них відсутні дані, то була обрана саме така модель. Редукторна система (редуктор, коробка передач) має загальну масу 23 т [170]. За даними бази даних Процеси системи *Ecoinvent* редуктор містить 1 % рафінованої міді, 98 % арматурної сталі і 1 % алюмінієвого виробничого сплаву [172].

Третій компонент – механізми і кожухи – має загальну масу 37 т [169]. За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* він містить 85 % арматурної сталі, 8 % алюмінієвого виробничого сплаву, 4 % рафінованої міді та 3 % армованого скла, а саме армованого скловолокном пластику і поліефірної смоли. Хоча ця

частина ВЕУ містить більшу кількість складових, зокрема – кожух редуктора, трансформатор, електроніка, вал тощо, але, оскільки, для кожного з них дані недоступні, то наведена вище модель базується на обліку основних використаних матеріалів і їх відсотка щодо загальної маси одиниці.

Для отримання готової до функціонування турбіни на певній ділянці необхідно реалізувати три окремі етапи життєвого циклу ВЕУ. Спочатку слід завершити фазу її виготовлення. Тоді на місці встановлення ВЕУ треба побудувати фундамент. І нарешті, різні частини ВЕУ (вежа, ротор і редуктор) повинні бути встановлені і зібрані. Фундаментом є котлован з типовими розмірами 15 м × 15 м × 2 м, заповнений армованим бетоном. За даними бази *IDEMAT 2001* використано армований залізобетон загальною масою 1200 т [169]. Енергетичні затрати на реалізацію котловану окремо не розглядалися, оскільки цей етап поєднано з транспортування різних частин турбіни до майданчика та зведення турбіни на місці.

Використовуваний паливний ресурс – це, зазвичай, дизельне паливо. За даними бази Процеси системи *ETH-ESU 96* використано 5382 кг дизеля *Europe S* бо енергія, спожита для монтажу і транспортування становить 74 МВт × год, тобто 266400 МДж [169], а теплотворна здатність дизельного палива 49,5 МДж/кг.

Фаза «Використання вітрогенератора» включає етап експлуатації та обслуговування ВЕУ (на місці). Експлуатація турбіни майже не потребує ресурсів, оскільки сама ВЕУ використовує вітрову енергію не виділяючи будь-якого забруднювача. Водночас, деяка частина енергії потрібна для системи повороту ротора ВЕУ за вітром. Через відсутність конкретних даних ці затрати включені в загальне споживання енергії і враховані у фазі виготовлення.

Споживання енергії під час технічного обслуговування – це, здебільшого, споживання палива, оскільки стосується транспортування персоналу до місця розташування турбіни. За даними бази Процеси системи *ETH-ESU 96* використано дизель *Europe S* обсягом 1020 кг, оскільки

споживання енергії для монтажу та транспортування дорівнює  $14 \text{ МВт} \times \text{год}$  [173].

Крім того, передачу та редуктор замінюють один раз впродовж 25 років експлуатації вітрогенератора. Оскільки їх віднесено до «ресурсів», використаних під час експлуатації та технічного обслуговування, а енергія, необхідна для їх виготовлення, була врахована як затрати для виготовлення всієї турбіни, то потрібно додати  $608 \text{ МВт} \times \text{год}$  електроенергії, щоби всі ресурси були враховані. Вказане значення ( $608 \text{ МВт} \times \text{год}$ ) відповідають 8,2 % споживання електроенергії за весь виробничий процес турбіни ( $7405 \text{ МВт} \times \text{год}$ ), оскільки вага редуктора та генератора (31,5 т) становить 8,2 % від загальної маси турбіни (385,5 т). Заміна мастильних матеріалів, необхідних для всіх рухомих деталей, наприклад в редукторі, врахована в загальному споживанні енергії, вираженому як обсяг спожитого дизельного палива, і не розглядається як власний використаний ресурс.

Розглянуто такі сценарії поводження з відходами:

- для типу відходів: сталь і чорні метали – за даними бази Процеси системи *Ecoinvent* 90 % сталі та заліза переробляють; за даними бази Процеси системи *ETH-ESU* 96 10 % сталі, неактивної в умовах звалища, складують на землі [169];

- для типу відходів: мідь – за даними бази *Ecoinvent* 90 % міді переробляють; за даними бази Процеси системи *ETH-ESU* 96 решта 10 % міді, неактивної в умовах звалища, складують на землі [169]. Споживання енергії під час виробництві міді становить  $130,3 \text{ ГДж/т}$  [174], а затрати на її переробку становлять 20 % від виробництва (13 % під час переробки [174], 20 % під час консервування). Під час переробки міді, за даними Данія B250, споживання енергії переведеної в електроенергію, становить  $7 \text{ МВт} \times \text{год}$ ;

- для типу відходів: пластмаси – 100 % пластмас та скловолокна спалюють [169]. За даними бази Процеси системи *Ecoinvent* утилізація поліетилентерефталату потребує 0,2 % води під час спалювання в міських печах;

- для типу відходів: бетон – за даними бази Процеси системи *ETH-ESU* 96 100 % бетону, неактивного в умовах звалища, складають на землі;
- транспортування – прийнято, що місце для рециклінгу, складування ґрунту та сміттєспалювальний завод розташовані в середньому за 200 км від місця встановлення ВЕУ. Тоді на кожен тону матеріалу, що переробляється, припадає 200 км транспортування. За даними бази *BUWAL* 250 використано вантажівку В250 вантажопідйомністю 28 т.

### **3.3. Побудова дерева процесу життєвого циклу вітроенергетичної установки для реалізації алгоритму дослідження її впливу на підсистеми та яруси компартменту ландшафтного комплексу**

Генерація електроенергії за рахунок вітру не має суттєвого негативного впливу на навколишнє середовище та соціальну сферу, окрім того спостерігається скорочення викидів парникових газів та інших шкідливих речовин до атмосфери. За оцінками Інституту відновлюваної енергетики НАН України, тільки за рахунок запланованого введення в експлуатацію ВЕС потужністю 16000 МВт до 2030 р. середньорічні викиди вуглекислого газу не збільшаться на 32 млн. т., а річна економія газу становитиме 14,4 млрд. м<sup>3</sup>.

Однак ВЕС, хоча і є джерелом відновлювальної енергетики та запобігає виснаженню природних невідновних ресурсів, як будь-який інший об'єкт господарської діяльності, викликає зміни природних характеристик ландшафтних комплексів та властивостей його компартментів, що призводить до формування техногенних геокомплексів.

Дослідження впливу ВЕС на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ були проведені з урахуванням низки їх параметрів, зокрема технічних характеристик. Згідно проєктного рішення запроєктована ВЕС складається з окремих ділянок та розташованих на них споруд і обладнання. Основним обладнанням проєкту є ВЕУ. Зважаючи на вітрові та погодні умови на території планованої діяльності, а також акустичні, вібраційні та інші характеристики

було обрано ВЕУ фірми «*Siemens SWT DD-142*». Вітроустановки сертифіковані згідно *ISO 9001* та *IEC 61400-12-1*.

До стаціонарних об'єктів ВЕС входять: система і споруди управління роботою ВЕС, споруди ремонтно-експлуатаційної бази та розподільчі пункти з силовим обладнанням та інженерними комунікаціями, фундаменти башт, башти ВЕУ, опори та повітряні і кабельні підземні лінії, під'їзні шляхи, інші допоміжні споруди та інженерні комунікації, необхідні для роботи ВЕС, а також забезпечення життєдіяльності обслуговуючого персоналу.

При розміщенні ВЕУ враховують наявність доріг для транспортування обладнання та можливість організації під'їздів до ВЕУ, зокрема максимальне використання існуючої інфраструктури для якнайменшого впливу на навколишнє середовище. Орієнтація розміщення ВЕУ враховує домінуючі напрямки вітру. Відстані між турбінами визначались, виходячи насамперед з результатів аналізу вітрових характеристик території та міркувань оптимізації розташування ВЕУ для зменшення впливу на навколишнє середовище, а також врахування візуального впливу на населення найближчих поселень, туристів тощо.

На місцях розташування вітроенергетичних установок передбачено тимчасове розміщення будівельних майданчиків для монтажу та обслуговування об'єктів. Іншу категорію становлять земельні ділянки, які тимчасово використовують для зберігання деталей конструкцій. Уздовж рядів ВЕУ проєктуються підземні кабельні та комунікаційні лінії і технологічні дороги, які відображено на схемах інженерних мереж.

Межами системи дослідження ВЕУ є: виробництво матеріалів та обладнання, потрібних для виготовлення складових частин турбіни та допоміжних споруд і фундаменту (бетон, алюміній, сталь, скловолокно тощо); експлуатація наявних доріг для транспортування складових частин вітряної турбіни та іншого обладнання від місця їх виробництва до місця встановлення спеціалізованими вантажівками; монтаж ВЕУ за допомогою підйомних кранів; тимчасово використана земельна ділянка площею 1,25 га для зберігання деталей конструкцій; візуальний вплив ВЕУ висотою до 150 м (з врахуванням

обертання лопатей); мерехтлива тінь, акустичний вплив і вібрація від обертання лопатей та роботи генераторів; електромагнітне випромінювання проєктованих повітряних і кабельних ліній електропередач та трансформаторної підстанції; вплив на водне середовище.

За результатами реалізації 1 – етапу встановлено мету та предмет дослідження. Метою є розрахунок інтегрованих показників впливу ВЕУ впродовж його ЖЦ на компартменти ландшафтного комплексу у ПЧГ. Отримані показники – предмет дослідження – будуть використані для моделювання впливу на підсистеми та яруси компартментів ландшафтного комплексу у ПЧГ та прогнозування їх станів.

Згідно з процедурою ОЖЦ встановлені мета і предмет дослідження, а також згенерована програмою *SimaPro* модель (див. рис. 3.8), дали змогу продовжити 2 – етап дослідження – опис життєвого циклу ВЕУ і перейти до інвентаризації. Інвентаризацію виконано згідно з визначеними межами і внесеними даними. Фаза інвентаризації є ядром і спільною рисою будь-якого ОЖЦ. На цьому етапі ідентифікують та кількісно визначають всі матеріальні потоки, потоки енергії та всі потоки відходів, що потрапляють у навколишнє середовище впродовж усього життєвого циклу досліджуваної системи. Кінцевим результатом аналізу запасів є таблиця інвентаризації. Фаза інвентаризації складається з чотирьох окремих кроків:

- побудова дерева процесів – інакше, схеми технологічного процесу;
- збір даних;
- алокація – пов'язування даних з вибраним функціональним блоком;
- інвентаризаційна таблиця – інакше, розробка загального енергетичного та матеріального балансу (усі входи і виходи впродовж усього життєвого циклу).

Опис життєвого циклу найкраще почати з готового продукту, а потім розвивати всі етапи ЖЦ продукту до і після нього. Далі слід визначити, яку частку загальних викидів та споживання матеріалів слід віднести до кожного конкретного продукту. Те саме стосується процесів з багатьма входами, як наприклад, виробництво бензину. Основною проблемою алокації є розподіл

викидів та витрат матеріалів між кількома продуктами або процесами, для вирішення якої розроблено кілька методів. Альтернативою алокації – може бути її відсутність. Інакше кажучи, оскільки для розподілу завжди потрібні більш-менш суб'єктивні рішення, *ISO* рекомендує його уникати, якщо це можливо. Для цього рекомендовано розширити межі системи, включивши в неї процеси, які були б необхідні, щоб зробити той самий побічний продукт звичайним способом.

За оцінками Національної лабораторії США з питань розвитку відновлювальної енергетики (*NREL*) на всіх етапах життєвого циклу ВЕС розрізняють зони постійного і тимчасового впливу. Зони постійного впливу становлять 1–2 % загальної площі, зайнятої під ВЕС. Зони тимчасового впливу займають від 1 до 6 % території ВЕС. Ділянки майданчиків ВЕС, які залишаються поза впливом будівництва можуть бути використані для інших потреб, наприклад для вирощування сільськогосподарських культур, або для випасу худоби чи рекреації. Це додаткова користь в результаті процесу, пов'язаного з аналізованим продуктом, яку слід відобразити у його екологічному профілі. Тоді екологічне навантаження на етапі виробництва та транспортування ВЕУ, якого уникають внаслідок інших позитивних чинників, можна відняти від загального екологічного навантаження. Так можна виділити ту частину викидів і споживання матеріалів, за які відповідає основний продукт, а решту можна віднести до уникнення небажаного екологічного впливу.

Інвентаризаційна таблиця є основою для наступного кроку ОЖЦ – оцінки впливу (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Вибрані предмети в інвентаризаційній таблиці для виробництва 1-ї ВЕУ,  
отримано за допомогою програмного забезпечення *SimaPro*

Компонент	Суб-компонент	Матеріал	Кількість
1	2	3	4
Ротор	Леза	Склопластик	53 т
	Втулка з носовим конусом	Чавун	35 т
		Низьколегована сталь	21 т

		Склопластик	1,4 т
Моногондола	Генератор	Мідь	10 т
		Електротехнічна сталь	23 т
	Коробка передач	Чавун	42 т
		Високолегована сталь	42 т
	Навіс	Склопластик	10 т
	Основний каркас	Чавун	35 т
Низьколегована сталь		19 т	
	Основний вал	Високолегована сталь	27 т
		Низьколегована сталь	4,8 т
	Трансформатор	Мідь	7,8 т
		Електротехнічна сталь	18 т
Вежа	Трубна сталь	Низьколегована сталь	350 т
	Внутрішній елемент вежі	Алюміній	2,6 т
		Мідь	1,3 т
Фундамент	Баласт	Гравій	5200 т
	Бетон	Бетон	1300 м <sup>3</sup>
	Армування	Армована сталь	560 т

Типова інвентаризаційна таблиця ОЖЦ містить декількох сотень і більше елементів. Вони можуть бути згруповані в категорії: сировина, викиди в атмосферу, воду, ґрунт, тверді викиди, нематеріальні викиди (акустичне навантаження, радіація, землекористування) тощо. Дані з інвентаризаційної таблиці слід опрацювати для досягнення більш високого рівня агрегації. В ідеалі процес агрегації повинен привести до значущого єдиного балу.

На основі проведеної інвентаризації, згідно з визначеними межами і внесеними даними, представленими у табл. 3.1, програма *SimaPro* генерує дерево процесу для визначення потенційних впливів (рис. 3.4).

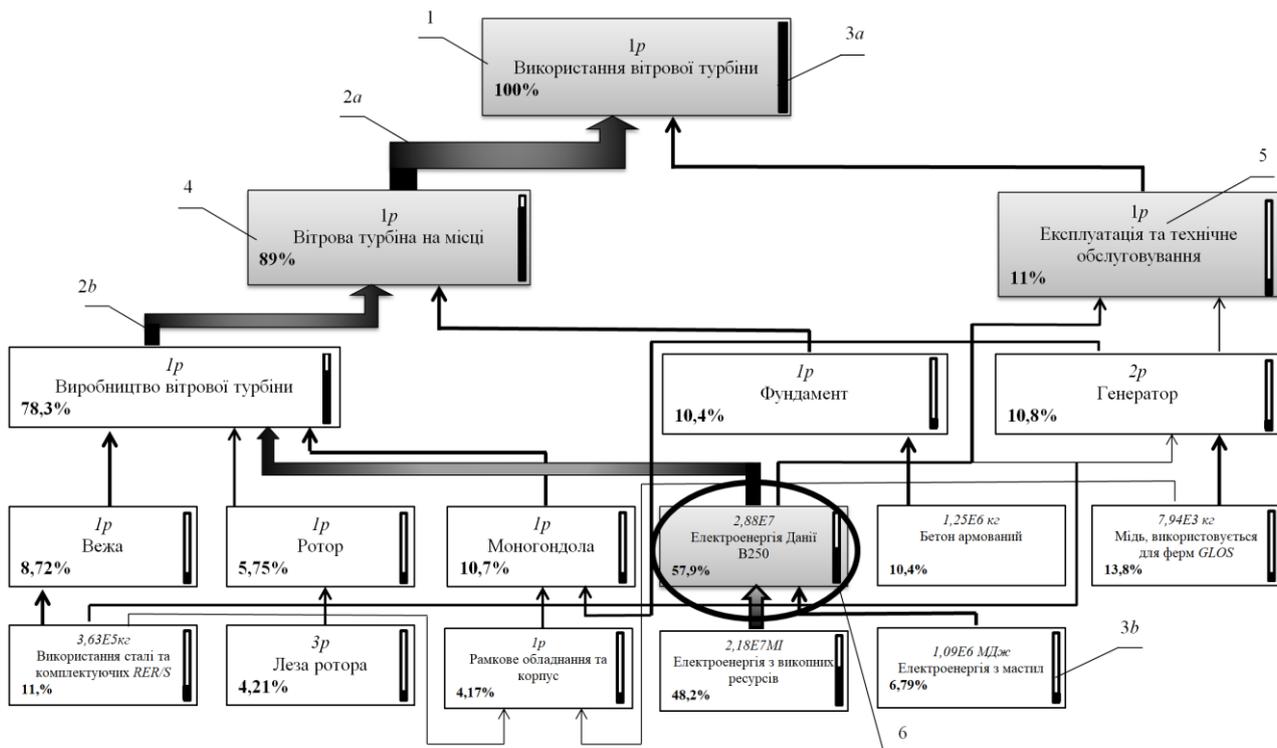


Рисунок 3.4 – Дерево процесу життєвого циклу ВЕУ:

1 – центральний елемент; 2a – входні потоки; 2b – вихідні потоки; 3a – термометри, 3b – вертикальні смужки у правій частині кожного блоку – показують навантаження на довкілля або його уникнення, яке утворює кожен елемент схеми; 4 – Транспортування та монтаж (бетонний фундамент та збірка); 5 – Експлуатація; 6 – Електроенергія України B250; ширина лінії відповідає значенню впливу.

На рис. 3.4 зображено дерево процесу життєвого циклу ВЕУ, в основі якого дані, отримані зі Звіту з оцінки впливу на довкілля «Будівництво вітрової електростанції 120 МВт на території Воловецької селищної ради Воловецького району та на території Березниківської, Дусинської, Неліпинської та Тибавської сільських рад (за межами населених пунктів) Свалявського району Закарпатської області» № 2018821379 від 02.05.2018 р.

На рис. 3.5 зображено типовий блок процесу для розрахунку екологічного індексу, що містить матеріал, процес або життєвий етап вітроенергетичної установки в кількості 1 одиниця; поточно розраховане значення – тут частковий екологічний показник для цього впливу та «термометр», що показує внесок процесу в загальний екологічний показник. Значення межі було встановлено як 4 %, а лінії мають ширину відповідно до їх значимості в кінцевому результаті. Дослідження блок-схеми дасть змогу проаналізувати конкретні етапи

життєвого циклу ВЕУ і їх вплив на кінцевий результат. Розрахунок проводять для кожного елемента життєвого циклу ВЕУ.

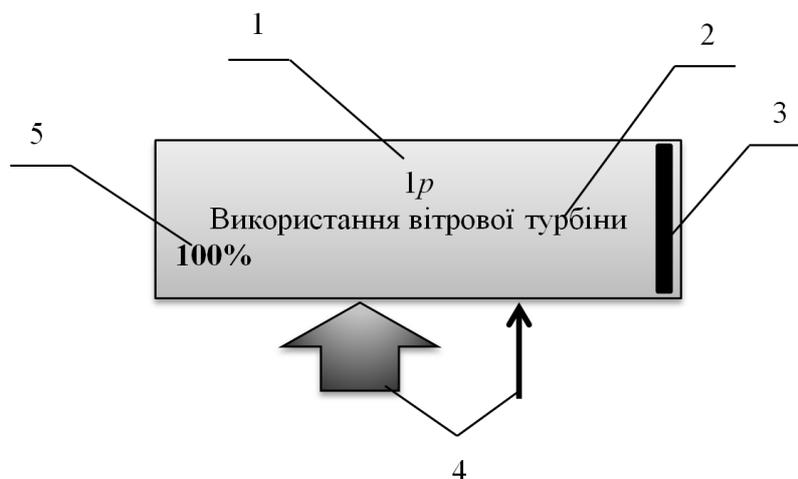


Рисунок 3.5– Блок процесу для розрахунку екологічного індексу:

1 – кількість, тут: одна штука; 2 – матеріал, процес або етап життєвого циклу, тут: вітряна турбіна; 3 – екологічний «термометр» показує внесок процесу в екологічний індекс загалом, тут: чорний колір вказує на «негативний» вплив на навколишнє середовище; 4 – лінії, що з'єднують процеси життєвих стадій, чорний колір вказує на «негативний» вплив на навколишнє середовище; ширина лінії відповідає значенню впливу; 5 – значення поточної обчисленої кількості, тут: частковий екологічний індекс

Аналізуючи дерево процесу (див. рис. 3.4) було встановлено, що споживання енергії (особливо з вугілля), виражене як Електроенергія України В250, значно впливає на навколишнє середовище (57,5 %). Це можна пояснити впливом споживання палива і, отже, видобутку ресурсів, а також збільшенням викидів (парникові гази, респіраторні неорганічні речовини тощо) чи продукуванням канцерогенів. Як вже згадувалося раніше, вказану енергію використовують для таких необхідних процесів, як виробництво різних деталей вітряних турбін чи транспортування. Іншими стадіями процесу, які суттєво впливають на результат, є виробництво міді та арматурної сталі з впливом відповідно 13,8 % та 11,5 %. Також було виявлено, що процеси експлуатації і обслуговування теж істотні з впливом 11 % на загальний результат.

### 3.4. Оцінювання впливу вітроенергетичної установки на підсистеми і яруси компартменту ландшафтного комплексу

Перший крок для досягнення вищого рівня агрегації даних – це їх класифікація. З класифікації розпочинається 3-й етап дослідження – оцінювання впливу на довкілля життєвого циклу ВЕУ. Вхідні та вихідні потоки ЖЦ групують так, що кожна з груп представляла обрану категорію впливу. Аналогічно впорядковують інвентаризаційну таблицю для кожної категорії впливу враховувати (якісно та кількісно) всі відповідні викиди чи споживання матеріалів. Тут типовим джерелом невизначеності є відсутність загальновизнаного відповідного офіційного переліку впливів на навколишнє середовище. Однак, в результаті численних вже виконаних ОЖЦ існує «стандартний» перелік впливів на навколишнє середовище, які доцільно використовувати. Зокрема, це широко визнані екологічні проблеми, такі як виснаження ресурсів, токсичність, глобальне потепління, руйнування озонового шару, евтрофікація, підкислення тощо. І, хоча вибір категорій впливу суб'єктивний, його слід скорегувати так, аби добре представити навантаження на навколишнє середовище, спричинене продуктом, оскільки результат ОЖЦ залежить від вибору категорій впливу. Перелік, якщо це можливо, слід укласти вже як частину визначених мети та предмету дослідження. Існує багато інших категорій впливу, які можуть бути важливими в певних ситуаціях, особливо в локальному масштабі, і тому теж повинні бути враховані. Наприклад, радіаційний вплив, залишкові поклади твердих побутових відходів, акустичний вплив, запах та деградація земель, порушення ландшафту, землекористування. Деякі впливи можуть бути віднесені до більш ніж однієї категорії, наприклад  $NO_2$  викликає підкислення, евтрофікацію та токсичність (рис. 3.6).

На рисунку 3.6 ліворуч вказано використану сировину (вгорі) та забруднюючі речовини (внизу) впродовж ЖЦ. Праворуч наведено категорії впливу, до яких належать ці викиди. З рисунку видно, що один викид може спричинити кілька впливів, а кілька викидів спричиняють той самий вплив.

Отже під час оцінювання ЖЦ всі викиди та споживання у ньому, потенційно можуть сприяти утворенню екологічних проблем. Тому обидва терміни «вплив на навколишнє середовище» і «життєвий цикл» повинні бути належно зрозумілі і тлумачені.

Вплив на навколишнє середовище є наслідком фізичної взаємодії між досліджуваною системою та навколишнім середовищем. На практиці всі екологічні наслідки представлені кількома категоріями екологічних проблем. Найчастіше використовують: виснаження ресурсів; глобальне потепління; руйнування озонового шару; токсичність для людини; екотоксичність; фотохімічне окислення; підкислення; евтрофікація; землекористування; інші (зокрема, тверді відходи, важкі метали, канцерогени, радіація, вимирання видів акустичного навантаження).

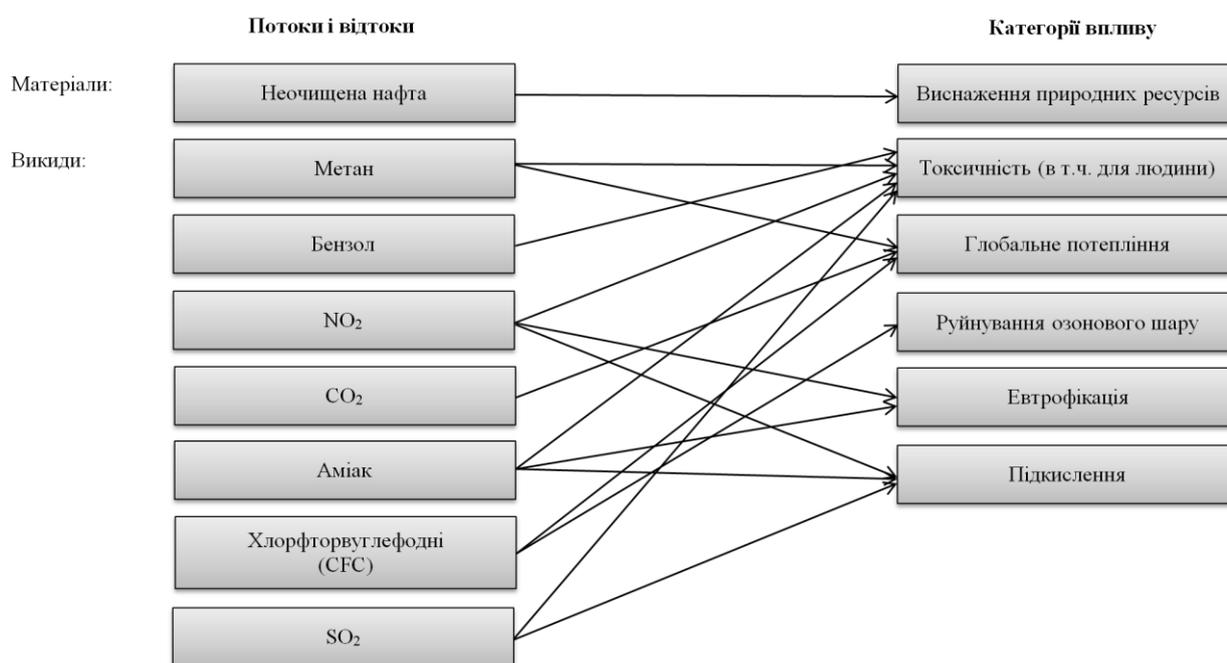


Рисунок 3.6 – Зв'язки між викидами та категоріями впливу.

На попередньому етапі речовини були згруповані в інвентаризаційній таблиці за певними категоріями впливу. Однак різні речовини в окремій групі мають різний вплив. Під час етапу характеристизації оцінюють вагу кожного небажаного впливу і оцінюють його внесок у кожну екологічну проблему. Це необхідно, щоби виразити вплив для кожної категорії одним числом.

Для цього характеризацію слід представити екологічною моделлю, що дає змогу порівнювати різні речовини, які сприяють одній і тій же екологічній проблемі (рис. 3.7).

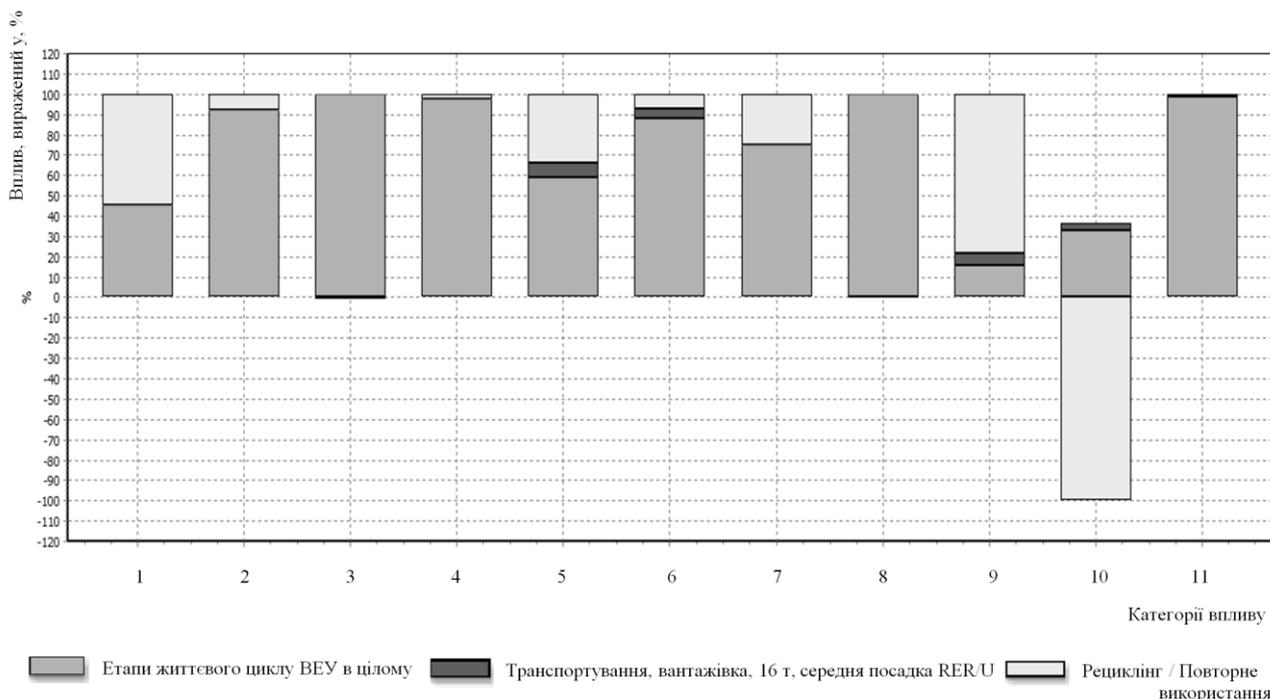


Рисунок 3.7 – Характеризація впливів життєвого циклу ВЕУ за методологією *Eco-indicator '99*:

1 – канцерогени (*carcinogens*); 2 – респіраторна органіка (*resp. organic*); 3 – респіраторна неорганіка (*resp. inorganic*); 4 – зміна клімату (*climate change*); 5 – радіація (*radiation*); 6 – озоновий шар / руйнування озонового шару (*ozone layer*); 7 – екотоксичність (*ecotoxicity*); 8 – підкислення/евтрофікація (*acidification/eutrofication*); 9 – землекористування / використання ландшафту (*landuse*); 10 – мінеральні ресурси / корисні копалини (*minerals*); 11 – викопне паливо (*fossil fuels*)

Використана для агрегування даних за однією категорією впливу обчислювальна процедура може бути пояснена на прикладі глобального потепління. Для цього використовують так звані коефіцієнти еквівалентності, які показують у скільки разів певна сполука посилює проблему в порівнянні з обраною еталонною речовиною. Для глобального потепління таким еталоном є вміст  $CO_2$ . Всім іншим речовинам, що сприяють парниковому ефекту, присвоюють коефіцієнт, пропорційний цьому ефекту. Наприклад, метан має коефіцієнт еквівалентності 11. Це означає, що 1 кг метану спричиняє такий самий парниковий ефект, як і 11 кг вуглекислого газу. Результат виражають в еквівалентній кількості  $CO_2$ . Коли підраховано еквівалентність всі показники, віднесені до однієї категорії впливу,

мають спільне представлення і можуть бути підсумовані. Зазвичай після перерахунку всі викиди виражають в кілограмах.

Електроенергія, спожита для виготовлення ВЕУ, має найбільший вплив на зміну клімату і становить 85 % від загальної кількості або 1,58 *DALY* (тут і далі *DALY*, англ. *Disability Adjusted Life Years* – роки життя з інвалідністю – уніфікована одиниця представлення ступеня небажаного впливу). Це очевидно, оскільки виробництво електроенергії в Україні в основному базується на використанні вугілля, як палива [175], що безумовно призводить до викидів  $CO_2$ . За рахунок скорочення вугілля серед первинних джерел енергії поточний вплив на зміну клімату може бути меншим, ніж в представленій моделі ОЖЦ. Результати моделювання перерахованих вище впливів шкідливих речовин з врахуванням сценарії поводження з відходами (СПВ) представлені в табл. Д.1 (див. Додаток Д).

Виробництво арматурної сталі є наступним найістотнішим чинником, який, однак, є незначним порівняно з електроенергією отриманої з вугілля (див. рис. 3.7). Переробка сталі та чавуну з вітротурбіни позитивно впливає на зміну клімату, оскільки заміняє затрати енергії, необхідні для виробництва 334 тонн заліза. Вплив використання вітрогенератора становить 2,14 *DALY*. Однак реалізація сценарію поводження з відходами (0,883 *DALY*) зменшує це значення до загального впливу 1,25 *DALY* (на 41 %).

Електроенергія з вугілля найбільше сприяє канцерогенному впливу внаслідок виробництва сталі та міді (див. рис. 3.7). Оскільки вся сталь і залізо йдуть на переробку, то скорочення канцерогенів за рахунок їх рециклінгу є більшим (0,41 *DALY*), ніж під час виробництва арматурної сталі (0,38 *DALY*). Основними речовинами, які мають канцерогенний вплив і потрапляють у воду як іони, є миш'як (0,81 *DALY*) та неідентифіковані метали (0,028 *DALY*), а в повітря – неідентифіковані метали (0,342 *DALY*), кадмій (0,06 *DALY*) та миш'як (0,27 *DALY*).

Вугілля для електростанцій є найбільшим джерелом респіраторної неорганіки (див. рис. 3.7). Також бетон для фундаментів ВЕУ має серйозний

вплив на дихальну систему. Пил, діоксид азоту та діоксид сірки (2,33, 1,65 та 1,51 *DALY* відповідно) є головними загрозами для органів дихання. Використання сценарію поводження з відходами дає змогу знизити викиди неорганічних речовин на 15,4 % і досягнути їх загального впливу 5,91 *DALY*.

Викопне паливо, таке як вугілля, нафта та газ, в основному використовують для отримання електроенергії. Виробництво металів, наприклад сталі чи заліза є дуже енергозатратним. Тому виробництво арматурної сталі є третім за обсягом споживачем викопного палива. Транспортування сировини і компонентів ВЕУ, а також його зведення потребують значної кількості дизельного палива, що на рис. 3.7 виражено як неочищена нафта.

Респіраторна органіка. Сценарій поводження з відходами в цьому випадку недоцільний, оскільки здійснює негативний вплив з обсягом 5,93 % на стан навколишнього середовища. Загальні викиди становлять  $33,2E-4$ , серед яких основними є неметанові леткі органічні сполуки ( $25,2E-4$ ), а також метан і неідентифіковані ароматичні вуглеводні ( $7,45E-4$ ).

Зниження радіації при використанні сценарію поводження з відходами становить 16,5 % з загальним обсягом впливу ВЕУ  $3,79E-3$ . Причиною, в основному, є присутні в повітрі радон-222 і вуглець-14. Їх випромінювання становить  $2,55E-3$  і  $1,22E-3$  відповідно.

Озоновий шар – це ще одна категорія, коли сценарій поводження з відходами має негативний вплив, який становить 7,34 % від загального впливу, або  $5,27E-4$ . Здебільшого причиною є бромтрифторметан (БТМ), відомий також, як галон 1303 з впливом  $5,02E-4$  D.

Екотоксичність – це друга за розміром категорія з позитивною дією сценарію поводження з відходами, який зменшує вплив на стан навколишнього середовища на 47,8 %. Після цього загальний вплив становить  $2,32E6$  *PAF* × м<sup>2</sup> × рік з найбільшим внеском неідентифікованих металів ( $1,25E6$ ), нікелю і цинку ( $6,33E5$  разом) та свинцю ( $9,64E4$ ), які є в повітрі.

Підкислення/евтрофікація. Тут реалізація сценарію поводження з відходами дає незначне зменшення негативного впливу на 4,07 %, що разом

становить  $1,38E5 PAF \times m^2 \times \text{рік}$ . Найбільший вклад в це значення мають оксиди азоту і оксиди сірки, що містять  $1,06E5$  та  $2,88E4$  відповідно.

Землекористування. Сценарій поводження з відходами у цьому випадку дуже доречний оскільки мінімізує негативний вплив на 32,3 %, а загальний вплив становить  $3,1E4 PDF \times m^2 \times \text{рік}$ . Це переважно перетворення ( $9,18E3$ ) або зайнятість промислових зон ( $1,3E4$ ). Завдяки сценарію поводження з відходами зайнятість сміттєзвалищ зменшують на  $1,46E4$ , що найістотніше впливає на зменшення впливу.

Корисні копалини. Дія сценарію поводження з відходами тут максимальна, що зменшує негативний вплив на 79,1 % і становить  $1,01E5$  МДж профіциту загалом. Негативний вплив переважно мають два мінерали: нікель (1,98 % у силікатах, 1,04 % у сирій руді) та мідь (0,99 % у сульфіді, 0,36 % у чистій міді та  $8,2E-3$  % МО у сирій руді). Вони становлять  $6,47E4$  і  $3,68E4$  МДж відповідно. Сценарій поводження з відходами має різний вплив на кожну категорію, серед яких виділяються три, де його дія найістотніша: корисні копалини, екоотоксичність і канцерогенний вплив. Це пояснюється тим, що майже 80 % відходів (крім бетону) може бути перероблено і повторно використано, в основному, мідь, залізо та алюміній, і, очевидно, зменшить їх видобуток, та обмежить викид елементів, таких як кадмій, нікель, свинець чи миш'як, що супроводжують виробництво. На жаль сценарій поводження з відходами має не лише позитивний, але й негативний вплив, оскільки під час процесу переробки виділяється багато газів, що може призвести, наприклад, до руйнування озонового шару.

Характеризація є простою, якщо всі речовини відомі, віднесені до своєї категорії впливу, визначені еталонні речовини, а також визначено коефіцієнти еквівалентності (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Чинники еквівалентного впливу на стан навколишнього середовища

Класифікація впливів на стан навколишнього середовища	Коефіцієнт еквівалентності та еталонна речовина	
	2	3
1		

Руйнування озонового шару	Потенціал виснаження озонового шару	<i>CFC-11</i> еквівалент
Підкислення	Потенціал підкислення	<i>SO<sub>2</sub></i> еквівалент
Евтрофікація	Потенціал евтрофікації	Фосфатний еквівалент
Формування фотохімічного смогу	Потенціал фотохімічного формування озону	Етиленовий еквівалент

Для багатьох впливів коефіцієнти еквівалентності є суперечливими щодо методик, за якими вони обчислюються. Особливо це стосується категорій, які важко описати, наприклад «здоров'я людини». Проте, коефіцієнти еквівалентності для основних екологічних проблем все ж встановлені (див. табл. 3.2). Внесок у вплив на стан навколишнього середовища розраховують для будь-якої речовини, якщо є коефіцієнт еквівалентності.

Кінцевим результатом кроку характеристичності є перелік потенційних впливів на стан навколишнього середовища. Такий перелік оцінок ефектів, по одному для кожної категорії, називають екологічним профілем товару або послуги.

На рис. 3.8 представлені екологічні профілі ВЕУ. Це набори з чотирьох окремих оцінок, по одній для кожної з чотирьох категорій впливу: виснаження ресурсів, глобальне потепління, підкислення і руйнування озонового шару.

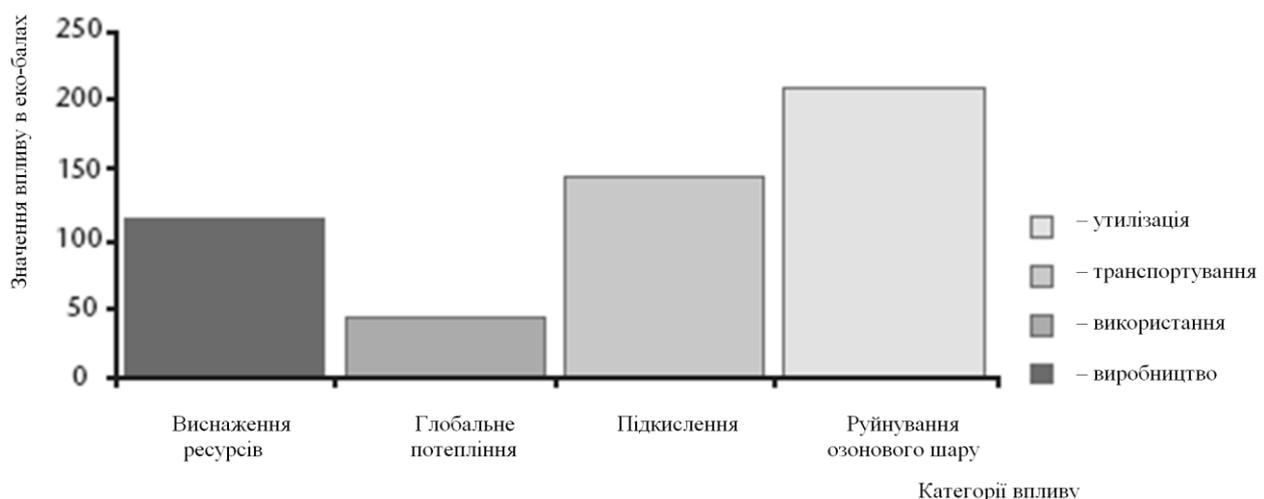


Рисунок 3.8 – Довкільний профіль всього життєвого циклу ВЕУ

Одиничні оцінки (див. рис. 3.8) розділені на чотири етапи ЖЦ: виробництво, використання, транспортування та утилізація. Це дає змогу виявити саме ті етапи ЖЦ, які мають значний вплив безпосередньо на стан

навколишнього середовища. Наприклад, виробництво значно сприяє виснаженню ресурсів. Однак, результати на етапі характеристики не можна порівнювати, оскільки вони, зазвичай, представлені у різних одиницях ( $CO_2eq.$ ,  $SO_2eq.$ ,  $CFC-11eq$  тощо). Зокрема, на рис. 3.8 неможливо простежити які наслідки є найвищим пріоритетом, тобто не можна визначити, що глобальне потепління є більш важливою екологічною проблемою, ніж руйнування озону, чи навпаки. Екологічний довкільний профіль є представленням впливів лише у ширшому контексті, що полегшує їх тлумачення. Тому наступною виконують процедуру, що дає змогу порівнювати категорії впливу між собою (рис. 3.9).

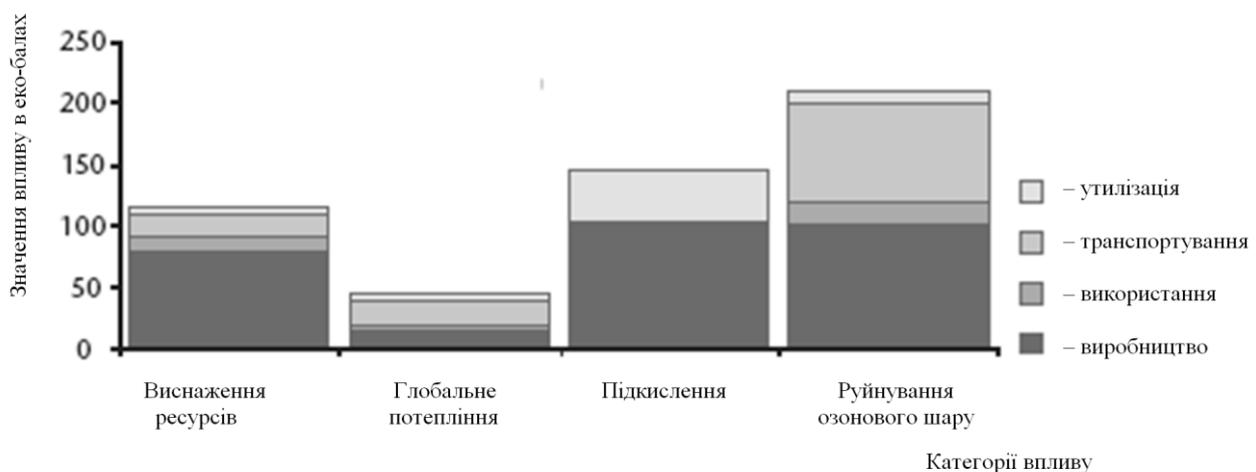


Рисунок 3.9 – Довкільний профіль у розрізі етапів життєвого циклу ВЕУ

Нормалізацію виконують для порівняння оцінок ефектів екологічного профілю. Нормалізована оцінка ефекту – відсоток щорічного внеску певного продукту в цей ефект у даній області [175]:

$$\text{Нормований показник ефекту} = \frac{\text{річний внесок у цей ефект у певній області}}{\text{Оцінка ефекту для даної категорії}}$$

(3.1)

На рис. 3.10 показано навантаження на навколишнє середовище для категорій впливу, які були обрані для аналізу (нормалізований екологічний профіль). Як можна прослідкувати, існують дві категорії, які мають найбільше значення як за загальним впливом, так і за сценарієм відходів. Зокрема з

нормалізованого екологічного профілю (рис. 3.8) видно, що респіраторна неорганіка становить 0,052 % усіх еквівалентів  $CO_2$  у життєвому циклі ВЕУ. Отже, життєвий цикл ВЕУ більше впливає на глобальне потепління, ніж на руйнування озонного шару і майже не впливає на флору у ландшафтному комплексі ПЧГ Карпатських гірських лісів. Основною складністю на етапі нормалізації є відсутність відповідних значень, що представляють щорічний внесок у екологічні проблеми.

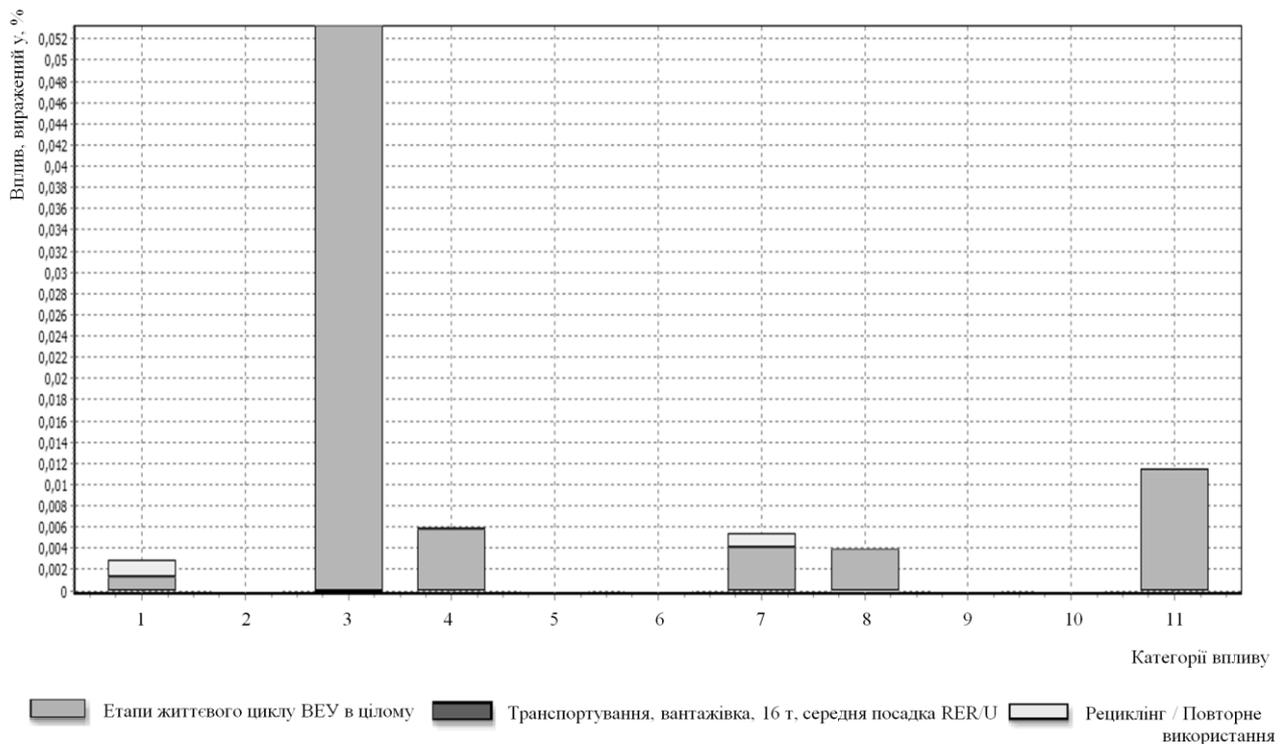


Рисунок 3.10 – Нормалізована оцінка впливів життєвого циклу ВЕУ за методикою *Eco-indicator'99*:

1 – канцерогени (*carcinogens*); 2 – респіраторна органіка (*resp. organic*); 3 – респіраторна неорганіка (*resp. inorganic*); 4 – зміна клімату (*climatechange*); 5 – радіація (*radiation*); 6 – озонний шар / руйнування озонного шару (*ozonelayer*); 7 – екотоксичність (*ecotoxicity*); 8 – підкислення/евтрофікація (*acidification/eutrofication*); 9 – землекористування / використання ландшафту (*landuse*); 10 – мінеральні ресурси / корисні копалини (*minerals*); 11 – викопне паливо (*fossilfuels*)

Респіраторні неорганічні речовини, такі як оксиди азоту, сірки та багато інших, мають найбільший вплив на навколишнє середовище з загальною кількістю 454 еко-балів. Вони викидаються, в основному, під час спалювання палива. Однак слід зазначити, що сценарій поводження з відходами є найважливішим для цієї категорії. Навіть незважаючи на те, що вплив «корисні

копалини» зменшився майже на 80 %, а «неорганічні речовини» – лише на 15 %, кінцевий результат показує, що ця остання кількість є більшою.

Наступним найбільшим впливом на навколишнє середовище є «викопне паливо» – 365 еко-балів. Це спричинено, в основному, використанням електроенергії впродовж усього процесу, яка виробляється в першу чергу з вугілля, а також з нафти та газу. Вклад альтернативних ресурсів (гідро- та атомних електростанцій) незначний. Є очевидним, що споживання відбувається на дуже ранній стадії процесу, але впливає на подальші, де споживання найбільше – виготовлення деталей турбіни та транспортування.

«Зміна клімату» має також значний вплив. Його слід розглядати як глобальне потепління, спричинене парниковими газами, такими як вуглекислий газ або метан, і може призвести до зміни рівня моря, розподілу опадів або збільшення інтенсивності погодних катастроф, наприклад, ураганів. Нормалізація підтверджує вибір кліматичних змін, канцерогенів, респіраторної неорганіки та викопного палива як основних категорій характеристики. Вони мають значно більший вплив, ніж решта категорій.

Зважування – визначення значущості є найбільш складним, суб'єктивним і суперечливим етапом оцінювання, оскільки базується не на строгих фізичних моделях, а на суб'єктивних міркуваннях. Для порівняння впливів, зазвичай, використовують вагові коефіцієнти, які визначають такими методами: рішенням групи експертів – методи *Eco-indicator 99* і *ReCiPe*; методом урахування віддаленості від цілі – *Ecological Scarcity methods*; грошової оцінки шкоди – метод *EPS 2000*.

Альтернативний комбінований підхід до порівняння впливів запропоновано у роботах *R. Plch, O. Pechacek, V. Vala, R. Pokorny, P. Bednar, P. Cudlin* і Ю. Маковецька [176, 177], який і використано в *SimaPro*. Згідно методу екологічність виробів, процесів чи послуг відносять для трьох категорій шкоди: здоров'я людини, якості екосистем і ресурсів, використовуючи всі можливі їх поєднання. Ці три категорії не є достатньо зрозумілими, і для побудови методології необхідний опис того, що входить до кожної з категорій (рис. 3.11).

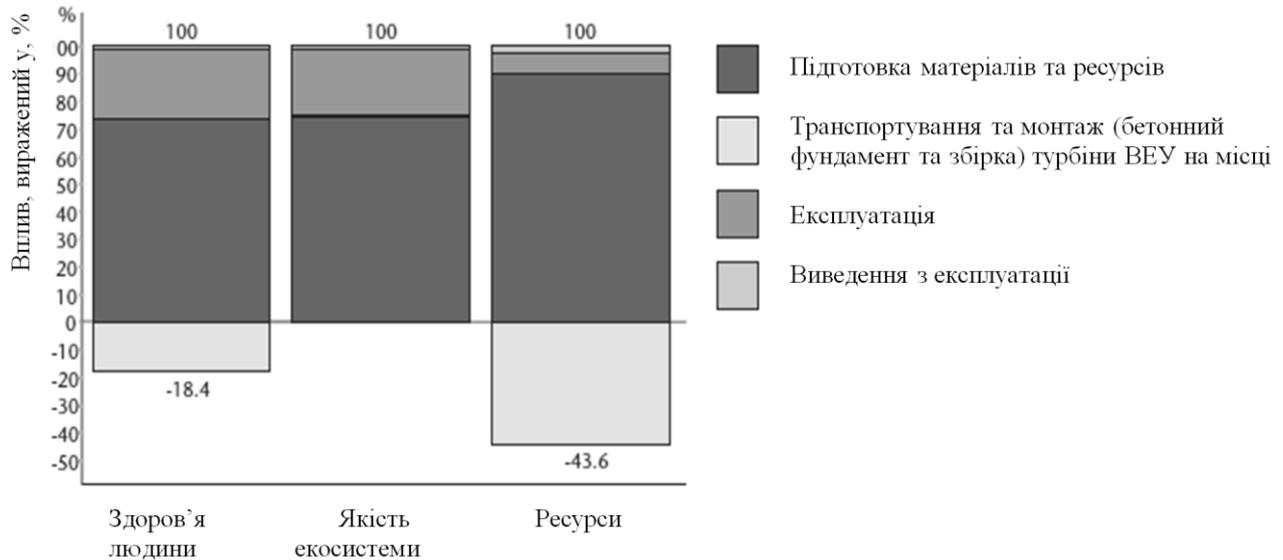


Рисунок 3.11 – Оцінка впливу ВЕУ за трьома об'єднаними категоріями для кожного етапу життєвого циклу

Для кожної їх комбінації – відповідної точки трикутника порівняння (рис. 3.12) – сума коефіцієнтів становить 100 %. Для методики *Eco-indicator'99* прийнято, що впливи на здоров'я і екосистему є вдвічі важливішими, ніж вплив на ресурси; відповідно вагові коефіцієнти становлять 40 %, 40 % і 20 % [170].

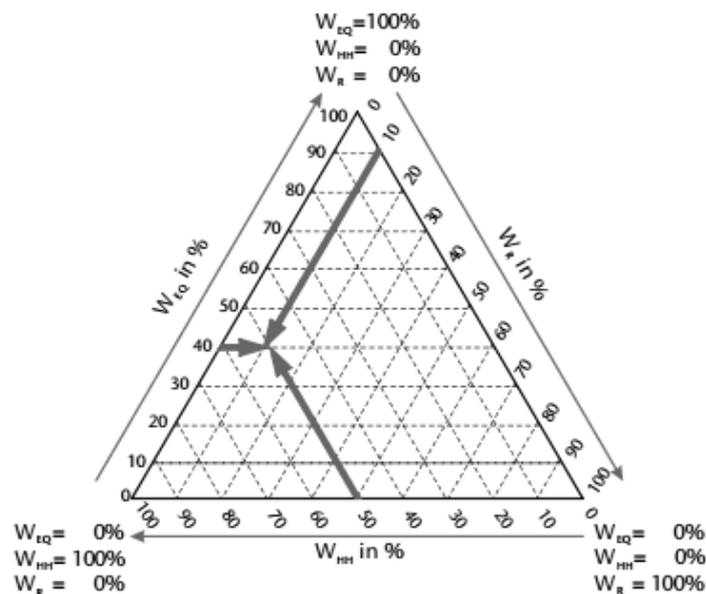


Рисунок 3.12 – Ваговий трикутник:  $W_{EQ}$  – ваговий коефіцієнт шкоди якості екосистеми;  $W_{HH}$  – ваговий коефіцієнт шкоди здоров'ю людини;  $W_R$  – ваговий коефіцієнт шкоди енергетичним ресурсам;  $W_{EQ} + W_{HH} + W_R = 100\%$

Такий варіант був обраний з практичних причин. Хоча вибір сам по собі не настільки важливий, якщо рівні уражень добре піддаються порівнянню. Наприклад, якщо всі цільові значення подвоїти, то всі вагові коефіцієнти зменшаться вдвічі. Очевидно, що це не вплине і на їх взаємну кореляцію.

Програма виконує розрахунок навантаження на навколишнє середовище для всіх можливих значень вагових коефіцієнтів. Якщо на порівняльну оцінку екологічності аналізованих виробів впливає співвідношення ваги критеріїв порівняння, то у трикутнику порівняння відображають обидві альтернативи з відображенням умов виникнення їх переваги (див. рис. 3.12).

Ранжування категорій впливу на стан навколишнього середовища дозволяє зробити чітку різницю між зважуванням та всіма попередніми кроками, де використано емпіричні знання про вплив на стан навколишнього середовища та їх механізми, тоді як зважування, в основному, базується на преференціях та соціальних цінностях. Саме зважування виконують домножуванням значень нормалізованого довкільного профілю на присвоєні категорії коефіцієнти вагомості.

Якщо кожній категорії впливу надано коефіцієнт відповідно до її екологічної значущості, то екологічний профіль можна виразити одним числом – сумою зважених показників, з яких складається екологічний профіль.

Порівняння на основі екологічних індексів, наприклад двох продуктів *A* і *B* з відповідно індексами 5 і 10, приводить до висновку, що *A* вдвічі екологічніший ніж *B*. Основна складність полягає у відсутності загальноприйнятої методології встановлення вагових коефіцієнтів. Наразі важко уникнути критики класифікуючи екологічні проблеми.

### **3.5. Методика *Eco-indicator*'99 для окремої вітроенергетичної установки та алгоритм реалізації оцінки життєвого циклу всієї вітроенергетичної станції на просторово-часову геосистему**

Методика *Eco-indicator*'99 – багатоетапний процес, який розпочинають з розрахунку екологічних навантажень впродовж ЖЦ виробу (див. рис. 3.13).



Далі слід відповісти на критичне питання: «Що слід вважати екологічною проблемою?». В *Eco-indicator*-підході виділяють три категорії уражень, так звані кінцеві точки: здоров'я людини, якість екосистеми та ресурси. Ці три категорії не є очевидно зрозумілими і тому для побудови методології необхідним є опис того, що серед іншого входить в кожне з трьох понять.

Так здоров'ю будь-якої людини, яка є членом теперішнього чи майбутнього покоління, можуть бути завдані збитки, зокрема передчасною смертю, або спричиненням тимчасової чи сталої інвалідності. Зокрема до збитків здоров'ю людини, що мають екологічне походження, включають, наприклад:

- інфекційні, серцево-судинні та респіраторні захворювання, а також примусове переміщення через зміну клімату.
- рак внаслідок іонізуючого випромінювання;
- рак і пошкодження очей через виснаження озонового шару;
- респіраторні захворювання та рак через токсичні хімічні речовини в повітрі, питній воді та їжі.

Зазвичай вказані види збитків спричинені викидами з систем продукції. Однак цей перелік ще далеко не повний. Наприклад, шкода здоров'ю від викидів важких металів, таких як *Cd* і *Pb*, ендокринних руйнівників тощо, а також шкоди для здоров'я від алергенних речовин, акустичного навантаження та запаху ще не змодельовані в *Eco-indicator'99*.

Просторово-часова геосистема дуже складна і визначити всю завдану їй шкоду складно. Важлива відмінність порівняно зі здоров'ям людини полягає в тому, що навіть якщо б ми могли, ми не дуже переймаєтесь окремим організмом, рослиною чи твариною. Однак саме різноманітність видів тут використано як показник якості екосистем. Можна виразити шкоду екосистемі у відсотках видів, яким загрожує зникнення або які зникають з деякої території протягом певного часу.

Для екоотоксичності в *Eco-indicator'99* використано метод, розроблений в Нідерландах для голландського екологічного прогнозу [179]. Згідно методу визначають потенційно уражену фракцію (англ. *Potentially Affected Fraction – PAF*) видів щодо концентрації токсичних речовин. *PAF* визначають на основі даних про токсичність для наземних та водних організмів, таких як мікроорганізми, рослини, черви, водорості, земноводні, молюски, ракоподібні та риби. *PAF* виражає відсоток видів, підданих впливу вищій концентрації, ніж Концентрація, що немає впливу (англ. *No Observed Effect Concentration – NOEC*). Очевидно, що більша концентрація спричиняє ураження більшої кількості видів, а функція уражень *PAF* має типову форму (рис. 3.15).

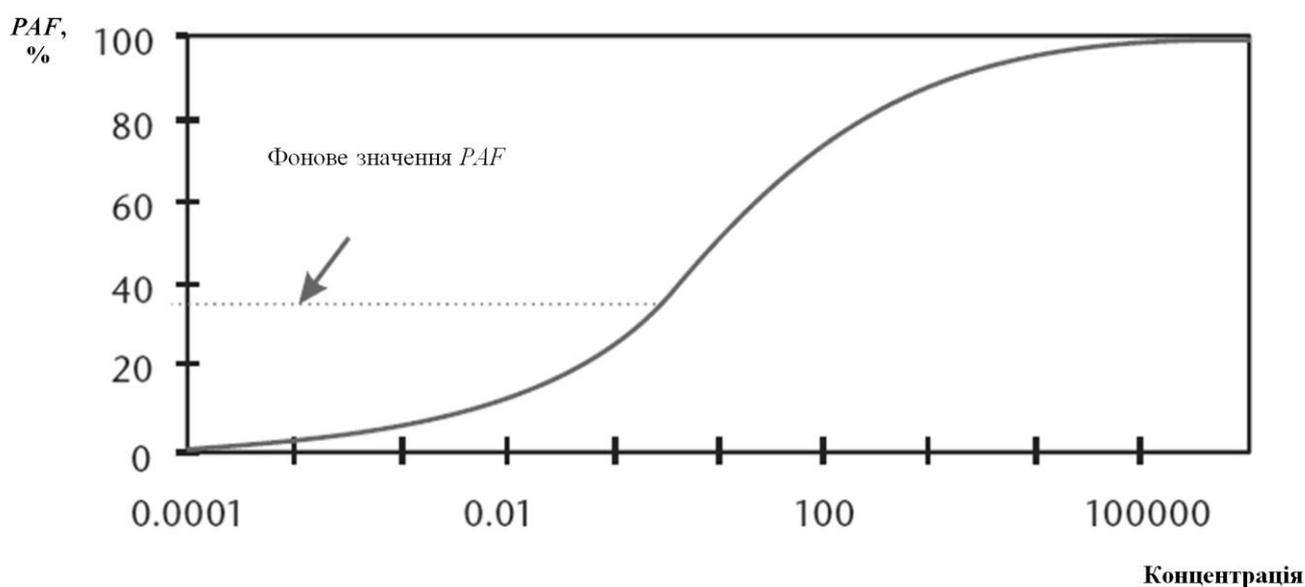


Рисунок 3.15 – *PAF*-крива для потенційно ураженої частки видів як функція концентрації однієї речовини (%) [178]

Логістична крива *PAF* (див. рис. 3.15) виражає потенційну частку видів уражену різними концентраціями речовини. Коли хімічна речовина викидається в зону, її концентрація в цій зоні тимчасово зростає. Ця зміна концентрації спричинить зміну значення *PAF*. Ураження, спричинене викидом цієї речовини, залежить від нахилу кривої у відповідно обраній робочій точці. *NOEC*, *PAF* не обов'язково відповідає завданій шкоді. Навіть високе значення *PAF* в 50 % або навіть 90 %

не повинно спричинити дійсно помітний ефект. Тут *PAF* слід трактувати як токсичний стрес, а не як міру моделювання зникнення чи вимирання видів.

Подібно для землекористування в *Eco-indicator'99* як індикатор використано потенційно зниклу фракцію (ПЗФ, англ. *Potentially Disappeared Fraction – PDF*). Однак у цьому випадку розглядають не цільові, а всі види. Модель пошкодження досить складна і містить чотири різні моделі:

- місцевий ефект землекористування;
- місцевий ефект перетворення землі;
- регіональний ефект землекористування;
- регіональний ефект перетворення земель.

Місцевий ефект стосується зміни кількості видів, яка відбувається на занятій чи перетвореній природній території, тоді як регіональний вплив стосується змін поза нею. Регіональний ефект вперше описано в роботі *D. VandeMeent, J. Bakker, O. Klepper* [179]. Дані щодо кількості видів за типом землекористування та деякі поняття, що використані для місцевого впливу, ґрунтуються на праці *R. Muller-Wenk* [180]. Дані про кількість видів базуються на спостереженнях, а не на моделях. Проблема цього типу даних полягає в тому, що неможливо відокремити вплив типу землекористування від впливу викидів. Тому слід бути особливо обережним, щоб уникнути подвійного підрахунку наслідків уражень.

Категорія шкоди якості екосистеми є найбільш проблематичною з трьох категорій, оскільки вона не є повністю однорідною. Як тимчасове рішення можна використати поєднання *PAF* та *PDF*.

Що стосується непоновлюваних ресурсів – корисних копалин і викопного палива, то очевидно, що враховуючи специфіку їх використання, досить суперечливо вказувати дані про загальну кількість, що припадає на ресурс, доступний в певному регіоні землі. Кількість відомих і легко експлуатованих родовищ досить мала порівняно з поточними щорічними видобутками, зокрема з джерел з низькою концентрацією або з дуже важким доступом. Складно встановити переконливі аргументи для їх врахування або неврахування,

оскільки кількість і якість тут безпосередньо пов'язані. Для вирішення цієї проблеми методика *Eco-indicator'99* розглядає не кількість ресурсів як таких, а їх якісну структуру. Зокрема *T. Kollner, N. Jungbluth* [181] розробили процедуру оцінки істотності виснаження ресурсів, що базується на енергії, необхідній для видобутку мінералу залежно від його концентрації (рис. 3.16).

З добуванням більшої кількості корисних копалин майбутні енергетичні затрати будуть зростати. На цьому принципі ґрунтується міра шкоди, яка використовується в методиці *Eco-indicator'99* щодо видобутку ресурсів – це енергія, необхідна для видобутку 1 кг мінералу в майбутньому (див. рис. 3.16). Більше даних подано в роботі *P. Chapman, F. Roberts* [182].

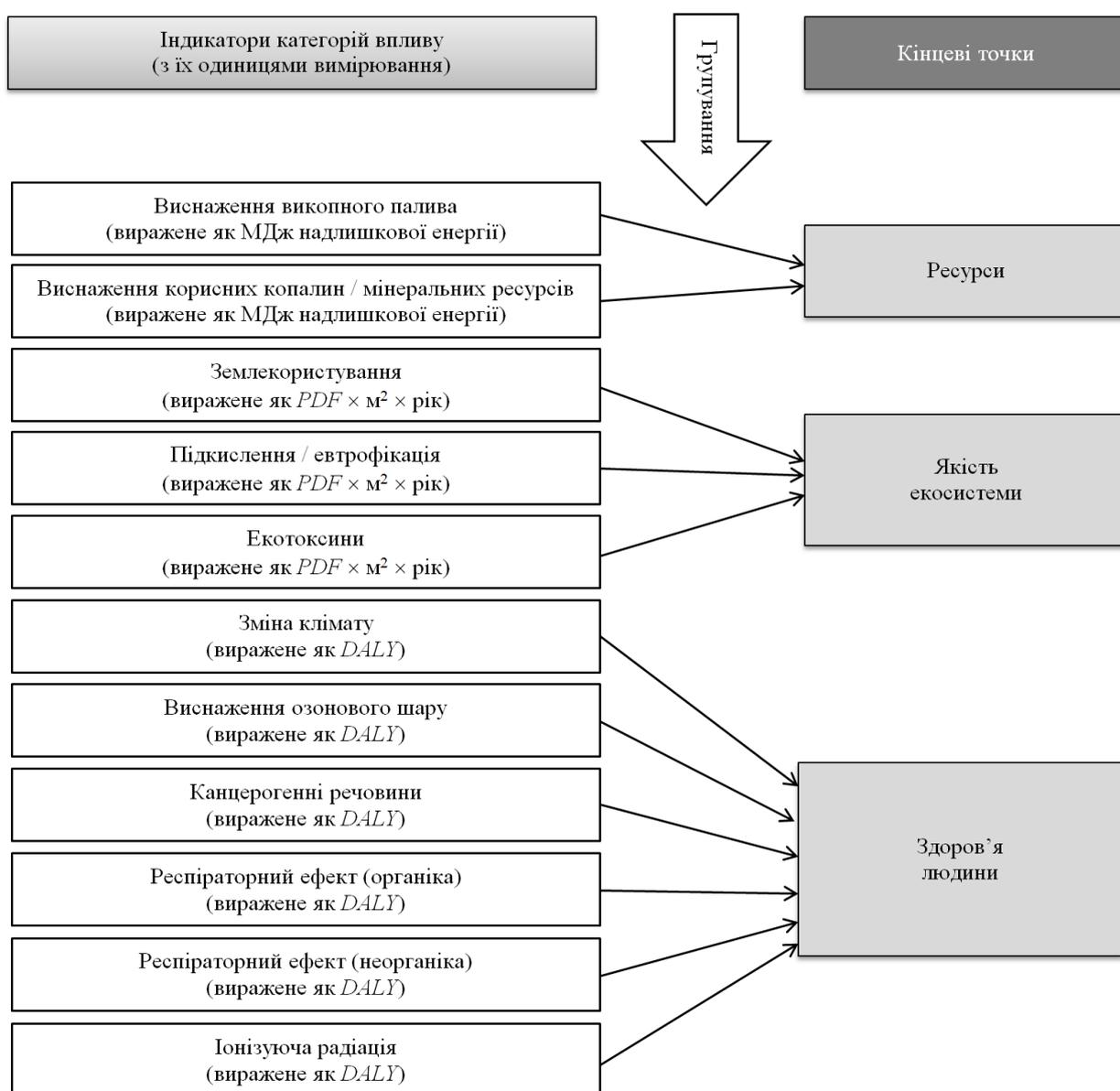


Рисунок 3.16 – Принцип оцінки шкоди в методиці *Eco-indicator'99*

Значення *Eco-indicator*'99 для певного впливу виражають як суму впливів для кожної з трьох категорій. Кожну з категорій впливу виражають однією одиницею. Вплив на здоров'я людини виражають як кількість втрачених років життя та кількість років проживання інвалідами (англ. *Disability Adjusted Life Years – DALY*). Вплив на якість екосистеми виражають, як втрату видів на певній території впродовж певного часу  $PDF \times m^2 \times \text{рік}$  ( $PDF \times m^2 \times year$ ). Виснаження ресурсів – надлишок енергії, необхідної для наступного видобутку корисних копалин та викопного палива.

В табл. 3.3 вказані отримані в дослідженні вагові коефіцієнти для застосованих трьох категорій уражень: здоров'я людини, якість екосистеми, ресурси.

Таблиця 3.3

Вагові коефіцієнти за методикою *Eco-indicator*'99

Речовина	Категорія шкоди	Ієрархічне значення	Егалітарне значення	Власне значення
Використання ресурсів (/кг)				
Вугілля (29,3 МДж/кг)	Ресурси	0,00599	0,0687	0
Необроблена нафта (41 МДж/кг)	Ресурси	0,140	0,114	0
Природний газ (30,3 МДж/кг)	Ресурси	0,108	0,0909	0
Алюмінієва руда	Ресурси	0,0119	0,0168	0,667
Мідна руда	Ресурси	0,00987	0,0140	0,553
Залізна руда	Ресурси	0,000690	0,000976	0,0387
Цинкова руда	Ресурси	0,00178	0,00253	0,10
Використання земель та якість екосистеми(/ м <sup>2</sup> × рік або / м <sup>2</sup> )				
Промислова зона	Використання (/ м <sup>2</sup> × рік)	0,0655	0,0819	0,0466
Промислова зона	Перетворення (/ м <sup>2</sup> )	1,96	2,45	1,39

Ліс	Використання (/ м <sup>2</sup> × рік)	0,00858	0,0107	0,00610
Ліс	Використання (/ м <sup>2</sup> × рік)	0,0897	0,112	0,0637
Ліс	Перетворення (/ м <sup>2</sup> )	2,68	3,35	1,91
Викиди в повітря (/кг)				
CO	Здоров'я людини, органи дихання	0	0,00579	0
CO <sub>2</sub>	Здоров'я людини, клімат	0,0297	0,0222	0,0497
NH <sub>3</sub>	Здоров'я людини, органи дихання	0,0902	0,673	0,938
NH <sub>3</sub>	Якість екосистеми	1,21	1,52	0,863
NH <sub>3</sub>	Сума NH <sub>3</sub> в повітрі	2,112	2,193	1,801

На рис. 3.17 показано розподіл отриманих в дослідженні значень екологічних показників за чотирма етапами життєвого циклу ВЕУ: виробництво; демонтаж і утилізація; експлуатація; транспортування і встановлення.

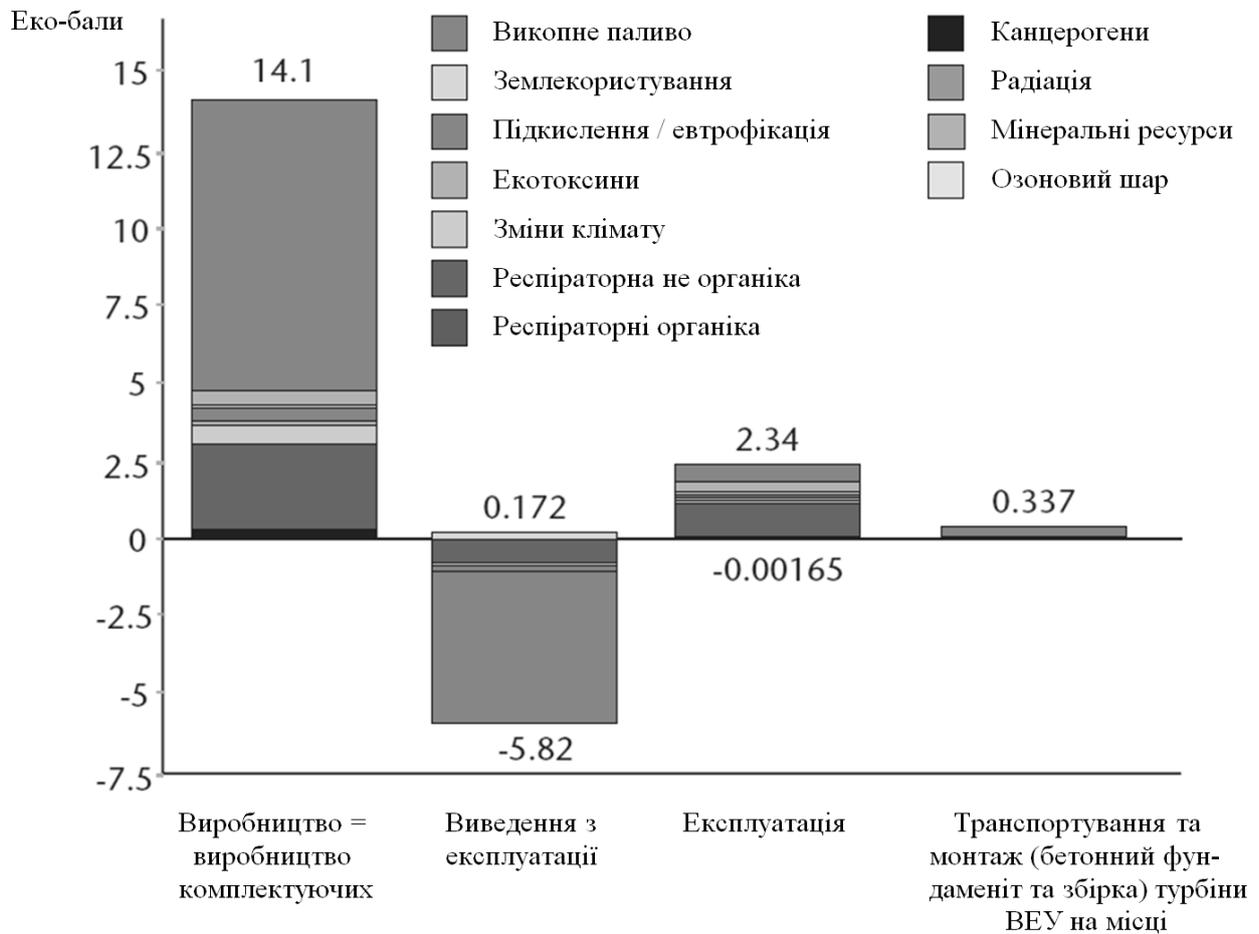


Рисунок 3.17 – Екологічні показники життєвого циклу ВЕУ для чотирьох етапів

Згідно вимог *ISO 14040/44* після отримання екологічних показників для оцінки життєвого циклу ВЕУ слід виконати інтерпретацію результатів оцінювання, яка охоплює: аналіз непевності, аналіз чутливості результатів до зміни вхідних припущень і передбачуваних значень параметрів, а також аналіз вкладу окремих процесів / речовин у загальний вплив.

Одним з джерел *непевності* можуть бути неточності у вимірюванні даних, які, зокрема, усувають методами Монте Карло. Іншим джерелом непевності є коректність прийнятих для аналізу моделей. Причинами тут можуть бути алокація впливів, методи поводження з відходами, зокрема у віддаленому майбутньому, функціональні одиниці, прийняті для порівняння тощо. З метою усунення вказаних непевностей застосовують методи перевірки адекватності моделей, зокрема

- порівняння результатів моделювання з реальними результатами, або з результатами, отриманими на апробованих моделях.

- перевірка моделі на сукупності значень параметрів, для яких результат моделювання заздалегідь відомий;

- верифікація моделі аналізуванням ступеня відображення в моделі основних елементів та процесів, коректності зроблених припущень, прийнятих гіпотез, використаних апроксимацій;

- перевірка достовірності початкових даних, розмірності та масштабування параметрів в рівняннях моделі.

*Аналіз чутливості* виявляє вплив найважливіших гіпотез на результати оцінювання. Його виконують засобами аналізу «якщо-то». У випадку, коли результати ОЖЦ критично залежать від зміни гіпотез, необхідно їх уточнити та обґрунтувати міркування щодо їхньої коректності.

*Аналіз внеску.* Зазвичай лише низка процесів (5% або навіть 1%) відіграє вирішальну роль у екологічному профілі продукту, тоді як усіма іншими можна знехтувати без серйозного впливу на результати. Аналіз спрямований виявити процеси, що мають найвищий внесок у екологічний індекс.

Водночас деградація або навіть незначне порушення одного з природних компартментів ландшафту також може призвести до значних змін у всьому ландшафтному комплексі, аж до його повного знищення. Тому дослідження і аналіз процесів зародження, функціонування та занепаду ландшафтно-інженерних та ландшафтно-техногенних систем і їх впливу на навколишнє середовище, дасть змогу прослідкувати розвиток усіх притаманних цим системам процесів та виявляти і, що є найважливішим, прогнозувати можливі небажані наслідки антропогенного впливу.

Отже, запропоновано концепцію використання оцінки екологічного впливу альтернативних джерел енергії, якими є ВЕУ, на всіх етапах їх життєвого циклу, для визначення існуючих і прогнозування майбутніх станів ландшафтного комплексу на основі імітаційного моделювання впливу окремого ВЕУ на природні компартменти ЛК. Для цього за допомогою програмного

забезпечення *SimaPro* і методології *Eco-indicator 99* отримано інтегровану систему виражених в еко-балах показників впливу окремої ВЕУ на довкілля. Зокрема, виявлено, що найбільший шкідливий екологічний вплив зі значенням еко-індикатора – 14,1 пов'язаний з типом використовуваної електроенергії і є наслідком реалізації етапу виробництва ВЕУ.

Отримана інтегрована система показників може виступати як ідеальна щодо реальної системи вітрогенератор – стан навколишнього природного середовища (НПС) і дасть змогу не тільки оцінювати впливи ВЕУ впродовж їх ЖЦ на яруси і підсистеми природних компартментів, але й визначати рівень адаптації компартментів ЛК до вимог охорони та збереження навколишнього природного середовища, визначати керівні стратегії для запобігання і мінімізації шкідливого антропогенного впливу на ландшафтний комплекс ПЧГ, аналізувати і прогнозувати можливі наслідки шкідливого впливу всієї СТС, якою в нашому випадку є ВЕС, на здатність і якість виконання ПЧГ екосистемних послуг.

На рисунку 3.18 показано узагальнений алгоритм комплексного підходу для дослідження і моделювання екологічного впливу на природні компартменти складної технічної системи на прикладі ВЕС в складі ландшафтного комплексу ПЧГ.

Алгоритм враховує оцінювання життєвого циклу як окремої ВЕУ з використанням методики *Eco-індикатор 99*, так і загалом всієї ВЕС разом з виробничою інфраструктурою, що входить до її складу. Застосування алгоритму дасть змогу сформулювати інформаційну модель функціонування довільної ПЧГ в умовах шкідливого антропогенного впливу будь якої СТС. Водночас алгоритм може бути використаний для аналізу і прогнозування станів ПЧГ з метою вибору різних стратегій оперативного керування системою, контролю їх ефективності, планування і вживання коректувальних заходів для зниження шкідливого екологічного впливу. Також важливим результатом аналізу станів ПЧГ є вироблення превентивних і попереджувальних дій для запобігання виникненню шкідливих впливів.

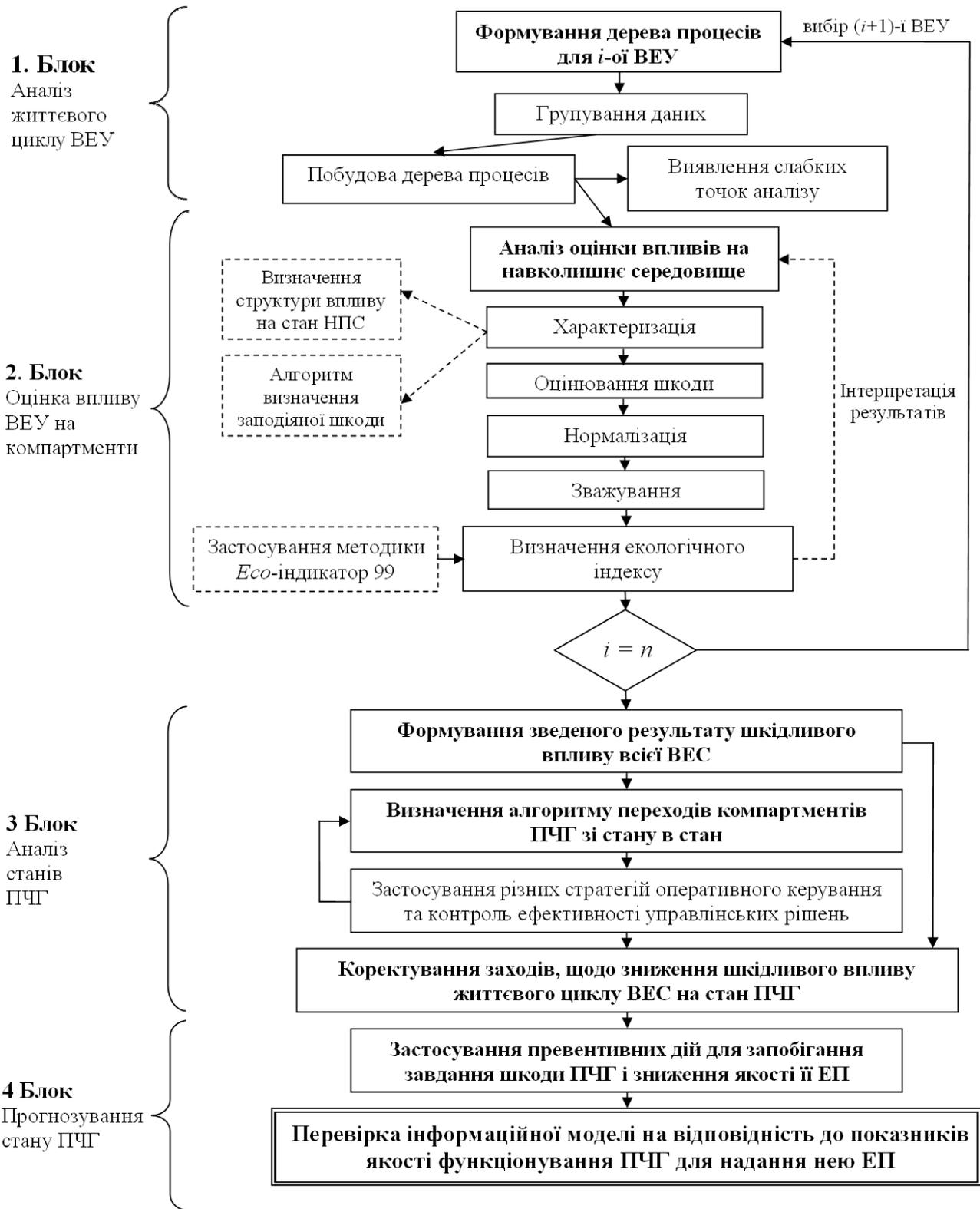


Рисунок 3.18 – Алгоритм реалізації комплексного підходу до моделювання впливу життєвого циклу СТС (на прикладі ВЕУ і ВЕС) на стани компартментів просторово-часової геосистеми

Кінцевим результатом застосування інформаційної моделі є контроль відповідності показників якості функціонування ПЧГ до встановлених вимог з метою оцінювання її здатності надавати екосистемні послуги впродовж визначеного часового проміжку.

## РОЗДІЛ 4

# МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВЗАЄМОДІЇ ЯРУСІВ І ПІДСИСТЕМ КОМПАРТМЕНТІВ ЛАНДШАФТНОГО КОМПЛЕКСУ ТА СТАНІВ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ

### 4.1. Моделювання впливу складної технічної системи на підсистеми і яруси компартментів ландшафтного комплексу

Ідентифіковані в попередньому розділі шкідливі впливи разом з їх розмірами та вагомістю мають різний вплив на підсистеми та яруси компартментів ландшафтного комплексу. Тому доцільно розглянути питання моделювання процесів впливу ВЕУ на складові ландшафтного комплексу. Якщо зобразити окремий компартмент ЛК у вигляді ієрархічно організованої системи, що складається з наступних підсистем: деревостан, підріст, підлісок, трав'яно-чагарниковий ярус, моховий ярус, ґрунт; то кожна підсистема, в свою чергу, складається з ярусів.

Для підсистеми «деревостан» ієрархічно послідовними ярусами є: шпильки (листя) ↔ пагони поточного року ↔ гілки ↔ кора внутрішня ↔ кора зовнішня ↔ деревина без кори ↔ коріння. Для підсистеми «підріст» та «підлісок» ієрархічно послідовними ярусами є: шпильки (листя) ↔ тонкі гілки ↔ стовбурна деревина ↔ кора ↔ коріння. Для підсистеми «трав'яно-чагарниковий ярус» ієрархічно послідовними ярусами є: надземна фітомаса ↔ підземна фітомаса. Для підсистеми «моховий ярус» ієрархічно послідовними ярусами є: жива частина ↔ мертва частина. Для підсистеми «ґрунт» ієрархічно послідовними ярусами є: лісова підстилка та мінеральні шари. Лісова підстилка поділяється на: свіжий опад ↔ гриби-сапротрофи ↔ напіврозкладена лісова підстилка ↔ гриби сапротрофи ↔ розкладений опад. А мінеральні шари містять: основні горизонти ↔ додаткові горизонти ↔ додаткові, відносно відокремлені морфологічні елементи ґрунту.

Ландшафтний комплекс, як поєднання біотичних та абіотичних компонентів, складається з  $n$  компартментів, які обмінюються потоками речовини  $f_{AB}$ . (див. рис. 2.12, розділ 2). Кожен компартмент чи його елементарний структурний елемент (блок) пов'язані з навколишнім абіотичним середовищем або інших компартментами латеральними зв'язками, серед яких зовнішні є вхідними і вихідними потоками.

У представленій системі, всі величини набувають переважно трьох індексів:  $i_1$  – для позначення області простору (компартменту ЛК чи ПЧГ);  $i_2$  – для позначення геофізичного середовища (яруса чи підсистеми компартменту);  $i_3$  – для позначення шкідливого впливу. Тоді вираз  $Q_{i_1 i_2 i_3}$  означатиме  $i_3$ -й вплив етапів життєвого циклу ВЕУ на ЛК у  $i_2$ -их ярусах чи підсистемах  $i_1$ -го компартменту ЛК. Такі індекси називають мультиіндексами та позначають однією літерою  $i = (i_1 i_2 i_3)$ , а множину мультиіндексів у моделі – літерою  $\Omega$  [184]. Їх використання дає змогу одночасно визначити тип компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ, який саме ярус чи підсистема компартменту піддається впливу та що це за вплив, значення та наслідки впливу.

Якщо СЛК складається з  $n$  компартментів і розглядається  $m$  впливів, то:

$$1 \leq i_1 \leq n; \quad 1 \leq i_2 \leq f; \quad 1 \leq i_3 \leq m. \quad (4.1)$$

Нехай  $Q_i$  – вплив  $i_3$  у ярусах чи підсистемах  $i_2$  області приросту компартменту  $i_1$ , що виникають у момент часу  $t$ . Позначимо через  $k_{ij}(\tau)$  значення цього впливу, виражене в еко-балах (див. підрозділ 3.3), який через час  $\tau$  опиниться в ярусах чи підсистемах  $j_2$  області приросту  $j_1$ , здійснивши в процесі перетворення потоку речовини  $f$  у вплив  $j_3$ . Оскільки значення впливів у процесі переносу з ярусів до підсистем компартменту та від компартменту до іншого компартменту не виникає і не зникає, то:

$$\sum_{j \in \Omega} k_{i,j} = \sum_{j_1=1}^n \sum_{j_2=1}^f \sum_{j_3=1}^m k_{i_1 i_2 i_3 j_1 j_2 j_3} = 1. \quad (4.2)$$

В результаті спостереження за значенням впливу  $Q_i$  для кожного мультиіндексу  $i$  отримаємо вираз, що визначає динаміку поширення досліджуваних впливів для різних ярусів та підсистем, зокрема:

$${}^{t+\tau}Q = \sum_{i \in \Omega} {}^tQ_i k_{i,j}(\tau), \quad i \in \Omega, \quad (4.3)$$

де  ${}^tQ_i$  - стан системи в момент часу  $t$ .

Стан  ${}^{t_r}Q$  у момент часу  $t_r$  пов'язаний з станом  ${}^{t_{r-1}}Q$  у момент часу  $t_{r-1}$  співвідношенням

$${}^{t_r}Q = {}^{t_{r-1}}QK, \quad (4.4)$$

де  $K$  – лінійний оператор, який характеризує процес поширення і перетворення впливу чи забруднювача у ярусах і підсистемах за час  $\tau$ , та має певні властивості, а саме, якщо за початкового стану  ${}^0Q$   $n$  раз використати оператор  $K$ , то отримаємо:

$${}^nQ = {}^{n-1}QK, \quad (4.5)$$

Такі процеси можна вивчати з допомогою теорії марківських ланцюгів, основним результатом яких є: для будь-якого  ${}^0Q$  послідовність подій визначається як  ${}^nQ = {}^{n-1}Q \cdot K$  і прямує до деякого  ${}^*Q$  так, що  $\lim {}^nQ(i) = {}^*Q(i)$  для будь-якого  $i \in \Omega$  [183].

Стани компартментів ЛК  ${}^tQ_i$  можна представити ієрархічною структурою у вигляді графів з вершинами, що ідентифікують ці стани, наприклад:  $S_1$  – «добрий»;  $S_2$  – «задовільний»;  $S_3$  – «незадовільний»;  $S_4$  – «поганий».

В нашому випадку стани визначає виражений в еко-балах вплив  $Q_i$ . Тоді значення впливу, виражене через методологію *Eco-indicator*, описуємо станами:  $S_1$  – «норма»;  $S_2$  – «нижче норми»;  $S_3$  – «вище норми»;  $S_4$  – «істотно вище норми», що відображено результатами моделювання (рис. 3.17).

Коефіцієнтами  $k_{i,j}(t)$  виступають імовірності переходів  $P_{i,j}(t)$  відповідної матриці переходів  $P$  та інтенсивності переходів  $\lambda_{i,j}(t)$  матриці інтенсивностей переходів  $\Lambda$  компартментів або концентрації шкідливих речовин зі стану  $i$  в стан  $j$ .

Формалізацію графів здійснюють за допомогою системи диференціальних рівнянь Колмогорова

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dP_{i,j,S_1}}{dt} = -\lambda_{i,j,S_1,S_2} \cdot P_{i,j,S_1} + \lambda_{i,j,S_2,S_1} \cdot P_{i,j,S_2}; \\ \dots\dots\dots \\ \frac{dP_{i,j,S_l}}{dt} = \lambda_{i,j,S_{l-1},S_l} \cdot P_{i,j,S_{l-1}} - (\lambda_{i,j,S_{l-1}} + \lambda_{i,j,S_l,S_m}) \cdot P_{i,j,S_l} + \lambda_{i,j,S_m,S_l} \cdot P_{i,j,S_m}; \\ \frac{dP_{i,j,S_m}}{dt} = \lambda_{i,j,S_l,S_m} \cdot P_{i,j,S_l} - (\lambda_{i,j,S_m,S_l} + \lambda_{i,j,S_m,S_{m+1}}) \cdot P_{i,j,S_m} + \lambda_{i,j,S_m,S_{m+1}} \cdot P_{i,j,S_{m+1}}; \\ \dots\dots\dots \\ \frac{dP_{i,j,S_n}}{dt} = \lambda_{i,j,S_{n-1},S_n} \cdot P_{i,j,S_{n-1}} - \lambda_{i,j,S_n,S_{n-1}} \cdot P_{i,j,S_n}; \end{array} \right. \quad (4.6)$$

де  $i = 1, 2, \dots, N$  та  $j = 1, 2, \dots, M$  – порядкові номери мільтиіндексів  $i$  та  $j$  відповідно;  $S_1, \dots, S_l, S_m, \dots, S_n$  – стани компартментів ЛК;  $P_{i,j,S_l}$  – імовірність знаходження компартментів ЛК або концентрації шкідливих речовин у стані  $S_l$  чи  $S_m$ ;  $\lambda_{i,j,S_l,S_m}$  – інтенсивності переходів компартментів ЛК або концентрації шкідливих речовин зі стану  $S_l$  в стан  $S_m$  для кожного мультиіндекса.

Якщо, згідно методології *Eco-indicator*,  $m, l = 1, 2, 3, 4$  і  $m \neq l$ , тоді система диференціальних рівнянь матиме вигляд (4.7), розв'язуючи яку з допомогою обчислювальної техніки, можна здійснювати дослідження станів розвитку ЛК у динамічному та стаціонарному режимах:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dP_{i,j,S_1}}{dt} = -\lambda_{i,j,S_1,S_2} \cdot P_{i,j,S_1} + \lambda_{i,j,S_2,S_1} \cdot P_{i,j,S_2} \\ \frac{dP_{i,j,S_2}}{dt} = \lambda_{i,j,S_1,S_2} \cdot P_{i,j,S_1} - (\lambda_{i,j,S_2,S_1} + \lambda_{i,j,S_2,S_3}) \cdot P_{i,j,S_2} + \lambda_{i,j,S_3,S_2} \cdot P_{i,j,S_3} \\ \frac{dP_{i,j,S_3}}{dt} = \lambda_{i,j,S_2,S_3} \cdot P_{i,j,S_2} - (\lambda_{i,j,S_3,S_2} + \lambda_{i,j,S_3,S_4}) \cdot P_{i,j,S_3} + \lambda_{i,j,S_4,S_3} \cdot P_{i,j,S_4} \\ \frac{dP_{i,j,S_4}}{dt} = \lambda_{i,j,S_3,S_4} \cdot P_{i,j,S_3} - \lambda_{i,j,S_4,S_3} \cdot P_{i,j,S_4} \end{array} \right. \quad (4.7)$$

Значення інтенсивностей переходів зі стану в стан для кожного елемента ієрархічної структури (яруси та підсистеми компартменту) є статистичною інформацією, яку отримують дослідженням функціонування ЛК. Для оцінки і прогнозування станів цих ЛК та їх компартментів, інформацію про впливи на етапах життєвого циклу ВЕУ доцільно збирати в різні проміжки часу функціонування ЛК.

Прогнозування станів концентрації шкідливих речовин і станів компартменту ЛК у динамічному та стаціонарному режимах, можна реалізувати розв'язуючи систему диференціальних рівнянь (4.7) та алгебраїчних рівнянь (4.13) за допомогою інформаційних технологій.

Зокрема, дослідження динаміки станів ієрархічних структур та їх елементів запропоновано здійснювати на основі розв'язку систем диференціальних рівнянь (4.7) за допомогою чисельного методу Рунге-Кутта четвертого порядку [185], запис якого в загальній формі має вигляд (4.8):

$$\begin{aligned}
 y_{k+1} &= y_k + \frac{1}{6}(K_1 + 2K_2 + 2K_3 + K_4) \\
 K_1 &= f(x_k, y_k)\Delta x \\
 K_2 &= f\left(x_k + \frac{\Delta x}{2}, y_k + \frac{K_1}{2}\right)\Delta x \\
 K_3 &= f\left(x_k + \frac{\Delta x}{2}, y_k + \frac{K_2}{2}\right)\Delta x \\
 K_4 &= f(x_k + \Delta x, y_k + K_3)\Delta x
 \end{aligned}
 \tag{4.8}$$

Для розв'язку системи диференціальних рівнянь (4.7), за допомогою вказаного чисельного методу у динамічному режимі, зведемо їх до вигляду:





$$\begin{aligned}
\gamma_{i0} &= a_{i0}, (i = 0, 1, 2, \dots, n), \\
\alpha_{0k} &= \frac{\alpha_{0k}}{\alpha_{00}}, (k = 1, 2, \dots, n), \\
\gamma_{ik} &= a_{ik} - \sum_{j=0}^{k-1} \gamma_{ij} \cdot \alpha_{jk}, (i, k = 1, 2, \dots, n; n \geq k), \\
\alpha_{ik} &= \frac{1}{\gamma_{ii}} \cdot \left( a_{ik} - \sum_{j=k}^{i-1} \gamma_{ij} \cdot \alpha_{jk} \right), (i, k = 1, 2, \dots, n; i < k).
\end{aligned} \tag{4.17}$$

Представлені алгоритми отримання вхідних даних, побудови і розв'язку систем диференціальних та алгебраїчних рівнянь можуть бути покладені в основу математичного забезпечення інформаційної системи дослідження станів компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ і оцінювання впливів ВЕС на компоненти навколишнього середовища.

В таблиці Д.2 представлено результати ймовірного впливу ВЕУ модельованої ВЕС впродовж чотирьох етапів їх життєвого циклу (див. Додаток Д) на підсистеми та яруси компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ, що підтверджено Звітом про виконання науково-дослідної роботи Дослідження наявності рослин та тварин занесених до Червоної книги України та рослинних угруповань, які охороняються законодавством України на території впровадження планованої діяльності.

Отже, пошук напрямків зменшення шкідливого антропогенного впливу реалізовано на основі математичного моделювання. Тут однією з головних задач є керування станами ландшафтно-інженерних – ВЕУ і ландшафтно-техногенних систем – ВЕС, яке полягає у математичному поданні механізмів, що визначають динамічні властивості перебігу процесів у середовищі вказаних систем. Отримані моделі даватимуть змогу аналізувати стани елементів ієрархічної структури ЛК і прогнозувати розвиток того чи іншого техногенно-екологічного процесу впродовж життєвого циклу ВЕУ для оптимізації діяльності людини щодо забезпечення мінімального ступеня її негативного екологічного впливу.

Основною аналізу станів ландшафтного комплексу ПЧГ є дослідження комбінованих впливів шкідливих чинників, передусім антропогенного

походження, на яруси і підсистеми компартментів ЛК, значення яких оцінені імітаційним моделюванням в попередньому розділі цієї роботи. Вхідними даними для розв'язку системи рівнянь, які визначають динаміку поширення досліджуваних шкідливих впливів в різних ярусах та підсистемах компартментів ЛК, є показники, виражені в еко-балах, а також статистична інформація функціонування елементів ієрархічної структури СЛК.

Розв'язуючи систему рівнянь оцінюють як результируючий негативний ефект цих впливів, так і виявляють які з них найістотніші і домінуючі. Вказані результати даватимуть змогу розробляти алгоритми керування станами цієї ландшафтно-інженерної системи для оптимізації взаємодії ВЕУ з компартментами ЛК, а також здійснювати прогнозувати станів розвитку ЛК у динамічному та стаціонарному режимах внаслідок впливу життєвого циклу ВЕУ на його підсистеми і яруси компартментів. Очевидно, що оптимальне керування станами системи досягають використанням сучасних технологій, які базуються на застосуванні інтелектуальних та кіберфізичних систем.

#### **4.2. Розподіл полютантів, седиментів і техногенних радіонуклідів в ярусах та підсистемах компартменту ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми**

Розподіл полютантів та седиментів в ярусах та підсистемах компартменту ПЧГ досліджувався у Карпатських гірських лісах, що виділено на базі ландшафтного профілю та у відповідності до Європейської класифікації оселищ *EUNIS* сформованої на основі: Палеарктичної класифікації оселищ у межах Європи; переліку біотопів *CORINE* (*Corine Biotopes and Corine Land Cover databases*); системи синтаксонів рослинності (*the European Vegetation Survey*); системи типології лісів Європи (*European Forest Types (EFTs) – (EEA)*); національних системах класифікації оселищ.

Вказаний ландшафтний профіль проходить з південного заходу на північний схід через весь досліджуваний регіон та позначений на ландшафтній карті лінією А–Б (рис. 4.1). Цей профіль розкриває всю різноманітність

природних умов на рівні регіональних фізико-географічних одиниць і ландшафтних місцевостей.

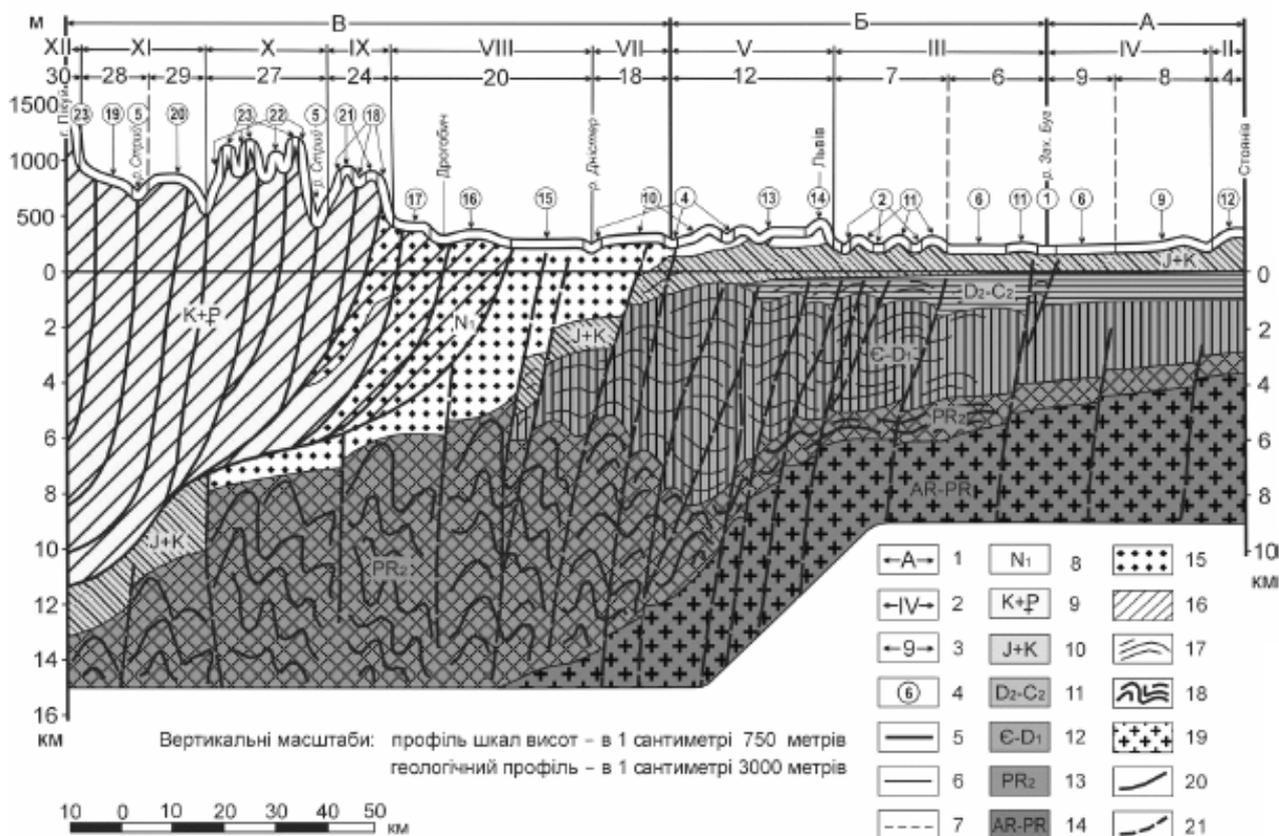


Рисунок 4.1 – Схематичний ландшафтний профіль по лінії г. Пікуй – Львів – Стоянів [79]

Базуючись на гіпотезі, що ПЧГ можна представити як сукупність компартментів, які мають властивості цілого ПЧГ, виділено деяку ділянку ЛК одиничної площі. За умовами, усі такі ділянки – еквівалентні. Проведено верхню межу досліджуваної системи паралельно поверхні ґрунту на висоті  $H$ , приблизно рівній потроєній висоті дерев  $h$ . На деякій глибині  $R$  за межами шару розміщення кореневої системи проведено нижню грань. Утворений в такий спосіб паралелепіпед і буде розглянуто, як об'єкт моделювання. Обмін енергією і речовиною через бокові грані не відбувається, оскільки відсутні відповідні градієнти. У виділений об'єм через верхню грань проникає сонячна радіація і вуглекислий газ, а видаляються, наприклад, пари води. Так само означені обмінні процеси відбуваються через нижню грань. Попри це, все, що надходить

у систему, відноситься до її вхідних впливів, а все що з неї видаляється – або до втрат, або до відчужуваного кінцевого продукту.

Під час математичного моделювання ПЧГ розглядають їх екологічний вплив, як деякий індекс, котрий приймають однорідним і ізотропним у горизонтальній площині, а площа ПЧГ – досить велика для того, щоб можна було знехтувати ефектом «краю поля». У цьому випадку всі перетоки енергії і речовини здійснюються тільки у вертикальному напрямку. Попри це, також можна знехтувати ефектом неоднорідності ґрунту, вважаючи, що описувані процеси можуть бути віднесені до будь-якої частини ПЧГ. Зрозуміло, однорідних і ізотропних ПЧГ у природі не існує, однак прийнята ідеалізація дає змогу досягнути необхідну коректність математичних побудов. Отже, при цьому неоднорідність модельованої системи проявляється тільки у вертикальному напрямку: у кожний момент часу існує деякий розподіл фітоелементів по висоті ЛК ПЧГ і по глибині ґрунтового профілю.

Зразки наземної фітомаси рослин (кора, гілки, хвоя, деревина і серцевина) відібрано в кінці вегетативного періоду (серпень-вересень) на визначених ділянках ПЧГ Карпатських гірських лісів. Зразки відібрано у п'ятикратній повторюваності з 2589 модельних дерев в масиві загальною площею 30 га, які репрезентують середній віковий, повнотний і якісний стан деревостану.

Лабораторно-аналітичні дослідження вмісту важких металів у рослинних зразках проводились полярографічним методом на полярографі універсальному ПУ-1. Статистичне опрацювання отриманих результатів проводилась варіаційно-статистичним методом за допомогою стандартних пакетів офісних програм *Microsoft Exel 2003* і *Oragin Pro 8.5*.

Для оцінки інтенсивності накопичення металів у рослинах розраховували коефіцієнт накопичення ( $K_n$ ) – як відношення середнього вмісту елемента в органах рослин до вмісту його рухомих форм у ґрунті [186]. А.П. Виноградов у монографії з геохімії рідкісних і розсіяних елементів у ґрунтах [187] серед інших відніс до рідкісних елементів *Cd* та *Pb*, оскільки їх кларки у земній корі

становлять соті частки відсотка [188], тому для подальших розрахунків їх не враховували.

Дослідження розподілу техногенних радіонуклідів у ПЧГ Карпатських гірських лісів є фактологічною основою для математичного моделювання міграції в них радіонуклідів, що дає змогу з прийнятною точністю прогнозувати рівні радіоактивного забруднення компартментів ЛК ПЧГ та можливість виконання ними ЕП [189]. За стандартною методикою [191] закладено пробну площу (10,0 га) для встановлення показників радіоактивного забруднення. Відбір проб здійснювали за стандартними методиками, які дозволяють визначати медіану густини забруднення території  $^{137}\text{Cs}$  [190]. Проби ґрунту відбирали спеціальним циліндричним пробовідбірником діаметром 37 мм на глибину орного шару 20 см в п'яти точках на відстані 5-10 м один від одного методом конверта. Після цього п'ять проб об'єднували в одну загальну об'єднану пробу об'ємом 1000 см<sup>3</sup>, яку висушували, просіювали через сито з комірками 1 мм і ретельно гомогенізували [192]. Проби фітомаси деревини стовбура відбирали за допомогою бензопили на відповідних дослідних ділянках. За лабораторних умов проби деревини висушували, подрібнювали і гомогенізували для проведення вимірювань активності радіонуклідів; виконано геоботанічний опис. Видовий склад судинних рослин вивчали за А.А. Корчагіним [193], ґрунти – за Т.А. Рожноюю [194]; проведено суцільний облік деревостану [195].

У типовому за рельєфом локалітеті викопано ґрунтовий профіль, відібрані зразки ґрунту для вивчення вертикальної міграції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  з його чотирьох стінок. Щільність забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  визначали у 20 точках, закладених на стаціонарі у систематичному порядку, зразки ґрунту у кожній точці відбирали циліндричним буром діаметром 5 см на глибину 10 см методом конверту.

Середнє значення цього показника на пробній площі становить  $48,4 \pm 2,78 \text{ кБк/м}^2$  ( $2,0 \text{ Ки/км}^2$ ). Усі зразки ґрунту та рослинності висушували до повітряно-сухого стану при 80°C впродовж 72 год і гомогенізували на пробо-

підготовлювачах ПРГ-01Т та ПРП-01. Після цього їх зважували та визначали коефіцієнт усушки. Гомогенізовані зразки вміщували у посудини Марінеллі (об'ємом 1,0 л і 0,5 л) або спеціальні еталоновані посудини менших розмірів (грунтовий бюкс – 75 мл; «Дента» – 130 мл). Питому активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  вимірювали на багатоканальному гамма-спектроаналізаторі імпульсів СЕГ-005-АКП зі сцинтиляційними детекторами БДЭГ-20Р2 (100 мм×150 мм). Похибка вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у зразках знаходилась у межах 10-15 %, залежно від активності зразків. Для статистичної обробки експериментальних даних використано стандартний пакет програм *Microsoft Exel 2003*, статистичні показники розраховували загальноприйнятими методами [196].

Розподіл хімічних елементів *Cu, Co, Fe, Mn, Cr, Cd, Pb, Zn, Al* у зоні впливу корелює зі структурою ПЧГ [197].

Для зрівняння вибірок використаємо критерій Стьюдента при рівні значущості  $\alpha=0,05$ . При  $n = m = 46$  та  $k = 90$   $t_{\text{кр}} = 1,96$ . Обчисливши

$$t_{\text{емп}} = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sqrt{\frac{(m-1)\sigma_1^2 + (n-1)\sigma_2^2}{m+n-2}}} \sqrt{\frac{mn}{m+n}} \text{ отримаємо:}$$

для вмісту міді  $\text{Cu}^{2+}$

$$t_{\text{емп}} (\text{гілки-листя}) = 2,66, t_{\text{емп}} (\text{гілки-кора}) = 1,05, t_{\text{емп}} (\text{гілки-коріння}) = 1,05,$$

$$t_{\text{емп}} (\text{листя-кора}) = 1,77, t_{\text{емп}} (\text{листя-коріння}) = 1,33, t_{\text{емп}} (\text{кора-коріння}) = 0,2;$$

для вмісту цинку  $\text{Zn}^{2+}$

$$t_{\text{емп}} (\text{гілки-листя}) = 0,92, t_{\text{емп}} (\text{гілки-кора}) = 0,93, t_{\text{емп}} (\text{гілки-коріння}) = 1,27,$$

$$t_{\text{емп}} (\text{листя-кора}) = 1,99, t_{\text{емп}} (\text{листя-коріння}) = 0,56, t_{\text{емп}} (\text{кора-коріння}) = 2,06.$$

$t_{\text{емп}} > t_{\text{кр}}$  спостерігається для вмісту міді  $\text{Cu}^{2+}$  в парах: гілки – листя; для вмісту цинку  $\text{Zn}^{2+}$  в парах: листя – кора, кора-коріння. У всіх інших випадках різниця вмісту важких металів є несуттєвою (табл. 4.1).

ЕП у затриманні седиментів та полютантів проявляється в: акумулюванні ярусами підсистем компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ забруднювачів; включенні небезпечних речовин (полютантів та седиментів) в біогеохімічний

кругообіги; запобіганні територіальній міграції небезпечних речовин. Так, безпосередньо у зоні антропогенного впливу й на відстані 2Н від неї простежується загальна тенденція до зростання валового вмісту важких металів, привнесених разом з мінеральними добривами та меліорантами [198, 199].

Таблиця 4.1

Показники інтенсивності накопичення мікроелементів-біофілів у наземній фітомасі рослин

№ з/п	Фітомаса рослин	Коефіцієнт накопичення, Кн		Кларк концентрації, КК		Кларк розсіювання, КР	
		$Cu^{2+}$	$Zn^{2+}$	$Cu^{2+}$	$Zn^{2+}$	$Cu^{2+}$	$Zn^{2+}$
1.	Гілки	0,1 ±0,017	0,04 ±0,014	0,035 ±0,006	0,037 ±0,013	28,55 ±4,73	27,97 ±9,7
2.	Листя	0,1 ±0,037	0,05 ±0,024	0,039 ±0,013	0,05 ±0,013	26,36 ±7,48	20,57 ±4,69
3.	Кора	0,08 ±0,01	0,032 ±0,007	0,027 ±0,004	0,03 ±0,007	36,99 ±5,05	33,37 ±7,36
4.	Коріння	0,08 ±0,016	0,036 ±0,013	0,03 ±0,006	0,034 ±0,012	34,049 ±6,322	30,78 ±10,47

Детальне вивчення в компартментах як вагових характеристик, так і вмісту  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$  у ярусах та підсистемах компоненту дало змогу вирахувати сумарну активність зазначених радіонуклідів в компартментах та її розподіл між підсистемами [200].

Аналіз середньозважених значень питомої активності  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$  у ярусах та підсистемах компартменту ПЧГ Карпатських гірських лісів демонструє важливі закономірності. Компоненти за цим показником утворюють ранжований ряд: ярус макроміцетів (3248 Бк/кг) >> лишайниковий ярус (586 Бк/кг) > моховий ярус (532 Бк/кг) > лісова підстилка (274 Бк/кг) > трав'яний ярус (151 Бк/кг) > підріст (114 Бк/кг) > підлісок (98 Бк/кг) > деревостан (93 Бк/кг) > мінеральний шар ґрунту (74 Бк/кг).

Аналіз вертикального розподілу питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті ПЧГ Карпатських гірських лісів дає змогу зробити висновок про збільшення цього показника від нерозкладеної лісової підстилки до її розкладеного шару та 0–5 см шару гумусово-елювіального горизонту – з 115 Бк/кг до 347 Бк/кг. У глибших горизонтах ґрунту відбувається експоненційне зменшення значення показника – з 65 Бк/кг у шарі 5–10 см до 4 Бк/кг у шарі 25–30 см.

Розподіл у ПЧГ Карпатських гірських лісів фітомаси та сумарної активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  за ярусами рослинності є достатньо подібним. Значні відмінності згаданого розподілу є властивими для ярусів фітоценозу, які характеризуються підвищеними значеннями вмісту радіонуклідів, макроміцетів і лишайників.

#### **4.3. Побудова функціональних зв'язків для опису поширення забрудників в ярусах і підсистемах компартменту ландшафтного комплексу**

Складність встановлення функціональних зв'язків для опису переносу забрудників між ярусами та підсистемами компартменту ЛК ПЧГ полягає у тому, що не завжди можна представити фізичні закони, за допомогою яких зв'язуються характеристики ярусів та підсистем в компартменті ЛК ПЧГ з процесами поширення в них забрудників, якими можуть бути наприклад радіонукліди чи седименти.

Нижче показано спосіб представлення таких зв'язків з допомогою так званої потокової діаграми, в основу якої покладено перерозподіл активностей радіонуклідів в між ярусами і підсистемами компартменту. Зокрема на рисунку 4.2 подано потокову діаграму, що відображає структуру міграції радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  в лісовому компартменті ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів.

Тут використано низку індексів, що характеризують розташування  $^{137}\text{Cs}$  у: надземній фітомасі –  $P$ ; підстилці –  $F$ ; блоці мохового ярусу екосистеми –  $M$ ; ґрунті –  $G$ , як рухомий  $^{137}\text{Cs}$  у розчинній формі –  $S$  та нерухомий  $^{137}\text{Cs}$  у

зв'язаній формі –  $Q$ . Розташування радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в розчинній та зв'язаній формі в  $i$ -му шарі ґрунту, відповідно, позначено –  $S_i$  та  $Q_i$ . Індекс –  $i$  характеризує шар ґрунту або ярус, чи підсистему компартменту. Перерозподіл радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті кореневими системами рослин, грибами тощо позначено як –  $R$ , а надходження радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  з атмосфери –  $H$ .

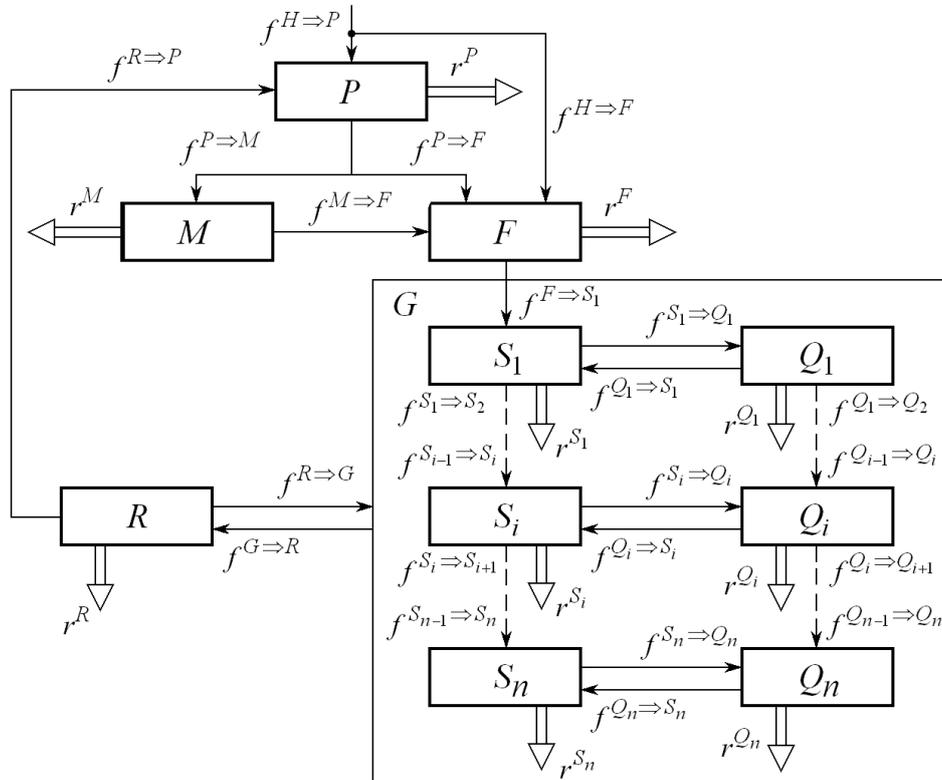


Рис. 4.2. Узагальнена схема функціональних відношень між ярусами і підсистемами компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ

Функції  $f(t)$  характеризують перерозподіл активностей радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в між ярусами і підсистемами компартментів, а функції  $N(t)$  вміст радіонукліду в окремому окремому ярусі чи підсистемі. Функції  $r(t)$  описують його радіоактивний розпад в цих ярусах і підсистемах, а саме:

$$\left. \begin{aligned} r^P(t) &= \lambda N^P(t) \\ r^M(t) &= \lambda N^M(t) \\ r^F(t) &= \lambda N^F(t) \\ r^R(t) &= \lambda N^R(t) \\ r^{S_i}(t) &= \lambda N^{S_i}(t) \\ r^{Q_i}(t) &= \lambda N^{Q_i}(t) \end{aligned} \right\} \quad (4.18)$$

де  $\lambda$  – стала напіврозпаду радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  ( $\lambda = 0,0000633$  доба $^{-1}$ ) [201],  $N(t)$  – кількість радіоактивних ядер в окремому ярусі чи підсистемі (вміст  $^{137}\text{Cs}$ ).

Оскільки основний акцент робиться на дослідженні міграції радіонуклідів у ґрунті, то детальні механізми перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  подано, здебільшого, для блоку ґрунтів  $G$ . На шляху радіонуклідів  $H$ , що випадають з атмосфери, надземна фітомаса деревостану  $P$  є першою перешкодою, яка затримує певну частку радіонуклідів. В середньому ступінь затримування радіонуклідів можна вважати рівним ступеню зімкнутості крон дерев для ялинових лісів. Другою перешкодою можна вважати трав'яно-чагарничковий та моховий яруси  $M$ . Отже, слід зауважити, що радіонукліди у лісах одразу на ґрунт не потрапляють, а затримуються надземною фітомасою.

До надземної фітомаси включено всю видову різноманітність флори. Розподіл рослинності лісового компартменту за ярусами не проводиться, і в даній моделі враховується лише сумарна активність рослинної – компоненту загальної фітомаси компартменту. Внутрішній механізм перерозподілу  $^{137}\text{Cs}$  між ярусами рослинності для даного випадку не відіграє вирішальної ролі, тому сприймається як практично суцільна, однорідна складова певної активності, з якої на підстилку  $F$  потрапляють радіонукліди. Отже, активність цієї складової визначається як сума складових, що входять до всіх ярусів рослинності лісового компартменту:

$$A = \sum_{i=1}^n A_i, \quad (4.19)$$

де  $A_i$  – активність кожного ярусу підсистеми лісового компартменту;  $n$  – кількість ярусів.

Активність окремого ярусу знаходять як

$$A_i = A_{m_i} \cdot m_i, \quad (4.20)$$

де  $A_{m_i}$  – питома активність кожного ярусу підсистеми лісового компартменту;  $m_i$  – маса ярусу підсистеми лісового компартменту.

Механізм сезонних змін поширення радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в лісовому компартменті також не врахований, оскільки, якщо брати за проміжок часу один рік, то можна вважати, що за цей період перебігають всі пори року, і відбуваються всі сезонні зміни. В блок рослинності радіонукліди надходять з атмосферними опадами  $f^{H \Rightarrow P}(t)$ . Оскільки поверхнева активність радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$   $a = 555 \text{ кБк/м}^2$ , то

$$f^{H \Rightarrow P}(t) = c \cdot A^H(t), \quad (4.21)$$

де  $c$  – зімкнутість крон дерев (зімкнутість крон варіює в межах 0,8–1,0);  $A^H(t)$  – активність надземної фітомаси з певною площею.

Також в блок  $P$  радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$  надходить шляхом кореневого всмоктування. Оскільки цей механізм в поданій моделі замінено розподільчим пулом  $R$ , з якого  $^{137}\text{Cs}$  надходить у фітомасу  $P$  з ґрунту, що містить кореневі системами рослин, гриби, мікоризу тощо, то його описує функція:

$$f^{R \Rightarrow P} = k(A^{S_i}(t) + A^{Q_i}(t)), \quad (4.22)$$

де  $k$  – коефіцієнт переходу  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в рослинність (під час розрахунку коефіцієнта переходу враховувалась активність того шару звідки відбувається кореневе всмоктування);  $A^{S_i}(t)$  і  $A^{Q_i}(t)$  – відповідно активність рухомого і нерухомого  $^{137}\text{Cs}$  в  $i$ -у шарі ґрунту.

З блоку рослинності радіонукліди мігрують в інші блоки з кронним та ствольним стоком, опадом та відпадом. Розподілу на окремі складові цього надходження не проводилось, тому слід вважати, що міграцію радіонуклідів описує функція:

$$f^{P \Rightarrow M, F}(t) = c \cdot A^H(t) \cdot f_P(t), \quad (4.23)$$

де  $f_P(t)$  – функція, що характеризує кроновий стік з надземної фітомаси; використовуючи  $f_P(t)$  слід враховувати частку, яка потрапляє на мох  $a_1$  та на підстилку  $1 - a_1$ .

Аналітичний вид  $f_P(t)$  визначається за допомогою наближення даних моніторингу, які характеризують кроновий стік з надземної фітомаси у мох. У блок моху радіонукліди мігрують з рослинного блоку та з блоку підстилки.

Такий опис допустимий, оскільки складність опису протікання кожного з процесів зміщує акцент досліджень у бік перерозподілу радіонуклідів по ярусах, що виходить за межі поставленої мети. На сьогодні не всі механізми міграції радіонуклідів вивчені і не для всіх них описані механізми розподілу. Тому використано залежність, яка була визначена на підставі даних про швидкість дезактивації деревостану [202].

Лісова підстилка входить до блоку, який знаходиться на шляху радіонуклідів, що надходять з рослинного покриву, та потрапляють на поверхню ґрунту. Для цього блоку також необхідно визначити сумарну активність підсистеми, оскільки вимірювання проводяться окремо для кожної складової – свіжого опаду  $FrlF$ , напіврозкладеної  $HdlF$  та розкладеної лісової підстилки.

$$A^F(t) = A_m^{tl} \cdot m_{tl} + A_m^{dl} \cdot m_{dl} + A_m^{sl} \cdot m_{sl}, \quad (4.24)$$

де  $A_m^{tl}, A_m^{dl}, A_m^{sl}$  – питомі активності, відповідно, свіжого опаду, напіврозкладеної та розкладеної лісової підстилки;  $m_{tl}, m_{dl}, m_{sl}$  – маси, відповідно, свіжого опаду, напіврозкладеної та розкладеної лісової підстилки.

Виведення  $^{137}Cs$  з лісової підстилки описується залежністю:

$$f^{F \Rightarrow S_1}(t) = a_3 \cdot A^F(t), \quad (4.25)$$

де  $a_3$  – коефіцієнт виведення  $^{137}Cs$  з підстилки, який визначається чисельним аналізом даних моніторингу [203].

Для блоку ґрунту активність  $^{137}\text{Cs}$  необхідно визначати окремо для кожного шару мінерального ґрунту (товщина шару – 2 см) та виділяти рухому  $S$  та нерухому  $Q$  компоненти.

Для рухомої компоненти вертикальну міграцію  $^{137}\text{Cs}$  в результаті конвективного переносу та лесиважу можна описати наступною залежністю:

$$f^{S_i \Rightarrow S_{i+1}}(t) = a_5 \cdot A^{S_i}(t), \quad (4.26)$$

де  $a_5$  – коефіцієнт міграції  $^{137}\text{Cs}$  з верхнього в нижній шар ґрунту, який визначають аналізом даних моніторингу;  $A^{S_i}(t)$  – активність рухомого  $^{137}\text{Cs}$  у верхньому шарі ґрунту.

Для нерухомої компоненти під час переходу з верхнього шару в нижній вирішальну роль відіграє механізм дифузії. Тому перехід  $^{137}\text{Cs}$  з верхнього шару  $Q_1$  в нижній  $Q_{i+1}$  можна описати залежністю:

$$f^{Q_i \Rightarrow Q_{i+1}}(t) = d(A^{Q_i}(t) - A^{Q_{i+1}}(t))/2, \quad (4.27)$$

де  $d$  – коефіцієнт дифузії;  $A^{Q_i}(t)$  і  $A^{Q_{i+1}}(t)$  – активність нерухомого  $^{137}\text{Cs}$ , відповідно у верхньому і нижньому шарах ґрунту.

Між нерухомою та рухомою складовими відбувається закріплення рухомої складової в  $i$ -му шарі ґрунту та перехід нерухомої компоненти в рухомий стан (процесами сорбції – десорбції  $^{137}\text{Cs}$ ).

Закріплення рухомої складової відбувається в результаті обмінної та необмінної сорбції, іонного обміну, осідання у складі органічних та органо-мінеральних комплексів. Ці процеси можна описати наступною залежністю:

$$f^{S_i \Rightarrow Q_i}(t) = z \cdot A^{S_i}(t), \quad (4.28)$$

де  $z$  – коефіцієнт закріплення рухомої компоненти, визначається аналізом даних моніторингу [203];  $A^{S_i}(t)$  – активність рухомого  $^{137}\text{Cs}$  у  $i$ -му шарі ґрунту.

Перехід нерухомої складової в рухомий стан відбувається в результаті десорбції, іонного обміну та інших процесів. Даний перехід можна охарактеризувати залежністю:

$$f^{Q_i \Rightarrow S_i}(t) = a_6 \cdot g \cdot A^{Q_i}(t), \quad (4.29)$$

де  $a_6$  – коефіцієнт переходу нерухокої компоненти в рухомий стан  $a_6 = 0,00005$ ;  $g$  – допоміжна змінна, що характеризує залежність ємності поглинання фунту від глибини залягання і та товщини гумусованого шару ґрунту [203];  $A^{Q_i}(t)$  – активність нерухокого  $^{137}\text{Cs}$  у  $i$ -му шарі ґрунту.

З рухокої (біологічно-доступної) складової радіонукліди переходять в інші складові (в моделі це здійснюється через розподільчий пул) за рахунок поглинання кореневою системою рослин та гіфами грибів. Даний механізм можна описати наступною залежністю:

$$f^{S_i \Rightarrow R}(t) = p \cdot A^{S_i}(t), \quad (4.30)$$

де  $p$  – коефіцієнт поглинання радіоцезію кореневою системою та грибами з  $i$ -го шару ґрунту [203];  $A^{S_i}(t)$  – активність рухокого  $^{137}\text{Cs}$  у  $i$ -му шарі ґрунту.

Радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$ , що вивільняються корінням та міцелієм під час життєвого циклу рослин та грибів і після їх відмирання надходить в рухому складову і описуються наступною залежністю:

$$f^{R \Rightarrow S_i}(t) = a_4 \cdot A^R(t) \cdot h_i, \quad (4.31)$$

де  $a_4$  – коефіцієнт вивільнення радіоцезію з коріння та грибниці;  $h_i$  – допоміжна змінна, що характеризує розподіл всмоктуючих коренів та грибниці з профілем ґрунту, яка в даній моделі прийнята сталою в часі і з глибиною змінюється від 40 % у верхньому шарі до 0,5 % в нижньому.

Для представлення узагальненої схеми функціональних відношень між ярусами і підсистемами компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ застосовано інтуїтивно зрозумілі імена змінних, позначення та індекси. Тоді, базуючись на рівняннях (4.18 – 4.31) можна побудувати систему умовних рівнянь, які пояснюють структуру міграції радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в лісовому компартменті ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів, а саме:

$$\left. \begin{aligned}
N^P(t) &= f^{H \Rightarrow P}(t) + f^{R \Rightarrow P}(t) - f^{P \Rightarrow M, F}(t) - r^P(t) \\
N^M(t) &= f^{P \Rightarrow M}(t) - f^{M \Rightarrow F}(t) - r^M(t) \\
N^F(t) &= f^{P \Rightarrow F}(t) + f^{M \Rightarrow F}(t) + f^{H \Rightarrow F}(t) - f^{F \Rightarrow G}(t) - r^F(t) \\
N^R(t) &= f^{S_i \Rightarrow R}(t) - f^{R \Rightarrow P}(t) - f^{R \Rightarrow S_i}(t) - r^R(t) \\
N^{S_1}(t) &= f^{F \Rightarrow S_1}(t) + f^{R \Rightarrow S_1}(t) + f^{Q_1 \Rightarrow S_1}(t) - f^{S_1 \Rightarrow R}(t) - f^{S_1 \Rightarrow S_2}(t) - f^{S_1 \Rightarrow Q_1}(t) - r^{S_1}(t) \\
N^{Q_1}(t) &= f^{S_1 \Rightarrow Q_1}(t) - f^{Q_1 \Rightarrow Q_2}(t) - f^{Q_1 \Rightarrow S_1}(t) - r^{Q_1}(t) \\
N^{S_i}(t) &= f^{S_{i-1} \Rightarrow S_i}(t) + f^{R \Rightarrow S_i}(t) + f^{Q_i \Rightarrow S_i}(t) - f^{S_i \Rightarrow R}(t) - f^{S_i \Rightarrow S_{i+1}}(t) - f^{S_i \Rightarrow Q_i}(t) - r^{S_i}(t) \\
N^{Q_i}(t) &= f^{S_i \Rightarrow Q_i}(t) - f^{Q_i \Rightarrow Q_{i+1}}(t) - f^{Q_i \Rightarrow S_i}(t) - r^{Q_i}(t)
\end{aligned} \right\} (4.32)$$

Водночас під час побудови рівнянь математичної моделі доцільно використати уніфіковані позначення змінних і індексів. Тому  $A_0(t)$  – активність радіоактивного джерела  $^{137}\text{Cs}$ , яким в нашому випадку є атмосферні опади; змінні  $N_1(t)$  і  $A_1(t)$  – пов’язані з вмістом і активністю радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  в надземній фітомасі;  $N_2(t)$  і  $A_2(t)$  – з вмістом і активністю в моховому ярусі;  $N_3(t)$  і  $A_3(t)$  – з вмістом і активністю в підстилці;  $N_4(t)$  і  $A_4(t)$  – з вмістом і активністю в кореневій системі;  $N_{5i}(t)$  і  $A_{5i}(t)$  – з вмістом і активністю рухомого  $^{137}\text{Cs}$  у відповідних шарах ґрунту;  $N_{6i}(t)$  і  $A_{6i}(t)$  – з вмістом і активністю зв’язаного  $^{137}\text{Cs}$  у відповідних шарах ґрунту. Решта коефіцієнтів описані вище. Більшість з них знаходилась або експериментальним шляхом, або за допомогою наближення експериментальних даних.

Математичною моделлю (4.33) представлено приклад опису поширення радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$ , побудованого на основі умовних рівнянь (4.32) його міграції в лісовому компартменті ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів

$$\left. \begin{aligned}
-\frac{dN_1(t)}{dt} &= cA_0(t) + k \sum_{i=1}^n (A_{5i} + A_{6i}) - A_1(t) - \lambda N_1(t) \\
-\frac{dN_2(t)}{dt} &= a_1 A_1(t) - cA_0(t) f_p(t) - \lambda N_2(t) \\
-\frac{dN_3(t)}{dt} &= (1 - a_1) A_1(t) + cA_0(t) f_p(t) + (1 - c) A_0(t) - a_3 A_3(t) - \lambda N_3(t) \\
-\frac{dN_4(t)}{dt} &= p \sum_{i=1}^n A_{5i} - k \sum_{i=1}^n (A_{5i} + A_{6i}) - a_4 A_4(t) \sum_{i=1}^n h_i - \lambda N_4(t) \\
-\frac{dN_{51}(t)}{dt} &= a_3 A_3(t) + a_4 A_4(t) h_1 + a_6 g A_{61}(t) - (p - a_5 - z) A_{51}(t) - \lambda N_{51}(t) \\
-\frac{dN_{61}(t)}{dt} &= z A_5(t) - d(A_{61} - A_{62})/2 - a_6 g A_{61}(t) - \lambda N_{61}(t) \\
-\frac{dN_{5i}(t)}{dt} &= a_5 A_{5i+1}(t) + a_4 A_4(t) h_i + a_6 g A_{6i}(t) - (p - a_5 - z) A_{5i}(t) - \lambda N_{5i}(t) \\
-\frac{dN_{6i}(t)}{dt} &= z A_{5i}(t) - d(A_{6i} - A_{6i+1})/2 - a_6 g A_{6i}(t) - \lambda N_{6i}(t)
\end{aligned} \right\} (4.33)$$

В моделі слід обмежити кількість врахованих шарів ґрунту. Моделювання можна здійснювати використовуючи прикладні пакети чисельного аналізу, на основі даних моніторингу, наданих радіологічними лабораторіями.

#### 4.4. Мережеве моделювання переносу речовини в компартменті ландшафтного комплексу просторово-часової геосистеми

Сучасні як емпіричні, так і теоретичні комплексні підходи до структури і функції екосистеми надали змогу відобразити її організацію у вигляді мереж з потоками маси чи енергії. Такі екологічні мережі відображають екосистему через велику кількість окремих довкільних елементів, а також численні зв'язки між ними, як обмін речовини чи енергії, що значно ускладнює її розуміння. Складність структури та поведінки екосистем спричинила виникнення великого різноманіття методологій, і як наслідок значну кількість оціночних параметрів і показників організації екосистем [204, 205, 206, 207, 208, 209]. Тому для комплексних екологічних досліджень важливою є необхідність з'ясування взаємних залежностей між екосистемними параметрами [206, 210, 211, 212, 213]. Для цього добре надається екологічний мережевий аналіз, який походить

від економічної моделі «витрати-випуск», також званої моделлю міжгалузевого балансу *Leontief* [214]. ЕМА дав змогу реалізувати мультикомпартментальний тип моделювання в екологічному системному аналізі. В сучасній екології провідними напрямками, за якими розвивається ЕМА, є: аналіз витрат-виходів (англ. *I/O analysis*) [215, 216], мережевий енвайрон аналіз (*MEA*), що базується на теорії енвайронів [217, 218, 219], аналіз енергоємності систем [220], теорія висхідності систем [207, 221], аналіз уречевленої енергії [222, 223].

Кожний компартмент ландшафтного комплексу ПЧГ представлено мережею функціональних зв'язків, що описують перенос речовин, якими є седименти чи полютанти, між ярусами та підсистемами окремого компартменту ландшафтного комплексу ПЧГ. Для побудови та візуалізації мережевих функціональних зв'язків використано програму для аналізу великих мереж *Pajek* [224] та програмний пакет для соціального мережевого аналізу *Ucinet 6* [225].

Для кожного компартменту створено бінарну матрицю суміжності елементів  $A_{n \times n} = (a_{ij})$ , де  $i, j = 1, \dots, n$  елементів, орієнтовану від рядів ( $i$ ) до колонок ( $j$ ). Вхідна матриця  $a_{ij} = 1$  якісно відображає наявність функціонального зв'язку  $f_{ij}$  [ $ML^{-2}T^{-1}$ , де  $M$  – маса,  $L$  – довжина,  $T$  – час], що описує перенос речовини через одиничну площу за одиницю часу як потік, спрямований від елементу рядка матриці  $i$  до елементу колонки  $j$ . Вхідна матриця  $a_{ij} = 0$  показує відсутність функціонального зв'язку від  $i$  до  $j$  ( $f_{ij} = 0$ ). Для побудови мережі функціональних зв'язків використано теорію енвайронів, що передбачає наявність межових (зовнішніх) входів в систему та межових виходів з неї, оскільки компартменти ЛК є термодинамічно відкритими системами. Отже, кожний елемент  $i$  мережі має межевий вхід, виражений як потік у систему через її межу ззовні  $z_i$  [ $ML^{-2}T^{-1}$ ] та межевий вихід, як потік за межі системи  $y$  [ $ML^{-2}T^{-1}$ ].

Для переведення якісної інформації бінарної матриці в кількісну, здійснено трансформування матриці  $A_{n \times n}$  в матрицю потоків  $F_{n \times n} = (f_{ij})$ , використовуючи концепцію рівноймовірності з теорії ймовірностей. Відповідно до принципу

індеферентності Лапласа входам матриці  $f_{ij}$  та межевим виходам  $y_i$  присвоювалася ймовірність  $1/N_i$ , де  $N_i$  – число сумісно виключних функціональних зв'язків від елемента  $i$  рядків матриці до елементів  $j$  колонок матриці, включаючи межевий вихід  $y_i$ . Межеві входи  $z_i$  та сталий запас елемента  $x_i$  параметризований, як рівний 1. Сталий запас елемента відображає вмісту в ньому досліджуваної субстанції (маси, речовини, енергії).

Моделювання мережевих функціональних зв'язків в компартменті ЛК реалізовано з використанням програми для мережевого аналізу та програмування *EcoNet 2.1 Beta* [226]. Сам мережевий аналіз виконано на фінальній стадії відтворення системи, коли вона досягала статичного стану стійкості, тобто коли  $dx/dt=0$ , оскільки вхід в систему та вихід з неї рівні в статичному стані. Отже, *EcoNet 2.1 Beta* доводить модельну систему ландшафтного комплексу ПЧГ від заданих початкових умов для моделі, що створена на основі емпіричних даних, до повністю стійкого її стану. Програма продукує загальносистемні показники саме на цій фінальній стадії. Зокрема десять параметрів організації систем, які є об'єктами аналізу, широко представлені в літературі. Водночас короткий опис та їх позначення представлені нижче.

Поруч з загальносистемними мережевими параметрами використано ще кілька характеристик системи, зокрема оцінку її розміру  $N$  як кількість ярусів і підсистем в компартменті, кількість функціональних зв'язків в компартменті  $L$  ( $\sum a_{ij}$ ), та кількість компартментів  $Cl$ . Ці додаткові характеристики мережі необхідні для інтерпретації результатів.

Щільність зв'язків ( $LD$ ) оцінюють як співвідношення кількості функціональних зв'язків  $L$  до розміру системи  $N$  [227, 228]:

$$LD = L / N. \quad (4.34)$$

Ступінь зв'язності ( $C$ ) це співвідношення кількості функціональних зв'язків  $L$  до кількості потенційно можливих зв'язків  $N^2$  [212, 229, 230]:

$$C = L / N^2 \quad (4.35)$$

Загальна пропускна здатність ( $TST$ ), виражена як сума усіх потоків крізь компартмент [215, 231]:

$$TST = \sum T_i, \quad (4.36)$$

де  $T_i$  – це загальна сума потоків крізь елемент  $i = 1, \dots, n$ .

Індекс циркуляції Фіна ( $FCI$ ) – фракція суми потоків крізь компартмент, задіяна в колообіг:

$$FCI = TST_c / TST, \quad (4.37)$$

де  $TST_c$  – період циркуляції, це зважена сума циркуляційних ефективностей усіх елементів [232]:

$$TST_c = C_1 T_1 + C_2 T_2 + \dots + C_n T_n. \quad (4.38)$$

Циркуляційна ефективність:

$$C_i = n_{ii} - 1/n_{ii}, \quad (4.39)$$

де  $n_{ii}$  – це кількість випадків коли потік повернеться до  $i$  перед виходом зі системи [233].

Домінування опосередкованих (непрямих) ефектів ( $IEI$ ) – це кількість потоків, що мають місце в компартменті через непрямі зв'язки в порівнянні з прямими зв'язками [234]:

$$IEI = \sum (N - I - G)z / \sum Gz, \quad (4.40)$$

де  $N$  – це безрозмірна інтегральна (межеві входи + прямі потоки + непрямі потоки) матриця потоків:

$$N = I + G^1 + G^2 + \dots + G^m + \dots = (I - G)^{-1} \quad (4.41)$$

де  $G$  – це матриця безмірних прямих потоків від  $i$  до  $j$ :

$$G = (g_{ji}) = f_{ji} / T_i, \quad (4.42)$$

де  $T_i$  – це загальна сума потоків крізь елемент  $i = 1, \dots, n$ ;  $I = G^0$  – це межеві потоки, зовнішні початкові входи в систему; як зазначено вище  $G^1$  – це матриця прямих потоків;  $G^2 \dots G^m$  – це матриці непрямих потоків (фракція межевих потоків що прямує від елементу  $i$  до елементу  $j$  крізь усі шляхи довжиною  $m$ , де  $m \in$  показником, до якого підносять матрицю ( $m = 2, \dots, \infty$ )).

Інтегральна матриця  $N$ , помножена на вектор межевих входів  $z$ , в результаті повертає вектор сумарних потоків  $T$ :  $T = Nz$ .

Мутуалізм компартменту ( $MI$ ) є співвідношенням додатних (+) і від'ємних (–) знаків в матриці утилітів (надходжень/втрат)  $U$ , що базуються на попарних відношеннях елементів [219, 233, 235, 236, 237, 239]:

$$MI = \Sigma sign^+(U) / \Sigma sign^-(U), \quad (4.43)$$

де  $U$  – як було описано вище, інтегральна матриця утилітів [235, 236];  $sign^+$  та  $sign^-$  – це відповідно додатні та від'ємні знаки в матриці утилітів  $U$ .

Висхідність системи ( $AS$ ) – це ступінь розвитку функціональних зв'язків ярусів та підсистем компартменту ЛК, що включає в себе середню інформацію відповідності функціонального зв'язку ( $AMI$ ) та загальну пропускну здатність компартменту ( $TST$ ) [208, 221, 240, 241, 242]:

$$AS = TST \times AMI, \quad (4.44)$$

де  $AMI$  (в бітах) – інформація відповідності як ступінь організації, що реалізує обмін субстанцією між елементами:

$$AMI = \Sigma p(T_{ij}) \times \log_2[\{p(T_{ij}) / p(T_j)\} / p(T_i)], \quad (4.45)$$

де  $T_{ij}$  – це потік від  $j$  до  $i$ ;  $p(T_{ij})$  – це ймовірність:

$$p(T_{ij}) = T_{ij} / TST, \quad p(T_i) = \Sigma_j p(T_{ij}), \quad p(T_j) = \Sigma_i p(T_{ij}). \quad (4.46)$$

Ємність розвитку системи ( $DC$ ) – це організація потоків в компартментах ЛК як верхня межа висхідності системи ( $AS$ ). ( $DC$ ) визначається як співвідношення загальної пропускну здатності компартменту ( $TST$ ) та різноманіття структури потоків ( $H_f$ ) [208]:

$$DC = TST \times H_f, \quad (4.47)$$

де різноманіття структури потоків  $H_f$  визначається, застосовуючи інформаційну формулу *C. Shannon* [243], на основі індивідуальної вірогідності потоків від кожного з видів  $j$  до кожного з видів  $i$ :

$$H_f = \Sigma (-p(T_{ij}) \times \log_2(p(T_{ij}))), \quad (4.48)$$

де  $T_{ij}$  – це потік від  $j$  до  $i$ ;  $p(T_{ij})$  – це ймовірність, як представлено вище.

Ступінь аградації (акумуляційна здатність) системи ( $AI$ ) – мультиплікативний ефект функціональних зв'язків у ярусах і підсистемах компартменту за *P. Samuelson* [244]; середня довжина траєкторій потоків в ярусах і підсистемах за *Finn*, здатність до збільшення потоків за *B. Han* [231]. Загалом – це середня

кількість випадків, коли певна кількість межевого потоку пройде крізь компартмент перш ніж покинути його [237, 241]:

$$AI = TST / \sum z_i, \quad (4.49)$$

де  $z_i$  – це межевий вхідний потік до ярусу чи підсистеми компартменту  $i = 1, \dots, n$ ;  $TST$  – загальна пропускна здатність компартменту.

#### **4.5. Аналіз взаємозалежностей загальносистемних показників мережі переносу речовини в компартменті**

Мережі функціональних зв'язків в ярусах і підсистемах компартменту ЛК ПЧГ, що є об'єктами аналізу в цьому підрозділі, можуть відрізнятися як за розмірами ( $49 \leq N \leq 113$ ), так і за кількістю зв'язків в компартменті ( $98 \leq L \leq 856$ ) та кількістю компартментів ( $12 \leq Cl \leq 15$ ). Діапазони зміни можливих значень показників системного рівня для різних компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів, їх середнє значення ( $m$ ), середньоквадратичне відхилення ( $SD$ ), та коефіцієнт варіації ( $CV$ ) узагальнені в таблиці 4.2.

В отриманих даних простежується низький ступінь варіації, а отже і висока надійність досліджуваних параметрів системного рівня ( $1\% < CV < 7\%$ ) та стабільність отриманих результатів. Найвищий ступінь надійності визначений для показника синергізму  $SI$  ( $CV=1\%$ ). В спадному напрямку за ним прослідковується домінування непрямих ефектів  $IEI$  ( $CV=2\%$ ) та ступінь аградації  $AI$  ( $CV=2\%$ ). Порівняно вища варіація виявлена для ступеня зв'язності системи  $C$  ( $CV=4\%$ ) та показника циркуляції  $FCI$  ( $CV=4\%$ ), а також для загальної пропускної здатності функціональних зв'язків у ярусах та підсистемах компартменту ЛК  $TST$  ( $CV=5\%$ ), висхідності системи  $AS$  ( $CV=5\%$ ), ємності розвитку  $DC$  ( $CV=5\%$ ) та мутуалізму компартменту  $MI$  ( $CV=5\%$ ). Порівняно з іншими досліджуваними індексами найвищий рівень варіації виявлений для ступеня щільності зв'язків  $LD$  в мережі ( $CV=7\%$ ). Проте, оскільки рівень варіації  $CV < 10\%$  вважають низьким, то значення  $CV=7\%$  для щільності зв'язків  $LD$  в мережі теж слід вважати низьким.

Значення і статистичні характеристики загальносистемних показників мережевого представлення компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів

Загальносистемні показники	Лісовий компартмент ЛК						<i>m</i>	<i>SD</i> (+/-)	<i>CV</i> , %
	для підсистеми «деревостан»	для підсистеми «підріст»	для підсистеми «підлісок»	для підсистеми «трав'яно-чагарниковий ярус»	для підсистеми «моховий ярус»	для підсистеми «грунт»			
<i>LD</i>	2	6,7	7,6	3,3	5,2	3,6	4,47	0,3	7
<i>C</i>	0,04	0,07	0,07	0,04	0,05	0,05	0,05	0,002	4
<i>TST</i>	109	288	343	219	319	193	245,64	11,5	5
<i>FCI</i>	0,03	0,05	0,06	0,03	0,04	0,03	0,04	0,002	4
<i>IEI</i>	1,05	1,45	1,62	1,23	1,48	1,32	1,35	0,3	2
<i>AS</i>	179	489	583	373	525	319	412,19	19,6	5
<i>DC</i>	477	1345	1605	998	1444	877	1127,57	54,7	5
<i>AI</i>	2,2	2,8	3,0	2,6	3,1	2,5	2,69	0,04	2
<i>SI</i>	2,1	1,72	1,69	1,75	1,71	1,9	1,8	0,02	1
<i>MI</i>	0,57	0,96	0,71	0,38	0,44	0,5	0,56	0,03	5

Отже, на основі отриманих результатів побудовано ряд спадання рівня надійності вихідних системних показників ЕМА, оціненого за коефіцієнтом *CV*:

$$SI > IEI = AI > C = FCI > TST = AS = DC = MI > LD. \quad (4.50)$$

Аналіз взаємозалежностей між показниками організації компартментів в ЛК показав наявність різних поведінкових схем цих індексів. Більшість оціночних показників, а саме *LD*, *C*, *TST*, *FCI*, *IEI*, *AS*, *DC*, *AI* і *MI* асоціюють один з одним попарно позитивно, однак – зі ступенем синергізму *SI* – негативно. Така поведінкова лінія *SI* свідчить про зворотній напрямок внеску даного індексу в ЕМА.

Таблиця 4.3 ілюструє статистично значущі (з імовірністю помилки  $p < 0,05$ ) взаємозв'язки (на основі нелінійної кореляції Спірмена) між показниками системного рівня для представлених в таблиці 4.2 компартментів у вигляді мереж функціональних зв'язків між їх ярусами та підсистемами.

Таблиця 4.3.

Статистично значущі (з імовірністю помилки  $p < 0,05$ ) взаємозв'язки (на основі нелінійної кореляції Спірмена) між показниками системного рівня

	MI	C	LD	FCI	IEI	AI	DC	AS	TST
MI		0,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C	0,0		0,89	0,00	0,82	0,00	0,00	0,00	0,00
LD	0,0	0,0		0,89	0,93	0,79	0,82	0,82	0,82
FCI	0,0	0,0	0,0		0,93	0,93	0,93	0,93	0,93
IEI	0,0	0,0	0,0	0,0		0,82	0,89	0,89	0,89
AI	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,93	0,93	0,93
DC	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1	1
AS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		1
TST	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
SI	0,0	0,0	-0,82	-0,93	-0,89	-0,93	-1	-1	-1

Непараметричний кореляційний аналіз виявив найбільшу кількість взаємозалежностей з іншими ЕМА індексами (8 значущих зв'язків з 9 можливих) для щільності зв'язків *LD* та домінування непрямих ефектів *IEI*. Зі спадним трендом за ними слідують пропускна здатність компартменту *TST*, ступінь циркуляції *FCI*, висхідність системи *AS*, ємність її розвитку *DC*, та ступінь аградації *AI*. Кожен з них показав 7 статистично значущих з 9 можливих залежностей з іншими індексами. Ступінь зв'язності компартменту *C* корелює з двома з 9 індексів, а мутуалізм мережі *MI* має лише один значущий зв'язок.

Отже, з отриманих результатів можна зробити висновок, що рівень чутливості загальносистемних показників щодо взаємозв'язків один з одним спадає відповідно виразу:

$$IEI = LD > TST = FCI = AS = DC = AI = SI > C > MI. \quad (4.51)$$

Сукупність незалежних теоретичних і емпіричних досліджень дали фундаментальну основу для вихідних ЕМА параметрів. Результати підтверджують певну кількість усталених з допомогою ЕМА гіпотез, а також вносять додаткову інформаційну складову в схеми якісних та кількісних взаємозалежностей між параметрами системного рівня.

На рисунку 4.3 показано кластерування отриманих системних показників на основі рівня непараметричної кореляції між ними.

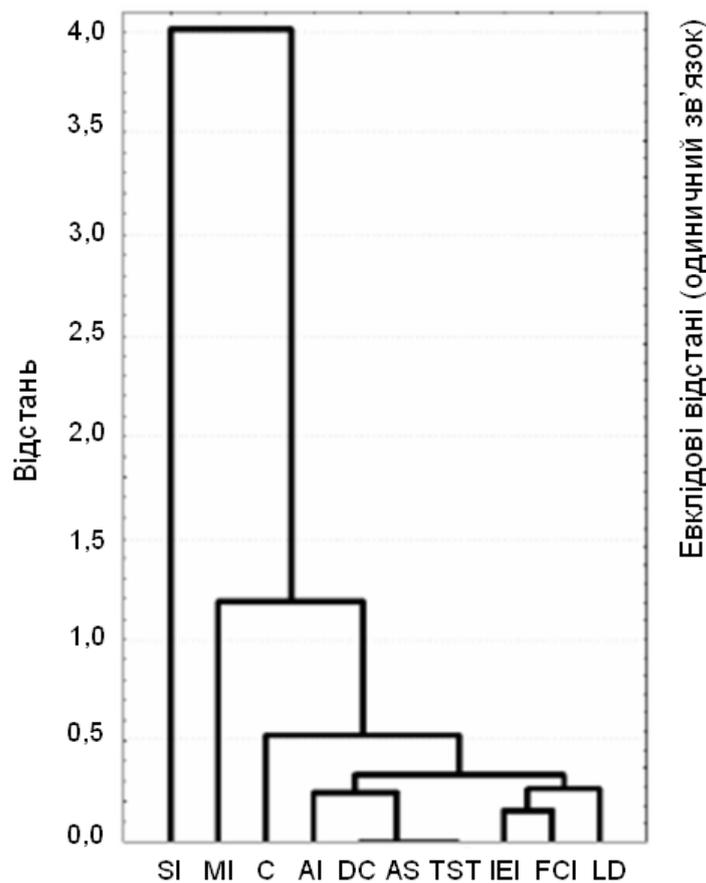


Рисунок 4.3 – Кластерна однозв'язна дендрограма рівнів непараметричних залежностей (кореляції Спірмена) між показниками з таблиці 4.2

С – ступінь зв'язності, LD – щільність зв'язків, TST – пропускна здатність, FCI – ступінь циркуляції, AS – висхідність, DC – ємність розвитку, IEI – домінування непрямих ефектів, AI – ступінь аградації, SI – синергізм, MI – мутуалізм

Загальна пропускна здатність мережі  $TST$ , висхідність системи  $AS$  та ємність розвитку системи  $DC$  об'єднані в дендрограмі як, серед порівнюваних, показники з найбільш схожими системними властивостями. Рангова кореляція Спірмена показала ідеальну позитивну залежність ( $r_s = 1, p = 0,000$ ) між цими індексами. Це свідчить, що кожен з них є ідеальною монотонною функцією іншого при їх попарному порівнянні. Ба більше, статистично значуща зростаюча лінійна кореляція за Пірсоном відповідає цим даним з близькою до ідеальної лінійною залежністю ( $r = 0,999, p = 0,00000001$  для будь-якого попарного порівняння  $TST, AS$ , та  $DC$ ). Аналізуючи формули (4.59) та (4.62) для показників  $AS$ , та  $DC$  стає зрозумілим, що обидва вони обумовлені пропускною здатністю компартменту  $TST$ , а отже і лімітовані цим параметром. Всі три показники мають пряму високу нелінійну кореляцію з більшістю інших ЕМА показників, а саме:  $LD, FCI, IEI$ , та  $AI$ .

Представлені дані вказують на монотонну залежність між розміром компартменту  $N$  та трьома пов'язаними індексами  $TST, AS$  та  $DC$ , оскільки вони мають ідеальну монотонно зростаючу кореляцію ( $r_s = 1, p = 0,000$  для будь-якого з показників, порівнюваних з  $N$ ). Високий рівень позитивної лінійної кореляції між  $N$  та  $TST$  ( $r = 0,98, p = 0,000$ ),  $AS$  ( $r = 0,99, p = 0,000$ ), та  $DC$  ( $r = 0,99, p = 0,000$ ) є також статистично значущим. Крім того виявлено такі лінійні регресивні залежності з низькою ймовірністю помилки:

$$Y_{TST} = 3,667 \times X_N - 81,79$$

з  $r^2 = 0,99, F(1,5) = 157,72$  і  $p = 0,0001$ ;

$$Y_{AS} = 6,27 \times X_N - 147,7$$

з  $r^2 = 0,97, F(1,5) = 157,72$  і  $p = 0,00004$ ;

$$Y_{DC} = 17,5 \times X_N - 436,89$$

з  $r^2 = 0,97, F(1,5) = 7656,4$  і  $p = 0,000000005$ .

Виявлено, що  $TST, AS, DC$  і  $N$  мають ідеальну негативну кореляцію Спірмена з показником синергізму мережі  $SI$  з  $r_s = -1, p = 0,000$  попарно для кожного показника. Отже виявлено монотонну спадну залежність між  $SI$  і цими

чотирма порівнюваними індексами. Крім того *SI* проявив високу значущу лінійну залежність з кожним з показників: *TST* ( $r = -0,92, p = 0,003$ ), *AS* ( $r = -0,93, p = 0,003$ ), *DC* ( $r = -0,93, p = 0,003$ ) і *N* ( $r = -0,96, p = 0,003$ ).

Простежено значущо високу негативну кореляцію за Спірменом між *SI* і *LD* ( $r_s = -0,82, p = 0,02$ ), *IEI* ( $r_s = -0,89, p = 0,007$ ), *FCI* ( $r_s = -0,93, p = 0,003$ ) та *AI* ( $r_s = -0,93, p = 0,003$ ). Такий спадний тренд поведінки *SI* порівняно з іншими показниками проявляється як найбільша дистанція під час кластерування (рис. 4.3).

Підтверджено високі залежності між *FCI* і *IEI* ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ) і *N* ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ), *IEI* і *N* ( $r_s = 0,89, p = 0,007$ ) і *C* ( $r_s = 0,82, p = 0,02$ ) і *AI* ( $r_s = 0,82, p = 0,02$ ). Водночас підтверджено високу пряму кореляцію *IEI* з *LD* ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ) та високу взаємозалежність між *FCI* та *AI* ( $r_s = 0,79, p = 0,04$ ).

Окрім зазначених вище взаємозалежностей *FCI* зі *SI*, *TST*, *AS*, *DC*, *IEI*, *AI* і *N*, дані засвідчують також і пряму непараметричну кореляцію цього індексу з *LD* ( $r_s = 0,89, p = 0,01$ ). Крім того, додатково до вказаних вище взаємозалежностей *AI* з *FCI*, *SI*, *TST*, *AS*, *DC* і *IEI*, виявлена висока пряма залежність між *AI* і *LD* ( $r_s = 0,79, p = 0,04$ ), а також між *AI* і *N* ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ).

В кластерній дендрограмі (рис. 4.3) кластери *FCI* і *IEI* поєднуються з *LD* з порівняно невеликою дистанцією подібності. Протилежно кластеру показника *LD* ступінь зв'язності *C* поєднується з кластерами інших ЕМА параметрів з 0,1 і більшою дистанцією подібності. Водночас *LD* та *C* проявили значущу високу пряму кореляційну залежність за Спірменом ( $r_s = 0,89, p = 0,007$ ) та значущу просту лінійну регресійну залежність з  $r^2 = 0,85, F(1,5) = 28,9, p = 0,003$ .

Для *LD* виявлено на 70% більше статистично значущих взаємозалежностей з ЕМА похідними, а саме з *FCI*, *SI*, *TST*, *AS*, *DC*, *IEI* і *AI*, порівняно з *C*, який корелює з *LD*, *IEI* і *MI*.

Отримані результати не підтверджують інваріантність показника  $LD$  до змін розміру системи  $N$ , що базується на виявленій високій непараметричній залежності між ними ( $r_s = 0,82, p = 0,02$ ). Ба більше, проста лінійна регресія для  $LD$ , в залежності від  $N$ , є статистично значущою:

$$Y_{LD} = 0,08 \times X_N$$

з  $r^2 = 0,7, F(1,5) = 10,1$  і  $p = 0,02$ .

Лише рівень зв'язності  $C$  серед усіх інших оцінюваних параметрів продемонстрував наявність значущої як лінійної, так і нелінійної кореляційних залежностей з показником мутуалізму мережі  $MI$  ( $r_s = 0,82, p = 0,02; r = 0,85, p = 0,02$ ). Це відображено в кластерній дендрограмі (рис. 4.3) у вигляді порівняно великої дистанції подібності приєднання  $MI$  до кластерів інших показників ЕМА. Водночас не виявлено значущих залежностей між  $MI$  та жодним з  $L, N$ , чи  $CI$ .

Зростання кількості ярусів і підсистем у компартменті  $N$  призводить до зростання кількості взаємозв'язків  $L$  між ними. Дослідження показало наявність прямих залежностей  $LD$  ( $r_s = 0,89, p = 0,007$ ),  $TST$  ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ),  $AS$  ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ),  $DC$  ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ),  $AI$  ( $r_s = 0,79, p = 0,04$ ),  $IEI$  ( $r_s = 0,93, p = 0,003$ ),  $FCI$  ( $r_s = 1, p = 0,000$ ) та зворотної залежності  $SI$  ( $r_s = -0,93, p = 0,003$ ) для кількості функціональних зв'язків  $L$  у компартменті. Показник  $FCI$  виявився ідеальною монотонною функцією  $L$ . Кореляція Пірсона також показала значущу залежність між  $FCI$  та  $L$  ( $r = 0,95, p = 0,003$ ). Не виявлено значущої параметричної залежності ступеня зв'язності  $C$  від  $L$ , однак регресійний аналіз показав наявність лінійної залежності:

$$Y_C = 0,00004 \times X_L + 0,03$$

з  $r^2 = 0,77, F(1,5) = 17,1$  і  $p = 0,009$ .

Досліджуючи функціональні зв'язки у ярусах і підсистемах компартменту для показника кількості компартментів в ландшафтному комплексі  $CI$  виявлено пряму непараметричну кореляційну залежність з  $TST$  ( $r_s = 0,97, p = 0,0002$ ),  $AS$  ( $r_s = 0,97, p = 0,0002$ ),  $DC$  ( $r_s = 0,97, p = 0,0002$ ),  $AI$  ( $r_s = 0,9, p = 0,006$ ),

$IEI$  ( $r_s = 0,9$ ,  $p = 0,006$ ),  $FCI$  ( $r_s = 0,9$ ,  $p = 0,006$ ) та зворотну залежність з  $SI$  ( $r^2 = -0,97$ ,  $p = 0,0002$ ).

Підсумовуючи викладені вище спостереження можна стверджувати, що низький коефіцієнт варіації (див. табл. 4.3) підтверджує високу надійність загальносистемних показників мережі та стабільність отриманих результатів. Отже представлення екосистем, зокрема компартментів ландшафтного комплексу ПЧГ, з допомогою мережі функціональних зв'язків, що описують перенос седиментів чи полютантів між ярусами та підсистемами окремого компартменту є логічно обгрунтованим і даватиме застосовувати мережний підхід для визначення абсолютних значень та швидкості поширення забрудників в природних компартментах ландшафтного комплексу ПЧГ Карпатських гірських лісів. Показано, що плюралізм оціночних показників мережі організації екосистем [204, 205, 206, 207, 208, 209, 235] не є перешкодою для їх адекватної і надійної оцінки, а дає змогу вдало підтверджувати і взаємодоповнювати окремі розрізнені результати.

Водночас отримані висновки і спостереження демонструють високу збіжність з результатами, опублікованими за результатами досліджень інших авторів. Зокрема *S. Borrett* та *O. Osidele* [246] дійшли висновку, що найбільш стійкими та надійними є ті системні показники, які мають найменшу варіацію значень. Порівняно з середньоквадратичним відхиленням, яке виражено тими самими одиницями, що і досліджувані показники, коефіцієнт варіації є відносною величиною і відображає мінливість порівнюваних системних індексів, які виражені в різних одиницях вимірювання.

На факт позитивної залежності  $TST$  і  $IEI$  вказано в дослідженнях *M. Higashi* та *B. Patten* [235, 247]. Крім того, ряд наукових робіт засвідчують наявність значущої кореляції між  $TST$  і  $FCI$  [246, 248], а також  $TST$  і  $AI$  [246], що також доказано результатами представлених досліджень.

Ряд досліджень щодо показників ЕМА показали вплив розміру компартменту  $N$  на системні індекси [249]. Згідно з доказами *B. Fath* пропускна здатність компартменту  $TST$  є чутливою до збільшення його розміру  $N$  (збільшення елементів). Отримані в ході дослідження дані узгоджуються з дослідженнями *B. Fath* [249], який продемонстрував спад ступеня синергізму забруднювачів при зростанні кількості елементів  $N$  в компартменті.

Ступінь циркуляції  $FCI$  та домінування непрямих ефектів  $IEI$  утворюють другий за подібністю зв'язків кластер після  $TST$ ,  $AS$ , та  $DC$ . *M. Higashi* та *B. Patten* [234] алгебраїчно довели що непрямі ефекти в системі зростають при збільшенні її розмірів  $N$ . Порівнюючи кібер-мережі великих розмірів *B. Fath* [249] отримав такі ж результати, що й *M. Higashi* та *B. Patten*, а також він довів наявність високої прямої кореляції між ступенем циркуляції  $FCI$  та домінуванням непрямих ефектів  $IEI$ . *B. Fath* виявив, що  $IEI$ , порівняно з  $FCI$ , проявляє вищу залежність від розміру системи  $N$ . Проведені дослідження узгоджуються з цим лише у випадку лінійної оцінки взаємозв'язків. Нелінійний кореляційний аналіз засвідчив вищу залежність  $FCI$ , ніж  $IEI$  від кількості елементів  $N$  в компартменті.

Тісна взаємозалежність показника домінування непрямих ефектів з декількома іншими показниками ЕМА, окрім зазначених вище параметрів ( $SI$ ,  $TST$ ,  $FCI$ ,  $AS$ ,  $DC$ ,  $N$ ), також підтверджена літературними джерелами. *M. Higashi* та *B. Patten* [234, 247] показали, що зв'язність мережі  $C$  посилює в ній домінування непрямих ефектів. *S. Borrett* та ін. [250], при вивченні колообігу нітрогену в трофічних мережах естуарій, довели також високу пряму асоціацію між  $IEI$  та ступенем аградації  $AI$ , що корелює з представленими тут результатами залежності  $IEI$  з  $C$ .

Деякі теоретичні роботи прогнозують гіперболічну спадну залежність ступеня зв'язності  $C$  від розміру системи  $N$  [251]. На відміну від цього, *Martinez* дослідив, що при оцінці трофічних мереж  $C$  проявляє себе майже сталою величиною. Декілька порівняльних аналізів емпіричних харчових сіток не показали монотонної взаємозалежності між  $C$  та  $N$  [252, 253]. Декілька

наукових підходів в ЕМА базуються на ідеї константності щільності функціональних зв'язків  $LD$  при варіюванні розмірів мереж  $N$  [254, 255, 256, 257]. Однак, число досліджень не підтвердили цю ідею [229, 258, 259, 260]. Результати досліджень не підтримують інваріантність показника  $LD$  при змінах розміру системи  $N$ , що базується на виявленій високій непараметричній залежності між ними. З іншого боку, ряд досліджень доводять що параметри мережі мають високу залежність від ступеня циркуляції (колообігу)  $FCI$  в ній [249]. Порівняльний аналіз водних екосистем *V. Christensen* [261] показав високу пряму кореляцію  $FCI$  від ступеня аградації системи  $AI$ , що підтвердилось і в дослідженнях інших вчених [246, 262]. Окрім  $FCI$ , показник аградації мережі  $AI$  є одним з альтернативних шляхів оцінки процесу колообігу субстанції в системі.

## РОЗДІЛ 5

# ОЦІНКА ЯКОСТІ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ КАРПАТСЬКИХ ГІРСЬКИХ ЛІСІВ НА ПРИКЛАДІ ПОСЛУГ ДЛЯ РЕКРЕАЦІЇ І ТУРИЗМУ

### 5.1. Метод отримання кваліметричної оцінки екосистемних послуг просторово-часової геосистеми

З врахуванням концепції сталого розвитку, органам влади необхідно чітко визначати і дотримуватися пріоритетів щодо наслідків різних управлінських рішень в економічній, соціальній та екологічній сферах. Зокрема, стратегічні завдання розвитку України повинні бути спрямовані на дбайливе та раціональне використання природного капіталу. Для цього потрібно є як об'єктивна оцінка природно-ресурсного потенціалу, так і використання результатів оцінювання для альтернативних варіантів господарського використання [263]. При розробці стратегічних програм територіального і галузевого розвитку економіки важливо враховувати ефективність використання ресурсів у глобальному масштабі. А це потребує застосування сучасних комплексних підходів до оцінки ресурсного потенціалу, зокрема до оцінювання ЕП.

Аналіз стандартів *ISO 9001:2015* та *ISO 14001:2015* показує, що їх вимоги до нормування якості екосистемних послуг ПЧГ передбачають, зокрема, ретельне дослідження не лише зовнішнього і внутрішнього середовища ПЧГ, а й застосування процесного підходу до оцінювання впливу основних ресурсів зовнішнього середовища на базові процеси функціонування екосистем, таких як, наприклад, фотосинтез і дихання, а також розроблення нових методів оцінювання стану, за якого ПЧГ здатні зберігати свою цілісність та надавати екосистемні послуги в умовах постійного впливу з боку СТС.

Сучасні суспільні відносини часто називають суспільством споживання, для якого характерною є вартісна оцінка будь яких матеріальних благ. Тому, очевидним і природним є прагнення дати вартісну оцінку ЕП. Для цього

доцільно подати ЕП як сукупність підмножин екологічних процесів і структур. Така аналітична робота виконана в дослідженні [23], де розглянуті і детально описані 23 функції та пов'язані з ними екологічні процеси та структури. Однак взаємний вплив різних послуг або зміни в самій ПЧГ можуть по-різному впливати на надання ними своїх власних ЕП. Це робить екосистемні послуги ПЧГ дуже складними об'єктами для вартісного оцінювання.

Аналіз останніх досягнень у галузі вивчення екосистемних послуг, проведених групою експертів [150] на основі кількісного узагальнення 153 публікацій впродовж 1997–2021 рр., показав, що 50 % усіх досліджень виконано лише у 6 країнах (переважно США та Китаї), тоді як вартість всіх екосистемних послуг у цих країнах становить лише 23,5 % від загальної їх вартості у глобальному масштабі. Менш ніж у 40 % досліджень використано первинні дані, отримані в результаті спостережень, а майже 2/3 робіт базуються на вторинних результатах. Метод імітаційного моделювання використовувався досить рідко. І загалом, менше 1/3 робіт мають вихідні дані картування екосистемних послуг. Понад 50 % досліджень розглядають екосистемні послуги ізольовано, без урахування взаємозв'язків та зворотних зв'язків і мають фрагментарний характер. Авторами виявлено такі основні напрями вивчення ЕП: отримання інформаційних даних про довкілля на основі моделювання функціонування екосистем зі зворотнім зв'язком, перевірка коректності і достовірності отриманих моделей; зіставлення переваг і недоліків під час зміни видів людської та господарської діяльності; наслідки для екосистем, що знаходяться за межами території – так званий «зовнішній ефект»; залучення зацікавлених сторін тощо. Отже можна підсумувати, що комплексна вартісна оцінка ЕП застосовується вкрай рідко, можливо через їх різноманіття, або внаслідок того, що ЕП є надто складним об'єктом для оцінювання.

Тому з врахуванням результатів представленого аналізу, було зроблено висновок про доцільність застосування кваліметричного оцінювання ЕП. Завдання, яке вирішено в цьому розділі монографії, полягало в розробленні методу отримання кваліметричної оцінки ЕП і представленні алгоритму

отримання такої оцінки на прикладі культурних екосистемних послуг для рекреації і туризму (далі – культурних ЕП) ПЧГ.

Механізм отримання ЕП просторово-часової геосистеми полягає у взаємодії її компартментів, ярусів і підсистем з атмосферою, водою, ґрунтом тощо та в підтримці їхніх якісних і кількісних параметрів на оптимальному екологічному рівні для отримання вигод споживачами [265]. Зокрема, до рекреаційних і туристичних послуг ПЧГ відносяться відпочинок на природі, оздоровлення організму, спостереження за природою, задоволення культурно-пізнавальних потреб, полювання, збирання грибів та ягід та інші. У цьому випадку рекреація не має комерційного характеру, а спрямована на задоволення потреб населення у відпочинку та оздоровленні організму [266, 267].

В основу методу покладено встановлення зв'язків між вимогами споживачів (ВС), які вони ставлять до культурних екосистемних послуг ПЧГ, і її технічними характеристиками (ТХ).

Отримані кореляційні зв'язки використано для кваліметричного оцінювання культурних ЕП трьох різних ПЧГ [268].

Запропоновано використати експертне оцінювання, зокрема методи попарних порівнянь та безпосереднього оцінювання, в поєднанні з методом розгортання функцій якості (англ. *Quality Function Deployment – QFD*) та нечіткою логікою (англ. *Fuzzy Logic*) на прикладі оцінювання культурних екосистемних послуг ПЧГ Карпатських гірських лісів. Вхідні дані отримано опитуванням групи експертів, обраних на основі їх знань і досвіду у відповідній галузі.

Оскільки вхідні змінні в традиційному застосуванні методу *QFD* здебільшого представлені чіткими числовими значеннями і в результаті їх опрацювання також отримують точні оцінки, а реалізація методу *QFD* в цьому дослідженні потребує поєднання різних вхідних даних, поданих у вигляді нечітких лінгвістичних змінних, що є досить неточними і суб'єктивними, то запропоновано використати техніку перетворення нечітких даних в чіткі. Водночас відомо, що людські побажання, думки, оцінки важливості, істотність

зв'язків між різними вимогами (наприклад, між ВС і ТХ) здебільшого викладають у вигляді висловлювань, яким теж властива невизначеність.

Завдання полягало в подоланні цієї нечіткості, невизначеності і, загалом, неточності людських тверджень. Для вирішення цих проблем запропоновано використати дефазифікацію зібраних нечітких даних.

Метод *QFD* [269] полягає у побудові так званих «будиночків якості» (англ. *HoQ* – *House of Quality*). *HoQ* це – формалізоване представлення значень різних вхідних величин, придатне для їх опрацювання за певним алгоритмом. Вигляд такого «будиночка якості» на прикладі поставлених в роботі завдань показано у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1

Зразок *HoQ* для визначення вагомості показників якості культурних ЕП ПЧГ

Множина характеристик за вимогами споживача { $BCX_i$ }	Пріоритетність кожної вимоги споживача $Im$	Множина технічних характеристик { $TX_j$ } і відповідних їм кількісних значень $q_j$					
		$TX_1$	$TX_2$	....	$TX_j$	....	$TX_m$
		$q_1$	$q_2$	....	$q_j$	....	$q_m$
$BCX_1$	$Im_1$	$r_{11}$	$r_{12}$	....	$r_{1j}$	....	$r_{1m}$
$BCX_2$	$Im_2$	$r_{21}$	$r_{22}$	....	$r_{2j}$	....	$r_{2m}$
....	....	....	....	....	....	....	....
$BCX_i$	$Im_i$	$r_{i1}$	$r_{i2}$	....	$r_{ij}$	....	$r_{im}$
....	....	....	....	....	....	....	....
$BCX_n$	$Im_n$	$r_{n1}$	$r_{n2}$	....	$r_{nj}$	....	$r_{nm}$
		Вагомість кожної технічної характеристики – $w_j$					
		$w_1$	$w_2$	....	$w_j$	....	$w_m$

Результатом виконання алгоритму за таблицею 5.1 є завершена множина порівняльних оцінок { $w_j$ }, які в нашому випадку є коефіцієнтами вагомості технічних характеристик і можуть бути використана безпосередньо, чи як

вхідні дані для наступного будиночка. Першу таблицю *QFD*, зазвичай, називають матрицею першої фази або планування.

Процес реалізації методу за кожною таблицею *QFD* містить кілька типових кроків. Під час побудови матриці планування першим виконують ідентифікацію ВС. На цьому етапі відбувається визначення потреб споживача через висловлювання їх очікувань і пріоритетів, які і називатимемо вимогами споживача. Здебільшого це очікувані переваги в об'єкті, продукті або послугі, виражені власними словами споживача.

Далі ВС намагаються конкретизувати у вигляді впорядкованої сукупності і представити характеристиками, що враховують сприйняття споживача – характеристиками за вимогами споживача (ВСХ). Це залежить від досвіду членів експертної команди. Таблицю заповнюють за допомогою даних отриманих з анкет, інтерв'ю або опитування цільових груп. Поле характеристик за вимогами споживача  $ВСХ_i$  (табл. 5.1) представлено величинами, які не потребують опису кількісними значеннями, а лише вербальними формулюваннями. Оскільки тут кінцевою метою є визначення пріоритетності  $Im_i$  кожної  $ВС_i$ , чи  $ВСХ_i$ , то доцільно застосувати відповідне експертне оцінювання, наприклад метод попарних порівнянь.

Наступним, кроком є процес визначення технічних вимог до послуги. Часто їх називають вимірюваними оскільки до технічних характеристик ставлять вимогу, аби їх можна було визначити об'єктивним шляхом. Такі характеристики називають технічним, і в таблиці *HoQ* (табл. 5.1) їх зображено областю  $\{ТХ_j\}$ . Для оцінювання культурних ЕП частина ТХ може бути подана фізичними або іншими вимірюваними величинами, а частина, як показує практика, істотно більша – це величини виражені лінгвістичними змінними. Очевидно, що для їх представлення кількісними значеннями доцільно застосувати нечітку логіку.

Номенклатуру ТХ визначає багатопрофільна команда експертів, які досконало орієнтуються як в специфіці об'єкту, продукту чи послуги, так і в методах і способах нормування і визначення ТХ.

Подальше заповнення таблиці будинку якості *HoQ* – полягає в отриманні кореляційних зв'язків між характеристиками ВС і ТХ – поле  $r_{nm}$  (табл. 5.1). Взаємний вплив технічних характеристик і характеристик за вимогами споживача теж визначають експерти. Тут істотною є не лише наявність, але й ступені взаємного впливу ТХ і ВС, для встановлення якого теж добре надаватиметься нечітка логіка.

Наступними визначають вагомості ТХ, визначені областю значень  $w_j$ , розташованою в основі будиночку якості (табл. 5.1). Вагомості є одними з основних вихідних даних *HoQ* і їх визначають як:

$$w_j = \sum_{i=1}^n Im_i \cdot r_{ij} \quad (5.1)$$

де  $r_{ij}$  – значення коефіцієнта кореляції  $TX_j$  з  $BC_i$ ,  $Im_i$  – пріоритетність  $BC_i$ .

Для об'єднання думки всіх індивідуальних рішень експертів необхідне загальне представлення даних. При цьому експерти висловлюють свої висновки словами і фразами – нечіткими лінгвістичні змінними, які дають змогу представити різні аспекти людського трактування (висловлювання). Також експерти поєднують нечіткі лінгвістичні змінні з численними лінгвістичними критеріями, такими як низький, середній, високий – лінгвістичними термами. При цьому використовують фазифікацію (англ. *fuzzyfication*) – перехід від чіткого значення деякого параметра до нечіткого значення деякої лінгвістичної змінної. Для здійснення такого переходу необхідна функція належності значень лінгвістичної змінної нечіткій множині  $A$ . Процес фазифікації полягає в завчасному зборі експертної інформації та її опрацюванні для побудови функцій належності вхідних величин [270]. Метою фазифікації є встановлення відповідності між конкретним (зазвичай чисельним) значенням окремої вхідної змінної системи нечіткого логічного висновку і значенням функції належності відповідного їй терму вхідної лінгвістичної змінної. В результаті фазифікації для всіх вхідних змінних встановлюють конкретні значення функцій належності за кожним лінгвістичним термом системи нечіткого логічного висновку.

Під нечіткою множиною  $A$  будемо розуміти сукупність впорядкованих пар, що складаються з елементів  $x$  універсальної множини  $X$  і відповідних їм ступенів належності  $\mu_A(x)$ :

$$A = \{(x, \mu_A(x)) \mid x \in X\}. \quad (5.2)$$

$\mu_A(x)$  – функція належності (характеристична функція), вказує наскільки (з яким ступенем) елемент  $x$  належить нечіткій множині  $A$  [271]. Функція  $\mu_A(x)$  приймає окремі значення серед певної лінійно впорядкованої множини  $M$ . Множину  $M$  називають множиною ступенів належностей. Часто як  $M$  вибирають відрізок  $[0, 1]$ . Якщо  $M$  містить лише два елементи, тобто  $M = \{0, 1\}$ , то нечітку множину трактують як чітку. Нехай в нашому випадку  $A$  є класом об'єктів з незліченною множиною ступенів належності і є нормальною, тобто її висота

$$\sup_{x \in X} \mu_A(x) = 1. \quad (5.3)$$

Тоді для  $A$  можна використати певну функцію належності. Найчастіше використовують функції трикутну, трапецієподібну,  $S$ - і  $Z$ -подібні, сигмоїдну,  $\Pi$ -подібну, зокрема гаусову, а також функцію-сінгтон [272].

Наступною виконують дефазифікацію – процедуру перетворення значень нечіткої множини  $A$  в чіткі значення за ступенем належності. У теорії нечітких множин процедура дефазифікації є аналогічною знаходженню характеристик розташування – математичного сподівання, моди, медіани – випадкових величин у теорії ймовірностей [273].

У нашому випадку дефазифікація – процес отримання оцінки нечіткого числа, яке характеризується своєю формою, розмахом, висотою і відносним розташуванням на осі  $x$ . Перетворення нечітких даних в чіткі здійснюють через нечіткі процедури композиції. Визначаючи ліві і праві значення, отримують максимум і мінімум нечітких чисел. Згідно з функціями належності нечітких чисел загальне значення визначають як середньозважене.

У випадку кореляційних зв'язків між характеристиками за ВС і ТХ для «будиночка якості» (таблиця 5.1) їх значення отримують з формули:

$$\bar{r} = \frac{\sum_{k=1}^l r_k \mu(r_k)}{\sum_{k=1}^l \mu(r_k)}, \quad (5.4)$$

яка характеризуватиме прийняття рішення на основі висновків  $k = 1, 2, \dots, l$  експертів за нечіткими оцінками кожного  $k$ -го експерта про ступінь впливу критерію  $j$  – технічної характеристики на критерій  $i$  – вимогу споживача.

Результат реалізації методу доцільно подати на прикладі отримання кваліметричних оцінок кількох надавачів культурних ЕП ПЧГ для їх порівняльної характеристики [274]. Кваліметричну оцінку шукатимемо за універсальною формулою:

$$U = F(w_1 q_1, w_2 q_2, \dots, w_j q_j, \dots, w_{m-1} q_{m-1}, w_m q_m), \quad (5.5)$$

де  $F$  – функціонал, що поєднує сукупність  $q_j$  – тих значень ТХ з врахуванням їх вагомостей  $w_j$ .

Наприклад, у випадку арифметичного підсумовування формула (5.5) матиме вигляд:

$$U = \frac{\sum_{j=1}^m w_j \cdot q_j}{\sum_{j=1}^m w_j}. \quad (5.6)$$

Для збору даних і отримання початкових оцінок слід обрати експертів з досвідом у відповідній галузі. Експертами можуть бути менеджери, інженери з якості та представники користувачів сервісу.

## **5.2. Визначення пріоритетності вимог споживачів до екосистемних послуг просторово-часової геосистеми**

Визначення вимог споживачів полягає у формуванні експертами переліку якісних характеристик, встановлених за результатами опитування представників користувачів культурних ЕП ПЧГ, та встановлення ступенів їх істотності – пріоритетності для споживача. За оцінками експертів визначено перелік з дев'яти характеристик, які найбільш повно відображають ВС до якісних властивостей культурних ЕП (таблиця 5.2).

В роботі запропоновано визначати пріоритетність –  $Im_i$  ВС використовуючи експертний метод попарних порівнянь [275]. Метод попарних порівнянь – матричний метод, в основі якого лежить попарне порівняння всіх  $n$  характеристик, для встановлення найважливішої у кожній парі. Для цього формують матрицю, у якій заповнюються тільки ті клітинки, що розташовані справа від низхідної діагоналі. У кожній клітинці експерт ставить номер тієї з двох характеристик, яка на його думку, сформовану за результатами опитування споживачів, є істотною (пріоритетнішою). Метод модифіковано так, щоби можна було врахувати всі можливі висновки, до яких можуть прийти експерти в ході своєї роботи, зокрема застосовувати за результатами порівняння характеристик оцінку їх рівнозначності.

Таблиця 5.2

Вимоги споживачів та ВСХ до культурних екосистемних послуг Карпатських гірських лісів

№	Вимоги споживачів	Найменування ВСХ	Позначення
1	Комфортний клімат	Близькість фізико-географічних характеристик території до комфортних	RES(1)
2	Доступ до цікавих об'єктів	Рівень доступності до природного та історико-культурного потенціалу території	RES(2)
3	Сприятливе географічне розташування	Рівень затрат на доступ до послуги	RES(3)
4	Відсутність бруду і сміття	Ступінь забруднення компонентів довкілля	RES(4)
5	Красиві і різноманітні пейзажі	Ступінь атрактивності пейзажів	RES(5)
6	Привабливість культурних об'єктів	Рівень естетичних властивостей об'єктів	RES(6)
7	Унікальність культурних об'єктів	Наявність об'єктів світового значення, занесених в охоронні списки	RES(7)
8	Безпечне місцеперебування	Рівень рекреаційного освоєння території	RES(8)
9	Умови для активного туризму	Ступінь забезпечення фауністичними та флористичними ресурсами	RES(9)

Опрацювавши кожну, заповнену  $j$ -тим експертом матрицю, істотність (пріоритетність) для споживачів кожної сформованої за вимогами споживачів характеристики встановлюють за результатами визначення частоти (кількості) переважання цієї характеристики над суміжними.

В оцінюванні (попарному порівнянні) прийняло участь  $N=7$  експертів, які безпосередньо здійснювали опитування і опрацювання побажань користувачів сервісу. Кожен з них незалежно заповнив свою окрему матрицю. Приклад заповненої експертом матриці показано в таблиці 5.3. Після опрацювання даних всіх матриць отримано усереднені дані для всієї сукупності експертів.

Таблиця 5.3

Матриця попарних порівнянь, заповнена експертом 1

Характеристики за ВС	Характеристики за ВС									$E^1$ – частота переважання характеристики в рядку над характеристикою в стовпчику
	RES(1)	RES(2)	RES(3)	RES(4)	RES(5)	RES(6)	RES(7)	RES(8)	RES(9)	
RES(1)	–	2	1	1	5	1	7	1	1	5
RES(2)	–	–	2	2	2	2	27	2	2	6,5
RES(3)	–	–	–	4	5	36	7	38	3	2
RES(4)	–	–	–	–	45	46	7	4	4	3
RES(5)	–	–	–	–	–	5	7	5	5	3
RES(6)	–	–	–	–	–	–	7	6	9	1
RES(7)	–	–	–	–	–	–	–	7	7	2
RES(8)	–	–	–	–	–	–	–	–	8	1
RES(9)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0
$E^2$ – частота переважання характеристики в стовпчику над характеристикою в рядку	0	1	0	1	2,5	1	5,5	0,5	1	

Опрацювання даних експертних оцінок виконують за таким порядком. Після заповнення  $j$ -ї матриці у крайньому стовпці справа підраховують

значення  $E^1_{ij}$  – частоту переважання істотності  $i$ -ї характеристики в рядку над характеристиками в стовпцях, що перетинаються з цим рядком, а також значення  $E^2_{ij}$  – частоту переважання  $i$ -ї характеристики, вказаної в стовпці, над характеристиками в рядках, що перетинаються з цим стовпцем (значення  $E^2_{ij}$  записується в нижній рядок матриці). Потім для кожного  $i$ -ї характеристики отримують значення  $e_{ij} = E^1_{ij} + E^2_{ij}$  – сумарної частоти переважання істотності.

Результати опрацювання оцінок, здійснених експертом 1 (за даними таблиці 5.3), частоти переважання окремих характеристик, сформованих за ВС, над суміжними під час надання ЕП просторово-часової геосистеми Карпатських гірських лісів подано в табл. 5.4.

Таблиця 5.4

Сумарна частота переважання істотності  $e_{i1}$  кожної  $i$ -ї ВСХ  
за даними експерта 1

№	Найменування характеристик за ВС	$E^1_{i1}$	$E^2_{i1}$	$e_{i1}$
1	Близькість фізико-географічних характеристик території до комфортних	5	0	5
2	Рівень доступності до природного та історико-культурного потенціалу території	6,5	1	7,5
3	Рівень затрат на доступ до послуги	2	0	2
4	Ступінь забруднення компонентів довкілля	3	1	4
5	Ступінь атрактивності пейзажів	3	2,5	5,5
6	Рівень естетичних властивостей об'єктів	1	1	2
7	Наявність об'єктів світового значення, занесених в охоронні списки	2	5,5	7,5
8	Рівень рекреаційного освоєння території	1	0,5	1,5
9	Ступінь забезпечення фауністичними та флористичними ресурсами	0	1	1
	$\Sigma$	23,5	12,5	36

Враховуючи думки (сумарну частоту  $e_{ij}$  за кожною характеристикою) всіх експертів можна визначити середню сумарну частоту  $e_i$  за  $i$ -ю характеристикою за формулою:

$$e_i = \frac{\sum_{j=1}^N e_{ij}}{N}, \quad (5.7)$$

де  $e_{ij}$  – сумарна частота переважання характеристик за даними окремого експерта;  $N$  – кількість експертів і, відповідно, матриць попарних порівнянь.

Здійснивши опитування кожного експерта і провівши опрацювання всіх 7-ми матриць сформовано зведену таблицю частот переважання всіх характеристик (табл. 5.5).

Таблиця 5.5

Зведена таблиця сумарних частот ВСХ згідно опитування 7-ох експертів

№	Найменування характеристик за ВС	$e_{i1}$	$e_{i2}$	$e_{i3}$	$e_{i4}$	$e_{i5}$	$e_{i6}$	$e_{i7}$	$e_i$
1	Близькість фізико-географічних характеристик території до комфортних	5	6,5	7	6,5	5	5	5	5,71
2	Рівень доступності до природного та історико-культурного потенціалу території	7,5	7	7	7,5	7,5	7	6	7,07
3	Рівень затрат на доступ до послуги	2	2	1,5	2,5	3	2	3	2,29
4	Ступінь забруднення компонентів довкілля	4	5,5	4	3,5	4	5	4	4,29
5	Ступінь атрактивності пейзажів	5,5	4	4	4,5	5	5	6	4,86
6	Рівень естетичних властивостей об'єктів	2	3	3	2	2	2	3	2,43
7	Наявність об'єктів світового значення, занесених в охоронні списки	7,5	6,5	6,5	7	7	7	6	6,79
8	Рівень рекреаційного освоєння території	1,5	1,5	2	1,5	1,5	2	1	1,57
9	Ступінь забезпечення фауністичними та флористичними ресурсами	1	0	1	1	1	1	2	1
$\Sigma$		36	36	36	36	36	36	36	36

Наступний крок полягає в розрахунку коефіцієнтів пріоритетності  $M_i$  для кожної з визначених характеристик.

Загальне число проведених кожним експертом попарних порівнянь становить:

$$y = \frac{n(n-1)}{2}, \quad (5.8)$$

де  $n$  – кількість характеристик.

Тоді коефіцієнт пріоритетності кожної з визначених характеристик шукатимуть за формулою:

$$M_i = \frac{e_i}{y}, \quad (5.9)$$

де  $e_{ij}$  – сумарна частота;  $y$  – загальна кількість проведених кожним експертом попарних порівнянь.

Отримані дані представлені у таблиці 5.6.

Таблиця 5.6

Коефіцієнти пріоритетності  $M_i$  кожної окремої ВСХ

№	Найменування характеристик за ВС	$\Sigma e_{ij}$	$e_i$	$M_i$
1	Близькість фізико-географічних характеристик території до комфортних	40	5,71	0,16
2	Рівень доступності до природного та історико-культурного потенціалу території	49,5	7,07	0,20
3	Рівень затрат на доступ до послуги	16	2,29	0,06
4	Ступінь забруднення компонентів довкілля	30	4,29	0,12
5	Ступінь атрактивності пейзажів	34	4,86	0,13
6	Рівень естетичних властивостей об'єктів	17	2,43	0,07
7	Наявність об'єктів світового значення, занесених в охоронні списки	47,5	6,79	0,19
8	Рівень рекреаційного освоєння території	11	1,57	0,04

9	Ступінь забезпечення фауністичними та флористичними ресурсами	7	1	0,03
$\Sigma$		252	36,01	1

Значення пріоритетності  $M_i$  з останньої колонки таблиці 5.6 використані в подальшому для розрахунку вагових коефіцієнтів технічних характеристик.

### 5.3. Визначення кореляційних зв'язків між характеристиками за вимогами споживача та технічними характеристиками екосистемних послуг

Наступними були визначені кореляційні зв'язки між характеристиками за вимогами споживача та ТХ. Під час формування переліку технічних характеристик кожен експерт визначає які є якісні і кількісні фактори, що характеризують здатність ПЧГ належно надавати необхідні ЕП, і які можуть бути використані для його оцінювання. Визначені ТХ наведено в таблиці 5.7.

Таблиця 5.7

#### Технічні характеристики культурних ЕП просторово-часової геосистеми

№	Найменування технічної характеристики	Позначення
1	Атрактивність культурних ЕП (якісна характеристика)	Sp(1)
2	Контрастність території ПЧГ (якісна характеристика)	Sp(2)
3	Кількість культурних об'єктів (кількісна характеристика)	Sp(3)
4	Оригінальність (неповторність) об'єктів (якісна характеристика)	Sp(4)
5	Різноманітність природних рекреаційних ресурсів (якісна характеристика)	Sp(5)
6	Використання традицій і туристично-рекреаційного спадку регіону ПЧГ (якісна характеристика)	Sp(6)
7	Наявність об'єктів природо-заповідного фонду (якісна характеристика)	Sp(7)
8	Компартментальна мозаїчність фітоценозу на території ПЧГ (якісна характеристика)	Sp(8)

Далі представлено результати оцінювання експертами ступеня кореляції характеристик, визначених за вимогами споживачів – ВСХ, та технічних характеристик культурних екосистемних послуг ПЧГ. Для цього кожен експерт користуючись універсальною шкалою оцінює взаємний вплив ТХ і ВСХ. Експертам запропоновано поєднувати нечітку лінгвістичну змінну «коефіцієнт кореляції ВСХ і ТХ» зі спеціально розробленою сукупністю лінгвістичних термів. Розроблена сукупність найбільш повно охоплює градацію можливих оцінок і дає змогу ефективно перейти від нечітких до чітких оцінок використовуючи функцію належності.

В таблиці 5.8 подані лінгвістичні терми змінної «коефіцієнт кореляції між ВСХ і ТХ» та відповідні їм нечіткі числові значення.

Таблиця 5.8

Лінгвістичні терми і відповідні їм нечіткі значення для визначення коефіцієнтів кореляції між ВСХ і ТХ

	Лінгвістичний терм	Нечітке числове значення
(П)	Повна	(0,95, 1,00)
(ДВ)	Дуже висока	(0,85, 0,90, 0,95)
(В)	Висока	(0,75, 0,80, 0,85)
(НСНВ)	Ні середня, ні висока	(0,65, 0,70, 0,75)
(ВС)	Вище середнього	(0,55, 0,60, 0,65)
(С)	Середня	(0,45, 0,50, 0,55)
(НС)	Нижче середнього	(0,35, 0,40, 0,45)
(НСНН)	Ні середня, ні низька	(0,25, 0,30, 0,35)
(Н)	Низька	(0,15, 0,20, 0,25)
(ДН)	Дуже низька	(0,05, 0,10, 0,15)
(О)	Відсутня	(0,00, 0,05)

В таблиці 5.9 подано приклад оцінювання кореляційних зв'язків між ТХ і ВСХ одним експертом з допомогою шкали лінгвістичних термів змінної «коефіцієнт кореляції», представлених в попередній таблиці 5.8.

Таблиця 5.9

Приклад лінгвістичних оцінок окремим експертом ступеня кореляції між ТХ і ВСХ

	Sp(1)	Sp(2)	Sp(3)	Sp(4)	Sp(5)	Sp(6)	Sp(7)	Sp(8)
RES(1)	О	С	НСНН	НС	НС	ДН	О	О
RES(2)	О	ДН	НСНВ	НСНН	ДН	ВС	ДН	В
RES(3)	Н	НСНВ	ДН	О	О	О	О	О
RES(4)	ДН	Н	ВС	ДВ	В	В	ВС	О
RES(5)	П	ВС	ДН	НСНВ	НСНВ	ВС	НСНН	НСНВ
RES(6)	НСНН	НСНН	НСНВ	С	В	ДН	ДН	ДВ
RES(7)	ДН	В	ДВ	Н	О	О	С	ДВ
RES(8)	Н	НС	НС	О	О	О	О	НСНН
RES(9)	ДВ	ДВ	С	ДН	О	О	О	ДН

Оскільки і наявність кореляційних зв'язків і ступінь кореляції між вимогами споживача і технічними характеристиками є результатом взаємодії сукупності найрізноманітніших чинників, серед яких значна кількість може бути випадковими, то на основі центральної граничної теореми, а також досвіду застосування коефіцієнтів кореляції в інших сферах, можна припустити, що функція розподілу ймовірності ступенів кореляції добре описується кривою Гауса. Тобто більшість кореляційних зв'язків набувають значень, що знаходяться в інтервалі  $(0,3 < r < 0,7)$ , а значить близьких до середини діапазону.

Результати опрацювання нечіткої множини всіх вербальних оцінок, отриманих від 7-ми експертів з використанням даних таблиці 5.8 та запропонованої функції належності, представлено в таблиці 5.10.

Таблиця 5.10

Результати розрахунку ступеня кореляції між ТХ і ВСХ

	Sp(1)	Sp(2)	Sp(3)	Sp(4)	Sp(5)	Sp(6)	Sp(7)	Sp(8)
RES(1)	0,08	0,41	0,33	0,39	0,37	0,08	0,05	0,00
RES(2)	0,00	0,04	0,59	0,31	0,07	0,61	0,45	0,86
RES(3)	0,21	0,69	0,07	0,00	0,00	0,00	0,05	0,02
RES(4)	0,13	0,59	0,10	0,85	0,81	0,68	0,30	0,71
RES(5)	1,00	0,61	0,05	0,55	0,79	0,57	0,29	0,70
RES(6)	0,25	0,40	0,62	0,48	0,85	0,10	0,07	0,88
RES(7)	0,12	0,60	0,95	0,24	0,00	0,05	0,55	0,91
RES(8)	0,20	0,38	0,44	0,00	0,00	0,09	0,40	0,28
RES(9)	0,91	0,78	0,55	0,11	0,00	0,00	0,10	0,12

Дефазифікацію здійснено з використанням методу центру ваги за формулою:

$$\bar{r}_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^7 (r_{ij})_k \mu(r_{ij})_k}{\sum_{k=1}^7 \mu(r_{ij})_k} \quad (5.10)$$

де  $\bar{r}_{ij}$  – середньозважений коефіцієнт парної кореляції між  $i$ -ю характеристикою за ВС та  $j$ -ю ТХ, визначений за оцінками 7-ми експертів;  $(r_{ij})_k$  – нечітка оцінка коефіцієнта парної кореляції між  $i$ -ю характеристикою за ВС та  $j$ -ю ТХ, визначена  $k$ -тим експертом;  $\mu(r_{ij})_k$  – значення функції належності для нечіткої оцінки коефіцієнта парної кореляції, визначеного  $k$ -тим експертом.

Результати визначення вагомостей ТХ представлені в таблиці 5.11. Після отримання нормалізованих значень вагомості ТХ, які фактично є коефіцієнтами вагомості кожної технічної характеристики культурної екосистемні послуги ПЧГ, можна отримати кваліметричні оцінки різних просторово-часових геосистем.

Таблиця 5.11

«Будиночок якості» для визначення вагомості ТХ культурних ЕП Карпатських гірських лісів

Характеристики за вимогами споживача - ВСХ	Пріоритетність кожної вимоги споживача - $I_m$	Множина технічних характеристик $\{ТХ_j\}$ та відповідних їм кількісних значень $q_j$							
		Sp(1)	Sp(2)	Sp(3)	Sp(4)	Sp(5)	Sp(6)	Sp(7)	Sp(8)
		$q_1$	$q_2$	$q_3$	$q_4$	$q_5$	$q_6$	$q_7$	$q_8$
RES(1)	0,16	0,08	0,41	0,33	0,39	0,37	0,08	0,05	0,00
RES(2)	0,20	0,00	0,04	0,59	0,31	0,07	0,61	0,45	0,86
RES(3)	0,06	0,21	0,69	0,07	0,00	0,00	0,00	0,05	0,02
RES(4)	0,12	0,13	0,59	0,10	0,85	0,81	0,68	0,30	0,71
RES(5)	0,13	1,00	0,61	0,05	0,55	0,79	0,57	0,29	0,70
RES(6)	0,07	0,25	0,40	0,62	0,48	0,85	0,10	0,07	0,88
RES(7)	0,19	0,12	0,60	0,95	0,24	0,00	0,05	0,55	0,91
RES(8)	0,04	0,20	0,38	0,44	0,00	0,00	0,09	0,40	0,28
RES(9)	0,03	0,91	0,78	0,55	0,11	0,00	0,00	0,10	0,12
		Розрахована вагомість кожної технічної характеристики							
		0,2466	0,4457	0,4515	0,3804	0,3326	0,3106	0,3031	0,5987
		Нормалізовані вагомості технічних характеристик – $w_j$							
		0,0803	0,1452	0,1471	0,1239	0,1084	0,1012	0,0988	0,1951

#### 5.4. Отримання кваліметричної оцінки екосистемних послуг, що надаються різними постачальниками

Як вже було вказано раніше, постачальниками сервісу запропоновано вважати 3 умовні ПЧГ – А, В, С, які надають споживачам культурні ЕП [264]. Для формування лінгвістичних оцінок за кожною ТХ експертам запропоновано іншу терм-множину, яка дає змогу об'єднати різні за своєю фізичною природою технічні характеристик (табл. 5.7). Використані лінгвістичні терми і відповідні їм нечіткі числа, наведені у таблиці 5.12.

Таблиця 5.12

Лінгвістичні терми і відповідні їм нечіткі значення для отримання експертних оцінок ТХ

	Лінгвістичний терм	Нечітке число
(ДВ)	Дуже високий	(8, 9, 10)
(В)	Високий	(6, 7, 8)
(С)	Середній	(4, 5, 6)
(Н)	Низький	(2, 3, 4)
(ДН)	Дуже низький	(0, 1, 2)

Коли про характер зміни значень ТХ нічого не відомо і є потреба об'єднати різнорідні ТХ, доцільно скористатися трикутною функцією належності [276, 277]. В цьому випадку нечітку подію описують параметри  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ :  $\alpha$  – найменш можливе значення,  $\beta$  – найбільш перспективне значення (значення на числовій шкалі, яке найкраще характеризує відповідне значення лінгвістичного терму) і  $\gamma$  – найбільш можливе значення.

Результати оцінювання окремим експертом за всіма ТХ кожної з трьох порівнюваних просторово-часових геосистем показано в таблиці 5.13.

Приклад лінгвістичних оцінок окремим експертом значень ТХ  
просторово-часових геосистем А, В, С

	Sp(1)	Sp(2)	Sp(3)	Sp(4)	Sp(5)	Sp(6)	Sp(7)	Sp(8)
А	ДВ	С	Н	В	С	В	В	Н
В	С	ДВ	В	ДВ	С	В	В	С
С	Н	В	Н	ДВ	В	С	ДВ	ДН

Дефазифікацію виконують за п'ятикроковим алгоритмом [276].

1. Нормалізація. Визначаємо розмах значень, які може приймати нечітка змінна серед оцінок  $j$ -ої ТХ всіма  $l=1, 2, \dots, k, \dots, 7$  експертами:

$$\Delta = \max \alpha_j - \min \alpha_j. \quad (5.11)$$

Виконуємо нормалізацію кожного параметра оцінки  $k$ -го експерта:

$$\alpha_j^N = (\alpha_j - \min \alpha_j) / \Delta, \quad (5.12)$$

$$\beta_j^N = (\beta_j - \min \beta_j) / \Delta, \quad (5.13)$$

$$\gamma_j^N = (\gamma_j - \min \gamma_j) / \Delta \quad (5.14)$$

2. Розраховуємо ліве ( $l$ ) і праве ( $r$ ) нормалізовані значення:

$$al_j^N = \frac{\beta_j^N}{1 + \beta_j^N - \alpha_j^N}, \quad (5.15)$$

$$rj_j^N = \frac{\gamma_j^N}{1 + \gamma_j^N - \beta_j^N}. \quad (5.16)$$

3. Розраховуємо загальне нормалізоване чітке значення:

$$N_j = \frac{al_j^N (1 - al_j^N) + (rj_j^N)^2}{1 - al_j^N + rj_j^N}. \quad (5.17)$$

4. Розраховуємо чітке значення  $j$ -ої ТХ  $k$ -го експерта:

$$q_j = \min \alpha_j + \Delta N_j. \quad (5.18)$$

5. Виконуємо об'єднання чітких значень у вигляді середнього за оцінками всіх  $l$  експертів:

$$\bar{q}_j = \frac{1}{l} (q_j^1 + q_j^2 + \dots + q_j^k + \dots + q_j^l). \quad (5.19)$$

Результати дефазифікації нечітких лінгвістичних оцінок, отриманих від всіх 7-ми експертів за кожною технічною характеристикою і за кожною досліджуваною ПЧГ, зведені в таблиці 5.14.

Таблиця 5.14

Результати оцінювання просторово-часових геосистем А, В, С всіма експертами за кожною ТХ

	Sp(1)	Sp(2)	Sp(3)	Sp(4)	Sp(5)	Sp(6)	Sp(7)	Sp(8)
А	8,531	5,501	3,035	6,174	4,411	6,907	7,181	2,891
В	6,282	8,147	6,168	7,551	5,991	7,912	6,921	5,750
С	3,825	6,011	3,312	7,276	8,172	4,553	9,573	1,101

Для отримання кінцевої оцінки – а саме щоби порівняти між собою просторово-часові геосистеми А, В, С, які надають культурні екосистемні послуги, використано формулу (5.6).

В таблиці 5.15 показано кінцеві результати оцінки кожної просторово-часової геосистеми, що надає культурні ЕП.

Таблиця 5.15

Кваліметричні оцінки трьох ПЧГ, що надають культурні ЕП

Просторово-часова геосистема	Оцінка
А	5,1458
В	6,8414
С	5,0759

Отже, представлено альтернативний комплексний метод оцінювання і вибору постачальника культурних екосистемних послуг для рекреації і туризму, яким можуть бути різні просторово-часові геосистеми, і який максимально враховує всі можливі істотні чинники, що визначають достовірність кваліметричної оцінки. На основі розрахунків встановлено, що постачальник В є найкращим вибором, а постачальник С – найгіршим.

Отримана оцінка є відносною. За умови вибору і встановлення базового рівня для оцінювання така оцінка набуває рис абсолютної. Також за результатами використання методу є змога контролювати критичні фактори успіху для постачальника екосистемних послуг і визначати слабкі та сильні ланки, як певної ПЧГ, так і кон'юнктуру ринку екосистемних послуг.

Наприклад дослідження дало змогу припустити, що для створення рекреаційно-туристичного продукту можна використовувати різні види ресурсів просторово-часової геосистеми, зокрема ландшафтні комплекси, компартменти та їх горизонтальну неоднорідність – мозаїчність, фауністичні та флористичні ресурси, об'єкти природо-заповідного фонду, історико-культурні об'єкти, традиції і туристично-рекреаційний спадок регіону, тощо. Водночас для задоволення потреб різних категорій туристів і рекреантів слід диференціювати використання ресурсів просторово-часової геосистеми у відповідності до виникаючих потреб і вимог споживачів.

Як показала апробація отримання комплексної кваліметричної оцінки на прикладі туристично-рекреаційного потенціалу ПЧГ Карпатських гірських лісів, запропонований метод враховує не тільки просторові особливості території та елементи її потенціалу, але також критерії оцінки, важливі для вирішення організаційно-економічних питань з управлінням тою чи іншою екосистемною послугою. Водночас реалізація прикладу показала складність і багатогранність компонентів від яких залежить потенціал окремої екосистемної послуги просторово-часової геосистеми та необхідність його врахування для отримання її адекватної оцінки. Зокрема є потреба у формуванні і вдосконаленні універсальних методичних підходів до комплексної оцінки

екосистемного потенціалу, що даватимуть змогу приймати зважені рішення для соціально-економічного розвитку регіону, яким у нашому випадку є Карпатські гірські ліси. Разом з тим метод дає змогу інтегруватися з іншими оцінками екосистемних послуг, коригувати критерії і технічні характеристики, вагові коефіцієнти та показники якості.

Системне вирішення проблем, пов'язаних з оцінюванням потенціалу будь-яких екосистемних послуг довільної ПЧГ, потребує удосконалення законодавства у відповідній сфері, формування інституційних умов для його сталого розвитку, створення сприятливих умов для роботи малого і середнього бізнесу, надання сприяння у підготовці кадрів для галузі та стимулювання попиту на внутрішній продукт.

На завершення слід додати, що сучасний підхід до розуміння і управління екосистемним потенціалом будь-якого регіону полягає в переході від «точки» виробництва послуги до «точки» її використання трьома способами:

- біофізичні процеси змінюються залежно від екосистемних послуг ПЧГ;
- вигоди і одержувачі вигод змінюються залежно від екосистемних послуг ПЧГ;
- витрати на надання послуг змінюються залежно від екосистемних послуг ПЧГ.

Тут важливо зрозуміти як динаміку функціонування ПЧГ, так і соціальної системи, яка взаємодіє з відповідними послугами. Деякі послуги та їх переваги будуть приватними, деякі – загальнодоступними. Системи управління, ринки, неформальне землекористування тощо, використовуються для застосування та отримання вигоди як з ландшафтного комплексу так і ПЧГ. Тоді складність ПЧГ визначатиметься обсягом і різноманітністю ландшафтних комплексів в своєму складі. Чим їх є більше тим складнішою і динамічнішою буде їх взаємодія з різними категоріями споживачів, вимагаючи різних соціальних рішень для кожного типу.

Деякі ЕП надають переваги, які є як конкурентними, так і винятковими (ексклюзивними), і тому можуть продаватися на звичайних ринках. Це приватні

блага і вигоди, як, наприклад, продовольчі культури на приватній фермі. Інші ЕП потрапляють до категорії, так званих платних або «клубних» благ. Цей тип благ не є конкурентним, але є винятковим; наприклад, стягується плата за вхід до національного парку.

Іншим набором благ є ті блага, які є конкурентними, але не є винятковими. Їх часто називають ресурсами відкритого доступу чи загального пулу. Як приклад можна навести громадські пасовища. Нарешті, існують чисті суспільні блага, які є ні конкурентними, ні винятковими. Наприклад, здатність атмосфери захищати людей від шкідливої радіації часто вважається екосистемною послугою. До суспільних благ також належать парки відкритого доступу в містах, або парк як частина лісу, національний заповідник тощо.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
2. Jonas, M. et al. (2014), Sustaining ecosystem services: Overcoming the dilemma posed by local actions and planetary boundaries, *Earth's Future*, 2, P. 407 – 420, doi:10.1002/2013EF000224.
3. Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. (1981). *Extinction: the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. N. Y.: Random House, 305 p.
4. Lorea, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (Eds.). (2002). *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford: Oxford Univ. Press, 312 p.
5. Hector, A., Joshi, J., Scherer-Lorenzen, M., & Schmid, B. (2007). Biodiversity and ecosystem functioning: reconciling the results of experimental and observational studies. *Functional Ecol.* Vol. 21. P. 998–1002.
6. King, R.T. (1996). Wildlife and man. *N.Y. Conservationist*. Vol. 20, No. 6. P. 8–11.
7. Helliwell, D.R. (1969). Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*. Vol. 3. P. 41–49.
8. Hueting, R. (1970). Functions of nature: should nature be quantified? What is Nature Worth to Us? *A Collection of Articles 1967–1970*. London: WWF, P. 5–124.
9. Odum, E.P. & Odum, H.T. (1972). Natural areas as necessary components of man's total environment. *Transactions of the Thirty Seventh North American Wildlife and Natural resources Conference*, March 12–15, 1972. Washington (DC): Wildlife Management Institute. Vol. 37. P. 178–189.
10. Braat, L.C. van der Ploeg, S.W.F. & Bouma, F. (1979). *Functions of the Natural Environment, an Economic-Ecological Analysis*. Amsterdam (Nederland): Vrije Universiteit te Amsterdam; Instituut voor Milieuvraagstukken; World Wildlife Fund., 73 p.
11. de Groot, R.S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist*. Vol. 7, No. 2. P. 105–109.
12. Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, P. 110–139.
13. Kremen, C., & Cowling, R. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology Letters*, 8(5), P. 468–479. [doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x)
14. Farber, S., Costanza, R., Childers, D.L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., & ... Wilson, M. (2006). Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience*, (2). 121 p. [doi:10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0121:leafe\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0121:leafe]2.0.co;2)

15. Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), P. 643–653. [doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014)
16. Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., & ... van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), 3.
17. Daily, G.C. (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
18. Daily, G.C. (1999). Developing a Scientific Basis for Managing Earth's Life Support Systems. *Conservation Ecology* (11955449), 3(2), 1.
19. Balmford, A., Rodrigues, A.S.L., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L. & de Groot, R.S. (2008), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Scoping the Science*, ENV/070307/2007/486089/ETU/B2, Cambridge, UK (European Commission).
20. Wittmer, H., & Gundimeda, H. (Eds.). (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity. TEEB for local and regional policy makers. (Chapter 7)*. London: Earthscan.
21. Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2/3), P. 616–626. [doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002)
22. Bastian, O. and Schreiber, K.-F., eds. (1999), *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*, Heidelberg; Berlin (Spektrum), 2nd edn.
23. de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. and Willemen, L. (2010), Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, *Ecological Complexity*, 7(3): P. 260–272. [doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006](https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006)
24. Willemen, L., Hein, L., van Mensvoort, M. E. F. & Verburg, P. H. (2010). Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region, *Ecological Indicators*, 10(1): P. 62–73. [doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.015](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.015)
25. Termorshuizen, J.W. & Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecol* 24, P. 1037–1052. [doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8](https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8)
26. Westman, W. (1977). How much are nature's services worth? // *Science*. Vol. 197. P. 960–964.
27. Schumacher, E.F. (1973). *Small is Beautiful: Economics as if People Mattered*. London: Blond and Briggs, 288 p.
28. Thibodeau, F.R. & Ostro, B.D. (1981). An economic analysis of wetland protection // *J. Environ. Management*. Vol. 12. P. 19–30.
29. Kellert, S.R. (1984). Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis. *J. Environ. Management*. Vol. 18, No. 4. P. 355–363.
30. Gómez-Baggethun, E., Groot, R. de, Lomas, P.L. & Montes, C. (2009). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ*. Vol. 69. P. 1209–1218.

31. Perrings, C., Folke, C. & Mäler, K.G. (1992). The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. *Ambio*. Vol. 21. P. 201–211.
32. Perrings, C., Mäler, K.G., Folke, C., Holling, C.S., Jansson, B.-O. (Eds). (1995). *Biodiversity Loss: Ecological and Economic Issues*. Cambridge (UK): Cambridge Univ. Press, 332 p.
33. Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. Vol. 387. P. 253–260.
34. Daily, G.C. (1997). Introduction: What are Ecosystem Services? *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Ed by G.C. Daily. Washington (DC): Island Press, P. 1–10.
35. Millennium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Washington (DC): Island Press, 247 p. URL: [http://pdf.wri.org/ecosystems\\_human\\_wellbeing.pdf](http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf).
36. Bayon, R. (2004). *Making Environmental Markets Work: Lessons from Early Experience with Sulfur, Carbon, Wetlands, and Other Related Markets*. Washington (DC): Forest Trends, 22 p.
37. Landell-Mills, N. & Porras, I.T. (2002). *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Environmental Services and their Impact on the Poor*. London: IIED, 272 p.
38. Wunder, S. (2005). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. Bogor (Indonesia): CIFOR. Occasional paper No. 42. 32 p.
39. Pagiola, S. & Platais, G. (2007). *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. Washington (DC): World Bank, 32 p.
40. Engel, S., Pagiola, S. & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issue. *Ecol. Economics*. Vol. 65. P. 663–674.
41. Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecol. Economics*. Vol. 65. P. 712–724.
42. UNEP-CBD–2000. *The Ecosystem Approach: Description, Principles and Guidelines*. Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its fifth meeting, Nairobi. 15-26 May 2000. UNEP/CBD/COP/5/23, decision v/6.
43. Heywood, V.H. & Watson, R.T. (Eds.). (1995). *Global Biodiversity Assessment: Summary for Policy Makers*. Cambridge: UNEP Cambridge Univ. Press, 46 p.
44. Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 712 p.
45. Potsdam Initiative – Biological Diversity 2010 [Electronic resource]. URL: [http://www.g-8.de/Content/EN/\\_Anlagen/2007-03-18-potsdamer-erklaerung-en.property=publicationFile.pdf](http://www.g-8.de/Content/EN/_Anlagen/2007-03-18-potsdamer-erklaerung-en.property=publicationFile.pdf).
46. TEEB – *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010): Mainstreaming the Economics of Nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Malta: Progress Press, 49 p.
47. Veklych, O. (2020). Sutnisna kharakterystyka ekosystemnykh aktyviv terytorialnykh hromad. [Essential characteristic of ecosystem assets of

- territorial communities]. *Efektivna ekonomika*, no. 5. URL: <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=7888> (in Ukrainian)
48. Solovii, I. (2016). Otsinka posluh ekosystem, zabezpechuvanykh lisamy Ukrainy, ta propozytsii shchodo mekhanizmiv platy za posluhy ekosystem [Evaluation of forest ecosystem services provided by forests of Ukraine and proposals on PES mechanisms] URL: [http://www.enpi-fleg.org/site/assets/files/2131/final\\_report\\_i\\_soloviy\\_evaluation\\_of\\_forest\\_ecosystem\\_services\\_provided\\_by\\_forests\\_of\\_ukraine\\_and\\_proposals\\_on\\_pes\\_mecha.pdf](http://www.enpi-fleg.org/site/assets/files/2131/final_report_i_soloviy_evaluation_of_forest_ecosystem_services_provided_by_forests_of_ukraine_and_proposals_on_pes_mecha.pdf) (in Ukrainian)
  49. Brown, T.C., Loomis, J.B. & Bergstrom, J.C. (2007). Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*. Vol. 47 (2). P. 329–376.
  50. Chee, Y.E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*. Vol. 120, No. 4. P. 549–565.
  51. Сотник, И.Н. & Могиленец, Т.В. (2011). Анализ подходов к экономической оценке экосистемных услуг. Механизм регулирования экономики (Сумы, Украина). № 2. С. 152–158.
  52. Pagiola, S., von Ritter K. & Bishop, J. (2004). Assessing the economic value of ecosystem conservation. Washington (DC): World Bank, 58 p. (Environmental Economics Series).
  53. Faber, S., Costanza, R., Childers, D.L. et al. (2006). Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience*. Vol. 56, No. 2. P. 121–133.
  54. Brown, T., Bergstrom, J. & Loomis, J. (2007). Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*. No 47(2).
  55. Dehtiar, N.V. (2012). Suchasni metody ekonomichnoi otsinky ekosystemnykh posluh. *Efektivna ekonomika*. No 2. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/efek\\_2012\\_2\\_45](http://nbuv.gov.ua/UJRN/efek_2012_2_45) (in Ukrainian)
  56. Sydoruk, B.O. (2011). Osoblyvosti mekhanizmu zastosuvannia platezhiv za ekosystemni posluhy u haluzi vodokorystuvannia. *Stalyi rozvytok ekonomiky*. Vyp. 3. (in Ukrainian)
  57. Burkovskiy, O.P. & Vasyliuk, O.V. (2013). Kontseptsii stvorennia derzhavnoho ahentstva ekosystemnykh posluh. Vid zapovidannia do zbalansovanoho pryrodokorystuvannia : Mater. Mizhnar. nauk. konf. Donetsk. (in Ukrainian)
  58. Mishenin, Ie.V. & Dehtiar, N.V. (2015). *Ekonomika ekosystemnykh posluh : teoretyko-metodolohichni osnovy*. Marketynh i menedzhment innovatsii. No 2. (in Ukrainian)
  59. Mishenin, Ie.V. & Dehtiar, N.V. (2016). Stratehichni oriientyry v upravlinni ekosystemnymy posluhamy vodno-bolotnykh uhid. *Mekhanizm rehuliuвання ekonomiky*. No 1. (in Ukrainian)
  60. Fedorenko, M.A. (2017). Klasyfikatsiia ekosystemnykh posluh pryrodokhoronnykh terytorii. *Zbalansovane pryrodokorystuvannia*. No 1.
  61. Рульє, К Ф. (1907). *Життя тварин по відношенню до зовнішніх умов*. Б.м. : б.і., 120 с.

62. Tansley, A.S. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16, №4. P. 284–307.
63. Дювиньо, П. & Танг, М. (1973). Биосфера и место в ней человека : экологические системы и биосфера, Прогресс, 267 с.
64. Дажо, Р. (1975). Основы экологии / Пер. с фр., Прогресс, 415 с.
65. Одум, Ю. (1975). Основы экологии / Пер. с англ., Мир, 740 с.
66. Вибрані наукові праці академіка В.І. Вернадського. Т. 4 : Геохімія живої речовини / [уклад.: І.А. Акімов та ін.]. Кн. 1 / НАН України, Коміс. з наук. спадщини акад. В.І. Вернадського, Нац. б-ка України ім. В.І. Вернадського, Ін-т зоології ім. І.І. Шмальгаузена, Ін-т геохімії навколиш. середовища ; ред. рада: Б.Є. Патон (голова) та ін. – К. : [б. в.], 2012. – 504 с.
67. Вибрані наукові праці академіка В.І. Вернадського. Т. 4 : Геохімія живої речовини / [уклад.: І.А. Акімов та ін. ; редкол.: Е.В. Соботович (голова) та ін.]. Кн. 2 / НАН України, Коміс. з наук. спадщини акад. В.І. Вернадського, Нац. б-ка України ім. В.І. Вернадського, Ін-т зоології ім. І.І. Шмальгаузена, Ін-т геохімії навколиш. середовища ; ред. рада: Б. Є. Патон (голова) та ін. – К. : [б. в.], 2012. – 576 с.
68. Матвеева, И.В. (2014). Радиоёмкость различных типов экосистем и принципы их экологического нормирования. *ScienceRise*. № 2 (4). С. 11–17.
69. Голубець, М.А. (1997). Від біосфери до соціосфери. Львів: Поллі, 254 с.
70. Голубець, М.А. (1997). Три основні рівні організації живого на планеті. *Вісник АН УРСР*. №3. С. 76–86.
71. Голубець, М.А. (1978). Ельники Украинских Карпат. К.: Наук. думка, 264 с.
72. Голубець, М.А. (1978). Загальна схема механізмів саморегуляції в живих системах біосфери. *Вісник АН УРСР*. №1. С. 76–85.
73. Голубець, М.А. (1982). Актуальные вопросы экологии. К.: Наук.думка, 157 с.
74. Голубець, М.А. (1977). Від біосфери до соціосфери. Львів: Поллі, 254 с.
75. Шищенко, П.Г. (1990). Ландшафт географічний. Географічна енциклопедія України. Т.2. К.: УРЕ, 256 с.
76. Сочава, В.Б. (1978). Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука, 319 с.
77. Маринин, О.М. (1993). Природно-територыальные комплексы. Географычна енциклопедія України, Т.3. К.: УРЕ, С. 89–90.
78. Маринин, О.М. & Шищенко, П.Г. (1993). Фізико-географічне районування. К.: УРЕ, С. 340–343.
79. Бойко, Т.Г., Кузь, О.Н. & Руда, М.В. (2022). Концептуальні основи екологічного нормування шкідливих впливів на прикладі складного ландшафтного комплексу Дністровського Передкарпаття : монографія. Електрон. дан. – Київ : ГО «МНГ», 220 с.
80. Barbier, E. V., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E. F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L. A., Stoms, D. M., Kennedy, C. J., Bael, D., Kappel, C. V., Perillo, G. M. E. & Reed, D. J.

- (2008), “Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values”, *Science*, 319(5861): P. 321–323, [doi: 10.1126/science.1150349](https://doi.org/10.1126/science.1150349)
81. Soloviy, I. (2016). Evaluation of forest ecosystem services provided by forests of Ukraine and proposals on PES mechanisms. URL: [https://www.ioer.de/fileadmin/internet/IOERProjekte/PDF/FB\\_L/OESD/TEEB\\_proces\\_v\\_Ukrajini.pdf](https://www.ioer.de/fileadmin/internet/IOERProjekte/PDF/FB_L/OESD/TEEB_proces_v_Ukrajini.pdf)
  82. Варуха, А. (2022). Огляд підходів з оцінки екосистемних послуг через призму їхнього застосування для визначення збитків, завданих військовими діями рф на території України / А. Варуха [за заг. ред. О. Кравченко]. Львів : «Компанія “Манускрипт”», 56 с.
  83. Суєтнов, Є.П. (2020). Екосистемізація» об’єктів екологічного права в контексті впровадження та реалізації екосистемного підходу. Проблеми законності, Вип. 148. С. 132–151. URL: <http://plaw.nlu.edu.ua/article/view/193603/199275>
  84. Sagoff, M. (1997). Do we consume too much. *Atlantic Monthly*. Vol. 279, No. 6. P. 80–96.
  85. Rees, W.E. (1999). Consuming the earth: biophysics of sustainability. *Ecol. Economics*. 1999. No. 1. P. 23–28.
  86. Ropke, I. (1999). Prices are not worth much. *Ecol. Economics*. No. 1. P. 45–47.
  87. Wackernagel, M. (1999). Why sustainability analysis must include biophysical assessments. *Ecol. Economics*. No. 1. P. 13–17.
  88. Villagómez-Corté, J.A. & del-Ángel-Pérez, A.L. (2013). The ethics of payment for ecosystem services. *Res. J. Environ. and Earth Sci*. Vol. 5, No. 5. P. 278–286.
  89. Поспелова, А.А. (2011). Социальная составляющая в практике оценки экосистемных услуг природных ландшафтов. *Молодой ученый*. Т. 1, № 7. С. 69–71.
  90. Daily, Gretchen C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 392 p.
  91. Schwartz, J.D. (2010). Should we put a dollar value on nature? URL: <http://content.time.com/time/business/article/0,8599,1970173,00.html>
  92. Haines-Yong, R.H. & Potschin, M.B. (2009) Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 p.
  93. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (2010). Mainstreaming the Economics of Nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Malta: Progress Press, 49 p.
  94. *Ekosistemy i blagosostoyanie cheloveka: sintez* (2005). Ocenka ekosistem na poroge tysyacheletiya. — URL: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.791.aspx.pdf>
  95. Bobylev, S.N. & Zaharov, V.M. (2009). *Ekosistemnye uslugi i ekonomika*, ООО «Типо-графія LEVKO», 72 p. (in Russian)

96. Haines-Young R. & Potschin M. (2012). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December // EEA/IEA/09/003. 2012. – URL: <https://cices.eu>
97. Концепція збереження біологічного різноманіття України, затверджена постановою Кабінету Міністрів України від 12.05.1997 р. No 439. URL: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/439-97-%D0%BF>
98. Стратегія біорізноманіття ЄС до 2030 року: Повернення природи у наше життя. Звернення Комісії до Європейського Парламенту, Ради, Європейського Економічно-Соціального Комітету та Комітету Регіонів (неофіційний адаптований переклад українською) / пер. з англ. О.Осипенко; ред. та адапт. А. Куземко та ін. – Чернівці : Друк Арт, 2020. – 36 с.
99. Екологічна Конституція Землі. Методологічні засади (2011). за ред. акад. НАН України, д-ра екон. наук, проф. Ю.Ю. Туниці. Львів: РВВ НЛТУ України, 2011. 440 с.
100. Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року. Затверджено Законом України від 28 лютого 2019 року No2697-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19?find=1&text=%D0%B5%D0%BA%D0%BE%D1%81%D0%B8%D1%81%D1%82%D0%B5%D0%BC#Text>
101. Kruhlov, I. (2018). Prospects for the implementation of an ecosystem services approach in territorial planning in Ukraine. Sustainable development – XXI century: management, technology, models. Kyiv Polytechnic Institute. P. 341–353.
102. Pakhomov, A., Bulakhov, V., Pysarenko, P., Zhukov, O., Kunakh, O., Goloborodko, K., ... Brygadyrenko, V. (2018). Ecosystem services in the context of global climate change and sustainable development of Ukraine's natural potential. [http://www.kdpu-nt.gov.ua/sites/default/files/referat\\_roboti\\_4.pdf](http://www.kdpu-nt.gov.ua/sites/default/files/referat_roboti_4.pdf)
103. Kononenko, O. (2013). Human-geographical bases of formation and development of «green economy» in Ukraine. Economic and social geography, 1(66), P. 106–114.
104. Koniushkov, D. (2015). Formation and development of the concept of ecosystem services: a review of foreign publications. Bul. Soil Inst., 80, P. 26–49.
105. Titova, H. (2015). Ecosystem services valuation: a potential application in practice. Proceedings of the Trans-Baikal State University, 3(118), P. 179–191.
106. Ковтун, Д.С. (2023). Шкода, заподіяна лісовому фонду України збройною агресією Російської Федерації: еколого-правовий аспект. Часопис Київського університету права, No3. С. 115–119. URL: <https://chasprava.com.ua/index.php/ournal/article/download/968/904/>
107. Curran, M.A. (2006). Life Cycle Assessment: Principles and Practice EPA/600/R-06/060.
108. Belkadi, F., Troussier, N., Eynard, B., & Bonjour, E. (2010). Collaboration based on Product Lifecycles Interoperability for Extended Enterprise,

- International Journal on Interactive Design and Manufacturing, 4(3), P. 169–179.
109. Assouroko I., Ducellier G., Eynard B., & Boutinaud Ph. (2014), Knowledge management and reuse in collaborative product development – A semantic relationship management based approach, *International Journal of Product Lifecycle Management*, 7(1), P. 54–74.
  110. Zarubin, V.N. (2020). Princip ritmichnosti biologicheskikh processov. Ekspert goda 2020: sbornik statej VIII Mezhdunarodnogo nauchno-issledovatel'skogo konkursa. Penza: Nauka i Prosveshchenie, P. 9–13.
  111. Спицнадель, В.Н. (2000). Основы системного анализа: Учеб. пособие. СПб.: «Изд. дом «Бизнес-пресса», 326 с.
  112. Субетто, А.И. (2017). Системогенетическая теория времени и пространства. Часть III. Общество. Среда. Развитие (Terra Humana), (2 (43)), С. 13–21.
  113. Валькман, Ю.Р. (1998). Интеллектуальные технологии исследовательского проектирования: формальные системы и семиотические модели. – Киев: Port-Royal, 250 с.
  114. Степанова, А.С. (2010). Управление жизненным циклом программного продукта в нечётких системах с искусственным интеллектом. Объектные системы, (2 (2)), С. 62–67.
  115. Spur, G. (1995). Life Cycle Modeling as a Management Challenge. Proceedings of IFIP WG 5.3 International Conference on Life Cycle Modeling for Innovative Products and Processes (PROLAMAT'95, November 29 – December 1, 1995) / Ed. by F.L. Krause, H. Hansen. Berlin: Springer Verlag, 1996. P. 3–13.
  116. Stark, J. (2011). Product Lifecycle Management: 21st Century Paradigm for Product Realization, 2nd ed. London: Springer-Verlag.
  117. Абдуллаев, С.М., Желнин, А.А. & Ленская О.Ю. (2009). Жизненный цикл мезомасштабных конвективных систем. Метеорология и гидрология. № 5. С. 34–45.
  118. Gruber, T.R. (1993). A Translation Approach to Portable Ontologies// Knowledge Acquisition. Vol.5, №2. P. 199–220.
  119. Guarino, N. (1995). Formal Ontology, Conceptual Analysis and Knowledge Representation. *International Journal of Human-Computer Studies*. Vol.43. №5-6. P. 625–640.
  120. Еремеев, А.П. & Троицкий, В.В. (2003). Методы представления временных зависимостей в интеллектуальных системах поддержки принятия решений. Известия РАН: Теория и системы управления. №5. С. 75–88.
  121. Тарасов, В.Б., Калуцкая, А.П. & Святкина, М.Н. (2012). Гранулярные, нечеткие и лингвистические онтологии для обеспечения взаимопонимания между когнитивными агентами. Открытые семантические технологии проектирования интеллектуальных систем. Материалы II-й международной научно-технической конференции (Минск, БГУИР, 16-18 февраля 2012 г.). Минск: БГУИР, С. 267–278.

122. Sowa, J.F. (1995). Top-Level Ontological Categories// International Journal of Human-Computer Studies. Vol.43, №5-6. P. 669–685.
123. Гаврилова, Т.А., & Гулякина, Н.А. (2008). Визуальные методы работы со знаниями: попытка обзора. Искусственный интеллект и принятие решений. №1. С. 15–21.
124. Тарасов В.Б. (2001). Анализ и моделирование НЕ-факторов на полярных шкалах // Сб. тр. Междунар. науч.-практич. семинара «Интегрированные модели и мягкие вычисления в искусственном интеллекте. – 17–18 мая 2001 г. – М.: Наука, С. 65–71.
125. Заде Л.А. (2001). Роль мягких вычислений и нечеткой логики в понимании, конструировании и развитии информационных/интеллектуальных систем // Новости искусственного интеллекта. No 2. – С. 4–10.
126. Brooks, F.P. Jr. (1987). No Silver Bullet – Essence and Accident in Software Engineering. Computer, 20 (4), P. 10–19. [doi: 10.1109/MC.1987.1663532](https://doi.org/10.1109/MC.1987.1663532)
127. Goedkoop, M., Oele, M., Leijting, J., Ponsioen, T., & Meijer, E. (2016). Introduction to LCA with SimaPro. PRe. Retrieved from: <https://www.presustainability.com/download/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf>
128. ДСТУ ISO 14040:2013. Екологічне управління. Оцінювання життєвого циклу. Принципи та структура (ISO 14040:2006, IDT). URL: [http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id\\_doc=70997](http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=70997)
129. Tarassov, V.B., Kashuba, L.A., & Cherepanov, N.A. (1994). Concurrent Engineering and AI Methodologies: Opening New Frontiers. Proceedings of the IFIP International Conference on Feature Modeling and Recognition in Advanced CAD/CAM Systems. Vol.2. P. 869–888.
130. Kimura, F. & Suzuki, H. (1996). Product Life Cycle Modeling for Inverse Manufacturing. Proceedings of IFIP WG 5.3 International Conference on Life Cycle Modeling for Innovative Products and Processes (PROLAMAT'95, November 29–December 1, 1995)/ Ed. by F.L. Krause, H. Hansen. Berlin: Springer Verlag, P. 81–89.
131. Life Cycle Management. A Business Guide to Sustainability – United Nations Environment Programme. 2007. ISBN: 978-92-807-2772-2. URL: <http://www.unep.org/pdf/dtie/DTI0889PA.pdf>
132. Fullana, P., Frankl, P. & Kreissig, J. (2008) Communication of Life Cycle Information in the Building and Energy Sectors, UNEP/SETAC. URL: <http://www.unep.fr/scp/lcinitiative/publications/>
133. Sorokine, A., Bittner, T. & Renschler, C. (2006) Ontological Investigation of a Multiscale Ecosystem Classification Using the “National Hierarchical Framework of Ecological Units” as an Example. Geoinformatica 10, P. 313–335. [doi.org/10.1007/s10707-006-9830-0](https://doi.org/10.1007/s10707-006-9830-0)
134. Smith, B. & Varzi, A.C. (1997). The formal ontology of boundaries, The Electronic Journal of Analytic Philosophy, Vol. 5. URL: <http://ejap.louisiana.edu/EJAP/1997.spring/smithvarzi976.html>

135. Smith, B., Khler, J., & Kumar, A. (2004). On the application of formal principles to life science data: A case study in the gene ontology, in E. Rahm (Ed.), Database Integration in the Life Sciences (DILS 2004). Springer, Berlin Heidelberg New York, P. 79–94,.
136. Bittner, T., Donnelly, M. & Winter, S. (2004). Ontology and semantic interoperability, in D. Prosperi and S. Zlatanova (Eds.), Large-Scale 3D Data Integration, CRC Press: London.
137. Simons, P. (2000). Parts: A study in ontology. Oxford University Press.
138. Bittner, T., Donnelly, M. & Smith, B. (2004). Individuals, universals, collections: On the foundational relations of ontology, in Proceedings of the International Conference on Formal Ontology in Information Systems (FOIS04), IOS Press, Amsterdam, The Netherlands, P. 247–258.
139. Daboo, C. (Ed.). (2009). iCalendar transportindependent interoperability protocol (iTIP). IETF Proposed Standard. Retrieved December 6, 2010. URL: <http://tools.ietf.org/html/rfc5546>
140. Lepczyk, C., Lortie, C. J., & Anderson, L. J. (2008). An ontology for landscapes. *Ecological Complexity*, 5, P. 272–279. [doi:10.1016/j.ecocom.2008.04.001](https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.04.001)
141. Podobnikar, Tomaž & Marjan, Čeh & Ceccaroni, Luigi & Oliva, Luis. (2012). Ontologies for the Design of Ecosystems. [doi:10.4018/978-1-4666-0327-1.ch009](https://doi.org/10.4018/978-1-4666-0327-1.ch009)
142. Tsvetkov, V.Ya. & Matchin, V.T.(2014). Information Conversion into Information Resources. *European Journal of Technology and Design*. No. 2 (4). P. 92–104.
143. Guinée, J.B., Lindeijer, E.et. all. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 7, Number 5, Page 3117. P. 311-313. [doi:10.1007/BF02978897](https://doi.org/10.1007/BF02978897)
144. David T. Cleland, Peter E. Avers, W. Henry McNab, Mark E. Jensen, Robert G. Bailey, Thomas King, and Walter E. Russell (1997). National hierarchical framework of ecological units. In Mark S. Boyce and Alan W. Haney, editors, *Ecosystem*. Yale University Press, New Haven, CT, P. 181–200.
145. Tsvetkov, V.Ya. (2014). Resource Method of Information System Life Cycle Estimation. *European Journal of Technology and Design*. No. 2 (4). P. 86–91.
146. Kawai, R., Parrondo, J.M.R. & Van den Broeck, C.(2007). Dissipation: The phase-space perspective. *Physical review letters*. Vol. 98. No. 8.
147. Singh B. & Sharma N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*. Vol. 93. No. 3. P. 561–584.
148. Cvetkov, V.Ya. (2016). Komplementarnost' informacionnyh resursov. *Mezhdunarodnyj zhurnal prikladnyh i fundamental'nyh issledovanij*. № 2. P. 182–185. (in Russian)
149. Shchennikov, A.N. (2018). Komplementarnost' v obrazovatel'nyh tekhnologiyah. *Sovremennoe dopolnitel'noe professional'noe pedagogicheskoe obrazovanie*. № 4. P. 3–14. (in Russian)

150. Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S. & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48, P. 630–636.
151. . Weidema, B. (2000). Avoiding co-product allocation in life-cycle assessment. *J. Industr. Ecol.* 4, P. 11–33. [doi: 10.1162/108819800300106366](https://doi.org/10.1162/108819800300106366)
152. ISO 14040 (1997). Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and framework. International Organisation for standardisation: Geneva, Switzerland.
153. Екологічне управління. Оцінювання впливів у процесі життєвого циклу. Приклади застосування ISO 14042: ДСТУ ISO/TR 14047:2007 (ISO/TR 14047:2003, IDT). [Чинний від 2009-07-01]. Офіц. вид. К. : Держстандарт України, 2009. 24 с.
154. Екологічне керування. Оцінювання життєвого циклу. Принципи та структура: ДСТУ ISO 14040:2004. [Чинний від 2006-01-01]. Офіц. вид. К. : Держстандарт України, 2007. 14 с.
155. Cleary, B. Duffy, A. & O'Connor, A. (2012) .Using life cycle assessment to compare wind energy infrastructure. *Proceedings of International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction*. P. 31–39.
156. Martinez, E., Sanz, F., Pellegrini S. et. al. (2009). Life cycle assessment of a multi-megawatt wind turbine. *Renewable Energy*. № 34(3). P. 667–673.
157. Chenai, Ch. (2012). Life cycle analysis of wind turbine. *Sustainable Development Energy, Engineering and Technologies. Manufacturing and Environment*.
158. Toth, T. & Szegedi, S. (2007). Anthropogeomorphologic impacts of onshore and offshore wind farms. *Acta climatologica et chorologica*. № 40–41. P. 147–154.
159. ДСТУ ISO 14044:2013 Екологічне управління. Оцінювання життєвого циклу. Вимоги та настанови (ISO 14044:2006, IDT).
160. ДСТУ ISO 14025:2008 Екологічні маркування та декларації. Екологічні декларації типу III. Принципи та процедури (ISO 14025:2006, IDT) На заміну ДСТУ ISO/TR 14025-2002
161. Pennington, D.W., Chomkham Sri, K., Pant, R. et al. (2010). ILCD Handbook Public Consultation Workshop. *Int J Life Cycle Assess* 15, P. 231–237. [doi.org/10.1007/s11367-009-0149-6](https://doi.org/10.1007/s11367-009-0149-6)
162. ILCD Handbook (2010). General Guide for Life Cycle Assessment. Detailed Guidance. First edition. Ispra: EU.
163. Sinha, R., Lennartsson, M., & Frostell, B. (2016). Environmental footprint assessment of building structures: A comparative study. *Building and Environment*, 104, 162–171. [doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.05.012](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.05.012)
164. McAuliffe, G.A., Takahashi, T. & Lee, M.R.F. (2020). Applications of nutritional functional units in commodity-level life cycle assessment (LCA) of agri-food systems. *Int J Life Cycle Assess* 25, P. 208–221. [doi.org/10.1007/s11367-019-01679-7](https://doi.org/10.1007/s11367-019-01679-7)

165. Stachowicz, M. (2001). Classification and Evaluation of Life Cycle Assessment Tools. MS Thesis, Faculty of Process and Environmental Engineering, Technical University of Lodz: Lodz, Poland.
166. Zbicinski, I., Stavenuiter, J., Kozłowska B. & Coevering, H.P.M. (2006). Product Design and Life Cycle Assessment. Uppsala : BUP, 2006. 308 p.
167. Pombo, O., Allacker, K., Rivela, B., & Neila, J. (2016). Sustainability assessment of energy saving measures: A multi-criteria approach for residential buildings retrofitting. A case study of the Spanish housing stock. Energy and Buildings, 116, P. 384–394. [doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.01.019](https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.01.019)
168. Zbicinski, I., Stavenuiter, J., Kozłowska, B., & van de Coevering, H. (2006). Product design and Life Cycle Assessment. The Baltic University Press, 4, 226 p.
169. Vestas, (2005). Life cycle assessment of offshore and onshore sited wind power plants based on Vestas V90-3.0 MW turbines. Retrieved on 20/05/2006. [Online]. URL: <http://www.vestas.com/pdf/miljoe/pdf/LCA%20V90-3.0%20MW%20onshore%20og%20offshore%20samt%20energibalance,%202005.pdf>
170. Vestas, (2004). General Specification V90 – 3.0 MW 60 Hz Variable Speed Turbine. Retrieved on 20/05/2006. [Online]. URL: [http://mainegov-images.informe.org/doc/lurc/projects/redington/Documents/Section01\\_Development\\_Description/Development\\_Electric/E\\_Pro\\_Reports/Appendix%20A%20V90%20General%20Spec%20950010R1.pdf](http://mainegov-images.informe.org/doc/lurc/projects/redington/Documents/Section01_Development_Description/Development_Electric/E_Pro_Reports/Appendix%20A%20V90%20General%20Spec%20950010R1.pdf)
171. Danish Energy Authority, (2006). Energy Statistics 2004. Retrieved on 21/05/2006. [Online]. URL: [http://www.ens.dk/graphics/Publikationer/Statistik\\_UK/Energy\\_Statistics\\_2004/html/large01e.htm](http://www.ens.dk/graphics/Publikationer/Statistik_UK/Energy_Statistics_2004/html/large01e.htm)
172. Ancona, D. & Veigh, J. Mc (2006). Wind Turbine. Materials and Manufacturing Fact Sheet. Retrieved on 28/04/2006. [Online]. URL: [http://www.generalplastics.com/uploads/technology/WindTurbine-MaterialsandManufacturing\\_FactSheet.pdf](http://www.generalplastics.com/uploads/technology/WindTurbine-MaterialsandManufacturing_FactSheet.pdf)
173. Vestas, (2005). Environmental Statement 2004, Retrieved on 28/04/2006. [Online]. URL: [http://www.vestas.com/pdf/news/2005/Vestas2004\\_Miljo\\_UK.pdf](http://www.vestas.com/pdf/news/2005/Vestas2004_Miljo_UK.pdf)
174. Battele Columbus Laboratories, (2006). Energy use patterns in metallurgical and non-metallic mineral processing. As cited in United Nations Centre 1992 on Transnational Corporations, Climate Change and Transnational Corporations Analysis and Trends. Retrieved on 20/05/2006. [Online]. URL: <http://www.ieer.org/reports/climchg/ch7.pdf>
175. SimaPro Manuals. [Online]. URL: <http://www.pre.nl/content/manuals>
176. Маковецька, Ю.М. (2012). Оцінювання життєвого циклу продукції як інструмент впливу на мінімізацію відходів. Електронне наукове фахове видання «Ефективна економіка». URL: <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=1529>
177. Plch, R., Pechacek, O., Vala, V., Pokorny, R., Bednar, P. & Cudlin, P. (2013). Proceedings of the 3rd annual Global Change and Resilience Conference. Brno : Global Change and Resilience Center, P. 12–15.

178. Goedkoop, M. (1995). The Eco-indicator 95 (NOH report 9514). Pre Consultants: Amersfoort, The Netherlands.
179. D. Van de Meent, Bakker J. & Klepper, O. (1997). Potentially affected fraction as an indicator of toxic stress, application of aquatic and terrestrial ecosystems in the Netherlands. 18th Annual Meeting of SETAC, November, San Francisco.
180. Muller-Wenk, R. (1998). Depletion of abiotic resources weighted on the base of «virtual» impacts of lower grade deposits in future. IWO Diskussionsbeitrag Nr. 57, Universitat St. Gallen: Switzerland.
181. Kollner, T. & Jungbluth, N. (2000). Life cycle impact assesement for land use. Third SETAC World Congress, May 21-25, Brighton, UK.
182. Chapman, P.F. & Roberts, F. (1983). Metal resources and energy. Butterworths Monographs in Materials, Boston.
183. Богобоящий, В.В., Чурбанов, К.Р., Палій, П.Б. & Шмандій В.М. (2004). Принципи моделювання та прогнозування в екології. К., 215 с.
184. Одрехивский, Н.В. & Угрин, Л.Є. (2006). Оценка и прогнозирование состояния экологической безопасности территории. Дрогобич, 236 с.
185. Korn, G.A., Granino A. & Korn, T.M. (2013) *Mathematical Handbook for Scientists and Engineers Definitions, Theorems, and Formulas for Reference and Review*. Newburyport: Dover Publications.
186. Булигін, С.Ю. (2007). Мікроелементи в сільському господарстві / [С.Ю. Бульгін, Л.Ф. Демишев, В.А. Доронин та ін.] 3-є вид. доповнене. Дніпропетровськ : Січ, 100 с.
187. Виноградов, А.П. (1957). Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М., 238 с.
188. Bethke, C. M. (2022). *Geochemical and biogeochemical reaction modeling*. Cambridge university press.
189. Чайка, О., Petrushka, I., Ruda, M., Paranyak, N. & Matskiv, O. (2021). The minimization of impact of oil pollution on soils in the area of railways using glauconite // *Journal of Water and Land Development*. Vol. 49, iss. 4-6. P. 79–84.
190. Хомутинин, Ю.В., Кашпаров, В.А. & Жебровская, Е.И. (2001). Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. К. : Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, 168 с.
191. Asmann, E. (1961). *Waldertragekunde*. München-Bonn-Wien: BLW, 327 p.
192. Отрешко, Л.Н., Журба, М.А., Билоус, А.М. и др. (2015). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в древесине на южном топливном следе Чернобыльских радиоактивных выпадений. Ядерна фізика та енергетика. Т. 16, № 2. С. 183–192.
193. Корчагин, А.А. (1964). Видовой (флористический) состав растительных сообществ и методы его изучения // *Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е. М. Лавренко и А. А. Корчагина*. Т. III: Наука, Ленинградское отд., С. 39–59.

194. Рожнова, Т.А. (1959). О методике полевого изучения почв при геоботанических исследованиях // Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Т.1.: Наука, Ленинградское отд., С. 227–241.
195. Сторожук, В.Ф. & Полей, Г. (2017). Інвентаризація лісів – статус кво в Україні, досвід Німеччини та вказівки від FAO : Звіт з аграрної політики APD/APB/07/2017. Київ, 2017. 52 с. ULR: [https://apd-ukraine.de/images/2018/APR/APD\\_APR\\_07-2017\\_Forest\\_Inventories\\_ukr.pdf](https://apd-ukraine.de/images/2018/APR/APD_APR_07-2017_Forest_Inventories_ukr.pdf)
196. Лакин, Г.Ф.(1973). Биометрия. Высшая школа, 348 с.
197. Руда, М.В. (2017). Удосконалення нормативно-технічного забезпечення функціонування консорційних екотонів захисного типу. дис. ... канд. техн. наук : 05.01.02. Львів, 258 с.
198. Кочан, О.В., Бубела, Т.З., Руда М.В. & Джумеля Е.А. (2024). Оцінювання та прогнозування загроз відбудові та сталому функціонуванню об'єктів критичної інфраструктури: монографія. Київ: Яроченко Я.В., 123 с.
199. Zhou, C., Boyko, T., Ruda, M., Shybanova, A., Dzhumelia, E., Kochan, O., Levkiv, M. (2024). Stability indicator for defining environmental and protective requirements for landscape ecosystems // Journal of Environmental Engineering and Landscape Management. Vol. 32, iss. 1. P. 57–71.
200. Бойко, Т.Г., Паславський, М.М., Руда, М.В. (2019). Стійкість складних ландшафтних комплексів: формалізація моделі // Науковий вісник НЛТУ України : збірник науково-технічних праць. Т. 29, № 3, С.108–113. [doi.org/10.15421/40290323](https://doi.org/10.15421/40290323)
201. Shheglov, A. I. (1999). Biogeoхимija tehnogennyh radionuklidov v lesnyh jekosistemah [Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems] Po materialam 10-letnih issledovanij v zone vlijanija avarii na ChAJeS, Nauka. (in Russian)
202. Armad, D.L. (1975). Nauka o landshafte. Osnovy teorii i logiko-matematicheskie metody [Landscape Science. Fundamentals of theory and logical-mathematical methods], Nauka. (in Russian)
203. Mamihin, S.V., & Merkulova, L.N. (1996). Kompjuterizaija issledovanij dinamiki radionuklidov v lesnyh jeksistemah, zagrjaznennyh v rezul'tate Chernobyl'skoj avarii (1986-1995 gg.) [Computerization of studies of the dynamics of radionuclides in forest exystems contaminated as a result of the Chernobyl accident (1986-1995)] *Radiacionnaja biologija. Radiojekologija*, Вып. 4., Т.36, P. 516–523. (in Russian)
204. Lindeman, R. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology 23, P. 399–418.
205. Margalef, R. (1963). On certain unifying principles in ecology. Am. Nat. 97, P. 357–374.
206. Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. Science 164, P. 262–270.
207. Ulanowicz, R.E. (1980). An hypothesis on the development of natural communities. J. Theor. Biol. 85 (2), P. 223–245.
208. Ulanowicz, R.E. (1986). Growth and Development, Ecosystems Phenomenology. Springer-Verlag, NY.

209. Jørgensen, S.E. (1986). Structural Dynamics model. *Ecol. Model.* 31, P. 1–9.
210. MacArthur, R.H. (1955). Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36, P. 533–536.
211. Elton, C.S. (1958). *Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman & Hall, London.
212. Gardner, M.R. & Ashby, W.R. (1970). Connectance of large (cybernetic) systems, critical values for stability. *Nature* 228, 784 p.
213. May, R.M. (1973). *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton Univ. Press.
214. Leontief, W.W. (1936). Quantitative input-output relations in the economic system of the United States. *Rev. Econ. Stat.* 18, P. 105–125.
215. Hannon, B. (1973). The structure of ecosystems. *J. Theor. Biol.* 41, P. 535–546.
216. Hannon, B. (1985). Linear dynamic ecosystems. *J. Theor. Biol.* 116, P. 89–110.
217. Patten, B.C. (1978). Systems approach to the concept of environment. *Ohio Journal of Science* 78, P. 206–222.
218. Patten, B.C. (1981). Environs: the super niches of ecosystems. *American Zoology* 21, P. 845–852.
219. Fath, B.D. & Patten, B.C. (1999). Review of the foundations of Network Environ Analysis. *Ecosystems* 2, P. 167–179.
220. Herendeen, R.A. (1981). Energy intensities in ecological and economic systems. *J. Theor. Biol.* 91, P. 607–620.
221. Ulanowicz, R.E. (1997). *Ecology, the Ascendant Perspective*. Columbia University Press, NY.
222. Herendeen, R.A. (1989). Energy intensity, residence time, exergy, and ascendancy in dynamic ecosystems. *Ecol. Model.* 48 (1–2), P. 19–44.
223. Brown, M.T. & Herendeen R. (1996). Embodied energy analysis and emergy analysis: a comparative view. *Ecological Economics* 19, P. 219–236.
224. Batagelj, V. & Mrvar, A. (2010). *Pajek*. <http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>
225. Borgatti, S.P., Everett, M.G. & Freeman, L.C. (2002). *UCINET VI*. Software for Social Network Analysis. Natick: Analytic Technologies.
226. Kazanci, C. (2007). EcoNet: A new software for ecological modeling, simulation and network analysis. *Ecol. Model.* 208, P. 3–8.
227. Bersier, L.-F., Banašek-Richter, C. & Cattin M.-F. (2002). Quantitative descriptors of food web matrices. *Ecology* 83, P. 2394–2407.
228. Dell, A.I. et al. (2005). How do complex food webs persist in nature? in: Ruiters, P.C., Wolters, V., Moore, J.C., (Eds.), *Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change*. Theoretical Ecology Series, 3. Academic Press, London, UK, pp. P. 425–436.
229. Martinez, N.D. (1992). Constant connectance in community food webs. *The Amer. Natur.* 139, P. 1208–1218.

230. Parrott, L. (2010). Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators* 10, P. 1069–1076.
231. Han, B.P. (1997). On several measures concerning flow variables in ecosystems. *Ecol. Model.* 104, P. 289–302.
232. Kazanci, C., Matamba, L. & Tollner, E.W. (2009). Cycling in ecosystems: An individual based approach. *Ecol. Model.* 220, P. 2908–2914.
233. Fath, B.D. & Borrett, S.R., (2006). A MATLAB function for network environ analysis. *Environ. Model. & Soft.* 21, P. 375–405.
234. Higashi, M. & Patten, B.C., (1989). Dominance of indirect causality in ecosystems. *American Naturalist* 133, P. 288–302.
235. Patten, B.C. (1991). Network ecology, indirect determination of the life-environment relationship in ecosystems, in: Higashi, M., Burns, T. (Eds.), *Theoretical Studies of Ecosystems, The Network Perspective*. Cambridge University Press, New York, P. 288–351.
236. Patten, B.C. (1992). Energy, emergy and environs. *Ecol. Modell.* 62, P. 29–69.
237. Patten, B.C. & Fath, B.D. (1998). Environ theory and analysis, relations between aggradation, dissipation, and cycling in energy-matter flow networks at steady-state. In, Ulgiati, S., Brown, M.T., Giampietro, M., Herendeen, R.A., Mayumi, K. (Eds.), *Advances in Energy Studies, Energy Flows in Ecology and Economy*. MUSIS Publisher, Rome, Italy, P. 483–497.
238. Fath, B.D. & Patten, B.C. (1998). Network synergism, emergence of positive relations in ecological systems. *Ecol. Model.* 107, P. 127–143.
239. Fath, B.D. (2007). Network mutualism, positive community-level relations in ecosystems. *Ecol. Model.* 208, P. 56–67.
240. Patrício, J. et al. (2004). Ascendency as an ecological indicator: a case study of estuarine pulse eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, P. 23–25.
241. Ulanowicz, R.E., Jorgensen, S.E. & Fath, B.D. (2006). Exergy, information and aggradation: An ecosystems reconciliation. *Ecol. Model.* 198, P. 520–524.
242. Morris, J.T., Christian, R.R. & Ulanowicz, R.E. (2005). Analysis of size and complexity of randomly constructed food webs by information theoretic metrics, in: Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J., Ulanowicz, R.E. (Eds.), *Aquatic Food Webs, An Ecosystem Approach*. Oxford University Press Inc., New York, P. 73–85.
243. Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Tech. J.* 27, P. 379–423.
244. Samuelson, P.A. (1948). *Economics: An Introductory Analysis*. McGraw–Hill Book Co., New York.
245. Fath, B.D. & Patten, B.C. (2001). A progressive definition of network aggradation, in: Ulgiati, S., Brown, M.T., Giampietro, M., Herendeen, R.A., Mayumi, K. (Eds.), *Proceedings of the Second International Workshop on Advances in Energy Studies, Exploring Supplies, Constraints and Strategies*. May 23–27, 2000, Porto Venere, Italy, P. 551–562.

246. Borrett, S.R. & Osidele, O.O. (2007). Environ indicator sensitivity to flux uncertainty in a phosphorus model of Lake Sidney Lanier, USA. *Ecol. Model.* 200, P. 371–383.
247. Higashi, M. & Patten, B.C. (1986). Further aspects of the analysis of indirect effects in ecosystems. *Ecol. Model.* 31, P. 69–77.
248. Fath, B.D., Patten, B.C. & Choi, J.S. (2001). Complementarity of ecological goal functions. *J. Theor. Biol.* 208, P. 493–506.
249. Fath, B.D. (2004). Network analysis applied to large-scale cyber-ecosystems. *Ecol. Model.* 171, P. 329–337.
250. Borrett, S.R., Whipple, S.J., Patten, B.C. & Christian, R.R. (2006). Indirect effects and distributed control in ecosystems. Temporal variability of indirect effects in a seven-compartment model of nitrogen flow in the Neuse River Estuary (USA) – Time series analysis. *Ecol. Model.* 194, P. 178–188.
251. Fonseca, C.R & John, J.L. (1996). Connectance, a role for community allometry. *Oikos* 77, P. 353–358.
252. Christian, R.R. & Luczkovich, J.J. (1999). Organizing and understanding a winter's seagrass food web network through effective trophic levels. *Ecol. Mod.* 117, P. 99–124.
253. Garlaschelli, D. (2004). Universality in food webs. *European Physical Journal B.* 38, 2. P. 277–285.
254. Yodzis, P. (1980). The connectance of real ecosystems. *Nature* 284, P. 544–545.
255. Sugihara, G., Schoenly, K. & Trombla, A. (1989). Scale invariance in food web properties. *Science* 245, P. 48–52.
256. Sugihara, G.K. (1984). Graph theory, homology and food webs, in Levin S.A. (Eds.), *Population biology. Proceedings of Symposia in Applied Mathematics.* Vol. 30. American Mathematical Society, Providence, P. 83–101.
257. Cohen, J.E. & Briand, F. (1984). Trophic links of community food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 81, P. 4105–4109.
258. Winemiller, K.O. (1990). Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecol. Monog.* 60, P. 331–367.
259. Havens, K.E. (1992). Scale and structure in natural food webs. *Science* 257, P. 1107–1109.
260. Deb, D. (1995). Scale-dependence of food web structures, tropical ponds as paradigm. *Oikos* 72, P. 245–262.
261. Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity-towards quantification. *Ecol. Model.* 77, P. 3–32.
262. Thomas, C.R. & Christian, R.R. (2001). Comparison of nitrogen cycling in salt marsh zones related to sea-level rise. *Marine Ecology-Progress Series* 221, P. 1–16.
263. Ustugova Svetlana, Parygin Danila, Sadovnikova Natalia, Finogeev Alexey & Kizim Alexey (2016). Monitoring of Social Reactions to Support Decision Making on Issues of Urban Territory Management, *Procedia Computer Science*, Volume 101, P. 243–252, [doi.org/10.1016/j.procs.2016.11.029](https://doi.org/10.1016/j.procs.2016.11.029)

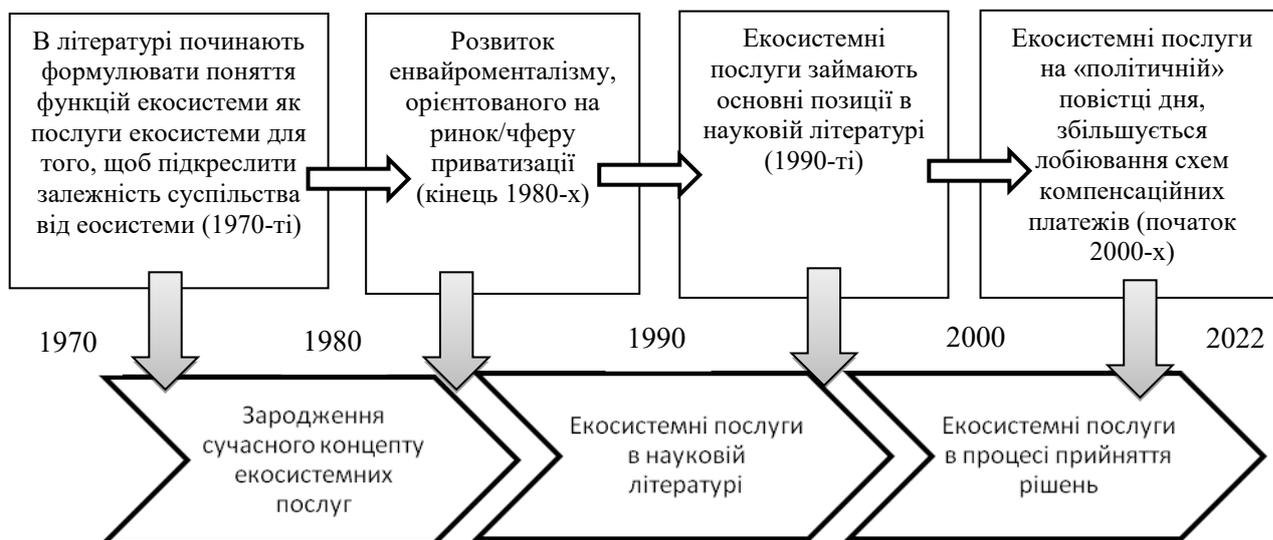
264. Bojko, T.G., Ruda, M.V., Paslavs'kyj, M.M., Sokolov, S.O., Petrenko, S.V. & Skakovs'kyj, S.I. (2019). Cybernetic nature of complex landscape complexes and supra-optimization of self-recovery and self-preservation mechanisms. *Naukovyj visnyk NLTU Ukrai'ny: zbirnyk naukovykh prac'*. L'viv, tom 29, № 5, P. 134–140. [doi.org/10.15421/40290527](https://doi.org/10.15421/40290527) (in Ukrainian)
265. Ruda M. V. & Bubela T. Z. (2018). The use of information and measurement systems for the study of the quality of the process of functioning of consortium ecotones of the protective type // *Ukrai'ns'kyj metrologichnyj zhurnal*. 2018, № 3., P. 55–61. [doi:10.24027/2306-7039.3.2018.153113](https://doi.org/10.24027/2306-7039.3.2018.153113) (in Ukrainian)
266. Maglinets, Y.A., Maltsev, E.G. & Tsybulskii, G.M. (2011). Multipurpose geoinformation management system of territories along the Yenisei meridian. *Pattern Recognit. Image Anal.* 21, P. 297–299. [doi.org/10.1134/S1054661811020702](https://doi.org/10.1134/S1054661811020702)
267. Gleeson, T., Befus, K., Jasechko, S. et al. (2016). The global volume and distribution of modern groundwater. *Nature Geosci* 9, P. 161–167. [doi.org/10.1038/ngeo2590](https://doi.org/10.1038/ngeo2590)
268. Boyko, T., Ruda, M. & Paslavskiy, M. (2023). Qualitative assessment of ecosystem services for recreation and tourism in the spatio-temporal geosystem. *Вимірювальна техніка та метрологія : міжвідомчий науково-технічний збірник*. Vol. 84, № 1. P. 37–47. [doi.org/10.23939/istcmtm2023.01.037](https://doi.org/10.23939/istcmtm2023.01.037)
269. Govers, C.P.M. (1996). What and how about quality function deployment (QFD), *International Journal of Production Economics*, Volumes 46–47, P. 575–585, [doi.org/10.1016/0925-5273\(95\)00113-1](https://doi.org/10.1016/0925-5273(95)00113-1)
270. Hrihorenko, I., Drozdova, T., Hrihorenko, S., & Tverytnykova, E. (2019). Application of user interface fuzzy logic toolbox for quality control of products and services. *Advanced Information Systems*, 3(4), P. 118–125. [doi.org/10.20998/2522-9052.2019.4.18](https://doi.org/10.20998/2522-9052.2019.4.18)
271. Zadeh, L.A. (1975). The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning II, *Information Sciences*, Volume 8, Issue 4, P. 301–357, [doi.org/10.1016/0020-0255\(75\)90046-8](https://doi.org/10.1016/0020-0255(75)90046-8)
272. Han Hui, Trimi Silvana (2018). A fuzzy TOPSIS method for performance evaluation of reverse logistics in social commerce platforms, *Expert Systems with Applications*, Volume 103, P. 133–145. [doi.org/10.1016/j.eswa.2018.03.003](https://doi.org/10.1016/j.eswa.2018.03.003)
273. Biryulin, V.I., Gorlov, A.N. & Kudelina, D. V. (2017). Fuzzy modeling of efficiency of energy and fuel resource use at regional level, *2017 International Conference on Industrial Engineering, Applications and Manufacturing (ICIEAM)*, 2017, pp. 1-4, [doi:10.1109/ICIEAM.2017.8076225](https://doi.org/10.1109/ICIEAM.2017.8076225)
274. Bojko, T.G. (2010). Formation of theoretical and regulatory and technical bases for evaluating the quality level of products : avtoref. dys. dok-ra. tehn. nauk: 05.01.02 Nacional'nyj universytet "L'vivs'ka politehnika". L'viv, 34 s. (in Ukrainian)
275. Thomas L. Saaty & Kevin P. (1985). Kearns Analytical Planning The Organization of System. [doi.org/10.1016/C2013-0-03782-6](https://doi.org/10.1016/C2013-0-03782-6)

276. Opricovic, S. & Tzeng, G.H. (2003). Defuzzification within a multicriteria decision model, *International Journal of Uncertainty, Fuzziness and Knowledge-Based Systems*, 11(5), P. 635–652.
277. Kazançoğlu Yiğit, Aksoy Murat (2011). A fuzzy logic-based Quality Function Deployment for selection of e-learning provider / *The Turkish Online Journal of Educational Technology* – October 2011, volume 10 Issue 4.
278. Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol. Conservation*. Vol. 139. P. 235–246.
279. Cradle to Cradle versus LCA. *LCA-news*, No. 34, July 2010// URL: [http://www.lca-center.dk/lcacenter\\_docs/showdoc.asp?id=100802105323&type=doc&pdf=true](http://www.lca-center.dk/lcacenter_docs/showdoc.asp?id=100802105323&type=doc&pdf=true)
280. Herms, S. (2012). Exergy Flows in Product Life Cycles. Delft University of Technology, Leiden University, URL:[http://www.leidenuniv.nl/cml/tridion/big\\_pdf/Sarah\\_Herms\\_MT\\_IE.pdf](http://www.leidenuniv.nl/cml/tridion/big_pdf/Sarah_Herms_MT_IE.pdf)
281. Gong, M. (2012). Using Exergy and Optimization Models to Improve Industrial Energy Systems towards Sustainability. Linköping University, Linköping, Sweden, 2004. URL: <http://www.exergy.se/mei/phd2004.pdf>

## ДОДАТКИ

### Додаток А

#### Етапи формулювання та класифікації екосистемних послуг



Г. Хардін – Трагедія спільнот (1968);  
Н. Джорджеску-Реген – Закон ентропії та економічний процес (1971);  
Ю. Одум – Навколишнє середовище, влада та суспільство (1971);  
Стокгольмська конференція (1972);  
Д. Медоуз та ін. – Межі зростання (1972);  
Нафтова криза (1973);  
М. Стронг пропонує поняття «екорозвитку» (1974);  
Г. Дейлі – Стала економіка (1977);  
2-а нафтова криза (1979);  
Р. Пассе – Економіка живих (1979).

Р. Костанца – Втілена енергія послуг (1980);  
створення Інституту світових ресурсів – WRI (1982);  
Комісія Г. Брундтланд (WCED), доповідь «Стійкий розвиток» (1987);  
Х. Мартінес-Альє – Екологічна економіка (1987);  
Д. Пірс та ін. – Слабка стійкість і природний капітал (1989);  
Заснування Міжнародного товариства екологічної економіки – ISEE (1989).

Програма «Біорізноманіття» Інституту Бейера (1990);  
Р. Костанца та Г. Дейлі – Природний капітал (1992);  
Доповідь «Глобальна оцінка біорізноманіття» (1993);  
Г. Дейлі, Послуги природи (1997);  
Р. Костанца та ін. – Стаття в журналі «Nature» (1997);  
Проект «Плата за екосистемні послуги у Коста-Ріці» (1997).

Доповіді «Оцінка екосистемних послуг на порозі тисячоліття» (2003, 2005, 2007);  
Європейська система торгівлі викидами – EU ETS (2005);  
Доповідь Н. Стерна – Економіка зміни клімату (2006);  
С.М. Бобильов, В.М. Захаров – Екосистемні послуги та економіка (2009).

Рисунок А.1 – Основні етапи історії розвитку екосистемних послуг (за [30] з доповненням авторів)

Класифікація «*Millennium Ecosystem Assessment*» [1]

<b>Послуги постачання</b>	<b>Регулюючі послуги</b>	<b>Культурні послуги</b>	<b>Підтримуючі послуги</b>
<b>Продукти, які одержують від екосистем</b>	<b>Блага, які отримують від регулювання екосистемних процесів</b>	<b>Нематеріальні блага, які отримують від екосистем</b>	<b>Послуги, необхідні для створення всіх інших екосистемних послуг</b>
їжа; прісна вода; деревина; волокно ( <i>Fiber</i> ); біохімічні елементи; генетичні ресурси.	регулювання клімату; регулювання рівня захворюваності; регулювання якості води та очистка води; запилення.	духовні та релігійні; рекреація та туризм; естетичні; надихаючі; освітні; природна спадщина; культурна спадщина.	грунтоутворення; харчові ланцюги /цикли харчування; первинна продукція.

*Прим.* Наведені основні види послуг

Класифікація екосистемних послуг і їх зв'язок з людськими цінностями, екосистемними процесами і природними багатствами за *Wallace* [278]

Категорія людських цінностей	Екосистемні послуги – сприйняття лише на рівні індивіда	Приклади екосистемних процесів та природних багатств, якими необхідно керувати, для отримання послуг
Базові ресурси	їжа; кисень; питна вода; енергія (для приготування їжі – обігрів); інші типи підтримки.	<i>Екосистемні процеси:</i> біологічне регулювання; регулювання клімату; стихійні лиха, в т.ч. лісові пожежі, циклони, повені; регулювання викидів;
Захист від хижаків/хвороб /паразитів	захист від хижаків; захист від хвороб та паразитів.	керування «красою» ландшафтів; регулювання поживних речовин; запилення;
Сприятливе середовище	температура (енергія, зокрема вогонь для обігріву); вологість; світло (для циркадних біоритмів); хімічний склад.	виробництво сировини для пошиття одягу, будівництва тощо; виробництво сировини для одержання енергії (наприклад, дрова); виробництво ліків; соціокультурні взаємодії;
Соціально-культурні потреби	<i>Доступ до ресурсів</i> для: духовно – філософського задоволення; сприятлива соціальна група; відпочинок/вільний час; значущі заняття: естетичні потреби; особистісний ріст; здатність культурного та біологічного розвитку: – пізнавально-освітні ресурси; – генетичні ресурси.	грунтоутворення; збереження ґрунтів; регулювання відходів; економічні процеси  <i>Біотичні та абіотичні елементи.</i> Процеси, якими необхідно керувати щоб одержати певний набір екосистемних елементів.  Елементи можна охарактеризувати як <i>природні блага</i> , наприклад: – біорізноманіття, – багатство земельних ресурсів (геоморфологія), – запаси води, запаси енергії.

Класифікація екосистемних послуг за *G. Daily* [34]

Виробництво товарів	Процеси регенерації	Насиченість життя ( <i>life-fulfilling</i> )	Збереження благ
<p>Їжа: продукція тваринництва та рослинництва; корми; морепродукти; спеції.</p> <p>Фармацевтика: лікарські засоби; попередники синтетичних лікарських засобів.</p> <p>Довговічні матеріали: природні волокна; лісоматеріали.</p> <p>Енергія: біопаливо; низькоседиментаційна вода для потреб гідроенергетики.</p> <p>Промислові товари: віск, олії, ароматизатори, барвники, латекс, гума тощо; попередники багатьох синтетичних продуктів.</p> <p>Генетичні ресурси Проміжні товари, які збільшують виробництво інших товарів.</p>	<p>Процеси фільтрації; Детоксикація та Розкладання відходів; генерація та відновлення родючості ґрунту; Очищення повітря; Очистка води; Транслокаційні процеси; Розповсюдження насіння, необхідного для рекультивації, запилення сільськогосподарських культур та природної рослинності; Стабільність річкових та прибережних екосистем; Компенсація одного виду іншому у різних умовах; Контроль за більшістю потенційних видів шкідників; Модерація погодних явищ (наприклад, температури та вітру); Часткова стабілізація регулювання клімату гідрологічного циклу (пом'якшення наслідків повеней та посух).</p>	<p>Естетична краса; культурні, Інтелектуальні та духовні цінності; Цінність життя; Наукове відкриття; Безтурботність.</p>	<p>Підтримка екологічних систем і компонентів, необхідні майбутніх поставок цих товарів та послуг.</p>

## Класифікація екосистемних товарів і послуг за Брауном та ін. [49]

Екосистемні товари	Екосистемні послуги
<p><i>Невідновні</i></p> <p>будівельні матеріали та корисні копалини; викопне паливо.</p> <p><i>Відновні</i></p> <p>дика природа та риба (їжа, хутро); рослини (їжа, волокно, паливо, лікарські трави); вода; повітря; ґрунти; відпочинок, рекреація, естетичні (наприклад, краса пейзажу) та освітні можливості.</p>	<p>очищення повітря та води (детоксифікація та розкладання відходів); перенесення поживних речовин; підтримання та оновлення ґрунту та родючості ґрунту; запилення зернових та природної рослинності розповсюдження насіння; боротьба з ерозією; підтримання довкілля рослин і тварин боротьба зі шкідниками, що впливають на рослини або тварин (включаючи людину) захист від шкідливого сонячного опромінення; часткова стабілізація клімату; модерація екстремальних температур, швидкості вітру та висоти хвиль; пом'якшення наслідків повеней та посух.</p>

## Співвідношення екосистемних послуг в міжнародних класифікаціях і українському законодавстві

Група ознак ЕП	«Оцінка екосистем...»	TEEB	CICES	Український аналог
1	2	3	4	5
Забезпечувальні послуги Продукувальні послуги	Продукти харчування, корм для тварин	Продукти харчування	Біомаса (продукти харчування) Біомаса (матеріали із рослин, водоростей і тварин для використання в сільському господарстві)	Біомаса, що вилучається в ході рибного і мисливського промислу Продукція природних сінокосів і пасовищ
	Прісна вода	Вода	Вода питна (продукти харчування) Вода непитна (матеріали)	<b>Відноситься до середовищеформувальних послуг</b>
	Деревина, волокна	Сировина	Біомаса (волокна та інші матеріали із рослин, водоростей і тварин для безпосереднього використання і обробки)	Деревина Біомаса, що вилучається в ході рибного і мисливського промислу Біомаса, що вилучається в ході промислу
	Генетичні ресурси	Генетичні ресурси	Біомаса (генетичний матеріал із будь-яких організмів)	<b>Відноситься до інформаційних послуг</b>
	Біохімічні компоненти	Медичні ресурси	Біомаса (волокна та інші матеріали із рослин, водоростей і тварин для безпосереднього використання і обробки)	Недеревна продукція лісу Біомаса, що вилучається в ході рибного і мисливського промислу
	Декоративні ресурси	Декоративні ресурси	Біомаса (волокна та інші матеріали із рослин, водоростей і тварин для безпосереднього використання і обробки)	Недеревна продукція лісу Біомаса, що вилучається в ході рибного і мисливського промислу
			Біомаса для отримання енергії	Деревина та дрова
			Механічна енергія тварин	Відсутнє
Регулювальні послуги (TEEB) Регулювальні і підтримувальні функції (MA) Регулювальні і зберігальні послуги (CICES)	Регулювання якості повітря	Регулювання якості повітря	Регулювання (переробка) потоків газів і повітря	Біологічна очистка
	Очищення води	Очищення води	Регулювання (переробка) біотою і екосистемами відходів, токсикантів та інших перешкод	Біологічна очистка
	Регулювання води	Регулювання стоку води	Регулювання рідких потоків	Регулювання стоку води
		Пом'якшення екстремальних явищ		Пом'якшення екстремальних явищ
	Регулювання ерозії	Попередження ерозій	Регулювання потоків твердих речовин	Формування і захист ґрунту від ерозії
	Регулювання клімату	Регулювання клімату	Регулювання клімату і склад атмосфери	Регулювання клімату
	Формування ґрунту (підтримуюча послуга)	Підтримання родючості ґрунту	Формування і склад ґрунту	Формування і захист ґрунту від ерозії
	Запилення	Запилення	Підтримання життєвих циклів, захист місця проживання і генетичних пулів	Запилення

1	2	3	4	5
Регулювальні послуги (TEEB) Регулювальні і підтримувальні функції (MA) Регулювальні і зберігальні послуги (CICES)	Регулювання шкідників	Біологічний контроль	Контроль шкідників і хвороб	Біологічний контроль шкідників та хвороб
	Регулювання хвороб			
	<i>Первинна продуктивність Цикли речовин (підтримуюча послуга)</i>			Відсутнє
		<i>Підтримка життєвих циклів мігруючих видів, включаючи угіддя для вирощування молодняку</i>	<i>Підтримка життєвих циклів, захист середовища існування і генних пулів</i>	Відсутнє
	<i>Підтримка генетичного різноманіття, особливо – захист генетичних пулів</i>	<i>Підтримка життєвих циклів, захист середовища існування і генних пулів</i>	Відсутнє	
Культурні послуги Інформаційні послуги	Духовне і релігійне значення	Духовний досвід	Духовне і символічне значення	
	Естетичне значення	Естетична інформація	Інтелектуальна взаємодія	
	Культурне різноманіття	Значення для культури, мистецтва та дизайну	Духовне і символічне значення Інтелектуальна і представницька взаємодія	
	Рекреація і екотуризм	Рекреація і туризм	Фізична взаємодія, досвід	
	Знання і значення для освіти	Інформація для когнітивного розвитку	Інтелектуальна і представницька взаємодія Інші культурні виходи (існування, спадок)	

## Додаток Б

### Інтегровані індикатори показників стану

Таблиця Б.1

Інтегровані індикатори показників стану просторово-часової геосистеми

Група індикаторів	Показники посилення стану	Показники стану
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>
Інтегральний підхід до планування та управління	<ul style="list-style-type: none"> <li>– загальна площа земель, тис. га, з них: залучено у цільове використання, тис. га;</li> <li>– сільськогосподарські угіддя, % загальні площі;</li> <li>– забудовані землі, % загальної площі;</li> <li>– землі промисловості, %;</li> <li>– землі рекреаційного, курортного, природоохоронного призначення та історико-культурної спадщини, %;</li> <li>– землі природно-заповідного фонду, % загальної площі;</li> <li>– землемісткість сільського господарства, тис. га/ одиницю сільськогосподарського ВВП</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– площа деградованих та порушених земель, % загальної площі;</li> <li>– площа радіоактивного забруднення земель, тис. га;</li> <li>– з них ревіталізовано, тис. га</li> </ul>
Управління чутливими ландшафтними комплексами: боротьба з опустелюванням та засухами	<ul style="list-style-type: none"> <li>– населення, яке мешкає у регіонах з посушливим кліматом, %;</li> <li>– площі земель з недостатнім зволоженням, % загальної площі</li> </ul>	– середньомісячна кількість опадів у регіонах з посушливим кліматом, мм
Управління чутливими ландшафтними комплексами: сталий розвиток гірських територій	<ul style="list-style-type: none"> <li>– населення, яке мешкає у гірських регіонах, %;</li> <li>– територія гірських (передгірних) регіонів, % загальні площі України</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– площа небезпечних зон у гірських і передгірських регіонах, % площі гірських регіонів;</li> <li>– площа деградованих земель, % площі гірських регіонів</li> </ul>

## Продовження таблиці Б.1

1	2	3
Екологічна безпека сільськогосподарських територій	<ul style="list-style-type: none"> <li>– використання пестицидів, кг / га с/г угідь;</li> <li>– внесення мінеральних добрив, кг діючої речовини на 1 га с/г угідь;</li> <li>– зрошувані землі, % площі ріллі;</li> <li>– осушувані землі, % площі сільськогосподарських угідь.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– площа орних земель на душу населення, га;</li> <li>– площа засолених перезволожених та заболочених земель, % с/г угідь;</li> <li>– землі з кислими ґрунтами, % с/г угідь;</li> <li>– загальна площа земель, що піддаються водній ерозії, % с/г угідь.</li> </ul>
Охорона лісових компартментів	<ul style="list-style-type: none"> <li>– лісистість території, %;</li> <li>– середній приріст насаджень на га, куб. м;</li> <li>– площа лісового фонду, млн. га;</li> <li>– потенційні обсяги не деревних ресурсів, тис. т;</li> <li>– темпи відновлення лісів, тис. га/рік;</li> <li>– запаси деревини, млн. куб. м.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– вкриті лісом землі, млн. га, на 1 жителя, га;</li> <li>– запаси деревини, куб. м, на 1 жителя, куб. м;</li> <li>– споживання деревини на виробництво, % до обсягу лісозаготівель.</li> </ul>
Збереження біорізноманіття	<ul style="list-style-type: none"> <li>– площа заповідних територій, % загальної площі.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– види флори і фауни, які охороняються, % загальної чисельності видів.</li> </ul>
Управління токсичними хімічними сполуками	<ul style="list-style-type: none"> <li>– емісії важких металів;</li> <li>– емісії органічних сполук, тис. т/рік;</li> <li>– використання токсичних пестицидів кг/га.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– концентрація токсичних сполук у об'єктах та природних медіумах, мг/кг;</li> <li>– концентрація важких металів у річках, мг/л.</li> </ul>

## Додаток В

### Ключові інструменти та вимоги щодо управління проєктуванням складної технічної системи з використанням концепції повного життєвого циклу

#### 1. Проєктування повного життєвого циклу (ПЖЦ) – пошук методів та засобів:

- a) пошук ідей та методів інновацій;
- b) конвергенція існуючих методів концептуального проєктування (функціонально-вартісний аналіз та ін.);
- c) пошуки універсальних (уніфікованих) моделей та індикаторів, що дозволяють проводити узгоджену оцінку продуктів та процесів для забезпечення комунікації та прийняття рішення всередині СТС, включаючи вплив на ПЧГ, витрати та споживчу цінність екосистемних послуг;
- d) *CAD/CAM/CAE* системи підтримки проєктування повного життєвого циклу, зокрема ігрові методи задля забезпечення розуміння базових концептів усіма учасниками процесу – продукт, виробництво, післяпродажне обслуговування, управління заключними стадіями життєвого циклу;
- e) включення соціального фактора (сукупності позицій різних стейкхолдерів) та екосистемних послуг до ключових вимірів проєктування повного життєвого циклу (на додаток до економічних, екологічних та технічних);
- f) розробка методів порівняння різних практик у сфері повного життєвого циклу – критерії виділення зрілості та зон для бенчмаркінгу;
- g) дослідження у сфері застосування єдиного критерію – енергоспоживання на всіх стадіях життєвого циклу – як засіб оцінки та ранжування проєктів;
- h) дослідження у сфері оцінки впливу пакувальних матеріалів та сервісних засобів базового продукту на ефективність проєктування повного життєвого циклу.

#### 2. Проєктування повного життєвого циклу:

- a) досвідчені роботи з проблематизації та синтезу екосистемних послуг ПЧГ у складній технічній системі;
- b) оцінка ролі виникаючих/перспективних технологій на вибір стратегії розвитку;
- c) розробка ймовірнісних моделей та інші способи оцінки невизначеностей у довгостроковому плануванні;
- d) оцінка окремих технологій не лише з погляду повного життєвого циклу їх застосування та з погляду економіки та технічної досконалості, а й з погляду впливу на навколишнє середовище та здоров'я людей;
- e) розробка якісних методологій для оцінки «невідомого» впливу та уточнення кількісних змінних для детерміністських моделей;
- f) розробка сценарних методів та комп'ютерних засобів їх підтримки.

#### 3. «Сталий розвиток» виробництва:

- a) розробка «метрик», матриць якісних параметрів, щодо оцінки «зелених» технологій – зокрема. розглядаються наявність (доступність), якість, життєвий цикл та обслуговування, витрати, модель: «екологія – економіка – соціум»;

b) розробка об'єднаних бізнес-моделей для виробничого та невиробничого секторів з метою забезпечення прибутковості для обох та зменшення ефекту впливу на екосистемні послуги ПЧГ;

c) проблеми співвідношення діючої системи засобів виробництва та завдань освоєння до виробництва нових продуктів: «старі фонди – нові виробни»;

d) вплив забезпечення технологій та продуктів (наприклад, упаковки, транспортування) на узагальнені характеристики системи виробництва та продукту;

e) оцінка викидів CO<sub>2</sub> усього життєвого циклу окремих виробів масового виробництва.

#### **4. Енергоефективність:**

a) пошук засобів оцінки та мінімізації енергоспоживання машинами та механізмами, автоматизована оптимізація їх функціонування;

b) розрахунок та оптимізація енергоспоживання машин та механізмів на всьому робочому циклі (запуск, зупинка, техобслуговування), а не лише в процесі безпосереднього виконання головної функції (зокрема, на етапі їх проектування, з використанням засобів моделювання);

c) застосування спеціалізованих дизайн-методологій до оптимізації енергоспоживання (*Axiomatic Design* та ін.);

d) багатофакторний аналіз повторного використання елементів та пристроїв – необхідність обліку не тільки технічної надійності та економії на витратах, але й, наприклад, оптимальності енергоспоживання, пов'язаного з повторним застосуванням елементів та пристроїв;

e) реінжиніринг виробничих процесів з метою зниження енергоспоживання, наприклад, зміна графіка виробничих процесів або забезпечення синергії «процес – енергія», розробка відповідних методологій оптимізації та програмного забезпечення, що підтримує їх.

#### **5. Інформація та управління знаннями:**

a) розробка парадигм та моделей для оцінки та відстеження ступеня «стійкості» компартментів ПЧГ та виробництв СТС;

b) аналіз зв'язку «енергоємність → властивості товару, обладнання → процеси → стан компартментів ПЧГ», моделювання та оптимізація виробничих систем на цій основі;

c) розвиток інформаційних технологій на вирішення завдань управління ПЖЦ;

d) просування, роз'яснення концепції ПЖЦ, у т.ч. шляхом розроблення спеціалізованих ігор;

e) розвиток підходів «Управління вимогами» щодо ПЖЦ, розробка структурних моделей систематизації вимог.

#### **6. Методи та засоби оцінки ПЧГ:**

a) розробка та модернізація *CAD* – систем для підтримки логіки ПЖЦ;

b) кваліфікація існуючих методологій оцінки продукту у логіці ПЖЦ та розробка нових методологій оцінки;

c) глобалізація методологій та *IT*-сервісів, створення «глобальних сайтів оцінки»;

d) розробка нових «ідеологічних» концепцій ПЧГ, наприклад, *Life Circle Assessment vs «Cradle to Cradle»* [279].

### **7. Оцінки ПЧГ – окремі додатки:**

- a) оцінка ризиків втрати компартментів;
- b) оцінка стану ПЧГ;
- c) оцінки окремих видів матеріалів масового використання;
- d) порівняння різновидів матеріалів на основі моделей ПЖЦ;
- e) порівняння концептуальних моделей виробів – «одноразові – багаторазові» на основі ПЖЦ.

### **8. Оцінка та моделювання витрат:**

- a) аналіз двофакторних моделей оцінки ПЖЦ — «витрати та енергоспоживання»;
- b) проблеми методології обліку «внутрішніх витрат» на виробництво та «зовнішніх» (стосовно компанії-виробника) «громадських витрат»;
- c) спроби застосування нових концепцій – *Exergy* [280, 281] – для оцінки економічного ефекту та ефекту впливу на навколишнє середовище;
- d) розширення традиційних методологій управлінського обліку для завдань оцінки ПЖЦ, у т.ч. із включенням екологічних оцінок екосистемних послуг;
- e) розгляд альтернативних моделей бізнесу, зокрема. перехід від продажу товару до продажу послуги з урахуванням моделей ПЖЦ, контракти на «забезпечення функціоналу» у заданий період часу.

## Додаток Г

### Представлення онтології природного компартменту ландшафтного комплексу

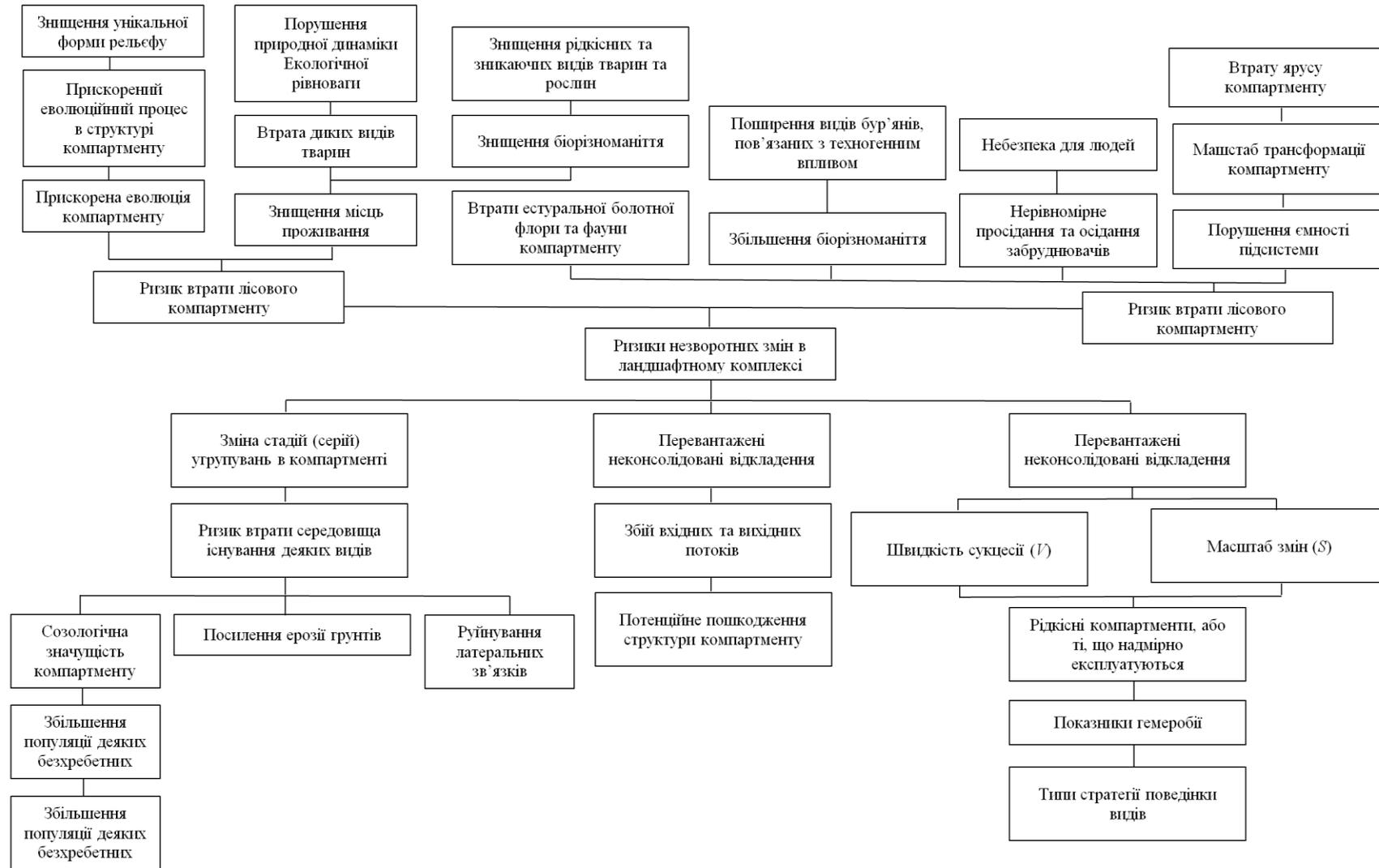


Рисунок Г.1 – Ментальна карта ризиків незворотних змін в ландшафтному комплексі

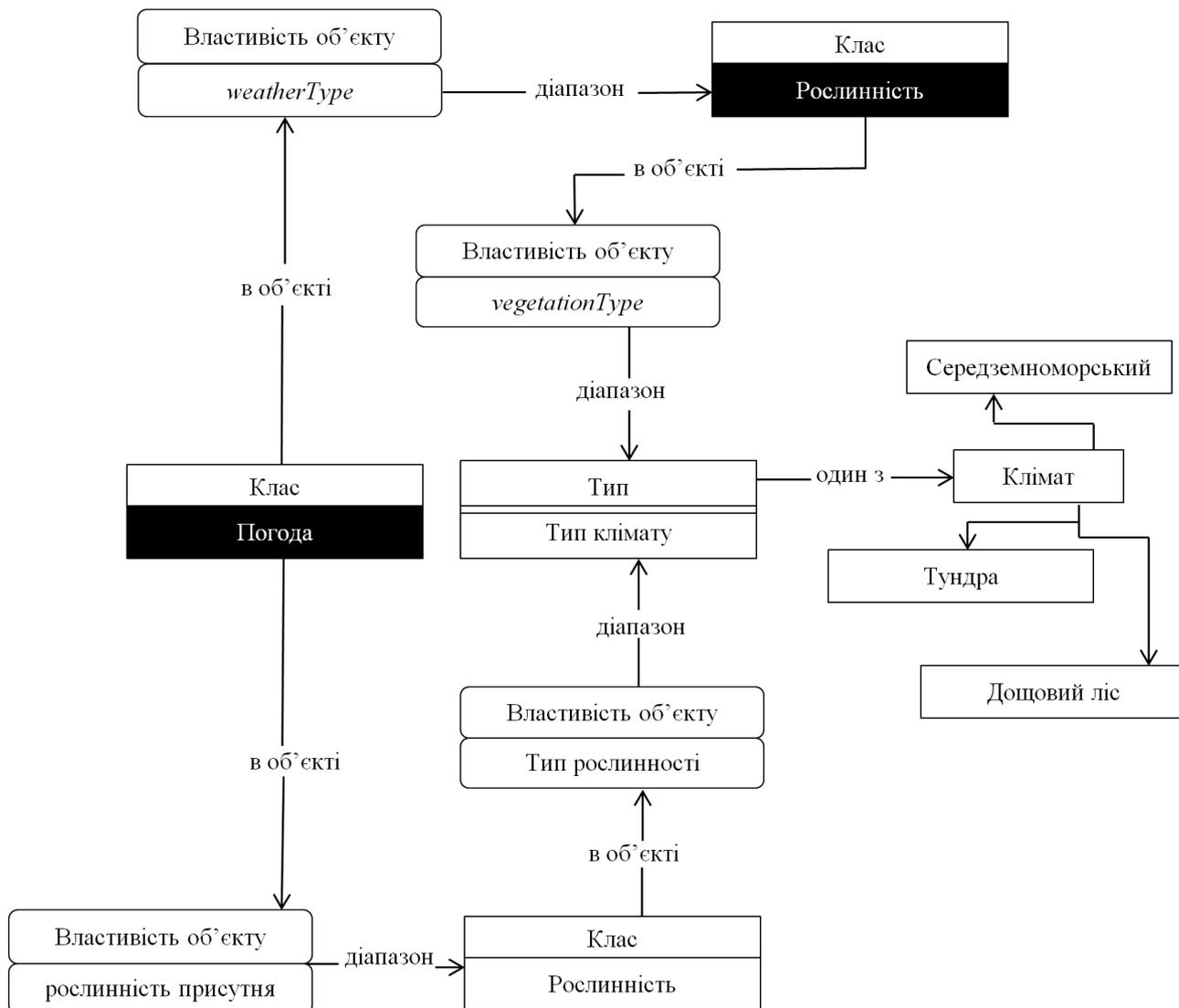


Рисунок Г.2 – Спосіб представлення властивості «тип» для підкласів рослинність і погода





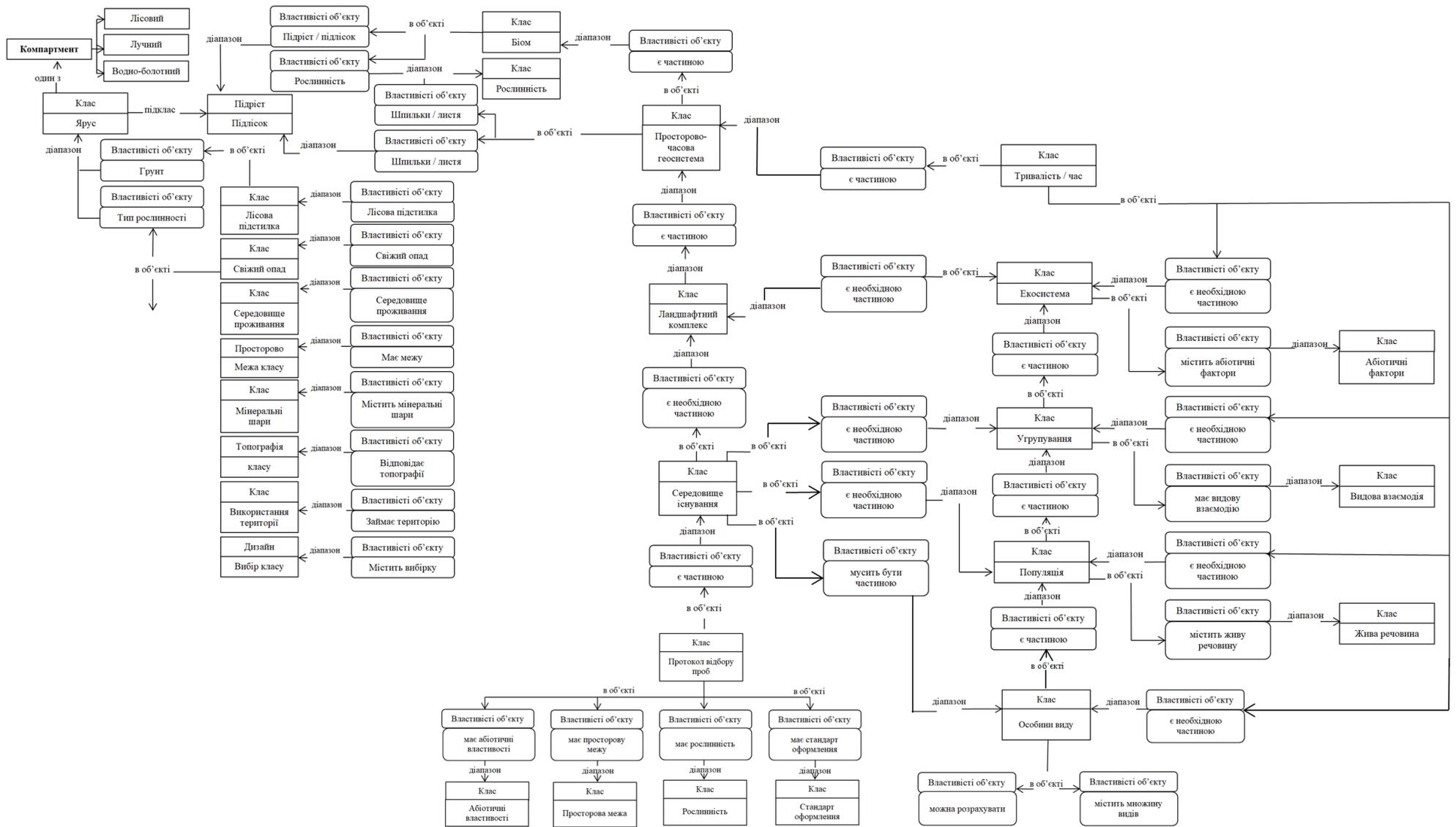


Рисунок Г.4 – Онтологія ландшафтного комплексу

## Додаток Д

### Вплив складної технічної системи на просторово-часову геосистему впродовж життєвого циклу

Таблиця Д.1

Позитивний вплив сценаріїв поводження з відходами на зниження впливу шкідливих речовин для кожної категорії

№ з/п	Категорії впливів	Шкідливі речовини (впливи)	Одиниці вимірювання	Значення впливу	Зниження за рахунок СПВ	Значення впливу після СПВ
1	2	3	4	5	6	7
1.	Канцерогенний вплив	Електроенергія з вугілля для виробництва сталі та міді	DALY	0,41	-100%	-
		Електроенергія з вугілля для виробництва арматурної сталі	DALY	0,38	-100%	-
		Миш'як у воді і повітрі	DALY	0,81+0,27	-	1,08
		Неідентифіковані метали у воді і повітрі	DALY	0,028+0,342	-	0,37
		Кадмій у повітрі	DALY	0,06	-	0,06
2.	Вплив респіраторної неорганіки	Електроенергія з вугілля для виробництва бетону: – пил –діоксид азоту –діоксид сірки	DALY	2,33 1,65 1,51	-15,4%	5,91
3.	Вплив респіраторної органіки	Неметанові леткі органічні сполуки	DALY	25,2E-4	+5,93%	33,2E-4
		Метан і неідентифіковані ароматичні вуглеводні	DALY	7,45E-4		

Продовження таблиці Д.1

1	2	3	4	5	6	7
4.	Кліматичні зміни – глобальне потепління	Електроенергія з вугілля для виробництво арматурної сталі	<i>DALY</i>	1,58	-	1,58
		Вплив використання ВЕУ	<i>DALY</i>	2,14	-41%	1,257
5.	Вплив радіації	Радон-222	<i>DALY</i>	2,55E-3	-16,5%	3,79E-3
		Вуглець-14	<i>DALY</i>	1,22E-3		
6.	Руйнування озонового шару	Бромтрифторметан (БТМ)	<i>DALY</i>	5,02E-4	+7,34%	5,02E-4
7.	Екотоксичність	Неідентифіковані метали	<i>PAF</i> ×м <sup>2</sup> ×рік	1,25E6	-47,8%	2,32E6
		Нікель і цинк у повітрі	<i>PAF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	6,33E5		
		Свинець у повітрі	<i>PAF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	9,64E4		
8.	Підкислення / евтрофікація	Оксиди азоту	<i>PAF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	1,06E5	-4,07%	1,38E5
		Оксиди сірки	<i>PAF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	2,88E4		
9.	Землекористування	Перетворення промислових зон	<i>PDF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	9,18E3	-32,3%	3,1E4
		Зайнятість промислових зон	<i>PDF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	1,3E4		
		Зайнятість сміттєзвалищ	<i>PDF</i> ×м <sup>2</sup> × рік	1,46E4		
10.	Виснаження корисних копалин	Нікель у силікатах – 1,98%	МДж	6,47E4	-79,1%	-1,01E5
		Нікель у сирій руді – 1,04%	МДж			
		Мідь у сульфіді – 0,99%	МДж	3,68E4		
		Чиста мідь – 0,36%	МДж			
		Мідь в сирій руді – 8,2E-3%	МДж			
11.	Викопне паливо	Вугілля, нафта, газ	-	-	-	-

Вплив життєвого циклу вітроенергетичної установки на підсистеми і компартменти ландшафтного комплексу  
просторово-часової геосистеми

Етап життєвого циклу ВЕУ	Площа (ареал) та речовина	Компартмент	Одиниці вимірювання	Кількість	Формалізований опис підсистем і ярусів компартменту, уражених внаслідок впливу ЖЦ ВЕУ	
1	2	3	4	5	6	
Транспорт	Використання території під промислову зону	Трав'янисто-чагарниковий ярус та ґрунтова підсистема лісового компартменту	га	0,2	Ущільнення	
	Цетан		%	47	Забруднення	
	Альфамел-нафталін		%	53		
	$CO$	Повітря	кг	18	X	
	$CO_2$		кг	17,5	X	
	$C_xH_y$		кг	14,3	X	
	Використання території під промислову зону		Тваринний світ	дБа	80,0	Зміна шляхів міграції
				X	X	Зіткнення з транспортними засобами. Потрапляння інвазивних видів.
	Кислота як $H^+$	Забруднені стоки	г	1	X	
	$BOD$		г	412	X	
	Іони кальцію		г	5	X	
	$Cl$		мг	7	X	
	$COD$		г	4	X	
$C_xH_y$	г		6	X		

1	2	3	4	5	6
Транспортування та монтаж (бетонний фундамент та збірка) турбіни ВЕУ на місці	Використання території під промислову зону	Трав'янисто-чагарниковий ярус компартменту	га	30,6	Знищення, або пошкодження особливо цінних видів рослин та тварин
		Надземна фітомаса трав'янисто-чагарникового ярусу компартменту	Х	Х	Знищення, або пошкодження багатовидові трав'яні угруповання— <i>Hypochoeridiuniflorae-NardetumiHieraciovulgati-Nardetum</i> , за класифікацією біотопів Eur 28 (EUNIS 6230) – species-rich <i>Nardus</i> grasslands та фрагменти реліктових фітоценозів з домінуванням арктоальпійського виду <i>Juncustrifidus</i> L., які можна розглядати в межах асоціації <i>Oreochloetum (distichae) juncosum (trifidi)</i> , занесеного до З. к. України
	Використання території під промислову зону	Землекористування	Х	Х	12 типів оселищ, які підлягають охороні (а саме: «С2.12», «С2.18», «С2.19», «С2.25», «D2.226», «D2.3», «Е1.71», «Е4.11», «Е4.3», «Е5.5», «F4.2», «G1.6»).
		Ґрунтова підсистема лісового компартменту	га	30,6	Зняття верхнього родючого шару ґрунту. Вітрова та водна ерозія. Зміни у ґрунтовому профілі.

1	2	3	4	5	6
		Землекористування	Х	Х	Зміна гідрологічного режиму
		Тваринний світ	Х	Х	Посилення крайового ефекту. Втрата природних ареалів, місць гніздування, харчування для птахів та рукокрилих
	<i>CO</i>	Повітря	кг	7	Х
Експлуатація та технічне обслуговування	Використання території під промислову зону	Ґрунтова підсистема лісового компартменту	га	30,6	Ущільнення ґрунту
		Тваринний світ	Х	Х	Ураження кажанів та птахів під час зіткнення з турбінами, лініями електропередач
		Землекористування	м	0	Вплив на візуальне сприйняття оточуючого середовища
	Паливно-мастильні матеріали	Трав'янисто-чагарниковий ярус компартменту	га	0,003	Можливі проливи під час заміни комплектуючих
	<i>BOD</i>	Забруднені стоки	г	56	Поверхневий стік
Виведення з експлуатації	Occupied area as industrial area	Трав'янисто-чагарниковий ярус та ґрунтова підсистема лісового компартменту	га	~30,6	Знищення, або пошкодження особливо цінних видів
	Кислота як $H^+$	Забруднені стоки	г	48	Х

Продовження таблиці Д.2

<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
	<i>BOD</i>		г	850	X
	Іони кальцію		г	47	X
	<i>Cl</i>		мг	37	X
	<i>COD</i>		г	76	X
	<i>C<sub>x</sub>H<sub>y</sub></i>		г	26	X
	Миючі засоби / масло		мг	49	X
	Використання території під промислову зону	Тваринний світ	X	X	Перешкоджання вільній міграції видів
	<i>CO</i>	Повітря	кг	23	X
	<i>CO<sub>2</sub></i>		кг	20	X
	<i>C<sub>x</sub>H<sub>y</sub></i>		кг	19	X

Наукове online-видання

Тарас Бойко  
Марія Руда

**ЯКІСТЬ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ  
ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ  
В УМОВАХ ВПЛИВУ СКЛАДНОЇ  
ТЕХНІЧНОЇ СИСТЕМИ**

Монографія

Головний редактор Online-видання  
Художній редактор Online-видання

Яніна Яроченко  
Ліє Гудзик

**Цитування:**

Бойко Т. Якість екосистемних послуг просторово-часової геосистеми в умовах впливу складної технічної системи: монографія / Т. Бойко, М. Руда — Електрон. дан. — Київ : Яроченко Я. В., 2024. — 230 с. : рис., табл. — on-line. — Режим доступу: <https://liegudzyk.com/yakist-ekosystemnykh-posluh-prostorovo-chasovoyi-heosystemy-2024>



**Видавець:** Яроченко Яніна Володимирівна  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК 6692 від 21.03.2019  
lie.gudzyk@gmail.com / +38 093 923 1410 / Viber & Telegram  
**Lie Gudzyk Studio**® / <https://liegudzyk.com/online-publishing>

**Бойко  
Тарас Георгійович**

доктор технічних наук, професор  
кафедри метрології, стандартизації та  
сертифікації, Інституту комп'ютерних  
технологій, автоматики та метрології,  
Національного університету  
«Львівська політехніка»



**Руда  
Марія Віталіївна**

кандидат технічних наук,  
доцент кафедри екологічної безпеки  
та природоохоронної діяльності  
Інституту сталого розвитку  
ім. В. Чорновола Національного  
університету «Львівська політехніка»

