

Міністерство освіти і науки України  
Сумський державний університет

# **Фінансові механізми управління природокористуванням**

Монографія

За загальною редакцією В. М. Бороноса та І. Д. Скляр

Суми  
Сумський державний університет  
2012

УДК 330.15:336.131

ББК 65.9(4Укр)28

Ф 59

Авторський колектив:

*М. В. Костель*, кандидат економічних наук, ст. викладач;  
*М. Ю. Абрамчук*, кандидат економічних наук, ст. викладач;  
*Н. В. Котенко*, кандидат економічних наук, асистент;  
*Т. А. Васильєва*, доктор економічних наук, професор;  
*С. В. Леонов*, доктор економічних наук, професор;  
*С. В. Похилько*, асистент;  
*Д. В. Леус*, аспірант;  
*Ю. Г. Шишова*, асистент;  
*Ю. М. Шкодкіна*, асистент

Рецензенти:

*Т. П. Галушкіна* – доктор економічних наук, професор, заслужений економіст України, завідувач сектору прикладних проблем екологізації економіки регіону Інституту проблем ринку і економіко-екологічних досліджень, м. Одеса;  
*Є. В. Мішенін* – доктор економічних наук, професор, завідувач кафедри теоретичної та прикладної економіки Сумського національного аграрного університету;  
*О. М. Теліженко* – доктор економічних наук, професор, завідувач кафедри управління Сумського державного університету

*Рекомендовано до друку вченою радою  
Сумського державного університету  
(протокол № 4 від 08.11.2012 р.)*

**Фінансові** механізми управління природокористуванням : монографія /  
Ф 59 М. В. Костель, М. Ю. Абрамчук, Н. В. Котенко та ін. ; за заг. ред.  
проф. В. М. Бороноса та доц. І. Д. Скляр. – Суми : Сумський державний  
університет, 2012. – 351 с.  
ISBN 978-966-657-471-1

У монографії викладено теоретико-методологічні засади формування фінансових механізмів управління природокористуванням у світлі соціально-економічних і фінансових трансформацій. Подано дослідження відносин природокористування в межах фінансово-кредитної парадигми узгодження еколого-економічних інтересів, запропоновано фінансові інструменти управління природним капіталом, механізми управління загальним природокористуванням території, що будуються з урахуванням специфіки сфери послуг та особливостей руху потоків фінансових ресурсів у сфері природокористування. Викладено теоретико-методичні підходи до формування інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування.

Для наукових працівників, аспірантів, студентів економічних спеціальностей, представників органів державного управління та місцевого самоврядування.

**УДК 330.15:336.131**  
**ББК 65.9(4Укр)28**

ISBN 978-966-657-471-1

© Костель М. В., Абрамчук М. Ю.,  
Котенко Н. В. та ін., 2012  
© Сумський державний університет,  
2012

<b>ПЕРЕДМОВА</b> .....	5
<b>РОЗДІЛ 1 СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ ТА ФІНАНСОВІ ТРАНСФОРМАЦІЇ У СВІТЛІ КОНЦЕПЦІЇ СТАЛОГО РОЗВИТКУ</b> .....	7
1.1 Глобалізаційні процеси: фінансово-економічний і екологічний виміри .....	7
1.2 Регіоналізація екологічних проблем та підходи до управління .	10
1.3 Розвиток біотехнологій: додаткові можливості та нові виклики ...	19
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	37
<b>РОЗДІЛ 2 ПОТРЕБИ ТА ІНТЕРЕСИ В ТЕОРІЇ ТА МЕТОДОЛОГІЇ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ ...</b>	42
2.1 Еколого-економічні протиріччя відтворення на сучасному етапі .	42
2.2 Екологічні потреби та економічні інтереси у сучасному середовищі та їх трансформація .....	51
2.3 Екологічні фактори трансформації корпоративних інтересів: зміна моделей управління .....	62
2.4 Управління природокористуванням як узгодження еколого- економічних інтересів .....	70
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	87
<b>РОЗДІЛ 3 ФІНАНСОВО-КРЕДИТНА ПАРАДИГМА УЗГОДЖЕННЯ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ ІНТЕРЕСІВ</b> .....	93
3.1 Екологічний борг: хто кому винен? .....	93
3.2. Узгодження еколого-економічних інтересів: стратегічні і поточні завдання .....	106
3.3 Фінансовий критерій узгодженості еколого-економічних інтересів .....	118
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	132
<b>РОЗДІЛ 4 ФІНАНСОВІ ІНСТРУМЕНТИ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНИМ КАПІТАЛОМ</b> .....	138
4.1 Плата за використання природного капіталу .....	138
4.2. Платність використання асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища: дискусія щодо методології .....	147
4.3 Оцінка навантаження на асиміляційний потенціал .....	162
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	176

<b>РОЗДІЛ 5 ФІНАНСОВІ МЕХАНІЗМИ УПРАВЛІННЯ ЗАГАЛЬНИМ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ ТЕРИТОРІЇ</b> .....	178
5.1 Принципи фінансування суспільних екологічних благ .....	178
5.2 Управління фінансуванням у системі загального територіального природокористування .....	192
5.3 Бюджетне фінансування у системі управління загальним територіальним природокористуванням .....	200
5.3.1 Видатки місцевих бюджетів .....	200
5.3.2 Вплив процедур бюджетного вирівнювання на природоохоронні видатки місцевих бюджетів .....	207
5.3.3 Аналіз факторів впливу на видатки місцевих бюджетів .....	217
5.3.4 Комплементарність витрат бюджету на екологічні послуги ..	227
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	235
<b>РОЗДІЛ 6 ІНВЕСТИЦІЙНІ МЕХАНІЗМИ УПРАВЛІННЯ РЕГІОНАЛЬНИМ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ</b> .....	241
6.1 Теоретико-методологічні засади відтворення регіонального природокористування .....	241
6.2 Кількісні та якісні характеристики відтворення регіонального природокористування .....	251
6.3 Ставка дохідності фінансових інструментів .....	261
6.4 Принципи екологоорієнтованої регіональної інвестиційної політики .....	266
6.5 Система рейтингів як основа формування інвестиційно- фінансових механізмів ефективного відтворення .....	274
6.6 Інвестиційно-фінансові механізми як засіб забезпечення синхронності відтворювальних процесів .....	296
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	314
<b>РОЗДІЛ 7 РЕНТА ТА ПОДАТКОВІ ВАЖЕЛІ РЕГУЛЮВАННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ</b> .....	319
7.1 Екологічні податки як інструмент управління природокористуванням .....	319
7.2 Рента та податкові механізми її вилучення .....	322
7.3 Податкові важелі регулювання використання біоінновацій .....	325
7.3.1 Рентна основа економічних оцінок використання біоінновацій .....	325
7.3.2 Екологічний податок на використання біоінновацій .....	335
<i>ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ</i> .....	346
<b>ВИСНОВКИ</b> .....	349

## **ПЕРЕДМОВА**

Модель сталого розвитку орієнтується на поступальний соціально-економічний прогрес та передбачає оптимізацію системи еколого-економічних відносин, гармонізацію соціо-еколого-економічного розвитку, що вимагає переосмислення ієрархії потреб та докорінної зміни моделі природокористування.

Однак сьогодні попри визнання екологічної домінанти розвитку зберігається тенденція до перерозподілу фінансових ресурсів на користь природоексплуатуючих галузей, низька еколого-економічна ефективність використання ресурсів, посилення техногенного тиску на довкілля, що дає підстави говорити про загострення еколого-економічних протиріч. Все це у комплексі розширює перелік завдань економічної науки та одночасно вводить додаткові обмежувальні фактори їх вирішення. Зокрема, завдання досягнення збалансованого, екологічно безпечного розвитку ускладнюється загостренням кризових явищ у фінансовій системі. Остання глобальна фінансова криза виявила високий дестабілізуючий потенціал, загострила питання пропорційності розвитку, питання розподілу негативних екологічних наслідків розвинених країн та країн, що розвиваються.

На тлі подолання наслідків фінансової кризи все актуальніше звучать пропозиції стимулювання екологічно безпечного підйому економіки – останні дослідження свідчать, що «зелені» інвестиції сьогодні можуть мати більш сильний вплив на економічне зростання, ніж традиційні заходи щодо стимулювання споживання чи доходів.

Сьогодні міжнародна співпраця щодо запобігання кліматичним змінам активізується саме у фінансовій площині – на міждержавному рівні декларуються завдання сприяння розширенню форм фінансування діяльності, орієнтованої на зменшення негативного впливу на довкілля, створення умов формування довгострокової інвестиційної політики інституційних інвесторів, орієнтованої на формування портфелів з пріоритетом екологічних (низьковуглецевих) цінних паперів

Отже, створення фінансових передумов для розв'язання накопичених екологічних проблем є сьогодні однією з найбільш нагальних проблем, на дослідження та вирішення якої орієнтована монографія.

Досліджуючи соціально-економічні трансформації, які спостерігаються сьогодні на рівні глобальної економіки, регіональних еколого-економічних систем, авторами зроблена спроба виділити найбільш ключові проблеми та перешкоди на шляху реалізації завдань сталого розвитку.

Викладено теоретичні та методологічні передумови формування орієнтованих на сталий розвиток фінансових механізмів управління

природокористуванням, досліджуються еколого-економічні протиріччя у взаємозв'язку із екологічними потребами та системою інтересів, які під впливом комплексу факторів трансформуються в еколого-економічні.

Фінансово-кредитна парадигма розглядається як теоретичний базис узгодження еколого-економічних інтересів, в межах якої досліджуються питання платності природних ресурсів, можливість застосування рентних оцінок та пропонується підходи до встановлення плати за використання асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища.

Концепція публічних благ обрана як вихідна у розробленні фінансових механізмів управління загальним природокористуванням. Піднімаються питання бюджетного фінансування екологічних послуг на рівні територій, зокрема формування та здійснення видатків місцевих бюджетів, формалізовано підходи до визначення обсягу видатків місцевих бюджетів на публічні екологічні послуги відповідно до існуючого в Україні механізму визначення дотації вирівнювання, досліджується вплив процедур бюджетного вирівнювання на природоохоронні видатки місцевих бюджетів.

Питання організації та фінансування інвестицій у раціональне природокористування є чи не найактуальнішим, оскільки характер та спрямування інвестиційних потоків формує довгострокові тенденції розвитку еколого-економічної системи. Питання інвестування досліджуються в аспекті синхронізації відтворювальних процесів на регіональному рівні. Узагальнюється практика впровадження механізмів сталого фінансування та інвестування пропонуються фінансові інструменти управління природокористування, які враховуються саме характеристики синхронізації процесів відтворення.

У монографії піднімаються актуальні та мало досліджені питання поширення біоінновацій та їх наслідків для людини та довкілля, пропонуються фіскальні інструменти регулювання використання біоінновацій, що враховують потенційний вплив останніх на еколого-економічну безпеку.

Монографія створена колективом авторів у складі: канд. екон. наук, професор Боронос В. М. – висновки, загальна редакція, параграф 5.1; канд. екон. наук, Скляр І. Д. – передмова, загальна редакція, параграф 3.1; д-р. екон. наук., професор Васильєва Т. А. – параграфи 2.2; 2.4; д-р. екон. наук., професор Леонов С. В. – параграф 7.1; канд. екон. наук Костель М. В. – розділи 3; 4 параграфи 2.2; 2.4; 7.2; канд. екон. наук Абрамчук М. Ю. – параграфи 1.3 та 7.3; Котенко Н. В. – розділ 5; параграф 7.1; Похилько С. В. – розділ 6 та параграфи 1.2; 2.1; Леус Д. В. – параграф 7.2; Шишова Ю. Г. – параграф 2.3; Шкодкіна Ю. М. – параграф 1.1

## РОЗДІЛ 1

# СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ ТА ФІНАНСОВІ ТРАНСФОРМАЦІЇ У СВІТЛІ КОНЦЕПЦІЇ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

### 1.1 Глобалізаційні процеси: фінансово-економічний та екологічний виміри

Глобалізація є масштабним та багатоаспектним процесом, який проявляється у різних сферах людської діяльності, що дозволяє теоретично виділяти окремі виміри глобалізації. Найбільш поширеним у науковій літературі є підхід, за яким виділяють економічний (фінансовий), соціальний, політичний, екологічний, науково-технологічний, культурний (ідеологічний) виміри глобалізації. Кожний вимір характеризує процес зі своєю сферою та темпами розвитку.

Рушієм глобалізаційних процесів у світі є економічна глобалізація. Кардинальні зміни та посилення взаємозв'язків саме у світовій економічній системі сприяли глобальній інтеграції в інших сферах суспільного життя, тобто економічний вимір став основою розвитку глобалізаційних процесів.

У структурі економічної глобалізації виділяють виробничу, торговельну та фінансово-інвестиційну глобалізацію, а також інфраструктурну [41]. Однак фінансова глобалізація розвивається динамічніше та значною мірою відокремлено від глобалізації у сфері виробництва і торгівлі (рис.1.1).

Темпи зростання обсягу фінансового капіталу у світі випереджають темпи фізичного виробництва, обміну та споживання виробленої продукції. Щоденний оборот світового валютного ринку на початку 2000-х років становив у середньому 1,5 трлн доларів США, що майже у 30 разів перевищувало вартість товарів та послуг, які реалізовувалися та надавалися, а у 2006 році – 2,5 трлн доларів США, що перевищувало міжнародний товарообіг у 60 разів, а світовий ВВП – у 13 разів[57].

За таких тенденцій розвитку у фінансово-економічному геопросторі підхід, за яким фінансова глобалізація розглядається як складова економічної, вважаємо недостатньо обґрунтованим, оскільки за інтенсивністю потоків і якістю змін міжнародних взаємозв'язків у сфері фінансових відносин фінансова глобалізація значно переросла глобалізацію у сфері виробництва і торгівлі, тобто економічну глобалізацію як таку. Тому доцільно відділяти фінансову глобалізацію від

економічної або характеризувати економічний аспект розвитку глобалізаційних процесів як фінансово-економічний.

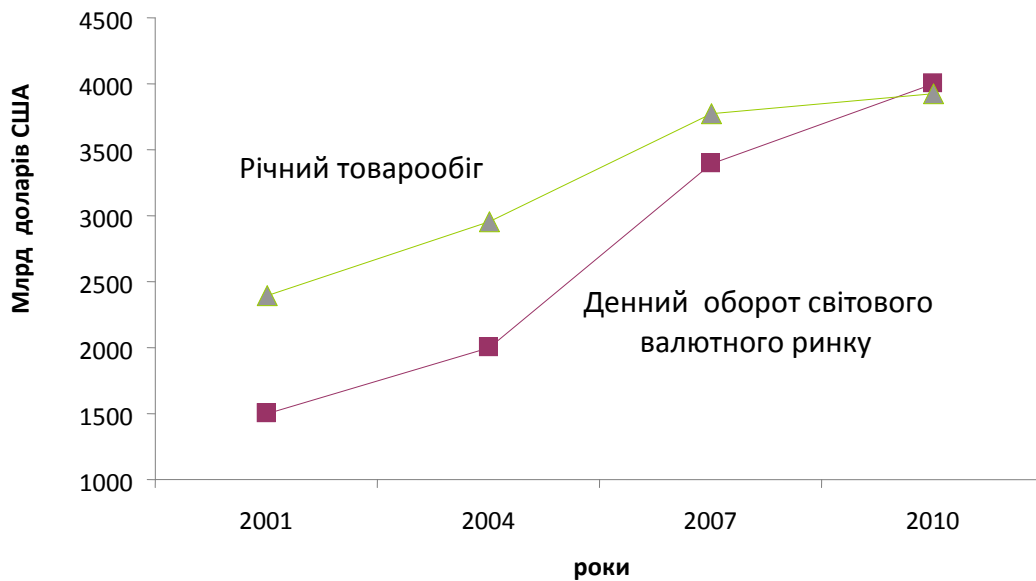


Рис. 1.1. Тенденції зміни світового річного товарообігу та денного обороту світового валютного ринку (побудовано за даними [62] )

Інтенсивне розгортання глобалізаційних процесів у фінансово-економічному вимірі поєднується екологічним виміром.

Поглиблення процесів інтернаціоналізації виробництва і обміну у світовому господарстві, здійснюваних транснаціональними корпораціями, зростання масштабів міграції робочої сили між країнами та інші процеси, характерні для фінансово-економічної глобалізації у частині її економічної складової, призвели до посилення деструктивного впливу глобалізаційних процесів на навколишнє природне середовище та, як наслідок, до загострення глобальних екологічних проблем. Природні системи планети зазнають негативного впливу глобалізаційних процесів через наростання обсягів транскордонного виробництва та міжнародної торгівлі. Споживання товарів та послуг перевищує потреби суспільства, причому розвиток та діяльність ТНК всіляко стимулює надспоживання.

З іншого боку, глобалізація може давати вигоди і створювати можливості для забезпечення оптимального рівня природокористування. Так, у результаті глобалізаційних процесів:

- розвивається міждержавне співробітництво і створюється мережа міжнародних інститутів у сфері забезпечення сталості розвитку;
- відкриваються можливості залучення зовнішніх фінансових ресурсів (від глобальних екологічних фондів, від країн-донорів, від міжнародних фінансово-кредитних установ);
- уможлиблюється передача екологічно чистих технологій;



- посилюється інформованість із глобальних екологічних проблем;
- поширюються знання з теорії сталого розвитку, охорони навколишнього природного середовища.

Звідси екологічний вимір глобалізації має дві сфери прояву, які можна охарактеризувати причинно-наслідковими зв'язками. Перша проявляється у виведенні екологічних проблем на глобальний рівень – глобальне потепління, надшвидке скорочення запасів світових природних ресурсів, транскордонне забруднення тощо. Друга – у можливості об'єднання зусиль та забезпечення співпраці на міждержавному рівні для вирішення глобальних екологічних проблем, що здійснюється через підписання міжнародних угод та проведення спільних програм, спрямованих на відновлення природно-ресурсного потенціалу та охорону навколишнього природного середовища.

Прояви екологічного виміру глобалізації втілюються у концепції сталого розвитку, яка у теорії глобалізації розглядається як одна з парадигм сучасної глобалістики [41].

Реалізація положень концепції сталого розвитку потребує відповідного фінансового забезпечення. За останні 25 років – період активного становлення моделі сталого розвитку як альтернативи парадигмі економічного зростання та принципам суспільства масового споживання – на досягнення соціально-економічної та екологічної сталості в різних країнах світу було витрачено мільярдні суми коштів. Однак рівень досягнення поставлених цілей залишається незадовільним.

Аналіз за окремими країнами, які отримували упродовж 2000–2010 років найбільші обсяги фінансування у формі Офіційної допомоги розвитку, свідчить про невисоку ефективність реалізації політики сталого розвитку в цих країнах [52]. Тобто проблема полягає не стільки у недостатності обсягів фінансових ресурсів, скільки у механізмах їх розподілу – на глобальному, національному та локальному рівнях, а також між ними. Відтак виникає необхідність пошуку та розроблення ефективних механізмів фінансування. Зважаючи на потреби у значних обсягах фінансових ресурсів, вирішення зазначеної проблеми уявляється можливим за умови використання глобальних механізмів фінансування.

Проте існує прямий зв'язок між рівнем інтегрованості країни у глобальне середовище і потенційною можливістю отримати найбільші вигоди від глобалізації [34, с.17–18]. Тому скористатися перевагами глобалізації можливо за умови інтеграції у глобальну фінансово-економічну систему, що сприятиме зростанню масштабів глобалізаційних процесів.

Таким чином, фінансово-економічна глобалізація актуалізує положення концепції сталого розвитку, а політика реалізації сталого

розвитку, у свою чергу, у частині її екологічної складової потребує розвитку механізмів фінансування глобального рівня (рис. 1.2).

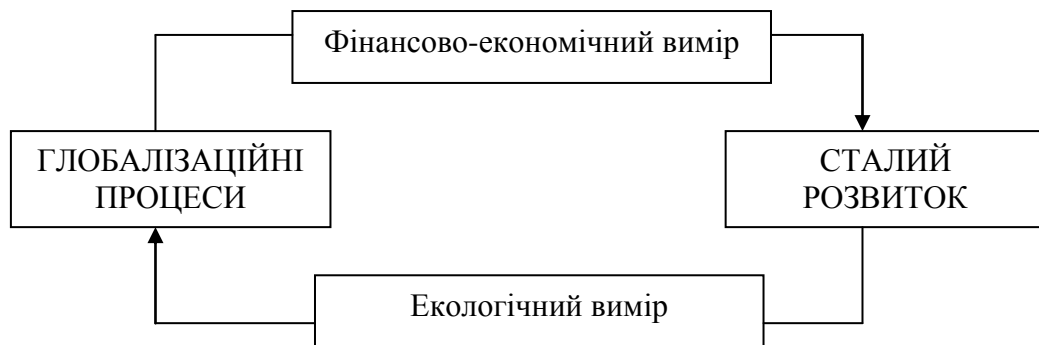


Рис. 1.2. Взаємозв'язок глобалізаційних процесів і концепції сталого розвитку

Однак досягнення цілей сталого розвитку передбачає реалізацію відповідних програм не тільки на глобальному, але й на національному та локальному рівнях. Тому подальшому дослідженню підлягають передумови і механізми фінансування забезпечення сталого розвитку на регіональному та територіальному рівнях.

## 1.2 Регіоналізація екологічних проблем та підходи до управління

Незважаючи на активне поширення процесів глобалізації та інтеграції, їх впливу на соціально-економічний розвиток окремих країн, дедалі більша увага приділяється розвитку територій та регіонів як об'єкта соціально-економічних досліджень. У праці [5] наголошується, що вплив глобалізації обумовлює трансформацію регіональних структур та регіональної економіки, формуються певні соціально-економічні диспропорції регіонального розвитку, які потребують ґрунтовного вивчення.

Науковці у зміщенні акцентів суспільного розвитку на регіональний рівень вбачають об'єктивний процес, обумовлений зростанням самостійності регіонів, необхідністю ліквідації існуючих диспропорцій з урахуванням специфіки процесів трансформації вітчизняної економіки. Сьогодні декларуються такі завдання удосконалення регіонального розвитку:

- узгодження національних і регіональних інтересів;
- управління процесами міграції факторів виробництва;
- ліквідація екологічних наслідків на рівні регіонів;

- усунення суттєвої диференціації у рівнях соціально-економічного розвитку регіонів України;
- розвиток співробітництва між регіонами, в т. ч. щодо спільного освоєння ресурсів;
- обґрунтування стратегій регіонального розвитку;
- покращання інвестиційного клімату, реалізація інноваційно-орієнтованих інвестиційних проектів;
- диверсифікація джерел фінансування програм регіонального розвитку впровадження нових інструментів фінансування інвестицій, застосування переваг від поєднання публічного (державного та місцевого) приватного та міжнародного фінансування тощо [22; 32].

Проте реалізація будь-яких практичних дій щодо управління регіональним розвитком вимагає ґрунтовної наукової бази як умови ефективності управлінського впливу. Передусім необхідно з'ясувати економічну суть поняття «регіон» як вихідної теоретичного поняття, що являє собою об'єкт управління.

Згідно із соціально-економічним підходом регіон розглядається як система, що базується на взаємодії трьох підсистем: економічної, соціальної та екологічної, причому рівень життя населення певної території є функцією розвитку регіональної економіки та стану навколишнього природного середовища [15].

Серед характеристик регіону виокремлюють такі основні:

- комплексність соціально-економічного та екологічного розвитку;
- комплексність промислового розвитку – наявність виробничо-коопераційних зв'язків між підприємствами регіонів, що виражається у спільності регіональних економічних інтересів;
- спільний характер розвитку виробничої та соціальної інфраструктур;
- подібність регіональних систем природокористування, проте з наявними відмінностями в соціальних, економічних, екологічних, природно-ресурсних характеристиках;
- здатність до відтворення умов для розвитку населення, яке проживає у регіоні;
- здатність виробництва обсягу товарів, достатнього для задоволення попиту з інших регіонів [22; 28].

У Європейському Союзі застосовується загальне узгоджене для усіх країн визначення поняття «регіон» як відносно самостійної одиниці, що перебуває у соціально-економічній єдності з національною економікою. Економічні процеси, організовані на відповідній території, повинні відображати специфічні закономірності суспільного відтворення, що

формується під впливом економічних, соціальних і природних факторів [30].

Такий підхід, по-перше, дозволяє використовувати поняття «регіон» та «територія» як синоніми, по-друге, засвідчує, що дослідження регіону як окремого суб'єкта економічних відносин впливає із розуміння відтворювального процесу, тобто відтворювальний підхід у випадку дослідження регіональних систем є визначальним, оскільки цілісність процесів відтворення, їх органічний взаємозв'язок формують об'єктивне підґрунтя для їх економічного дослідження та створення ефективних механізмів управління.

На підтвердження цього можна навести також точку зору А. Добриніна, який визначає регіон як територіально-спеціалізовану частину народного господарства країни, для якої характерні єдність та цілісність відтворювального процесу [20].

Іншим фактором, який традиційно розглядається як такий, що визначає економічну цілісність регіону, є його природно-ресурсний потенціал, точніше, однорідність природних ресурсів і умов. Вважається, що саме на регіональному рівні проявляється взаємозв'язок адміністративно-територіальної спільності економіки та використання наявних природних ресурсів [16; 50]. Саме різна забезпеченість регіонів природними ресурсами, спеціалізація регіональних економік визначають необхідність диференційованого підходу до формування механізмів управління регіональним розвитком, у тому числі інвестиційних механізмів відтворення.

Підтвердженням цього є досвід формування систем управління регіональним природокористуванням у різних країнах, де механізми управління формуються залежно від специфіки ресурсного забезпечення регіону. Показовим у цьому питанні є досвід американського штату Аляска, що має переважно ресурсно-сировинну спеціалізацію. У цьому штаті створено досить ефективні організаційно-економічні механізми управління природокористуванням, які забезпечують соціально-економічний розвиток штату. Зокрема, регулювання прав власності на землю та ресурсоспоживання у поєднанні з фінансовими механізмами розподілу природної ренти сприяли ефективному розвитку економіки регіону. Постійний фонд штату, створений як резерв майбутнього розвитку, наповнюється за рахунок частково вилученої природної ренти – приблизно 25 % від доходів отриманих від ліцензійних, рентних платежів, роялті, інших платежів за мінеральні ресурси [23]. Кошти фонду використовуються на суспільні потреби, в тому числі на цілі інвестування.

Отже, механізм управління регіональним природокористуванням штату Аляска є прикладом ефективного механізму трансформації так званих сировинних доходів у відновлювальні фінансові доходи, що дозволяє формувати ефективні інвестиційні механізми відтворення

регіонального капіталу. Останній на даному етапі представлений переважно природним капіталом, однак у процесі відтворення втілюється у збільшенні виробленого та передусім людського капіталу, реалізуючи таким чином принцип сталого розвитку, забезпечуючи урахування потреб та інтересів майбутніх поколінь.

У сучасних умовах найбільш гострими та загрозливими з точки зору забезпечення сталого розвитку більшістю науковців вважаються еколого-економічні диспропорції – для переважної більшості регіонів України характерною є ситуація, коли темпи зменшення обсягів виробництва, у тому числі й промислового, суттєво не впливають на рівень антропогенного тиску на довкілля.

Негативна динаміка економічних показників розвитку регіонів, зокрема їх інвестиційної активності, сьогодні уже не пояснюється суто фінансово-економічними чинниками [18; 35; 43; 53]. Дослідження доводять, що цілеспрямована діяльність щодо підвищення рівня екологічної безпеки в регіоні сприяє підвищенню його інвестиційної привабливості. На постіндустріальному етапі розвитку такого регіону сприятлива екологічна ситуація буде однією з головних конкурентних переваг [43].

Еколого-економічний аспект аналізу розвитку регіонів є тим більше актуальним, чим більше характер та темпи останнього визначаються переважно факторами, які мають екологічну природу, зокрема обсягами та методами використання природних ресурсів, обсягами відходів, які утворюються на території, асиміляційною здатністю навколишнього природного середовища. Тому регіональна економіка розглядається як еколого-економічна або соціо-еколого-економічна система [29], що має власні закономірності та особливості формування економічних відносин, характеризується певною сукупністю взаємозв'язаних та взаємообумовлених процесів відтворення. Крім того, регіон традиційно розглядається як відкрита система, а отже, є досить чутливою до впливу зовнішніх факторів, які визначають формування і використання ресурсів на даній території.

Актуальність еколого-економічних аспектів розвитку регіонів і країни в цілому визнається на державному рівні – у нормативних, рекомендаційних документах декларуються завдання підтримання екологічної безпеки, екологічної збалансованості тощо. Так, у Резолюції Міжнародного екологічного форуму «Довкілля для України» визначено ряд пропозицій щодо політики збалансованого еколого-економічного розвитку, які, зокрема, передбачають посилення ролі регіонів та територій у її розробленні та реалізації, а саме:

- розроблення у 2012 році законопроекту щодо переходу від соціально-економічного до збалансованого (еколого-соціально-економічного) планування розвитку країни, регіонів і міст;

- продовження практики екологічної паспортизації територій України та здійснення переходу від регіонального рівня до складання екологічних паспортів адміністративних районів та населених пунктів (міст, селищ і сіл) на основі єдиної методичної та статистичної бази;
- посилення ролі місцевих органів самоврядування в екологічному управлінні та їх відповідальності за контроль щодо порушень природоохоронного законодавства та виконання природоохоронних програм;
- посилення ролі громадськості під час розроблення планів та програм на засадах Директиви Європейського Парламенту та Ради ЄС від 26 травня 2003 р. № 2003/35/ЕС щодо участі громадськості в підготовці конкретних планів та програм, що стосуються довкілля [36].

Формування механізмів відтворення історично досліджується саме на регіональному рівні, оскільки виробнича діяльність, її вплив на довкілля здійснюється в межах конкретного регіону, наслідки (як економічні, так і екологічні) вичерпання природних ресурсів чи погіршення їх якості, вплив забруднення на населення є відчутними передусім на рівні певного регіону. М. Лемешев територіальний підхід визначав як базовий в управлінні природокористуванням: «Поскольку воспроизводство природных ресурсов имеет преимущественно региональный характер и привязано к определенной территории, в планировании и управлении этой сферой общественного производства должен преобладать территориальный подход» [25, с. 61–62].

Особливо актуальним регіональний підхід в управлінні природокористуванням є для економіки України, де спостерігається суттєва диференціація регіонів за рівнями соціально-економічного розвитку, існує необхідність ліквідації екологічних наслідків на рівні окремих регіонів, спостерігається дефіцит інвестиційних ресурсів (особливо довгострокових), для більшості – відсутні стратегії регіонального розвитку. Їх розроблення об'єктивно вимагає урахування принципів сталого розвитку та формування механізмів відтворення ефективного природокористування.

Досліджуючи регіональне природокористування, М. Лемешев розглядає його як функціонування еколого-економічної системи, що включає декілька підсистем (рис. 1.3) і має ймовірнісний характер [25].

Причому природокористування розглядається як увесь вплив людини на природу, включаючи відпочинок, туризм тощо. У запропонованій схемі суспільного відтворення якість навколишнього природного середовища розглядається як окремий параметр, який характеризує певний цикл відтворення, що дає право говорити про

необхідність економічної оцінки цього параметра як результату відтворення та передумови наступних його етапів.

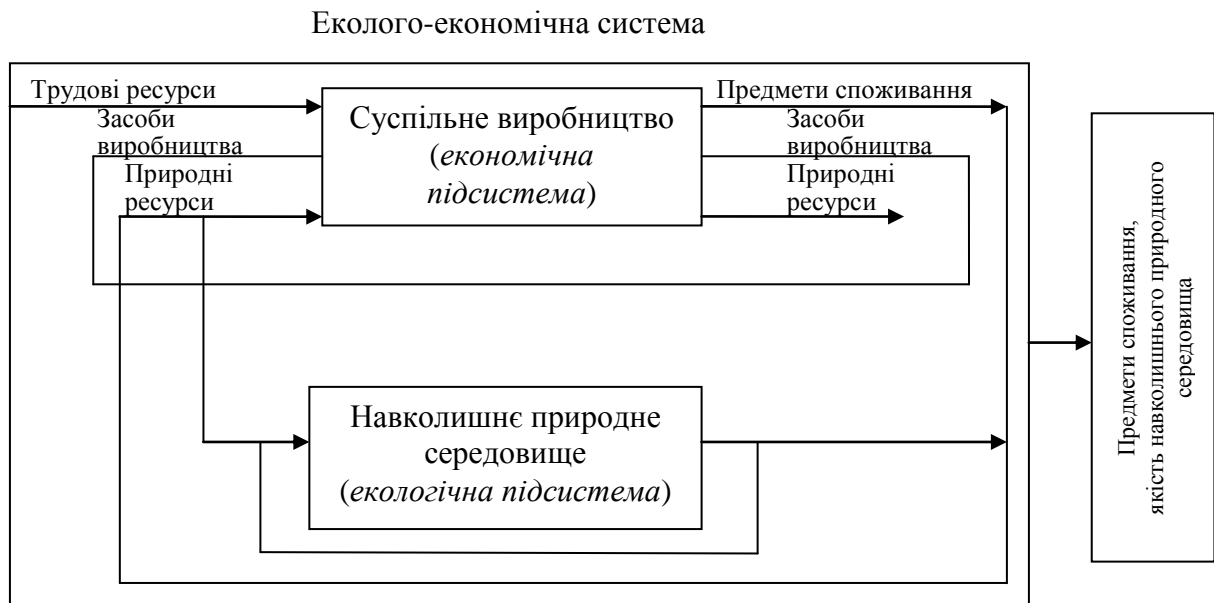


Рис. 1.3. Схема процесу розширеного відтворення з урахуванням екологічних факторів [25]

Проблеми, які існують в управлінні регіональним розвитком, деякі науковці вбачають у тому, що ці питання тривалий час досліджувалися відокремлено від теорії суспільного відтворення, тому наразі існує потреба дослідження регіону як складової системи суспільного виробництва із власними особливостями та закономірностями, необхідно охарактеризувати місце регіону у системі суспільно-економічних відносин і визначити його особливості як об'єкта управління з позицій відтворювального підходу [30].

Проте сьогодні констатується відсутність єдиної розробленої методології дослідження системи відтворення в регіонах [15], пропонуються різні за змістовністю науково-методичні підходи до оцінки процесів відтворення на регіональному рівні та управління ними. Автори розглядають пропорції регіонального відтворення у різних аспектах. У таблиці 1.1 наведено узагальнену класифікацію пропорцій регіонального відтворення [2; 27; 38].

Сьогодні більшість авторів констатують, що в умовах формування ринкової економіки особливо актуальним є питання оцінки наслідків існуючого типу відтворення у контексті накопичених екологічних наслідків існуючої господарської моделі та стійкості відтворювальних процесів [51; 53]. Постають питання про ефективність дії механізмів відтворення природно-ресурсного потенціалу, що базуються на механізмі

платності природокористування, який у системі ринкових відносин вважається передумовою активізації саморегулювальних факторів процесу відтворення та удосконалення вартісних відносин у сфері природокористування [45].

Таблиця 1.1

Класифікація пропорцій регіонального відтворення [45]

Відтворювальні пропорції	Показники, що їх характеризують
Загальноекономічні	Співвідношення фондів відтворення;
	співвідношення елементів валового випуску;
	співвідношення використаного і виробленого ВРП
Міжгалузеві	Галузева структура економіки;
	пропорції міжгалузевого обміну (коефіцієнти прямих витрат)
Внутрішньогалузеві	Матеріаломісткість;
	рентабельність;
	фондовіддача;
	продуктивність праці
Міжрегіональні та зовнішньоекономічні	Співвідношення ввезення і споживання;
	співвідношення вивезення і виробництва

Вплив природокористування на відтворювальний процес зростає, що зумовлене кумулятивним характером проблем, які виникають у цій сфері. Тому у дослідженнях трансформацій процесу суспільного відтворення, зумовлених зростаючим впливом ресурсних та екологічних факторів, розглядають окремий тип (форму) відтворення – природоошадний, що визначається як тип господарювання, за якого відбуваються мінімальні витрати ресурсів та мінімальне погіршення якості довкілля. Саме відповідність процесів відтворення екологічним вимогам пропонується як основний принцип класифікації типів, форм, напрямів відтворення [53]. Зокрема, виділяються три типи відтворення господарських ресурсів – ресурсомістке, ресурсонейтральне та ресурсоощадне. Визначається необхідність обґрунтування господарських рішень, які забезпечують досягнення визначених цілей з мінімальним негативним впливом на кількість ресурсів та якість довкілля.

У теоретичних дослідженнях кумулятивних наслідків існування чинного типу господарювання обґрунтовуються нові концептуальні підходи, одним з яких є концепція екологічного боргу (заборгованості), що буде розглянуто нижче.

Сьогодні науковці констатують, що у кожній складовій системі відтворення (у відтворенні особистого фактора, матеріальних умов та економічних відносин) наявний яскраво виражений економіко-екологічний аспект [49]. У систему управління регіональним розвитком вбудовуються



природоохоронні завдання: комплексне використання ресурсів, повне перероблення відходів тощо. Визнається необхідність компенсації збільшеного у процесі економічного зростання ресурсоспоживання, викидів і скидів, утворення відходів за рахунок витрат, які повинні розглядатися як суспільно-необхідні. Отже, критеріальна база оцінки відтворювальних процесів удосконалюється з урахуванням екологічних вимог.

Реалізація завдань створення екологоорієнтованого інноваційного типу відтворення зумовлює формування нових підходів до управління природокористуванням, які відрізняються передусім цілями та завданнями господарської діяльності (табл. 1.2).

Таблиця 1.2

Порівняльна характеристика «нової і традиційної логіки» управління інвестиційною природоохоронною діяльністю у природокористуванні [51, с. 10]

Співвідношення екологічних та економічних цілей господарювання	Характерна ознака	Логіка управління	
		«нова»	«традиційна»
1 Технологія з економічними, але без екологічних обмежень	Невизначеність	Невизначеність як невід’ємна частина управління аналізується та інтегрується в процес планування	Невизначеність повинна бути прихована і замінена на керований ризик
2 Технологія і економіка з екологічними обмеженнями	Кількісні розрахунки	Оцінка показників у статистичній формі; фактори поділяють на важливі (вимірні та невимірні) та незначні (виключаються)	Детальні кількісні розрахунки на основі реально можливих показників
3 Охорона довкілля (екологія) з технологічними та економічними обмеженнями	Зовнішні і внутрішні передумови	Передумови суттєво деталізовані з оцінкою їх невизначеності умов виключення	Передумови як жорсткі попередні умови без обмежень, без гарантування реальних наслідків
4 Охорона довкілля (екологія) без обмежень, заради виживання	Оцінювання параметрів	Оцінювання, що виключає необ’єктивність	Оцінювання без формальних вимог за крайньої необхідності

Як бачимо з таблиці 1.2, включення екологічних цілей до переліку цілей господарювання та зростання їх значущості зумовлює трансформування управлінських підходів – розуміння невизначеності, її

урахування в процесі прийняття рішень, методик кількісної оцінки результатів діяльності, критеріїв ефективності тощо.

Сьогодні підприємницький сектор повинен реагувати на зміни, які відбуваються в політиці екологічного регулювання, оскільки заходи щодо технічного переоснащення виробництва, зумовлені здебільшого регулювальними діями у сфері раціонального природокористування, потребують значних інвестицій, як правило, довгострокових, окупність яких є тривалою.

Тому сьогодні найбільш актуально постає питання розроблення цілісної, узгодженої програми дій щодо екологічного регулювання, яка б стала основою для розроблення і корпоративних, і регіональних стратегій відтворення.

Неузгоджені дії у сфері раціонального природокористування є суперечливими сигналами для економічних суб'єктів, які функціонують на різних рівнях, про що свідчать приклади сучасної екологічної політики. Так, країнами Європейського Союзу було вжито ряд суперечливих заходів щодо забезпечення раціонального природокористування – у 2004 р. було виділено 24 млрд євро у вигляді субсидій для видобутку викопного палива та одночасно 5,3 млрд євро спрямовано на субсидювання виробництва енергії з відновлювальних джерел [19]. Такі дії свідчать про дотримання різних за характером стратегій, рух у напрямі протилежних цілей.

Тому ми вважаємо, що забезпечити раціональне природокористування можливо, лише реалізуючи комплексний підхід до регулювання всіх сфер. Саме потреба забезпечення комплексності еколого-економічного регулювання зумовлює необхідність дослідження відтворення природокористування як об'єкта дослідження та відповідно як об'єкта управління.

Інвестиційне забезпечення є основою відтворення. В умовах обмеженості фінансових ресурсів і несприятливої кон'юнктури інвестиційні потоки спрямовуються переважно у сфери, для яких характерна швидка окупність капіталу. У таких умовах конкуренції за ресурси регіонального розвитку необхідно спиратися на вирішення двоєдиного завдання: з одного боку, інвестиційна стратегія повинна спрямовуватися на досягнення сталих темпів економічного розвитку, однак різних у конкретних регіонах. Оскільки регіони України значно відрізняються за рівнем економічного і соціального розвитку, за станом природних ресурсів та навколишнього середовища, то державна політика щодо регіонів та інвестиційної забезпеченості їх розвитку повинна бути диверсифікованою [18, с. 119].

У формуванні політики еколого-економічного регулювання регіонального розвитку, зорієнтованої на екологобезпечне відтворення, на нашу думку, визначальна роль повинна відводитися інвестиційно-фінансовій складовій, адже обмеженість фінансових ресурсів сьогодні є

основним стримувальним фактором будь-яких заходів, особливо стратегічних у сфері природокористування.

### **1.3 Розвиток біотехнологій: додаткові можливості та нові виклики**

Загострення глобальних екологічних проблем і взаємовідносин суспільства з природою в кінці 80-х років минулого століття поставило перед людством питання про необхідність розроблення і впровадження нових принципів подальшого економічного розвитку суспільства, що зумовило появу концепції «стійкого розвитку». Ця концепція, прийнята в 1992 році в Ріо-де-Жанейро на Конференції ООН з навколишнього середовища і розвитку, характеризує нову модель економічного розвитку та передбачає «нерозривне поєднання економічної й екологічної політики та посилення значущості екологічного чинника в прийнятті рішень як на національному, так і на глобальному рівні» [45, с. 443].

На Конференції було прийнято визначення стійкого розвитку: «стійкий розвиток – це такий розвиток, який задовольняє потреби сьогодення, проте не ставить під загрозу можливості майбутніх поколінь задовольняти свої власні потреби», а також розроблені індикатори його екологічних аспектів [17].

Проаналізувавши представлені індикатори, можна зробити висновок, що подальший розвиток суспільства визначатиметься діями, спрямованими на збереження параметрів природного комплексу, а також збереження і підтримку екологічного балансу стійкості екологічних систем і розвитку суспільства. Іншими словами, обов'язковою умовою стійкого розвитку є екологічна безпека соціально-економічного розвитку суспільства і навколишнього середовища.

На сучасному етапі розвитку економіки науково-технічний прогрес набуває особливо важливого значення. Зростання ролі науки і техніки зумовлене тим, що наука все більшою мірою стає безпосередньою продуктивною силою. Професор Сассекського університету К. Фрімен у своїй праці «Безробіття і технічні інновації», яка вийшла в 1982 році, зробив прогноз, що основою п'ятої технологічної хвилі стануть біотехнології [59].

Біотехнології характеризують один з основних напрямів науково-технічного прогресу (НТП) – результати фундаментальних біологічних і молекулярно-біологічних досліджень, які застосовуються в агропромисловому виробництві, харчовій промисловості та фармацевтиці, медицині і приладобудуванні тощо.

Відповідно до специфіки сфер застосування в сучасній біотехнології як науці виділяють ряд самостійних розділів [10]:

- *промислову мікробіологію* – отримання різних цільових продуктів на основі життєдіяльності мікроорганізмів (різних біологічно активних сполук, що мають комерційну цінність);
- *медичну біотехнологію* – використання біотехнологічних розробок для діагностики хвороб, лікування спадкових захворювань методами генної терапії тощо;
- *технологічну біоенергетику* – розроблення нових ефективних способів виробництва енергетичних носіїв та поповнення сировинних ресурсів;
- *сільськогосподарську біотехнологію* – використання в сільському господарстві біотехнологічних методів для підвищення родючості ґрунтів, боротьби зі шкідниками і збудниками хвороб культурних рослин і тварин, виробництво продуктів харчування, їх консервація та поліпшення поживних властивостей;
- *біогідрометалургію* – процеси вилучення металів з руд, концентратів, гірських порід та розчинів під впливом мікроорганізмів і продуктів їх життєдіяльності;
- *інженерну ензимологію* – конструювання біоорганічних каталізаторів із заданими властивостями на основі ферментів і ферментних комплексів та розроблення на їх базі різних ефективних і екологічно чистих біотехнологічних процесів;
- *клітинну і генетичну інженерію* – модифікація генетичного матеріалу на клітинному і генетичному рівнях (для оптимізації біотехнологічних процесів, що проходять за участі живих організмів);
- *екологічну біотехнологію* – захист і охорона навколишнього середовища на основі використання біологічних процесів (біологічні методи очищення стоків; утилізація твердих відходів; біоочищення газоповітряних викидів; біодеградація ксенобіотиків) (рис. 1.4).

Зараз частіше вживається термін «біотехнологія» у множині, що загалом означає використання клітинних і біомолекулярних процесів для вирішення різних еколого-економічних проблем і виробництва корисних продуктів. Вони є одним із найбільш пріоритетних напрямів науково-технічного прогресу і яскравим прикладом «високих технологій», з якими пов'язують перспективи розвитку багатьох виробництв. Лідерами розроблення та впровадження біотехнологій на сьогодні є США і Японія, які накопичили багаторічний досвід біотехнологій для сільського господарства, фармацевтичної, харчової і хімічної промисловості.

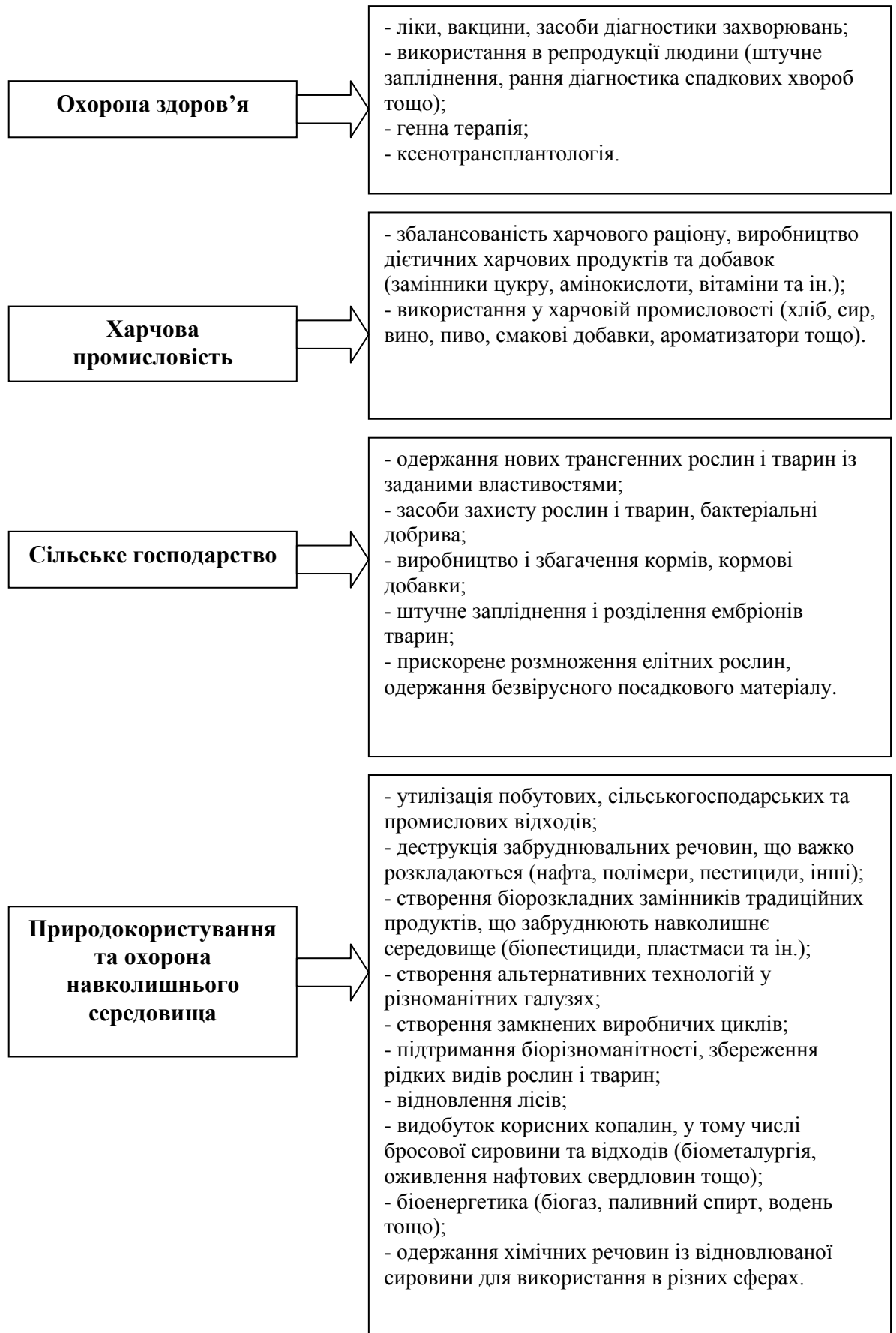


Рис.1.4. Основні сфери застосування сучасної біотехнології

Провідні позиції у виробництві ферментних препаратів, амінокислот, білка, медикаментів займають країни Західної Європи (ФРН, Франція, Великобританія), а також Росія. Свідченням цього є результати аналізу досвіду США у сфері розроблення, впровадження, використання біотехнології у виробництві, наведені у табл. 1.3 та на рис. 1.5, 1.6.

Таблиця 1.3  
Статистичні дані з біотехнологічної промисловості США (млрд дол.)

Показник	Рік										
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2003 у % до 1994
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Обсяги продажів, млрд дол.	7,7	9,3	10,8	13	14,5	16,1	19,3	21,4	24,3	28,4	368,8
Річний дохід, млрд дол.	11,2	12,7	14,6	17,4	20,2	22,3	26,7	29,6	29,6	39,2	350,0
Витрати на НДДКР, млрд дол.	7,0	7,7	7,9	9,0	10,6	10,7	14,2	15,7	20,5	17,9	255,7
Кількість публічних компаній, од.	263	260	294	317	316	300	339	342	318	314	119,4
Загальна кількість компаній, од.	1311	1308	1287	1274	1311	1273	1379	1457	1466	1473	112,4
Кількість співробітників, тис. чол.	103,0	108,0	118,0	141,0	155,0	132,0	174,0	191,0	194,6	198,3	192,5

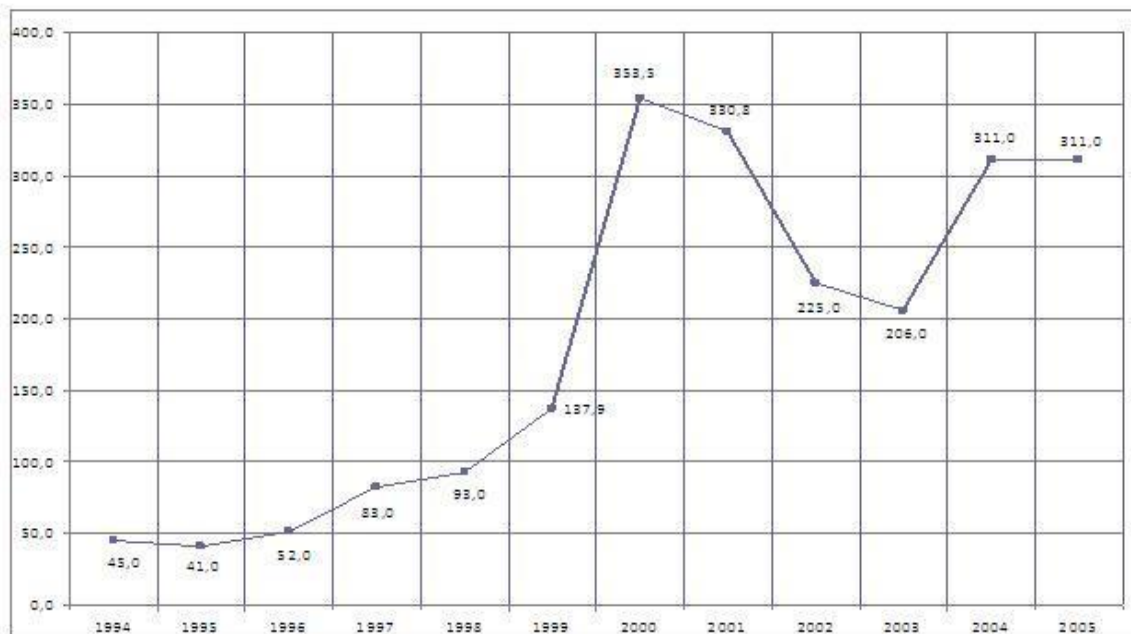


Рис. 1.5. Ринкова капіталізація біотехнологічної промисловості, млрд дол.

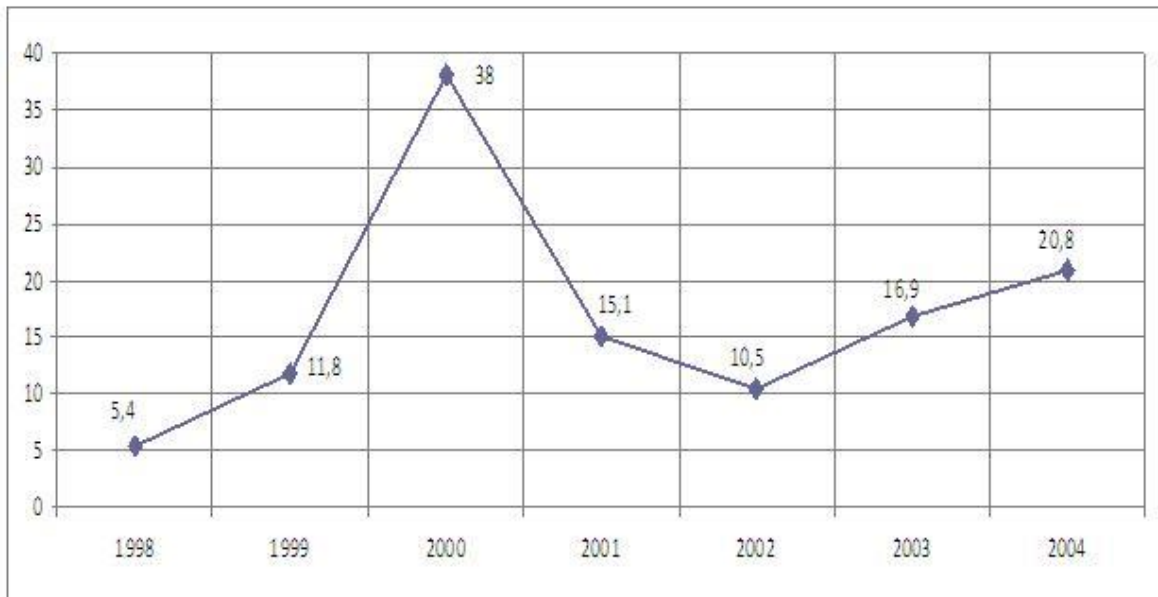


Рис. 1.6. Сумарне фінансування американських біотехнологій останніми роками, млрд дол.

Використання біотехнології в промисловості привело до розроблення технологій виробництва, які споживають менше води й енергії, знижують кількість токсичних побічних продуктів і підвищують ступінь очищення продукції (паперова і текстильна промисловість). У всьому світі в енергетичній промисловості починають широко використовуватися відновлювані джерела енергії за рахунок використання ферментів для створення екологічно чистого палива із сільськогосподарських відходів (етанол із кукурудзяної соломи і лушпиння, етанол із пшеничної соломи).

Крім того, із сільськогосподарської сировини (кукурудзи, сої) виготовляють екологічно чисту пластмасу, що дозволило значно знизити використання з цією метою нафти.

Використання у виробництві таких розробок дозволяє значною мірою скоротити обсяги споживання невідновлюваних природних ресурсів (нафти, газу та інших) і тим самим вирішувати проблеми їх виснаження. Так, у Китаї широко використовується біогаз, на якому працює більше 60 % усього автобусного парку цієї країни, і, за оцінками експертів, «сырьевой ресурс в этом направлении неисчерпаем и вдвое покрывает нынешний общемировой спрос на энергию» [3]. У Бразилії у 2004 році виробництво етанолу становило 8,4 млн т, що відповідає 5,6 млн т бензину найвищої якості [13, с. 6].

Крім того, біотехнологія забезпечує можливість заміщення полімерів, пластмас і поліестера, що виготовляються на основі

нафтопродуктів, на продукти, сировиною для виробництва яких є сільськогосподарська біомаса.

Біотехнології, що використовуються у різних галузях промисловості, вважаються екологічними, оскільки дають можливість:

- здійснювати більш ефективно порівняно з традиційними підходами знешкодження різноманітних токсичних відходів;
- знижувати залежність від таких методів утилізації сміття, як спалювання і створення сховищ токсичних відходів;
- очищення води від хімічних забруднень за допомогою безпечних мікроорганізмів;
- діагностики екологічних проблем і оцінки стану навколишнього середовища;
- виявлення хімічних і біологічних забруднень ґрунту та інші [7].

Сучасна біотехнологія постійно здійснює вплив на харчову промисловість через створення нових продуктів і удосконалення бактеріальних процесів, які використовуються з давніх часів у виробництві продуктів харчування (хліб, алкогольні напої, сир, йогурт, оцет тощо). При цьому харчова біотехнологія дозволяє покращувати якість, поживну цінність і безпеку як сільськогосподарських культур, так і продуктів тваринництва, а також дає величезні можливості щодо удосконалення методів перероблення сировини в кінцеві продукти [3; 7]: натуральні ароматизатори і барвники; нові технологічні добавки, зокрема ферменти й емульгатори; заквашувальні культури; нові засоби для утилізації відходів; екологічно чисті виробничі процеси; нові засоби для забезпечення збереження безпеки продуктів у процесі виготовлення і навіть біоруйнівну пластикову упаковку, що знищує бактерії.

Використання біотехнологій у сільському господарстві дозволяє вирішувати проблему ресурсозабезпечення, зокрема продовольчого забезпечення, що особливо актуально у зв'язку зі значним зростанням кількості населення за останні сто років.

Базою для підвищення продуктивності всього сільського господарства є рослинництво. Біотехнології належить важлива роль у вирішенні ряду проблем рослинництва: створення нових, продуктивніших і стійкіших до несприятливих чинників середовища сортів рослин, розроблення високоефективних засобів захисту рослин від шкідників, хвороб і бур'янів, вирішення проблеми азотфіксації, широке використання в рослинництві фізіологічно активних речовин тощо. Особливо необхідно відзначити біотехнології сільськогосподарських рослин.

Селекціонери вже тривалий час покращують економічно важливі види рослин, використовуючи при цьому велику частину існуючої генетичної мінливості. Проте за допомогою традиційних прийомів через відсутність достатніх генетичних резервів важко досягти істотних покращань сільськогосподарських рослин. У зв'язку з цим селекціонери



звернули увагу на деякі незвичайні методи селекції і генетичного маніпулювання, що зумовило розвиток біотехнології рослинництва. На цей час під час модифікації рослин використовуються такі біотехнологічні методи, як клітинна селекція (інженерія) і генна інженерія [3; 6].

Перші масштабні посіви генетично модифікованих (ГМ) культур були проведені у 1996 році в США. На сьогоднішній день кількість трансгенних сортів обчислюється сотнями і охоплює близько 50 культивованих видів рослин, але лише чотири культури – соя, кукурудза, бавовник і рапс – становлять практично 100 % світових посівів усіх ГМ-культур [40].

Згідно зі щорічним звітом про комерціалізовані трансгенні культури, складеним доктором К. Джеймсом, головою ради директорів ISAAA, застосування таких культур у світі характеризується такими даними [60]:

- починаючи з 1996 року, площа ГМ-культур щорічно збільшується не менше, ніж на 10 % (табл.1.4);
- у 2006 році загальна площа ГМ-культур становила 102 млн га (табл.1.5);
- з 1996 року площа ГМ-культур збільшилася більше ніж у 60 разів, з 1,7 млн га у 1996 році до 102 млн га у 2006 р.;
- у 2006 р. ГМО вирощують 10,3 млн фермерів у 22 країнах (у 2005 р. це було 8,5 млн чоловік і 21 країна). 90 % – це фермери країн, що розвиваються;
- у 2006 році ГМ-культури вирощували вже в 6 країнах ЄС: Іспанії, Франції, Чехії, Португалії, Німеччині та Словаччині;
- загальна площа вирощуваних ГМО в Європі збільшилася більше ніж у 5 разів, у 2005 році було приблизно 1500 га, а в 2006 р. – вже 8500; у 2006 році вирощування ГМ-культур було дозволено в 22 країнах, а дозвіл на імпорт, харчова і кормова реєстрація були видані ще у 29 країнах. Отже, всього дозволи на використання ГМО видають у 51 країні світу;
- темпи впровадження біотехнології в США, головному виробнику ГМО у світі, вже досягли більше 80 % стосовно сої і бавовнику;
- у 2006 році в Індії, найбільшій країні у світі щодо виробництва бавовни, зареєстрований найбільший темп зростання модифікованого бавовнику, там площі цієї культури збільшилися майже у 3 рази і становили 3,8 млн га;
- основні ГМ-культури у 2006 році: соя – 58,6 млн га (57 % усіх ГМО у світі); кукурудза – 25,2 млн га (25 % усіх ГМО); бавовник – 13,4 млн га (13 % усіх ГМО); рапс – 4,8 млн га (5 % усіх ГМО).

Таблиця 1.4

Загальні площі ГМ-культур у світі у 2006 р.(розподіл за країнами  
[60])

Позиція	Країна	Площа, млн га	ГМ-культура
1	2	3	4
1*	США	54,6	Соя, кукурудза, бавовник, рапс, кабачкові, папайя, люцерна
2*	Аргентина	18,0	Соя, кукурудза, бавовник
3*	Бразилія	11,5	Соя, бавовник
4*	Канада	6,1	Рапс, кукурудза, соя
5*	Індія	3,8	Бавовник
6*	Китай	3,5	Бавовник
7*	Парагвай	2,0	Соя
8*	ПАР	1,4	Соя, кукурудза, бавовник
9*	Уругвай	0,4	Соя, кукурудза
10*	Філіппіни	0,2	Кукурудза
11*	Австралія	0,2	Бавовник
12*	Румунія	0,1	Соя
13*	Мексика	0,1	Бавовник, соя
14*	Іспанія	0,1	Кукурудза
15	Колумбія	< 0,1	Бавовник
16	Франція	< 0,1	Кукурудза
17	Іран	< 0,1	Рис
18	Гондурас	< 0,1	Кукурудза
19	Чехія	< 0,1	Кукурудза
20	Португалія	< 0,1	Кукурудза
21	Німеччина	< 0,1	Кукурудза
22	Словаччина	< 0,1	Кукурудза

Таблиця 1.5

Загальна площа ГМ-культур у світі [60]

Рік	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Млн га	1,7	11,0	27,8	39,9	44,2	52,6	58,7	67,8	81,0	90,0	102

Біотехнологічні розробки у сфері модифікації рослин проводяться за такими напрямками [3; 6; 12; 13].

- 1) удосконалення якісних характеристик продукту;
- 2) поліпшення ознак рослин, у результаті чого втрачається необхідність проведення певних заходів у системах сільськогосподарського виробництва;
- 3) поліпшення агрономічних властивостей;
- 4) створення нових споживчих властивостей;
- 5) комбінування різних корисних ознак.

Наукові розробки за даними напрямками проводяться для отримання як економічних, так і екологічних вигод. Також використання модифікованих культур може супроводжуватися отриманням великої

кількості супутніх ефектів, у тому числі й соціальних. Прикладом є рослина конопель. Ефективність її вирощування і використання продуктів її переробки визначається великим переліком факторів. Насамперед неможливістю виробництва у нашій країні таких натуральних волокон, як бавовна, шерсть, джут, шовк, жорсткі екзотичні волокна (сизаль, манільське прядиво, банан текстильний та ін.), а також інших натуральних волокон (окрім льону), а орієнтуватися на їх імпорт у значних кількостях у зв'язку з економічною ситуацією, що склалася, зараз і в найближчому майбутньому недоцільно. По-друге, ця культура має широкий спектр застосування практично у всіх сферах суспільного виробництва. Завдяки унікальному поєднанню таких властивостей, як гігієнічність, висока міцність, комфортність, природна бактерицидність, ця культура корисна для людини і нешкідлива для навколишнього середовища. Крім того, виробництво конопель має багатий досвід обробітку в Україні, відрізняється порівняльною дешевизною (низькі затрати енергоресурсів і матеріалів), доступністю сировини.

Однак, незважаючи на вищеперелічені фактори, виробництво конопель у всіх країнах Європи і світу помітно скоротилося, особливо в Україні. Стимувальним фактором у розвитку коноплярства як в Україні, так і у всьому світі є наявність у рослинах наркотичних (психотропних) речовин. Вирішити цю проблему, а також зберегти цінну для виробництва технічну культуру і реанімувати галузь у цілому допоможе впровадження в масове виробництво модифікованих сортів конопель, виведених вченими Інституту лубових культур Української академії аграрних наук, які практично не містять каннабіноїдних (наркотичних, психотропних) сполук. При цьому використання даного біоінноваційного продукту відобразиться на соціально-економічному й технологічному середовищі і спричинить отримання ряду супутніх ефектів.

Нині значна частина сільськогосподарського урожаю – близько 30 % – гине від шкідників і хвороб. Використання в сільськогосподарській практиці хімічних засобів захисту рослин (пестицидів, гербіцидів, різних отрутохімікатів), і це вже доведений факт, завдає величезного збитку навколишньому середовищу. У зв'язку з цим упродовж 30 років розробляються і створюються біологічні засоби захисту рослин – віруси, бактерії, гриби, найпростіші та комахи, а також біологічно активні речовини живих організмів (антибіотики, гормони, феромони тощо), призначені для боротьби зі збудниками хвороб, шкідниками і бур'янами. Так, у багатьох країнах уже давно використовуються антибіотики як засіб боротьби з хворобами, наприклад, стрептоміцин у комбінації з тетрацикліном використовується проти бактеріальних захворювань овочевих і плодкових культур. Для боротьби зі шкідливими комахами застосовують мікробні препарати, які виготовляють у промислових

масштабах (біотрол, турицид, бактан тощо) і використовують для захисту таких культур, як капуста, бавовник, боби, картопля.

До засобів боротьби з бур'яном належать гербіциди мікробного походження (біалафос, метоксифенон). Одна з переваг мікробіологічного виробництва гербіцидів – значно менший негативний вплив через відходи і викиди у навколишнє середовище. По-друге, ці біоінноваційні продукти не є чужорідними для природного середовища [3].

Важливе місце у сучасній біотехнології займає проблема створення біологічних добрив. Часткова заміна дорогих і екологічно небезпечних мінеральних добрив бактеріальними дає приріст продукції рослинництва при менших витратах і без забруднення природного середовища. Як бактеріальні добрива найчастіше використовують препарати бульбових бактерій (нітрагін, ризоторфін, азотобактерин). Нові форми бактеріальних добрив відрізняються зручністю застосування і дають великий економічний ефект [3].

Регуляторами зростання рослин є органічні сполуки, які в дуже малих концентраціях впливають на обмін речовин вищих рослин, що призводить до очевидних змін у їх рості та розвитку. На сьогодні налічується понад 4000 регуляторів зростання рослин, переважна більшість з яких є синтетичними сполуками. До біологічних регуляторів зростання (тобто продукованих мікроорганізмами і рослинами) належать гібереліни, ауксини, цитокініни, абсцизова кислота [3].

Виробництво наведених вище засобів захисту рослин і різних біологічних препаратів та їх використання в сільськогосподарській практиці здатні різко скоротити втрати урожаю від хвороб та шкідників і дозволяють значно підвищувати продуктивність сільськогосподарського виробництва.

Впровадження сільськогосподарських, або аграрних, біотехнологій, розширення масштабів використання і торгівлі сільськогосподарськими продуктами, отриманими на їх основі, сприяють підвищенню рівня добробуту як у розвинених, так і в країнах, що розвиваються.

Основною метою використання біотехнологій у рослинництві є підвищення рівня доходів – за рахунок зниження витрат виробництва і збільшення продуктивності рослин – для сільгоспвиробників і – за рахунок продажу посадкового матеріалу – для розробників. Крім того, окрім фінансових вигод, вирощування трансгенних сортів рослин дає відчутні соціальні та екологічні вигоди [33]:

- збільшення сільськогосподарської продуктивності, а отже, внесок у забезпечення глобальної продовольчої безпеки і скорочення бідності в країнах, що розвиваються;
- збереження біологічної різноманітності, оскільки ГМ-технології через високу продуктивність вимагають менших сільськогосподарських площ;

- зменшення викидів вуглекислого газу в атмосферу за рахунок скорочення експлуатації сільськогосподарської техніки, що використовується для оранки і обробки полів пестицидами;
- зниження хімічного забруднення води і ґрунту внаслідок використання менш шкідливих для навколишнього середовища гербіцидів;
- запобігання ерозії ґрунту, оскільки використання ГМ-культур, стійких до гербіцидів, дозволяє перейти на щадний (неорний) метод обробки ґрунту;
- збільшення біорізноманітності, за рахунок використання сортів із виборчою стійкістю до комах шкідників.

Соціальну значущість використання ГМ-культур можна продемонструвати на прикладі Аргентини. У зв'язку зі зміною уряду в 1989 році на тлі деструктивних процесів у промисловості і в сільському господарстві країни почалося масове зубожіння населення. З 1990 по 2003 рік в Аргентині 450 тис. чоловік померло з голоду, а у 2003 році в цій країні від хвороб, пов'язаних із голодом, помирало щодня 55 дітей, 35 дорослих, 15 людей похилого віку [61, с.4]. Спроба вирішити проблему недоїдання як у самій Аргентині, так і на користь експорту в інші країни Латинської Америки призвела до різкого збільшення кількості вирощуваної трансгенної сої. У 2004 році в цій країні було вироблено 34,5 млн тонн цієї культури, – тобто 49,5 % усіх вирощених в Аргентині зернових. На ці цілі під посівами опинилося 14 млн га, – 54 % усіх посівних площ країни. Генетично модифікована соя стала основною сільськогосподарською культурою Аргентини, причому в США тільки 40 % вирощуваної сої є трансгенною, а в Аргентині цей показник дорівнює 99 % [61, с.3].

На основі вищенаведеного можна зробити висновок, що розвиток біотехнологій є щонайважливішим фактором еколого-економічного розвитку суспільства, що обумовлене вирішенням значної кількості еколого-економічних проблем, серед яких найбільш актуальними, на нашу думку, є такі:

- 1) проблема ресурсозабезпечення подальшого розвитку суспільства;
- 2) виснаження природних ресурсів і вдосконалення структури їх споживання;
- 3) проблема накопичення та утилізації відходів;
- 4) екологізація виробництва шляхом розроблення безвідходних, маловідходних і очисних технологій;
- 5) екологізація продукції, тобто розроблення таких її видів, які завдають мінімального збитку навколишньому середовищу;
- 6) проблема забруднення навколишнього середовища;
- 7) покращання якості життя.

Крім того, використання біотехнологій у різних сферах суспільного виробництва дає можливість цілеспрямовано керувати процесами, що відбуваються в навколишньому середовищі, діагностувати і попереджати зміни екосистеми, її деградацію і забруднення, а також підтримувати в нормі екологічні параметри довкілля.

Проте, зважаючи на специфіку біотехнологій, реалізація будь-яких практичних заходів щодо створення і впровадження таких нововведень повинна ґрунтуватися на глибокому теоретичному аналізі закономірностей їх використання, цілісному баченні всіх екологічних та економічних процесів, пов'язаних з їх упровадженням, що у підсумку повинно сприяти підтриманню екологічної безпеки.

Екологічна безпека відповідно до Концепції національної безпеки України (затвердженої Постановою Верховної Ради України від 16.01.1997 року) є найважливішою складовою національної безпеки країни.

На нашу думку, найбільшою мірою відповідає сучасному змісту екологічної безпеки і досить повно відображає всі її складові таке визначення цього поняття: «экологическая безопасность – это составляющая глобальной и национальной безопасности, т. е. такого состояния развития общественных отношений в сфере экологии, при котором системой государственно-правовых, организационных, научно-технических, экономических и других социальных средств обеспечивается регулирование экологически опасной деятельности, режим использования природных ресурсов, охрана окружающей природной среды, безопасной для жизни и здоровья людей, предупреждение ухудшения экологической обстановки и возникновения опасности для природных систем и населения» [11, с. 301]. Наведене визначення відповідає принципу системності та розглядається як безпека природокористування, що забезпечує не просто екологічний, а еколого-економічний підхід до вивчення процесів зміни навколишнього середовища і дії на людину.

Причинами погіршення екологічного стану і виникнення небезпеки для здоров'я людей є насамперед техногенні, обумовлені людською діяльністю, процеси, які характеризуються наслідками, що важко або неможливо усунути. Основним техногенним чинником, що створює загрозу екологічній безпеці, на думку багатьох учених, є використання у виробництві нових технологій і складних технологічних систем. При цьому важливо відзначити, що тут не є винятком і біоінновації, використання яких поряд з описаними вище позитивними ефектами може створювати додаткові ризики. Потенційні переваги використання біоінновацій у виробництві супроводжують і потенційні небезпеки для здоров'я людини і для навколишнього середовища, які можуть призводити до непередбачуваних екологічних наслідків, що, у свою чергу, може спричинити величезні економічні збитки.

Це обумовлено насамперед тим фактом, що сучасні біотехнології цілеспрямовано змінюють механізми природних і біологічних процесів, які забезпечують збереження та передачу спадковості від покоління до покоління. Такий розвиток подій викликає обґрунтоване занепокоєння світової громадськості і вчених, які бачать необхідність розроблення і впровадження на міжнародному рівні механізмів контролю за результатами біоінноваційної (біотехнологічної) діяльності, щоб по можливості уникнути шкоди природному середовищу, здоров'ю людей, а також негативних наслідків для суспільства та економіки [13, с.4].

Аналіз міжнародного досвіду використання модифікованих культур в агропромисловому виробництві і наявні наукові дані [4; 6; 12; 13; 33; 40], можна говорити як про позитивні, так і про негативні результати їх впровадження.

При цьому необхідно відмітити, що екологічний ризик є основним і узагальнювальним показником екологічної безпеки. Так, Н.Ф. Реймерс у праці [37, с. 637] розглядає екологічний ризик як ймовірність несприятливих для екологічних ресурсів наслідків «будь-яких (навмисних або випадкових, поступових або катастрофічних) антропогенних змін природних об'єктів і факторів».

На цей час існує безліч визначень поняття «ризик». У загальному випадку «ризик» розглядається як можливість або ймовірність відхилення результатів конкретної діяльності або рішень від запланованих. З погляду екологічної безпеки в науковій літературі екологічний ризик визначається як ймовірність негативних змін під впливом шкідливих дій (як природних, так і техногенних) на навколишнє середовище, що призводить до незворотних змін екосистеми.

Розглядаючи в даному аспекті негативні наслідки використання біоінновацій, на основі узагальнення проаналізованих результатів наукових досліджень зарубіжних та вітчизняних учених і фахівців [6; 12; 24; 26] у сфері вивчення негативної дії біоінноваційних продуктів на навколишнє середовище можна виділити екологічні ризики використання цих продуктів, які найбільшою мірою впливають на екологічну безпеку (табл. 1.6).

Основною особливістю екологічних ризиків використання біоінновацій, на нашу думку, є унікальність їх окремих проявів, обумовлена тісним взаємозв'язком економічних, технологічних і біологічних процесів створення і використання біоінновацій.

Цей взаємозв'язок обумовлює розгляд процесів використання біоінновацій як процесу взаємодії суспільства і природи в рамках сучасної концепції управління у сфері природокористування і охорони навколишнього середовища.

Таблиця 1.6

## Основні види екологічних ризиків використання біоінновацій

Види ризиків	Чинники ризиків	Можливі зміни еколого-економічної системи
1	2	3
Харчові ризики	<p>1 Безпосередня дія токсичних і алергенних сполук (трансгенних білків) на людину і інших теплокровних.</p> <p>2 Опосередкована плейотропна дія трансгенних білків на метаболізм рослин.</p> <p>3 Опосередковане накопичення хімічних сполук (гербіцидів) та їх метаболітів у стійких сортах і видах с/г рослин.</p> <p>4 Горизонтальне перенесення трансгенних конструкцій, насамперед у геном симбіонтних для людини і тварин бактерій.</p> <p>5 Можлива негативна дія на здоров'я людини генів стійкості до антибіотиків</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- посилення харчової алергії і розширення її видів;</li> <li>- погіршення здоров'я людини і тварин;</li> <li>- зниження або втрата терапевтичної ефективності антибіотиків;</li> <li>- епідеміологічні проблеми;</li> <li>- ймовірність появи через декілька поколінь мутацій внаслідок обміну генами</li> </ul>
Екологічні ризики	<p>1 Зниження сортової різноманітності с/г культур унаслідок масового використання біоінноваційного продукту, отриманих з обмеженого набору батьківських сортів.</p> <p>2 Неконтрольоване перенесення конструкцій внаслідок перезапилення з дикорослими спорідненими і предковими видами. У зв'язку з цим зниження біорізноманітності дикорослих предкових форм культурних рослин і формування «супербур'янів».</p> <p>3 Неконтрольоване горизонтальне перенесення конструкцій в ризосферну мікрофлору (мікроорганізми, що мешкають у ґрунті біля коріння рослин).</p> <p>4 Негативний вплив на біорізноманітність через ураження трансгенними білками нецільових комах і ґрунтової мікрофлори та порушення трофічних ланцюгів.</p> <p>5 Поява стійкості до використовуваних трансгенних токсинів у комах – фітофагів, бактерій, грибів та інших шкідників під дією відбору на ознаку стійкості, високоефективну для цих організмів.</p> <p>6 Поява нових, більш патогенних штамів фітовірусів при взаємодії фітовірусів із трансгенними конструкціями</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- підвищення або зниження продуктивності рослин;</li> <li>- нові проблеми в сфері охорони природи;</li> <li>- зміна кількості популяцій і видів;</li> <li>- зміна самосумісності та несумісності рослин;</li> <li>- зміна складу екологічних співтовариств і місцевої біологічної різноманітності;</li> <li>- збільшення або зменшення біологічної різноманітності;</li> <li>- зміна географічного ареалу видів;</li> <li>- втрата генетичної різноманітності природних популяцій;</li> <li>- поява нових хвороб і вірусів</li> </ul>
Агротехнічні ризики	<p>1 Непередбачувані зміни нецільових властивостей і ознак модифікованих сортів, пов'язані з плейотропною дією введеного гена.</p> <p>2 Відстрочена зміна властивостей через декілька поколінь, пов'язаних з адаптацією нового гена генома і з проявом як нових плейотропних властивостей, так і зміною тих, що вже декларують.</p> <p>3 Неефективність трансгенної стійкості (нової ознаки) через декілька років масового використання даного сорту.</p> <p>4 Можливість монополізації виробництва насіннєвого матеріалу</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- зміна будови сільськогосподарських культур;</li> <li>- зміна шляхів передачі хвороб;</li> <li>- необхідність перегляду процесу створення заповідників і природних резерватів;</li> <li>- необхідність захисту біологічної і генетичної різноманітності природних популяцій</li> </ul>



Ураховуючи вищезазначене, ми вважаємо, що під час дослідження процесів створення та використання біоінновацій необхідно використовувати еколого-економічний підхід, що передбачає системний розгляд сфери суспільного виробництва і природного середовища, які перебувають у тісному взаємозв'язку.

При цьому сукупність елементів суспільного виробництва і природного середовища, що утворює єдність та цілісність і має інтегральні закономірності та властивості, ми визначаємо як еколого-економічну систему. У зв'язку з цим на основі аналізу основних методологічних принципів дослідження сфери природокористування ми пропонуємо екологічні ризики використання біоінновацій розглядати як ризики порушення умов відтворення еколого-економічної системи.

Логіка використання такого підходу ґрунтується на такому припущенні: в процесі біоінноваційних змін людина змінює біологічний і генетичний матеріал природних процесів та об'єктів, наділяє природні продуктивні сили новими специфічними особливостями і тим самим порушує їх внутрішню структуру. У результаті порушуються обмін речовин, генетичні та функціональні зв'язки в масштабі біосфери і природні закономірності функціонування еколого-економічної системи в цілому.

При цьому, на думку вчених [1; 42; 44], обов'язковими умовами функціонування будь-якого елемента є безперервне перебування всіх складових природних продуктивних сил у системі природних зв'язків та їх здатність до самовідтворення. Відповідно порушується генетична єдність природи і суспільства, що є одним з основних методологічних принципів дослідження сфери природокористування.

Аналіз і систематизація інформації, пов'язаної з наслідками прояву екологічних ризиків використання біоінновацій, дають підстави стверджувати, що негативні економічні наслідки таких дій у довгостроковій перспективі можуть бути значними. У зв'язку з цим виникає об'єктивна необхідність дослідження екологічних ризиків використання біоінновацій в економічному аспекті, розроблення способів їх попередження, зниження або компенсації можливих негативних наслідків.

Проте необхідно відмітити, що економічні аспекти прояву екологічних ризиків використання біоінновацій у виробництві залишаються поза увагою вчених-економістів і тим більше практиків, що обумовлює актуальність нашого дослідження.

З економічної точки зору в літературі [9; 21; 26; 31] екологічний ризик розглядається як загроза (можливість) втрати ресурсів, зниження доходів або збільшення витрат суб'єктів господарювання і суспільства у цілому в результаті зміни навколишнього природного середовища під впливом соціально-економічної діяльності людини. При цьому автори [8;

39; 46; 47] акцентують увагу на тому, що екологічні ризики знижують екологічну і ресурсну безпеку як складову еколого-економічної безпеки суб'єктів господарювання і національної безпеки держави у цілому.

Виходячи з передумови порушення умов відтворення еколого-економічної системи в результаті прояву екологічних ризиків використання біоінновацій, ми пропонуємо поділяти їх залежно від форм прояву як:

- 1) *ризик впливу на людину*, характеризують можливу небезпеку для життя людей, погіршення показників здоров'я населення, підвищення рівня інвалідності, збільшення дитячих захворювань і смертності, зменшення природного приросту населення, збільшення професійних захворювань;
- 2) *ризик впливу на біологічні системи*, обумовлюють зміни у флорі і фауні, збільшення або зменшення біологічної різноманітності, зміну географічного ареалу видів, зміну структури рослин тощо;
- 3) *ризик впливу на природні ресурси*, характеризуються зміною якості природних ресурсів (земельних, водних тощо), зниженням можливості використання різних функцій ресурсів (екологічних, соціальних);
- 4) *ризик біологічного забруднення*, характеризуються комплексним впливом на елементи еколого-економічної системи. Наприклад, поява нових мікроорганізмів, вірусів, хвороб, генетичних мутацій тощо.

Проте інтерпретація результатів досліджень впливу ГМО на організм людини і тварин часто береться під сумнів, що ґрунтується на відсутності підтвердження чистоти експериментів, які проводяться, і на відсутності чітких параметрів оцінки екологічних ризиків ГМ-культур у контексті сучасних сільськогосподарських підходів. Незалежно від того, які сорти рослин вирощуються, сучасні методи ведення сільського господарства чинять суттєвий вплив на стан усіх без винятку ресурсів навколишнього середовища, зокрема негативно позначаються на біологічній різноманітності.

Незважаючи на обмеженість даних щодо наслідків використання біоінновацій, уже зараз можна констатувати прояви описаних ризиків. Зокрема, у США і Скандинавських країнах був проведений порівняльний аналіз частоти захворювань, пов'язаних з якістю продуктів харчування. Населення порівнюваних країн має досить високий рівень життя, подібний продуктовий кошик і порівнянні медичні послуги. У результаті досліджень було виявлено що за останні роки в США, на відміну від країн Скандинавії, у 3–5 разів збільшилася частота харчових захворювань що, на думку медиків і експертів, обумовлено активним вживанням населенням цієї країни ГМ-продуктів та їх практичною відсутністю в раціоні народів Скандинавії [12]. Логічно припустити, що відповідно збільшилися витрати

на медичне обслуговування і створення нових ефективніших лікарських препаратів.

За даними Агенції РІА «РосБізнесКонсалтинг», в англійському науковому журналі «Ланцет» були опубліковані результати досліджень, які проводилися в Мюнхенському технологічному університеті. Упродовж певного проміжку часу продукти харчування, що містять біоінноваційні компоненти, споживали абсолютно здорові люди і люди, які недавно перенесли хірургічні операції. У результаті експерименту у другій групі учасників у мікрофлорі кишечника учені виявили ГМ-вставки [12].

У 1989 році в США декілька тисяч чоловік захворіли новою і надзвичайно серйозною хворобою – синдромом еозинofilії-міалгії (EMS), від якої 37 чоловік померло і більше тисячі стало інвалідами. Дослідження нової хвороби показали, що хворі отримали цю хворобу в результаті вживання харчової добавки «L-триптофан», виготовленої біотехнологічно за допомогою генно-інженерної бактерії. У кінцевому продукті «L-триптофан» були виявлені сліди біологічних забрудників, які утворилися в результаті неочікуваної трансформації бактерій, що і стало причиною хвороби і загибелі людей [56].

Також наведемо деякі приклади прояву ризиків дії на біологічні системи.

У Канаді, перезапилвшись із дикими близькоспорідними видами, розповсюдився ГМ-рапс. Будучи стійким до дії гербіцидів, він загрожує перетворитися на «супербур'ян» [55]. Трирічне дослідження у Великобританії показало, що в агроценозах ГМ-сортів рапсу і буряку, порівняно з агроценозами звичайних культур загальна кількість диких видів скоротилася в середньому на 30 %, а кількість насіння і біомаси диких рослин скоротилася у декілька разів [12].

У 2001 році в Мексиці в аборигенному дикому виді кукурудзи був виявлений вірусний промотор 35S, що використовувався для створення ГМ-рослин. Забруднення відбулося в результаті транспортування в країну трансгенної кукурудзи із США [54]. Мексика є центром походження щонайменше 59 сортів маїсу, і збереження вихідних сортів там є найважливішим завданням для всієї світової спільноти.

На нашу думку, вся вищенаведена сукупність екологічних ризиків використання біоінновацій може бути причиною порушення умов відтворення еколого-економічної системи в цілому і обумовлює необхідність аналізу не лише екологічних, але й економічних наслідків прояву зазначених ризиків. Результати даного аналізу подані в табл. 1.7.

Підбиваючи підсумки вище проведеного аналізу використання біоінновацій в контексті завдань підтримання еколого-економічної безпеки, необхідно узагальнити ряд виявлених проблем.

Таблиця 1.7

## Наслідки прояву екологічних ризиків використання біоінновацій для еколого-економічної системи

Види ризиків	Наслідки прояву	Складові оцінки економічного збитку, додаткових витрат, збитків тощо
Ризики впливу на людину	<ul style="list-style-type: none"> <li>- загроза для життя людей;</li> <li>- погіршення показників здоров'я населення;</li> <li>- підвищення рівня інвалідності;</li> <li>- збільшення дитячих захворювань і смертності;</li> <li>- зменшення природного приросту населення;</li> <li>- збільшення професійних захворювань</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- додаткові витрати на медичне обслуговування, оплату листів непрацездатності, компенсацію вартості санаторно-курортного лікування;</li> <li>- збільшення матеріальної допомоги на оздоровлення, виплат із фондів соціального страхування;</li> <li>- збільшення різних компенсаційних виплат за шкоду, заподіяну здоров'ю дітей;</li> <li>- додаткові витрати на заходи з охорони праці; збиток від втрати кваліфікованих працівників; виплати за шкідливість виробництва;</li> <li>- витрати на стимулювання збільшення народжуваності тощо</li> </ul>
Ризики впливу на біологічні системи	<ul style="list-style-type: none"> <li>- зміни у флорі і фауні;</li> <li>- збільшення або зменшення біологічної різноманітності;</li> <li>- зміна географічного ареалу видів;</li> <li>- зміна структури рослин;</li> <li>- порушення самовідтворення флори та фауни і т. д.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- витрати на відтворення флори та фауни (відтворення флори та фауни в результаті зміни кількості популяцій і груп видів);</li> <li>- витрати на відновлення біологічної і генетичної різноманітності природних популяцій;</li> <li>- витрати на створення і впровадження нових засобів захисту рослин від шкідників тощо</li> </ul>
Ризики впливу на природні ресурси	<ul style="list-style-type: none"> <li>- зміна якості природних ресурсів (земельних, водних тощо);</li> <li>- зниження можливості використання різних функцій ресурсів (екологічних, соціальних);</li> <li>- порушення відтворення природних ресурсів</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- витрати у сфері охорони природи (наприклад, витрати на створення і впровадження нових засобів захисту рослин внаслідок появи нових хвороб і вірусів) та на охорону природних ресурсів (земельних, водних);</li> <li>- витрати на відтворення (відновлення) природних ресурсів (витрати на дезактивацію забруднених територій, рекультивацию ґрунтів);</li> <li>- витрати на створення і розвиток природоохоронних територій (витрати на створення санітарно-захисних зон, заповідників і природних резервуарів, а також витрати на їх утримання);</li> <li>- втрати від погіршення рекреаційних якостей природних ресурсів тощо</li> </ul>
Ризики біологічного забруднення (комплексної дії)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- поява нових мікроорганізмів і вірусів;</li> <li>- епідеміологічні проблеми в результаті появи нових хвороб та генетичних мутацій і т. д.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- витрати на створення нових лікарських препаратів, методів діагностики і т. д.;</li> <li>- витрати, пов'язані з вирішенням епідеміологічних проблем;</li> <li>- витрати на підтримку стану природних ресурсів (витрати на підтримку родючості ґрунтів, на моніторинг і профілактичне очищення ґрунту);</li> <li>- витрати на заміщення втраченої вигоди, яка виникла в результаті екологічних порушень (наприклад, витрати на освоєння нових земель, які не можуть використовуватися в с/г виробництві внаслідок біологічного забруднення; вартість продукції рослинництва, яка купується за кордоном, тощо)</li> </ul>

Незважаючи на те, що застосування біоінновацій у різних сферах людської діяльності дозволяє вирішити ряд нагальних еколого-економічних проблем розвитку суспільства, використання їх у виробництві і споживанні супроводжується негативними наслідками для еколого-економічної системи, обумовленими існуванням специфічних екологічних ризиків.

Крім того, через низку об'єктивних причин поза увагою залишаються питання оцінки еколого-економічних результатів використання біоінновацій, особливо у довгостроковій перспективі, що обумовлює розширення часових меж еколого-економічного аналізу процесів реалізації біоінновацій.

Необхідно констатувати відсутність комплексної системи еколого-економічного обґрунтування використання біоінновацій, при побудові якої необхідно враховувати як специфіку сучасного етапу інноваційного розвитку економіки, так і тенденції еколого-економічного розвитку суспільства.

Ці та інші проблеми використання біоінновацій у виробництві та споживанні вимагають науково-практичного аналізу і пошуку оптимальних рішень, що враховують екологічні вимоги в рамках концепції сталого розвитку і забезпечення еколого-економічної безпеки.

### ***ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ***

1. Арент К. П. Экономические аспекты экологизации народного хозяйства : монография / К.П. Арент. – М. : Московский государственный университет природообустройства, 2001. – 193 с.
2. Ангаева С. Д. Использование методологии воспроизводственного подхода для создания системы индикаторов устойчивого развития региона / С. Д. Ангаева // Вестник Сибирского государственного аэрокосмического университета им. академика М. Ф. Решетнева. – 2007. – № 2. – С. 99–101.
3. Артамонов В. И. Биотехнология – агропромышленному комплексу/ В. И. Артамонов. – М. : Наука, 1989. – 160 с.
4. Бешелев С. Нововведения и мы / С. Бешелев, Ф. Гурвич. – М. : Наука, 1990. – 296 с.
5. Біла С. О. Вплив глобалізації на формування диспропорцій регіонального розвитку в Україні / С.О. Біла // Стратегічні пріоритети. – 2011. – № 1 (18). – С. 13–20.
6. Биотехнология в сельском хозяйстве: растения : пособие ВІО по БІОтехнологии [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://cbio.ru/modules/news/print.php?storyid=2238>.

7. Биотехнология на охране здоровья : диагностик : пособие ВЮ по БИОтехнологии [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://cdio.ru/modules/news/print.php?storyid-2094>.
8. Боков В. А. Основы экологической безопасности : учеб. Пособ. / В. А. Боков, А. В. Лущик. – Симферополь : СОНАТ, 1998. – 223 с.
9. Васильева Т. А. Риск-менеджмент инноваций : монография / Т. А. Васильева, О. Н. Диденко, А. А. Епифанов. – Сумы : Деловые перспективы, 2005. – 260 с.
10. Волова Т. Г. Биотехнологии / Т. Г. Волова. – Новосибирск : Изд.-во Сибирского отделения Российской академии наук, 1999. – 252 с.
11. Галушкіна Т. П. Економіка природокористування : навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / Т. П. Галушкіна. – Х. : Бурун Книга, 2009. – 480 с.
12. Генетически модифицированные организмы и биологическая безопасность / [ Вл. В. Кузнецов, А. М. Куликов, И. А. Митрохин, В.Д. Цыдендамбаев] // Федеральний вестник екологічного права. – 2004. – № 10. – 65 с.
13. Генетически модифицированные организмы и обеспечение биологической безопасности / И. Игнатьев, И. Тромбицкий, А. Лозан. – Кишенев : Экоспектр – Бендеры, 2008. – 60 с.
14. ГМО – скрытая угроза России // По анализу эффективности контроля за оборотом генетически модифицированных продуктов питания: материалы к докладу президенту РФ совместного заседания Совета Безопасности и Президиума Госсовета РФ от 13.11.2003 /отв. ред. Старинов И. В. – М. : ОАРБ ЦЭПР, 2004.
15. Горшенина Е. В. Региональные экономические исследования : теория и практика / Е. В. Горшенина. – Тверь : Твер. гос. ун-т, 2009. – 203 с.
16. Гранберг А.Г. Основы региональной экономики / А. Г. Гранберг. – М. : Изд-во Гос. ун-та «Высшая школа экономики», 2003. – 495 с.
17. Данилишин Б.М. Економіка природокористування : підручник / Б. М. Данилишин, М. А. Хвесик, В. А. Голян. – К. : Кондор, 2010. – 465 с.
18. Державне управління регіональним розвитком України : монографія / за заг. ред. В. Є. Воротіна, Я. А. Жаліла. – К. : НІСД, 2010. – 288 с.
19. Длуголески Э. Изменение климата и финансовый сектор: перспективы деятельности / Эндрю Длуголески, Саша Лафельд. – Издание Allianz Group и WWF (на русском языке подготовлено WWF России. – 2005 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc\\_andfinansial.pdf](http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc_andfinansial.pdf).
20. Добрынин А. И. Региональные пропорции воспроизводства / А. И. Добрынин. – Л. : Изд-во ЛГУ, 1977. – 127 с.

21. Ілляшенко С. М. Управління екологічними ризиками інновацій : монографія / С.М. Ілляшенко, В.В. Божкова; за ред. д-ра екон. наук, проф. С. М. Ілляшенка. – Суми : ВТД „Університетська книга”, 2004. – 214 с.
22. Інноваційні підходи до регіонального розвитку в Україні : аналітична доповідь – К. : НІСД, 2011. – 47 с.
23. Краснопольский Б. Х. Пространственная организация регионального управления природопользованием (опыт штата Аляска, США) / Б. Х. Краснопольский // Пространственная экономика. – 2005. – № 2. – С. 163–169.
24. Куликов А. М. ГМО и риски их использования / А. М. Куликов // Материалы к докладу президенту РФ. – М., 2004. – С. 46 – 71.
25. Лемешев М. Я. Региональное природопользование: на пути к гармонии / М. Я. Лемешев, Н. В. Чепурных, Н. П. Юрина. – М. : Мысль, 1986. – 262 с.
26. Макарова Н. С. Економіка природокористування : навч. посіб. / Н. С. Макарова, Л. Д. Гармідер, Л. В. Михальчук. – К. : Центр учбової літератури, 2007. – 332 с.
27. Маршалова А. С. Основы теории регионального воспроизводства / А. С. Маршалова, А. С. Новоселов. – М. : Экономика, 1998. – 192 с.
28. Межевич Н. М. Основные направления региональной политики Российской Федерации. – Ч.1 : Теория регионального развития : учеб. Пособ. [Электронный ресурс] / Н. М. Межевич. – Режим доступа : <http://www.dvo.sut.ru/libr/history/i299mez1/index.htm>.
29. Моделирование социо-эколого-экономической системы региона / [О. Ф. Балацкий, Д. В. Бельшев, В. И. Гурман и др.]; под ред. В. И. Гурмана, Е. В. Рюминой. – М. : Наука, 2001. – 175 с.
30. Новоселов А. С. Регион как исходное понятие теории регионального воспроизводства / А. С. Новоселов // Регион : Экономика и Социология. – 2006. – № 3. – С. 3–14.
31. Олейник К. Экологические риски хозяйственной (предпринимательской) деятельности: сущность, основные виды / К. Олейник // Управление риском. – 2000. – № 3. – С. 42–45.
32. Орловська Ю. В. Стратегічне управління інвестиціями в регіональний розвиток / Ю. В. Орловська. – К. : Знання України, 2006. – 336 с.
33. Перелёт Р. А. Замечания по экономическим аспектам распространения ГМО / Р. А. Перелёт // Материалы к докладу президенту РФ. – М., 2004. – С. 111–116.
34. Природно-ресурсна сфера України : проблеми сталого розвитку та трансформацій / за загальною редакцією чл.-кор. НАН України Б. М. Данилишина. – К. : Нічлава, 2006. – 704 с.

35. Рассадникова С. І. Базові принципи формування інвестиційної привабливості природокористування / С. І. Рассадникова // Економічні інновації. – 2010. – Випуск 40. – С. 308–315.

36. Резолюція Міжнародного екологічного форуму «Довкілля для України» [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.menr.gov.ua/content/article/10729>.

37. Реймерс Н. Ф. Природопользование : словарь-справочник / Н. Ф. Реймерс. – М. : Мысль, 1990. – 639, [1] с.

38. Рутгайзер В. М. Региональные особенности общественного воспроизводства. – М. : Мысль, 1972. – 188 с.

39. Сабадаш В. В. Екологічні конфлікти і проблеми права власності на ресурс : науково-технологічні аспекти ресурсної безпеки / В. В. Сабадаш // Механізм регулювання економіки. – 2009. – № 1. – С. 42–51.

40. Сельское хозяйство и пищевые продукты: кому выгодны ГМ-культуры? // Анализ глобальных показателей эффективности ГМ-культур за 1996–2006 гг. – Friends of Earth International. – 2007, Январь. – 32 с.

41. Стратегії економічного розвитку в умовах глобалізації : монографія / за ред. Д. Г. Лук'яненка. – К. : КНЕУ, 2001. – 538 с.

42. Сухорукова С. М. Экономика и экология (политэкономический аспект) : [учеб. – метод. пособ. для вузов] / С. М. Сухорукова. – М. : Высшая школа, 1988. – 111 с.

43. Трофимов А. М. Эффективное природопользование и инвестирование как пути выхода из кризисного состояния эколого-экономических систем / А. М. Трофимов, В. А. Рубцов, Д. З. Кучерявенко, М. В. Рожко // Экологический консалтинг. – 2011. – № 1 (41). – С. 2–4.

44. Харичков С. К. Экологизация научно-технологического развития : монография / С. К. Харичков, Ю.О. Николаев. – Одесса : Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований НАН Украины, 2003. – 120 с.

45. Хвесик М. А. Економіко-правове регулювання природокористування: монографія / М. А. Хвесик, Л. М. Горбач, Ю. П. Кулаковський. – К. : Кондор, 2004. – 524 с.

46. Хлобистов Є. В. Екологічна безпека трансформаційної економіки / Є. В. Хлобистов; відп. ред. С.І. Дорогунцов // НАН України ; Рада по вивченню продуктивних сил України. – К. : Агентство «Чорнобильінтерінформ», 2004. – 334 с.

47. Хлобистов Є. В. Економічна безпека України у глобальних викликах сучасності / Є. В. Хлобистов // Механізм регулювання економіки. – 2008. – № 4. – Т. 1. – С. 157–162.

48. Хохлявин С. А. Экологический кодекс Франции и нормы финансового характера, обеспечивающие его реализацию при обращении с



отходами // С.А. Холявин [Електронний ресурс]. – Режим доступу :<http://www.lawmix.ru/comm/1322>

49. Шабунина И. М. Пределы и императивы использования природных ресурсов, факторов / И. М. Шабунина, В. В. Фесенко // Вестник ВолГУ. – 2003–2004. – Серия 3. – Вып. 8. – С. 6–22.

50. Шапарев Н. Я. Региональное устойчивое природопользование / Н. Я. Шапарев // Вестник Российской академии наук. – 2009. – Том 79, № 12. – С. 1093–1099.

51. Швагерус П. В. Инвестиционные природоохранные программы в региональном природопользовании / П. В. Швагерус. – М. : НИИ-Природа, ВО РЭА, 2005. – 138 с.

52. Шкодкіна Ю. М. Механізм фінансової трансмісії у забезпеченні екологічно сталого розвитку / Ю. М. Шкодкіна // Інноваційна економіка. – 2012. – № 11. – С. 160–164.

53. Яндыганов Я. Я. Инновационная стратегия природопользования урбанизированных территорий / Я. Я. Яндыганов, Е. Я. Власова // Управленец. – 2010. – № 3–4 (7–8). – С. 32–39.

54. Auist D. Transgenic DNA Inrogren into traditional Maize Landraces in Oaxaca , Mexico / D. Auist, I. Chapela // Nature. – 2001. – November, 29. – P.541.

55. Beckie H.J. Impact of herbicide resistant crops as weeds in Canada / H. J. Beckie, L.M. Hall, S.J. Warwick // Proceedings Brighton Crop Protection Council. Weed. – 2001. – P. 135 – 142.

56. Bernard R. Glick. Molecular Biotechnology. Principles and Applications of Recombinant DNA / Bernard R. Glick, Jack J. Pasternak // ASM PRESS. – Washington, D.C., 1998. – 589 p.

57. Clarke E. International Finance. Second Ed. – L. : Thompson, 2002.

58. Directive № 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage // Official Journal of the European Union, L. 143, 30.04.2004. – P. 56–75.

59. Freeman C. Unemployment and Technical Innovation / C. Freeman, C. Clark, L. Soete. – L., 1982. – 156 p.

60. International service for the acquisition of agro – biotech applications [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://www.roundup-ready.ru/press/aid\\_block\(17\)](http://www.roundup-ready.ru/press/aid_block(17)).

61. Lorge Lappolla. La Biotechnologia Transgenica en Argentina [Електронний ресурс] / Lappolla Lorge. – Режим доступу : <http://www.ecoportal.net>.

62. OECD Statistics [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://stats.oecd.org/>.

## РОЗДІЛ 2

# ПОТРЕБИ ТА ІНТЕРЕСИ В ТЕОРІЇ ТА МЕТОДОЛОГІЇ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ

### 2.1 Еколого-економічні протиріччя відтворення на сучасному етапі

Кризові явища у світовій економіці, які мають фінансовий характер і дотепер є відчутними в економічному житті України, ускладнюють реалізацію політики сталого розвитку, в межах якої все частіше постає завдання забезпечення процесів ефективного відтворення.

Наразі існуючі домовленості на міждержавному рівні не забезпечують реалізацію визначених завдань – продовжується переважно екстенсивне використання природних ресурсів, не вирішується проблема кліматичних змін, збереження біорізноманітності тощо. Але при цьому у ринковій економіці природа розглядається як капітальний актив, тобто ресурс, що капіталізується. На підтвердження цього можна навести не лише теоретичні обґрунтування, а й практичні підходи до оцінки природних ресурсів, наведені у системі національних рахунків (СНР). Згідно з цими підходами природні ресурси розглядаються як економічні активи, а отже, включаються у баланс економічних активів, тобто визнаються специфічним (природним) капіталом, що бере участь у відтворювальному процесі.

Основою теоретичних дискусій, які викликає зазначений підхід, є єдина методологічна база вартісного оцінювання природних ресурсів та інших активів, що враховуються у системі національних рахунків. Тобто передбачається можливість проведення порівняння, зіставлення та заміщення одного активу іншим.

Віднесення природних ресурсів до економічних активів та використання відповідної методології їх оцінки означає їх визнання капітальними активами, вартість яких визначається приведенням грошових потоків, що створюються в результаті використання цих ресурсів. Проте сучасна методологія прийняття управлінських рішень не передбачає оцінку власне екологічних функцій ресурсів як таких, що мають економічну цінність, яка відповідно потребує відтворення.

Сучасна політика еколого-економічного регулювання повинна враховувати, що наразі розуміння відтворення, його темпів і пропорцій зазнає суттєвих змін, обумовлених трансформаціями системи соціально-економічних відносин. Одним із напрямів таких трансформацій є орієнтація на екологічнобезпечний, збалансований розвиток, в основу якого

покладене раціональне природокористування як один із принципів сталого розвитку, визначений Конференцією ООН з навколишнього середовища в Ріо-де-Жанейро у 1992 р.

Відносини природокористування розглядаються як полісистемні, багатоаспектні, їх характер є економічно і соціально детермінованим. Раціональність природокористування визначається ступенем розвитку соціально-економічних відносин, трансформація яких зумовлює певні протиріччя у самій системі природокористування. Подолання цих протиріч можливе лише за умови комплексного підходу до формування раціонального природокористування у загальній системі суспільного відтворення.

Розглянемо еколого-економічні протиріччя, що властиві процесу взаємодії суспільства і довкілля, є об'єктивними та динамічними характеристиками такої взаємодії. Як зазначається у праці [3], вони характеризують стан соціально-економічних зв'язків відтворювального процесу і фіксують відносини соціальних суб'єктів, що склалися історично, щодо привласнення, обміну розподілу природних благ у виробничому процесі та поза ним.

Еколого-економічні протиріччя визначаються як об'єктивно-необхідне, соціально-предметне, динамічне співвідношення взаємозалежних протилежностей, іманентних економічному процесу взаємодії суспільства та довкілля. Такі протиріччя характеризують стан соціально-економічних взаємозв'язків виробничо-відтворювального процесу та фіксують відносини соціальних суб'єктів, що історично склалися, щодо привласнення, обміну, розподілу в процесі виробництва та за його межами [9, с. 27].

Традиційно серед протиріч взаємодії між суспільством і природним середовищем виділяють:

1 Протиріччя, обумовлені впливом системи політичних, філософських, правових, естетичних поглядів суспільства на процеси природокористування та інститутів, що їх забезпечують.

2 Протиріччя, обумовлені невідповідністю законів розвитку суспільства і природи.

3 Протиріччя між зростаючими потребами суспільства у природних елементах і обмеженими можливостями природи їх задовольняти.

4 Протиріччя, обумовлені специфікою функціонування і розвитку продуктивних сил [9; 20; 41].

Протиріччя першої групи на сучасному етапі соціально-економічного розвитку стають все очевиднішими, спостерігається зміна відношення до проблем забруднення природного середовища – не лише з

позиції економічної оцінки, але й з погляду морально-етичних принципів. Пропонується разом з економічними враховувати вплив таких суспільних інститутів, як суспільна думка, право, мораль, що є індикаторами ставлення суспільства до навколишнього середовища [53].

Протиріччя, обумовлені невідповідністю законів розвитку суспільства і природи, в економічній системі проявляються у наявності так званих «провалів ринку», що призводить до неадекватності оцінки природних ресурсів, несформованості цін на певні їх види, а отже, не дозволяє створити адекватні економічним умовам механізми їх відтворення.

Суть протиріч третьої групи можна сформулювати як обумовленість обмеження потреб суспільства їх постійним зростанням, результатом чого є створення стандартів якості довкілля, обмеження на використання природних ресурсів, санкції за порушення умов експлуатації природних об'єктів, прями заборони тощо.

Протиріччя, спричинені специфікою функціонування і розвитку продуктивних сил, проявляються в тому, що, з одного боку, динаміка процесів природокористування характеризує певний рівень розвитку продуктивних сил та виробничих відносин, а з іншого – соціально-економічний характер природокористування визначає природу всієї системи виробничих зв'язків, які відрізняються орієнтованістю на споживання чи відтворення умов життєдіяльності [69].

Ми вважаємо, що наслідком існування протиріч другої та четвертої груп є протиріччя, які можна охарактеризувати як суттєві розбіжності між вартісними та матеріальними потоками, що характерні для сучасної економіки. Вартісні потоки здебільшого не пов'язані з процесами реального сектору, тоді як матеріальні – можуть бути оцінкою не лише реальних потоків виробленої продукції й обсягів використання природних ресурсів, але й непрямо – обсягів забруднення довкілля.

Такі протиріччя розглядаються як небезпечна характеристика сучасної економіки, зокрема С. Бобилев наголошує, що вартісні потоки характеризують віртуальну економіку та «живуть за власними законами», і саме диспропорція між матеріальними і фінансовими потоками є причиною неефективних рішень у сфері інвестування [5].

Серед об'єктивних протиріч четвертої групи основним, на нашу думку, є протиріччя, обумовлене швидкістю процесів відтворення у природній та економічній системах. Мова йде про терміни, впродовж яких відбуваються відповідні процеси у природному середовищі (природні процеси), та терміни власне економічного відтворення (соціально-економічних процесів). У праці [5] підкреслюється незбалансованість саме швидкості процесів, які проходять у природному та соціально-економічному середовищах. Причому для соціально-економічної системи характерне прискорення відтворювальних процесів, що сьогодні

беззаперечно визнається більшістю вчених як особливість сучасного етапу розвитку економічних систем. Деякі вчені підкреслюють, що «время природных процессов, как правило, на порядок больше, чем социально-экономических, а наши знания о природных закономерностях слишком ничтожны, чтобы быть уверенными в правильности выбранной природоохранной политики по восстановлению и стабилизации природных комплексов» [24, с. 7].

Автор [44], досліджуючи протиріччя між економічними та природними аспектами відтворення, наголошує, що, незважаючи на те, що фізичний і соціальний простори мають власну логіку розвитку, власну структуру й ієрархію, економічний простір прагне нав'язати свою структуру і логіку кожному з них, оскільки ієрархія, встановлена між різними видами капіталу, побудована за логікою, що працює на користь економічного капіталу.

Крім наведених, деякі автори виділяють протиріччя, яке зумовлює додаткову асиметрію інформації, а саме протиріччя між довгостроковими цілями інвестиційної діяльності та відносно швидкими змінами у сфері державного регулювання природокористування та екологічного розвитку [21, с. 8]. Наслідком існування такого протиріччя є додаткові ризики інвестування.

Отже, одне із завдань політики ефективного відтворення може бути визначене як забезпечення синхронізації між процесами економічного та природного відтворення з відповідною трансформацією механізмів управління природокористуванням.

У межах протиріч, обумовлених невідповідністю законів розвитку суспільства і природи, та протиріч, обумовлених специфікою функціонування і розвитку продуктивних, ми вважаємо за доцільне розглядати протиріччя між необхідністю розгляду не просто природних ресурсів, а якості довкілля в межах економічної теорії виробництва як окремого виробничого фактора та сучасною методологією прийняття управлінських рішень. Остання не передбачає визначення власне екологічних функцій ресурсів як таких, що мають економічну цінність, яка потребує відтворення.

Способом подолання описаних протиріч є регулювання процесів природокористування відповідно до принципів сталого розвитку – формування адекватної потребам моделі відтворення, яка у сучасних умовах передбачає включення до системи суспільного відтворення відносин, пов'язаних із відтворенням природного середовища. Деякі автори навіть зауважують, що зростання масштабів суспільного виробництва, ускладнення його зв'язків із довкіллям не просто обумовлює участь людини у розширеному відтворенні природних ресурсів, але й вимагає комплексної перебудови природного середовища [3]. Дійсно, проблема забезпечення ресурсами відповідної якості, підтримання певної

якості довкілля постає передусім як економічна проблема – уже сьогодні констатується невідповідність між існуючими потребами суспільства та потенціалом навколишнього природного середовища щодо забезпечення ресурсами, поглинання відходів, якості природних умов тощо. Отже, можливості підтримувати (відтворювати) рівень споживання та добробуту, який склався на сьогоднішній день, є обмеженими.

Хоча сьогодні науковці і констатують, що у кожній складовій системи відтворення (у відтворенні особистого фактора, матеріальних умов та економічних відносин) наявний яскраво виражений економіко-екологічний аспект [68], екологічні параметри розвитку розглядаються переважно як обмеження. У систему цілей та завдань розвитку економічних суб'єктів вбудовуються (екзогенно задаються) природоохоронні завдання в межах досягнення загальної мети – формування екологобезпечного типу виробництва. Зокрема, у Великобританії при підготовці заходів щодо реалізації концепції сталого розвитку у доповіді, підготовленій Лондонським центром економіки довкілля «Програма «зеленої економіки», запропоновано ввести екологічні фактори, пов'язані з проектами господарського розвитку, в аналіз «витрати-вигоди» [30].

І хоча функції екосистем, які забезпечуються екологічними ресурсами певної якості, складають довгострокову основу розвитку, інвестування на їх підтримання є переважно неефективним, адже, виходячи з принципів прийняття економічних рішень, довгострокові вигоди від інвестування на збереження чи відновлення довкілля наближаються до нуля так само, як і довгострокові негативні екстерналії. З позицій традиційної економічної ефективності термін окупності більшості програм і проектів не повинен перевищувати 8–12 років [4; 63].

Можливо саме потреба в економічній переконливості обґрунтувань і доказів на користь відтворення ефективного природокористування, в тому числі шляхом інвестування на відтворення та збереження довкілля, обумовила трансформацію розуміння сутності деяких економічних категорій, які є базовими для ринкової (капіталістичної) економіки. Зокрема, поряд із природними ресурсами (у класичній політичній економії – землі), які традиційно розглядалися поряд із капіталом та працею як самостійний фактор виробництва, сьогодні все частіше використовується категорія «природний капітал». У праці [41] Р. Моїсеєв, зазначає, що такі нові теоретичні конструкції, як «природний капітал» і «людський капітал», радикально змінюють уявлення про сутність і характер основних економічних ресурсів.

Аналізуючи еколого-економічні протиріччя суспільного відтворення, необхідно зазначити суперечливість у визначення теоретичних понять і конструкцій, які визначають об'єкт управління в процесі реалізації політики регулювання природокористування та оцінки еколого-

економічних взаємодій. Зокрема, О. Теліженко, розглядаючи еколого-економічні протиріччя як об'єктивну причину та наслідок соціально-економічного розвитку, все-таки вбачає у них суб'єктивні наслідки існування неузгодженого понятійного апарату. Така неузгодженість обумовлена механічним поділом виробничо-відтворювального процесу і процесу природокористування: «Если и в дальнейшем экономическая наука будет развиваться в направлении “механического” разделения производственно-воспроизводственного процесса и процесса природопользования, то очень скоро будет весьма сложно определить сам предмет исследования» [55, с. 63].

Ми поділяємо таку точку зору і вважаємо за необхідне більш широко розглядати процеси відтворення стосовно сфери природокористування.

У найбільш загальному розумінні відтворення визначається як безперервний рух і відновлення процесу створення (виробництва) життєдіяльності будь-якої системи – біологічної, соціальної і включає відтворення елементів системи, відносини між ними та взаємодії із зовнішнім середовищем [7]. Отже, розуміється не лише як відновлення окремих елементів системи, а й відносин між ними. Проте стосовно сфери природокористування відтворення розглядається передусім як відтворення природних ресурсів чи природно-ресурсного потенціалу. Однак, розглядаючи відтворення природних ресурсів окремо, без зв'язку із способами їх використання, неможливо сформулювати ефективну систему природокористування, адже умови і методи використання природних ресурсів визначають потребу у їх відтворенні, обсяги утворення відходів та можливості щодо їх перероблення чи утилізації. Тобто раціональність природокористування повинна досягатися за рахунок комплексного регулювання усіх його напрямів: не лише відтворення природних ресурсів, а й створення ефективних способів їх використання (як виробничого, так і невиробничого), формування ефективної системи охорони та оздоровлення довкілля, наукового обґрунтування і впровадження адекватних вимогам сучасного етапу соціально-економічного розвитку дієвих механізмів управління, включаючи системи моніторингу, обліку та контролю.

Дослідження природокористування як економічної категорії не дозволяє в обґрунтуванні напрямів і механізмів відтворення обмежитися лише природними ресурсами, оскільки власне напрями природокористування розглядаються ширше. Так, у праці [3] класифікація природокористування представлена п'ятьма напрямками, кожен з яких містить декілька його видів (табл. 2.1).

Тим більше, що розуміння природокористування, його ролі у суспільному відтворенні сьогодні трансформується разом із зміною соціально-економічних відносин, їх орієнтацією на екологічні потреби та інтереси. Схематично процес трансформації суспільного відтворення та місце сфери природокористування в ньому зображено на рис. 2.1.

Таблиця 2.1

Класифікація основних напрямів і видів природокористування [3]

1 Ресурсоспоживання	1.1 Видобуток ресурсів (у тому числі, виявлення, вивчення, підготовка, безпосереднє вилучення).
	1.2 Використання ресурсів (без вилучення із середовища).
	1.3 Використання середовища для зберігання відходів виробництва і споживання
2 Конструктивне перетворення	2.1 Комплексні програми перетворення природного середовища.
	2.2 Покращання окремих якостей ресурсів.
	2.3 Захист від стихійних явищ.
	2.4 Ліквідація наслідків господарської діяльності
3 Відтворення природних ресурсів	3.1 Безпосереднє відтворення відтворювальних природних ресурсів.
	3.2 Створення умов для відтворення відтворювальних ресурсів.
	3.3 Відновлення (рекультивация ландшафтів, очищення водойм тощо)
4 Охорона середовища існування і природних ресурсів	4.1 Попередження негативних впливів виробництва і споживання.
	4.2 Власне охорона (консервация) ландшафтів.
	4.3 Збереження генетичної різноманітності біосфери
5 Управління і моніторинг	5.1 Інвентаризация, облік і контроль.
	5.2 Регулювання стану ресурсів і природного середовища.
	5.3 Управління процесами природокористування

Серед причин, які зумовлюють необхідність побудови регулювальних механізмів, зорієнтованих на відтворення природокористування як самостійний цілісний процес, необхідно також зазначити:

- трансформацію структури суспільного відтворення;
- розширення сфери нематеріального виробництва та зміну характеру природокористування;
- зростання комплексу екологічних проблем, їх взаємну обумовленість;
- об'єктивну наявність процесів природокористування у відтворенні складових національного багатства – людського, природного та виробленого капіталу.

Трансформація структури суспільного відтворення сьогодні проявляється у зростанні ролі нематеріального виробництва (рис. 2.1), появі нових видів діяльності, зміні структури потоків капіталу та структури витрат.



Зміна характеру природокористування у сучасних дослідженнях характеризується як формування інноваційного природокористування, що передбачає реалізацію інновацій у технології природокористування, реалізації механізмів транскордонного природокористування [9, с. 32].

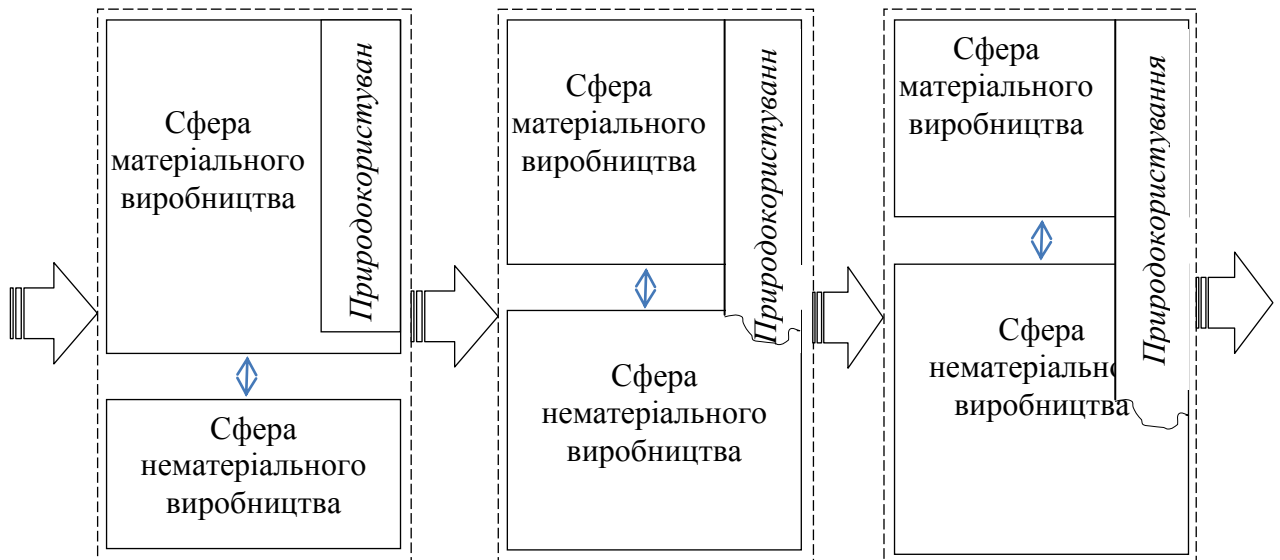


Рис. 2.1. Трансформація суспільного відтворення та розуміння місця і ролі сфери природокористування

Результатом загострення екологічних проблем, їх взаємообумовленості та глобального характеру є комплекс дій на глобальному рівні – узгоджуються заходи національних політик у сфері природокористування та сталого розвитку.

Розглядаючи процес відтворення як відтворення певної якості життя, об'єктивно постає зв'язок із потребами та можливостями їх задоволення. Існує пропозиція природокористування розглядати як окрему потребу, яка повинна відтворюватися на кожній території для кожної соціальної спільноти, що вимагає узгодження дій щодо використання природних ресурсів та природних умов, оскільки переважання задоволення окремих потреб для деяких локальних спільнот неодмінно викликає зменшення можливостей задоволення потреб якості довкілля чи природних ресурсів іншими спільнотами [69]. Отже, склад та структура потреб змінюються, з'являються нові чи модифікуються традиційні:

- потреба в екологічно чистих продуктах харчування;
- потреба у збереженні та підтриманні якості довкілля для майбутніх поколінь (глобальна потреба);
- потреба у витратах на збереження (покращання), а для деяких регіонів – відновлення природно-ресурсного потенціалу тощо.

Поява потреб – це сигнал економічній системі щодо необхідності формування механізмів їх задоволення, що, на думку деяких науковців потребує визначення специфіки природокористування у системі загальноприйнятих вартісних понять і показників [30].

Сьогодні саме наявність природного, людського та виробленого капіталу як складових національного багатства є основним орієнтиром для відповідних вартісних оцінок. Тому ми розглядаємо відтворення природокористування у взаємозв'язку з усіма видами капіталу, що формують національне багатство і рух яких визначає траєкторію суспільного відтворення (рис. 2.2).

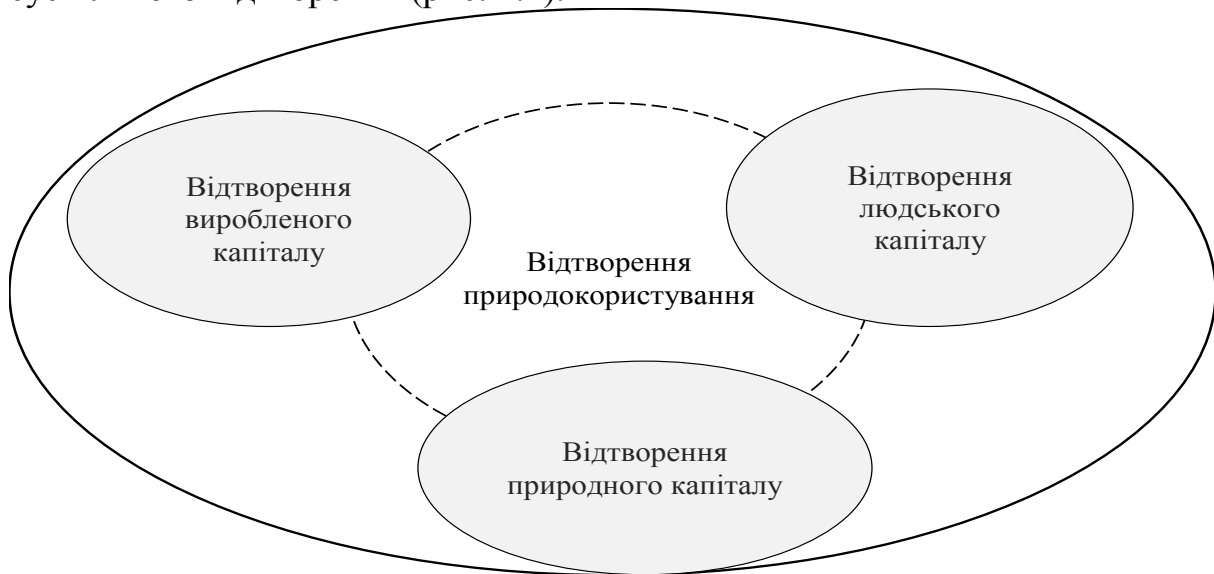


Рис. 2.2. Місце відтворення природокористування у системі відтворення суспільного капіталу

У праці [37] зазначається, що ні одна зі сфер діяльності людини не може розглядатися поза природокористуванням, тому його раціоналізація передбачає реалізацію інвестицій у всіх галузях і сферах економіки. Тому в масштабах економіки країни в цілому та в масштабах окремого регіону інвестиції в раціональне природокористування завжди спрямовані на покращання якості довкілля та якості життя населення, отже, цілі інвестицій у раціональне використання природних ресурсів та охорону довкілля є спільними для всіх учасників природокористування.

Отже, ми пропонуємо розглядати відтворення природокористування як процес неперервного відновлення економічної діяльності, пов'язаної із споживанням природних ресурсів, їх відтворенням, охороною та комплексним перетворенням природного середовища, а також їх реалізацією форм і методів управлінського впливу на процеси природокористування.

Структурна схема відтворення природокористування подана на рисунку 2.3.

Необхідність трансформації існуючих механізмів відтворення зумовлена об'єктивними характеристиками природних умов та ресурсів, а саме їх обмеженістю та можливостями природного середовища до самовідновлення.

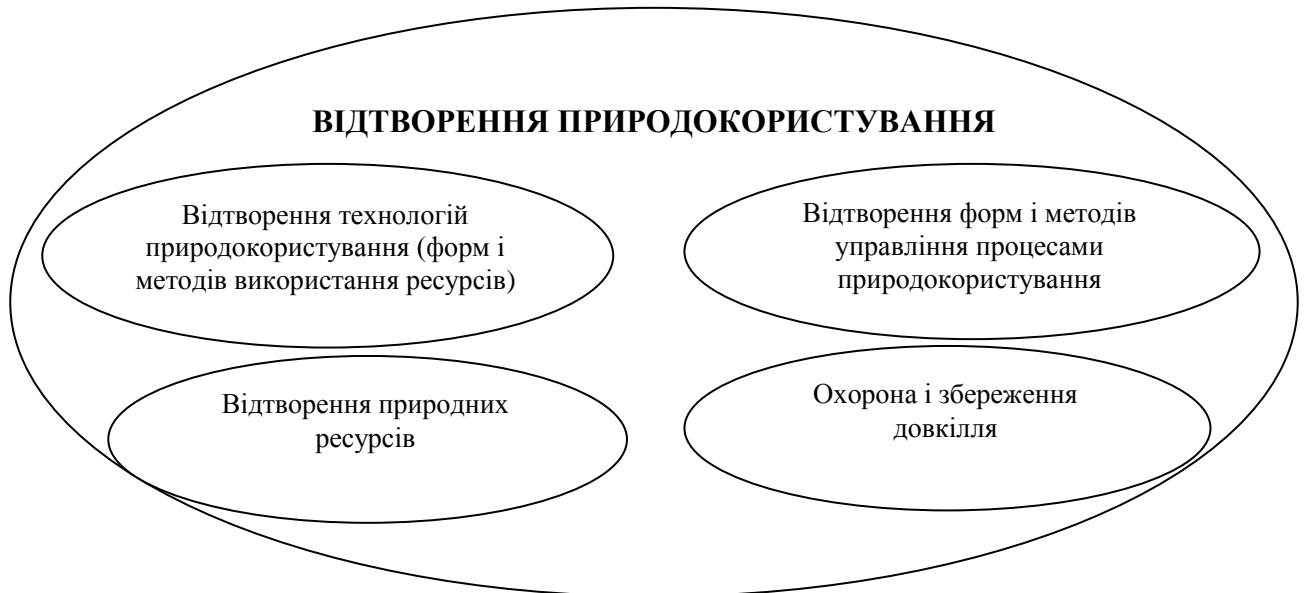


Рис. 2.3. Схема відтворення природокористування

Стосовно сфери природокористування формування механізмів відтворення потребує урахування об'єктивних протиріч інвестиційного процесу та специфіки функціонування даної сфери.

## **2.2 Екологічні потреби та економічні інтереси у сучасному середовищі та їх трансформація**

Реалізація принципів концепції сталого розвитку вимагає подолання певних протиріч і потребує розширення та поглиблення теоретико-методологічної бази дослідження взаємодії суспільства та довкілля, зокрема соціально-економічних відносин у сфері природокористування. Основний принцип сталого розвитку, що вимагає забезпечення можливості задоволення потреб майбутніх поколінь, рівності у розподілі ресурсів між поколіннями, об'єктивно обумовлює необхідність вивчення трансформацій системи економічних відносин, у тому числі у довгостроковій перспективі. Одним із напрямів такого дослідження є дослідження інтересів економічних суб'єктів, оскільки саме через суперечливі інтереси персоніфікованих різнорівневих суб'єктів економічної системи проявляються економічні відносини.

Дослідження системи інтересів дозволить зрозуміти не просто закономірності формування системи потреб у сучасній економіці, а й те, як саме процес їх узгодження визначає закономірності соціально-економічного розвитку, і яким чином такі закономірності змінюються під впливом екологічного фактора.

Передуючи дослідженню еколого-економічного інтересу, розглянемо існуючі підходи до визначення сутності та змісту економічного інтересу як однієї з базових категорій економічної науки, що досить глибоко вивчається у вітчизняній економічній літературі.

Різні, інколи протилежні, визначення економічного інтересу обумовлені різним розумінням природи даного поняття. Загалом виділяють три підходи щодо визначення природи економічного інтересу:

- 1) підхід, який обґрунтовує суб'єктивну природу економічного інтересу;
- 2) підхід, який обґрунтовує об'єктивну природу економічного інтересу;
- 3) підхід, згідно з яким економічний інтерес має об'єктивно-суб'єктивну природу.

Суб'єктивна характеристика економічного інтересу обґрунтовується виходячи з того, що інтерес обов'язково повинен бути усвідомлений і може визначатися виключно стосовно конкретного економічного суб'єкта, наявного в економічних відносинах із властивими йому формами затрат, що в поєднанні з певною формою результату визначають інтерес такого суб'єкта. Тобто інтерес не існує без його носія.

Об'єктивність економічних інтересів пояснюється тим, що вони визначаються системою економічних відносин. Причому прибічники виключно об'єктивної природи економічних інтересів стверджують, що «інтереси існують незалежно від волі та усвідомлення людей» [32, с. 12], мається на увазі те, що інтереси є результатом об'єктивних умов функціонування певного суб'єкта, а не продуктом його свідомості чи волі.

Прихильники об'єктивно-суб'єктивного підходу обґрунтовують дуалістичну природу економічного інтересу, виходячи з того, що останній дійсно формується системою економічних відносин, однак обов'язково розглядається стосовно конкретного економічного суб'єкта, його усвідомленням власних потреб.

Традиційно економічні інтереси визначаються як «прояв виробничих відносин у вигляді об'єктивної спрямованості господарської діяльності людей, вираження об'єктивної необхідності активної позиції агентів виробничих відносин у процесі господарської діяльності» [63, с. 42].

Обстоюючи об'єктивну природу економічних інтересів, автори праці [32, с. 14] пропонують визначати їх як «об'єктивну характеристику соціального статусу суб'єкта, яка показує, що такому суб'єкту, враховуючи його статус, вигідно чи невигідно і які саме дії та якою мірою

в даній системі суспільно-економічних відносин (або ж зміни такої системи) сприяють збереженню (зміцненню) його соціального статусу, а які викликають протилежний результат». Розглядаючи місце економічного інтересу у мотиваційному механізмі економічного суб'єкта (рис. 2.4), автори виділяють потреби та соціально-економічний статус суб'єкта як основу, що визначає сутність інтересу.



Рис. 2.4. Економічний інтерес у мотиваційному механізмі суб'єкта господарювання

Однак ми вважаємо, що запропоноване визначення не зовсім чітко відображає сутність досліджуваного поняття, що пов'язано передусім із неоднозначним тлумаченням поняття «соціально-економічний статус суб'єкта», оскільки за такого підходу незрозумілим є сутність колективних (суспільних) інтересів і взагалі можливість ієрархічного поділу системи інтересів.

Взаємозв'язок економічного інтересу з економічними потребами є настільки очевидним, що досить часто ці поняття ототожнюються. Однак більшість науковців доводять хибність та теоретико-методологічну непослідовність такої точки зору, оскільки ці категорії є хоча і близькими, спорідненими, проте методологічно різними. Деякі автори зауважують, що потреби та інтереси необхідно розглядати як причину та наслідок: потреба відображає, що саме необхідно економічному суб'єкту, а інтерес визначає можливі способи реалізації потреби [32], інші – розмежовують потребу та інтерес як сутність та явище: потреба виражає необхідність, а інтерес – ставлення до необхідності [52]. У праці [45] потреба розглядається як матеріальна основа, що передує економічному інтересу. Підтвердженням цього є думка В. В. Радаєва стосовно того, що інтереси відображають спрямованість руху, тобто характеризують цільову функцію потреб. Існує думка, що інтерес можна визначати, як «історично конкретну форму ставлення соціального суб'єкта до своїх потреб» [50].

Отже, визначення економічного інтересу пов'язане із системою потреб. Так, у праці [31] економічний інтерес конкретного суб'єкта визначається як «взаємодія між його економічними потребами» [31, с. 18]. Мається на увазі взаємодія у часі між якісно різними потребами, в якій одна потреба є необхідною передумовою задоволення іншої.

Виходячи з такого визначення, В. П. Каманкін наголошує на можливості вираження економічних інтересів у динамічних співвідношеннях різних економічних категорій (ціна, вартість, прибуток, заробітна плата, дохід, рента, відсоток, витрати тощо). Такі співвідношення відображають або динаміку цих категорій, або співвідношення затрат і результатів, або певні норми (норма прибутку, відсотка тощо) [31].

Таке розуміння сутності економічного інтересу обумовлює його кількісне визначення, що, у свою чергу, припускає грошове вимірювання. Проте питання щодо кількісної визначеності економічного інтересу є дискусійним. У праці [45] зазначається, що на відміну від потреб, які мають якісну визначеність та кількісну вимірність, інтереси можна характеризувати лише якісно. Ми не зовсім згодні з такою точкою зору, оскільки у цьому випадку економічний інтерес як цільова функція потреб не може бути оцінена, визначена як ступінь досягнення мети.

Будь-який інтерес розглядається як соціальна форма прояву відповідних потреб, економічний інтерес є складовою господарського механізму, який передусім розглядається у реалізації відносин власності в економіці. Проте останнім часом все частіше постає питання про трансформацію економічного інтересу під впливом екологічного фактора. У зв'язку з цим деякі автори говорять про необхідність виокремлення еколого-економічного інтересу, який за своєю сутністю та змістом не тотожний економічному [8; 11; 53] та об'єктивно виникає в сучасних економічних відносинах, інші – про неправомірність виділення окремої категорії «еколого-економічний інтерес» [19].

Розглянемо різні підходи до обґрунтування впливу екологічного чинника на трансформацію сучасної системи економічних відносин, а отже, і на економічний інтерес. Однією з найбільш цікавих сучасних праць із цього питання є праця [19], де М. М. Гузев говорить про те, що ускладнення змісту економічних інтересів принципово не змінює їх об'єктивної основи, тобто мова не може йти про виділення еколого-економічного інтересу як окремої категорії, оскільки таке ускладнення не змінює сутності економічних інтересів, а лише обумовлює їх екологічну спрямованість. Автор, зокрема, відзначає: «Є економічні інтереси ... обумовлені відповідними матеріальними потребами, є екологізація матеріальних потреб, що виражається в об'єктивній необхідності нормальних природних умов відтворення і буття людини і суспільства, є екологізація економічних відносин суспільства, що проявляється перш за все в узгодженні господарської практики з вимогами законів природи і природних процесів, і є екологічна орієнтованість економічних інтересів, що виявляються у прагненні мати повний набір не тільки суто економічних умов існування та розвитку, але й умов, пов'язаних із благополучним станом навколишнього середовища» [19, с. 105].

Ми не зовсім згодні з таким твердженням, перш за все тому, що заходи щодо забезпечення умов, пов'язаних із благополучним станом навколишнього середовища, сьогодні фактично є частиною економічної системи. Крім того, у даному контексті не зовсім зрозуміло, що автор розуміє під «екологізацією матеріальних потреб», тим паче що традиційно матеріальні та економічні потреби не ототожнюються.

Заперечуючи можливість виділення еколого-економічного інтересу, М. М. Гузев в певному сенсі суперечить сам собі. Зокрема, він констатує, що в умовах переходу до екорозвитку єдиною метою розвитку суспільства перестає бути збільшення національного доходу, що характеризує виключно економічний аспект розвитку. Постіндустріальна модель звільняється від зведення всієї її різноманітності лише до економічних параметрів [19, с. 102]. Однак одночасно наголошується, що «екологічність» проявляється в економічному інтересі лише тому, що люди в процесі задоволення своїх потреб вступають у відносини не лише з природою, але й між собою з приводу довілля і природних ресурсів, при цьому задаються питанням, «як виробництво вплине на природні умови життєдіяльності, і як це позначиться на природних умовах життя нащадків?» [19, с. 105].

Ми вважаємо таку позицію не досить обґрунтованою через ряд причин.

По-перше, «відносини з приводу природних ресурсів» пов'язані здебільшого з потребою виробництва у природних ресурсах, яка дійсно не повинна ототожнюватися з еколого-економічною потребою, а тим більше еколого-економічним інтересом. У праці [53], зокрема, зазначається, що потреба виробництва у природних ресурсах, яка здебільшого є основою економічного інтересу суб'єкта господарювання, досить часто є протилежною еколого-економічним потребам.

По-друге, забезпечення функцій відтворення довілля як середовища існування і функціонування людини вже сьогодні вимагає виокремлення специфічного виду діяльності, і в праці [53] зазначається, що сферою існування еколого-економічних інтересів є сфера природокористування.

Ми вважаємо, що, ґрунтуючись на будь-якому з вищенаведених визначень економічного інтересу, можна стверджувати, що стосовно сфери природокористування очевидно є трансформація економічного інтересу, оскільки змінюються потреби, змінюється спрямованість господарської діяльності людей загалом, отже, неправомірно говорити лише про екологічну орієнтованість інтересу, тим більше виникає питання про ступінь такої орієнтованості. І, якщо розглядати природокористування в найбільш широкому розумінні, можна стверджувати, що сферою дії еколого-економічних інтересів є вся сфера виробничо-господарської діяльності і сфера споживання. Підтвердженням цього є поява екологічних

товарів, що не можна тлумачити як реалізацію суто економічного або суто екологічного інтересу будь-якого суб'єкта.

По-третє, в постіндустріальній моделі суспільство не просто ставить запитання «як виробництво вплине на умови життєдіяльності?» Спроба знайти відповідь на це запитання якраз і «виводить» інтерес із виключно економічної площини в еколого-економічну. На нашу думку, еколого-економічний інтерес виникає саме тоді, коли, відповідаючи на це запитання, економічний суб'єкт трансформує своє ставлення до сукупності власних потреб, що фактично проявляється у зміні способу їхнього задоволення. Тобто змінюється цільова функція потреб, у якій екологічні змінні (фактори, умови тощо) розглядаються поряд із суто економічними. А сам факт узгодження поточних (сучасних) потреб із потребами майбутніх поколінь свідчить про зміну характеру взаємодії в часі між потребами економічного суб'єкта, певних соціальних груп та суспільства у цілому. Змінюється організація виробництва, склад, структура ресурсів, які при цьому використовуються, змінюється механізм поєднання різних факторів виробництва. Економічний суб'єкт вступає в економічні відносини вже з іншою формою затрат, одночасно змінюючи і результат. До того ж загальновизнаною є думка, що збиток від екологічних порушень необхідно розглядати як складову суспільно-необхідних витрат.

Крім того, для постіндустріальної моделі характерно не просто коригування цілей соціально-економічного розвитку з урахуванням екологічного фактора, а принципово новий підхід до поставлення цілей і вибору способів їх досягнення. Якщо у традиційній системі економічних відносин існує певний набір способів задоволення будь-якої потреби, то в економічних відносинах, що формуються на принципах еколого-безпечного розвитку, змінюються як, власне, способи задоволення, їхня кількість, так і самі потреби. Зокрема, С. М. Сухорукова зміну сутності інтересу вбачає у зміні, точніше модифікації, потреб. Розглядаючи екологічні потреби людини не лише як відображення вимог відповідності зовнішніх умов її біологічним нормам, вона зазначає, що задоволення таких потреб у сучасних умовах безпосередньо пов'язане з виробничою активністю і повинне розглядатися не лише як природний процес, а й як природно-економічний [53]. Отже, екологічна потреба трансформується в еколого-економічну і об'єктивно є складовою системи економічних відносин, яка також повинна досліджуватися з урахуванням зростаючого впливу екологічної складової розвитку. Стосовно цього М. Я. Лемешев, зокрема, зазначає, що у сучасному світі виникла об'єктивна необхідність розглядати сучасне виробництво як функціонування складної еколого-економічної системи, не протиставляти економічну і природну системи одна одній [38].

Отже, існування еколого-економічних потреб і трансформація способів їх задоволення – цільової функції потреб дає підстави говорити



про трансформацію інтересу з економічного в еколого-економічний. Таким чином, обґрунтованим можна вважати припущення, що сучасні трансформації виробничих відносин, які викликані посиленням ролі екологічних вимог та обмежень, обумовлюють зміну об'єктивної основи економічного інтересу, що відповідно вимагає дослідження нового типу інтересу – еколого-економічного. Загальну схему, що описує взаємозв'язок між інтересами та потребами і процес їх трансформації, подано на рис. 2.5.

Ми вважаємо ще одним аргументом на користь того, що в процесі формування екологічно безпечного типу виробництва та споживання ми маємо справу не просто з екологічно орієнтованим інтересом, а з формуванням нового типу інтересів, кількісну визначеність інтересу, його взаємозв'язок з економічною ефективністю.

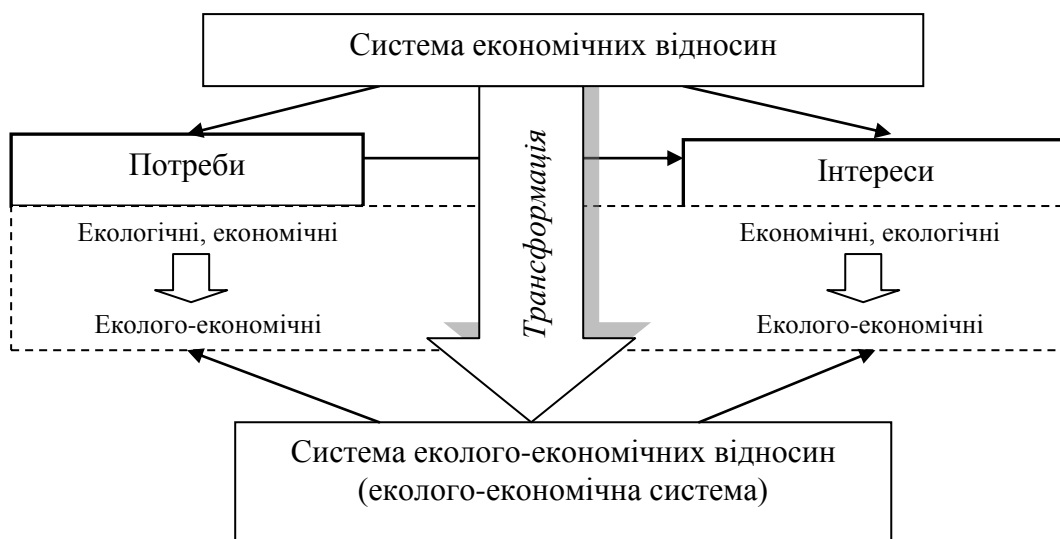


Рис. 2.5. Процес трансформації потреб та інтересів, обумовлений трансформацією системи економічних відносин

Традиційно економічна ефективність визначається як співвідношення результатів і затрат. Економічний інтерес як взаємодію потреб також можна подати співвідношенням результатів і затрат. Однак ці співвідношення не є тотожними. У праці [31, с. 42], зокрема, зазначається, що «економічна ефективність є вираженням у зіставному показнику (групі показників) ступенем досягнення (мірою реалізації) економічного інтересу, тобто ефективність є форма вираження кількісної сторони інтересу». Це визначення є, на нашу думку, справедливим, оскільки у кожному конкретному випадку існує декілька способів задоволення потреб, що передбачають різні способи організації виробництва, можливості залучення різних за якістю та вартістю ресурсів тощо. Кожен із цих способів має на меті досягнення (реалізацію) певного інтересу, однак різною мірою.

Якщо виходити з того, що екологічна спрямованість (орієнтованість) економічного інтересу не змінює його суті, отже, не приводить до будь-яких принципових змін в оцінці економічної ефективності, що, як уже зазначалося, відображає ступінь реалізації певного інтересу, тобто теоретично не обґрунтованим видається застосування в оцінці економічної ефективності еколого-економічних критеріїв. Проте теорія і практика оцінки ефективності свідчать про зростання пріоритетності екологічної складової при виборі варіанта реалізації будь-якого заходу, більше того, має місце модифікація самих критеріїв оцінки.

Відповідаючи на запитання про правомірність виділення еколого-економічного інтересу, передусім необхідно вказати, яку модель соціально-економічного розвитку ми розглядаємо.

Дійсно, в економіці перехідного типу, а саме її досліджує М. М. Гузев, здебільшого не створені економічні передумови для формування і реалізації системи еколого-економічних інтересів. Останні проявляються як цільові установки держави, громадських організацій, як обмеження при реалізації економічних інтересів, формують, як стверджує автор, їх «екологічну орієнтованість». Причому зазначає, що «екологізація відносин обумовлює екологічну орієнтованість інтересів» [19, с. 101]. Проте ми вважаємо що в даному випадку має місце зворотний причинно-наслідковий зв'язок – спочатку виникають протиріччя між екологічним і економічним інтересом, а екологізація – це спроба їх вирішення (подолання). Тобто можна говорити, що екологічні та економічні інтереси у своєму діалектичному розвитку формують еколого-економічний інтерес.

Історичний аналіз показує, що на певних етапах розвитку суспільства питання про екологічні або екологічно орієнтовані економічні інтереси взагалі не ставилося. Пізніше проблему екології розглядали відносно відокремлено і лише у недалекому минулому сформувалося розуміння тісного взаємозв'язку між економічною та екологічною складовими розвитку суспільства, були зроблені спроби трансформувати ставлення до навколишнього середовища, ресурсів, дати їм адекватну економічну оцінку. Причиною цього стали, з одного боку, загрозливі масштаби негативних екологічних наслідків, а з іншого – необхідність зміни схем перерозподілу ресурсів, у тому числі й фінансових, з метою відновлення нормальної якості довкілля. Саме той факт, що відтворення природного середовища почало розглядатися як невід'ємний елемент суспільного відтворення, обумовив не просто екологічну орієнтованість системи економічних інтересів, а появу еколого-економічного інтересу, на чому наголошується у праці [53].

Надалі під еколого-економічним інтересом ми будемо розуміти результат подолання діалектичного протиріччя екологічного та економічного інтересу природокористувача, що виражається як цільова

функція його еколого-економічних потреб, яка формується під впливом екологічних обмежень, вимог та умов.

Формування системи еколого-економічних інтересів та їх узгодження повинне розглядатися як передумова розроблення та реалізації політики екологізації суспільного виробництва та управління природокористуванням. Це підтверджується думкою багатьох вчених, які завдання екологізації розглядають як засіб подолання суперечностей між економічною та екологічною цілями соціально-економічного розвитку.

Розглядаючи еколого-економічний інтерес у контексті державного регулювання природокористування, О. О. Веклич стверджує, що формування еколого-економічних інтересів й усунення суперечностей між ними є метою економічного механізму екологічного регулювання, наголошуючи, що збалансоване поєднання, узгодженість суспільних, регіональних, галузевих, колективних (групових) або особистих економічних і екологічних інтересів на основі поєднання адекватних форм їх руху є початковою економічною умовою раціоналізації взаємовідносин суспільства і довкілля. Тому мета економічного механізму екологічного регулювання полягає в узгодженні еколого-економічних інтересів, подоланні суперечностей між ними [11].

Досліджуючи форми руху еколого-економічних інтересів та реалізуючи політику їх узгодження, необхідно сформувати чітку класифікацію досліджуваних інтересів, яка б визначала їх ієрархічну структуру та давала уявлення про їх систему.

Оскільки еколого-економічний інтерес має своєю основою економічний інтерес, коректним буде застосування класифікації за рівнем господарювання – за ознакою місцезнаходження певного суб'єкта в системі соціально-економічних відносин, за якою традиційно виділяють індивідуальні, групові та загальні інтереси (інтереси суспільства). Власне, формування ефективної системи управління природокористуванням як складової системи управління еколого-економічним розвитком повинне бути спрямоване на узгодження таких інтересів.

Однак варто зазначити, що такий поділ інтересів у теорії є предметом дискусії. Деякі вчені (К. Віксель, М. Вебер, В. Ойкен, М. Фрідман та ін.) вважали виділення загального, суспільного інтересу необґрунтованим, розглядаючи останній як суму індивідуальних інтересів окремих суб'єктів. Інші науковці стверджували, що суспільство не є лише сумою окремих індивідів, вони доводять існування суспільного інтересу. Мова у даному випадку йде не лише про наявність суспільних інтересів, а про те, що є ці інтереси по суті, тобто чи можна вважати суспільний інтерес сумою індивідуальних, що впливає із відомого принципу методологічного індивідуалізму.

У сучасних економічних дослідженнях із цього приводу варто відзначити наукову дискусію між російськими економістами

Р. Грінбергом, А. Рубінштейном та О. Некіпеловим стосовно обґрунтування існування суспільного інтересу як специфічного феномена [18; 42; 51]. Не заглиблюючись у суть теоретичних доказів, наведених А. Рубінштейном та О. Некіпеловим [51], на основі теоретичних положень П. Самуельсона, К. Ерроу, Х. Марголіса та ін. зазначимо, що докази існування колективного інтересу як специфічного виду інтересу можна вважати обґрунтованими. Це пояснюється існуванням суспільних благ, що свідчить про наявність не лише індивідуальної, але й суспільної корисності. Ми вважаємо, що теоретичні обґрунтування існування суспільного (загального) інтересу, який не є простою сумою індивідуальних інтересів, можуть вважатися додатковим аргументом на користь трансформації економічного інтересу в еколого-економічний.

Проте у дослідженні еколого-економічних інтересів, механізмів їх узгодження постає завдання не лише обґрунтування існування суспільного (колективного) інтересу, але й визначення їх ієрархічної залежності, яка визначає принцип побудови системи таких інтересів, оскільки при вирішенні багатьох практичних завдань у сфері природокористування саме узгодженість системи еколого-економічних інтересів повинна розглядатися як один із принципів державного регулювання.

У науковій дискусії, про яку йшла мова, питання щодо ієрархії економічних інтересів є невирішеним. Домінування згаданого принципу методологічного індивідуалізму відводить основну роль інтересам окремого індивіда, що визначає принципи економічної політики у неокласичній теорії. З іншого боку, для радянської економічної науки, що ґрунтується на марксистській теорії, характерним є визнання виключно домінуючої ролі загальних (суспільних) інтересів.

Багатьма сучасними економістами критикується відстоювання крайніх точок зору з цього приводу. Зокрема, у праці [32] зазначається, що абсолютизація загальних суспільних інтересів є неприпустимою через пригнічення особистості, невизнання її творчих можливостей, відповідальності тощо. Однак закріплення індивідуалізації як основи економічної політики сьогодні є неможливим, оскільки нагальність багатьох глобальних проблем, серед яких особливо гостро стоять екологічні, змушує приймати такі рішення, що впливають із провідної ролі суспільних інтересів.

Особливістю еколого-економічного інтересу на відміну від економічного є, на нашу думку, не лише очевидність існування суспільного інтересу, який у загальному визначенні за своїм змістом та сутністю не суперечить окремим індивідуальним, але й провідне місце суспільного еколого-економічного інтересу у системі таких інтересів. Це обумовлено необхідністю узгодження еколого-економічних інтересів не лише у поточному періоді, але й між окремими поколіннями, особливості якого будуть детально розглянуті нами нижче.

Тому принципом побудови системи еколого-економічних інтересів є визнання існування та провідної ролі суспільного еколого-економічного інтересу (рис. 2.6).

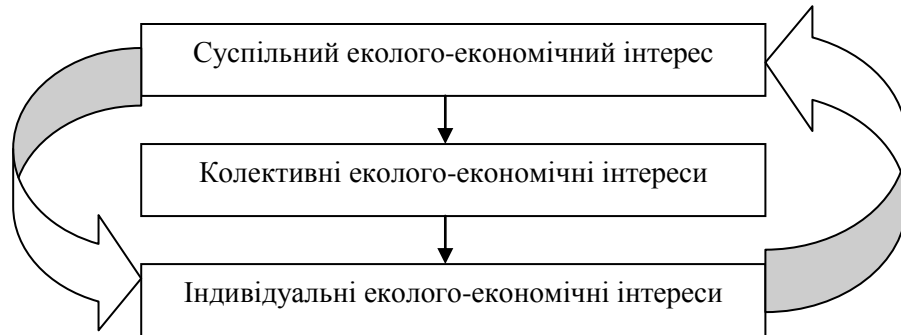


Рис. 2.6. Ієрархія еколого-економічних інтересів

На цьому наголошують деякі вчені [53], обґрунтовуючи свою позицію вимогами формування екосистеми, яка не визнає територіально господарських розмежувань. При цьому у структурі колективно-групових еколого-економічних інтересів виокремлюються регіональні, галузеві та інтереси підприємств і їх об'єднань.

Регіональні еколого-економічні інтереси розглядаються як підсистемний елемент еколого-економічних інтересів суспільства, що, у свою чергу, включає еколого-економічні інтереси підприємств, які працюють у даному регіоні.

Вважається, що система інтересів лежить в основі будь-якого господарського механізму, тому дослідження функцій інтересів у функціонуванні цього механізму є передумовою реалізації заходів впливу на економічну систему загалом та на сферу природокористування зокрема.

На нашу думку, трансформація економічних інтересів у еколого-економічні обумовлює також зміну їх функцій. Так, у праці [32] серед функцій економічних інтересів розглядаються:

- відтворення системи економічних відносин;
- відтворення відносин власності на засоби виробництва;
- відтворення життєдіяльності окремого суб'єкта на розширеній основі;
- забезпечення розвитку економіки як системи, що саморегулюється;
- мотивація та стимулювання трудової активності економічних суб'єктів.

Ураховуючи той факт, що еколого-економічні інтереси визначаються системою еколого-економічних відносин, під якими розуміють відносини, що виникають між людьми у процесі природокористування з приводу використання природних ресурсів, їх охорони і відтворення, утилізації відходів та вторинної сировини, екологізації виробництва у цілому [46],

функції еколого-економічних інтересів модифікуються. Тому ми пропонуємо такий їх перелік:

- відтворення системи еколого-економічних відносин;
- відтворення відносин власності на засоби виробництва та природні ресурси;
- відтворення людини як суб'єкта продуктивних сил та її життєдіяльності на розширеній основі;
- мотивація та стимулювання господарської активності економічних суб'єктів, зорієнтованої на раціональне природокористування;
- формування таких економічних умов природокористування, що забезпечують розвиток суспільного виробництва із збереженням життєво придатних властивостей природного середовища.

Очевидність протиріч між економічними та екологічними інтересами обумовлена необмеженістю економічних потреб, що призводить до постійного зростання тиску на довкілля, у той час як екологічна потреба є вираженням необхідності його збереження. Деякі автори зазначають, що будь-яка форма природокористування суперечлива за своєю суттю і розвивається шляхом подолання суперечностей, при цьому основним засобом їх подолання є «удосконалення засобів взаємодії з довкіллям та формування адекватних економічних відносин» [53, с. 35]. На нашу думку, зазначене удосконалення вимагає передусім удосконалення системи управління природокористуванням, що має формуватися виходячи з існування системи еколого-економічних інтересів, яка розглядається як ієрархія індивідуальних, колективних та суспільних інтересів. Такий підхід повинен сприяти реалізації на практиці визначених теорією принципів сталого розвитку та екологізації економіки.

Узагальнивши вищевикладене, можна стверджувати, що формування соціально-економічної моделі, спрямованої на забезпечення сталого розвитку, неможливе без трансформації політики еколого-економічного регулювання. Тому завданням економічної науки повинен стати пошук механізмів управління природокористуванням, спрямованих на досягнення узгодженості еколого-економічних інтересів з урахуванням конкретних завдань розвитку суспільства.

### **2.3 Екологічні фактори трансформації корпоративних інтересів: зміна моделей управління**

Трансформація інтересів підприємства може бути досліджена через зміни, що відбуваються в системі управління суб'єкта господарювання, зокрема фінансового управління. У сучасному економічному середовищі

неекономічні фактори здійснюють дедалі більший вплив на діяльність корпоративного сектору та в кінцевому підсумку обумовлюють отримання фінансових вигод. Підвищення інвестиційної привабливості суб'єкта господарювання, можливість залучення додаткових кредитних ресурсів у результаті підвищення кредитного рейтингу, зниження вартості позикових та залучених коштів, покращання ділової репутації та підвищення конкурентоспроможності підприємства є наслідками здійснення ним екологоорієнтованої діяльності. Від того, як враховано дію екологічного фактора в механізмі управління підприємством, сьогодні залежить і розмір фінансових вигод, і рівень ризиків, які має підприємство, функціонуючи в динамічному середовищі, де вимоги екологічного характеру постійно посилюються.

Отже, для корпоративного сектору економіки реалізація стратегії, скоригованої на екологічні завдання, створює додаткові переваги та одночасно пов'язана з певними ризиками. Тому для сучасного підприємства надзвичайно актуальним є визначення меж трансформації фінансових моделей управління.

Здійснення фінансово-господарської діяльності суб'єктом господарювання завжди супроводжується формуванням, розподілом або використанням фінансових ресурсів, забезпеченням їх оптимального обсягу на підприємстві. Тому ефективність діяльності підприємства залежить значною мірою від якості фінансового управління. Необхідною умовою забезпечення повноцінного та дієвого фінансового менеджменту є його спроможність своєчасно реагувати на зміни у зовнішньому середовищі в умовах асиметрії інформації на фінансовому ринку, посилення конкуренції за ресурси та ринки збуту тощо. Об'єктивним є той факт, що вимоги до побудови ефективної системи фінансового менеджменту на підприємстві сьогодні диктуються динамічністю економічних процесів: глобалізаційними тенденціями, темпами інноваційного розвитку, неекономічними (соціальними, екологічними) факторами, що у комплексі визначають напрями розвитку системи фінансового менеджменту в цілому та окремих її складових.

*Передумови до врахування нефінансових факторів при здійсненні фінансово-господарської діяльності підприємством*

Реакцією світової спільноти на загальне погіршення стану навколишнього природного середовища, дефіцит природних ресурсів стало прийняття міжнародних стандартів та вимог з акцентом на пріоритетність екологічного фактора при здійсненні суспільного виробництва товарів та послуг. До зазначених стандартів належать: міжнародні стандарти ISO 14000, міжнародні стандарти зі створення системи екологічного менеджменту ISO 26000:2010 «Керівництво з соціальної відповідальності» та інші. Додержання вимог згідно із зазначеними стандартами передбачає забезпечення управління, у тому

числі на підприємствах, на принципах соціальної та екологічної відповідальності. Отже, концепція сталого розвитку диктує сьогодні нові вимоги до функціонування економічних суб'єктів.

Як показує світова практика, нефінансові індикатори (у тому числі екологічні) здійснюють значний вплив на показники та процеси, що відбуваються у фінансовій, інвестиційній та операційній діяльності суб'єктів господарювання. Інвестиційна привабливість та реальна вартість підприємств визначаються на сьогодні не лише вартістю активів та капіталу підприємств, економічними показниками їх господарської діяльності, але й значною мірою їх екологічною складовою. Свідченням того, що екологічний аспект суттєво впливає на ринкову капіталізацію великих компаній, є реакція ринку на екологічні катастрофи, що відбулись останнім часом: витікання нафти в Мексиканській затоці на платформі компанії British Petroleum, прорив дамби на заводі з виробництва алюмінію в Угорщині. Для British Petroleum, що не продемонструвала свою екологічну відповідальність, вартість акцій за 10 днів знизилася на 14 %. Наслідком стало виключення її з рейтингу Dow Jones Sustainability Index, тобто фактично визнання British Petroleum компанією, що не заслуговує на увагу інвесторів. Випадок із British Petroleum є яскравим прикладом того, що для міжнародних інвесторів соціальна відповідальність бізнесу, в тому числі її екологічна складова, є визначальним пріоритетом у здійсненні інвестування. За оцінками бостонської дослідницької компанії KLD, у соціально- та екологічно активних компаній зростання продажів на 3 %, активів – на 4 %, а капіталу та акцій – на 10 % більше, ніж у структур, що не проявляють себе у сфері КСВ. У 2010 році організація Institutional Shareholder Services провела дослідження, згідно з яким 83 % інвесторів вважають, що екологічні та соціальні фактори впливатимуть все більше і більше на вартість бізнесу [52].

Ділова репутація підприємства та відповідно його конкурентоспроможність на ринку залежать на сьогодні не лише від фінансово-економічних факторів. Так, конкурентоспроможність товарів промислового призначення та споживчих товарів на національному та світових ринках визначається екологічними параметрами технологій виробництва, а також витратами на охорону навколишнього середовища.

Отже, зазначені процеси в економіці формують передумови до створення теоретико-методологічної та науково-практичної баз до оцінки впливу нефінансових факторів на засади здійснення сучасного фінансового менеджменту на підприємстві.

*Форми впливу нефінансових факторів на показники діяльності суб'єктів господарювання*

Адекватне урахування нових умов, які висуваються ринком сьогодні, дозволяє формувати високий потенціал зростання підприємства і, навпаки, їх ігнорування створює додаткові ризики та втрати для суб'єкта



господарювання. У зв'язку з цим вважаємо за необхідне розглянути характер впливу екологічного фактора на діяльність економічних суб'єктів.

Залежно від форми прояву антропогенного фактора можна виділити два види еколого-економічних ефектів для підприємства-виробника:

1 Додаткові підприємницькі ризики як наслідок появи екологічних ризиків та економічні витрати, у тому числі на компенсацію та запобігання негативним наслідкам від забруднень (у разі здійснення екодеструктивної діяльності підприємством). У цьому випадку екологічний фактор є додатковим ризиком для підприємства, оскільки зумовлює додаткові економічні та фінансові витрати, а отже, погіршення показників фінансово-господарської діяльності підприємства. Дія антропогенного фактора зумовлюється негативним впливом виробничо-господарської діяльності підприємства на навколишнє природне середовище.

2 Додаткові економічні переваги, що проявляються у формі зростання економічних та фінансових індикаторів діяльності підприємства, зокрема підвищення рівня довіри з боку інвесторів, кредиторів, збільшення інвестиційної привабливості в разі здійснення екологоорієнтованої діяльності суб'єктами господарювання, зниження вартості позикових та залучених коштів тощо.

Показовим із точки зору впливу нефінансових факторів на фінансово-економічні показники діяльності суб'єктів господарювання є результати науково-практичних досліджень вітчизняних вчених. Зокрема, С. В. Тарасенко зазначає, що прояв екологічного фактора як екологічного гудвілу є сьогодні необхідною складовою успіху підприємства та сприяє зростанню його вартості в довгостроковій перспективі [54].

Т. В. Горохова наголошує на екологічній складовій корпоративної соціальної відповідальності, дотримання якої сприяє формуванню довгострокової довіри з боку співробітників, споживачів, партнерів, підвищенню конкурентоспроможності та фінансової стійкості підприємства. Натомість відсутність інформації про екологічні та соціальні програми підприємства, його витрати на вирішення проблем навколишнього природного середовища підвищують ризик неадекватно оцінюваних результатів із боку зацікавлених сторін [17].

В. Короткий [36], Я. Вишняков [13], Н. Андрєєва [1] обґрунтовують визначну роль екологічного чинника при підвищенні інвестиційної привабливості підприємства. Серед інструментів формування інвестиційної привабливості автори виділяють екологічні рейтинги та принципи екватора, що на сьогодні широко використовуються в розвинених країнах і є перспективними для впровадження в українських умовах. Зазначені механізми передбачають надання відкритої інформації про екологічну звітність підприємств, сприяють урахуванню вимог

екологічного характеру останніми, що загалом сприяє збільшенню зацікавлених інвесторів в екологоорієнтовані підприємства.

Так, поступово акцент у теоретико-методологічних дослідженнях форм прояву та характеру впливу екологічного фактора зміщується від розуміння його як фактора додаткового ризику для підприємства до тлумачення як чинника, що надає додаткові можливості, економічні та фінансові переваги для суб'єктів господарювання при дотриманні ним траєкторії екологобезпечного розвитку.

*Функціонування механізму фінансового управління на підприємствах з урахуванням нових вимог*

Перехідний етап, на якому наразі перебуває вітчизняне фінансове корпоративне управління, повинен бути використаний як перевага у подальшому її реформуванні шляхом удосконалення теоретичної та методологічної баз ефективного фінансового менеджменту. В основу такого удосконалення повинен бути покладений системний підхід, який дозволить урахувати вплив нефінансових факторів у фінансових індикаторах розвитку підприємства. Сьогодні постає науково-практичне завдання формування гнучкої системи фінансового менеджменту, що адаптуватиме діяльність суб'єкта господарювання до зовнішніх факторів впливу, узгоджуватиме їх із внутрішніми завданнями забезпечення стійкості, рівноваги, добробуту акціонерів та подальшого розвитку підприємства. Гнучкість менеджменту у сучасній теорії управління вартістю розглядається як фактор її зростання.

Оскільки для кожної підсистеми фінансового менеджменту чутливість до факторів нефінансового впливу є різною, то загальна мета удосконалення системи фінансового менеджменту підприємства повинна бути структурована – необхідно виділити завдання за об'єктами управління: управління структурою капіталу, управління активами, управління інвестиціями, управління грошовими потоками.

Процес управління структурою капіталу є своєрідним віддзеркаленням економічних перетворень, що відбуваються у сучасній економіці. Своєчасне коригування структурних елементів капіталу дозволяє забезпечити високі показники фінансової стійкості, прибутковості та рентабельності, знизити ймовірність банкрутства для підприємства. Тому питання формування оптимальної структури капіталу завжди є актуальними.

Потенційні можливості та переваги сучасного підприємства деякі автори визначають саме у полі нетрадиційних (неекономічних) чинників. Так, унаслідок дотримання соціальної відповідальності у бізнесі, здійснення екологоорієнтованої діяльності, спрямованої на збереження навколишнього природного середовища, утилізацію відходів, матеріало- та ресурсозбереження у виробництві, підвищується довіра до підприємств із боку комерційних банків, більшість яких у розвинених країнах світу

враховує соціально-екологічні показники при оцінці кредитоспроможності позичальника (екваторіальні принципи при проектному фінансуванні).

Унаслідок цього банк на пільгових умовах надає позикові кошти, що дозволяє знизити підприємству середньозважені витрати за джерелами фінансування, а отже – підвищити ринкову вартість підприємства.

Нові вимоги ставляться також до управління інвестиціями підприємства. Зважаючи на підвищення ролі інноваційної сфери в економіці умовою посилення конкурентоспроможності підприємства є інноваційне інвестування. Одним із його видів є екологічні інноваційні інвестиції, що формують соціально-економічний ефект для підприємства за рахунок економії витрат вхідних матеріалів, сировини, що знижують операційні витрати; підвищення конкурентоспроможності, а отже, попиту і, таким чином, обсягів продажу; зниження витрат у зв'язку зі встановленням очисного обладнання або випуску екологічно чистої продукції, що також втілюється у додаткових доходах (зростання рівня попиту, можливість виходу на світові ринки тощо).

Питома вага соціально орієнтованих інвестицій (СОІ) у складі загального обсягу інвестицій світової економіки поступово збільшується. Інвестори усвідомлюють важливість нефінансових факторів у формуванні капіталізації компаній. На сьогодні до соціально відповідальних інвесторів долучаються інституційні інвестори, емітенти, біржі, регулюючі органи, спеціалізовані інформаційно-аналітичні компанії та некомерційні організації. Відповідно, вибір об'єкта інвестування за СОІ складається на основі інвестиційної привабливості підприємства з урахуванням соціально-екологічних чинників. Остання відображає досягнутий та потенційний рівні розвитку підприємства, дає оцінку можливостям розвитку підприємства у фінансовому, виробничому, інноваційному, соціальному та інших видах діяльності.

Забезпечення підприємством надання прозорості, відкритої інформації про показники не лише фінансової, інвестиційної та операційної діяльності, а й про соціально-екологічну ефективність діяльності суб'єкта господарювання сприяє підвищенню ступеня довіри з боку інвесторів. Постійне представлення зазначеної інформації мотивує підприємство до здійснення соціально- та екологоорієнтованої діяльності.

Сьогодні показовим індикатором відображення соціально-екологічних аспектів діяльності підприємства є його екологічний рейтинг, що формується за такими показниками, як: обсяги споживання води, забруднення стоків, викидів в атмосферу, вихлопних газів автотранспорту, порушення земель та земель зайнятих під забудови, звалища. Так, наприклад, у Росії діяльність кожного підприємства за цими показниками порівнюється із середнім рівнем аналогічних індикаторів у галузі. Підприємства, що надали відкриту інформацію про свою екологічну статистику, наводять на «білих» сторінках довідника «Соціально-

екологічна відповідальність та рейтинги російського бізнесу». Інформація непрозорих компаній розміщується на "сірих" сторінках.

Урахування нефінансових факторів під час здійснення інвестиційної діяльності дасть можливість підприємству отримати такі потенційні переваги:

- підвищення інвестиційної привабливості підприємства для COI, що передбачає притоки додаткових капітальних вкладень;
- соціально-економічний ефект від реалізації інвестиційних проектів екологічного спрямування;
- мінімізація ризиків, що пов'язані з реалізацією інвестиційних проектів (у т. ч. екологічних ризиків);
- підвищення ринкової вартості підприємства.

Крім того, внаслідок інвестування саме екологоорієнтованих заходів буде досягнуто соціально-екологічний ефект у вигляді зниження негативного антропогенного впливу, покращання якості навколишнього середовища, зниження показників еколого-економічної шкоди та ін.

У зв'язку із проведенням підприємством додаткових соціально-екологічних заходів існуючі грошові потоки на підприємстві доповнюються додатковими грошовими притоками у вигляді додаткових доходів від отримання податкових та кредитних пільг, економії на сплаті штрафів, екологічних платежів, економії матеріальних та енергетичних ресурсів та додатковими грошовими відтоками, пов'язаними з витратами та капітальними вкладаннями у соціально- та еколого-інноваційні проекти.

Таким чином, формування передумов до трансформації системи фінансового менеджменту відповідно до нових вимог та завдань, що диктуються тенденціями розвитку сучасної економіки, можна подати схематично (рис. 2.7).

Спроможність підприємства своєчасно реагувати на зміни в тенденціях розвитку економічної системи, зокрема під час здійснення фінансового менеджменту, дозволяє йому забезпечувати високі показники фінансової стійкості, платоспроможності та рентабельності активів і капіталу.

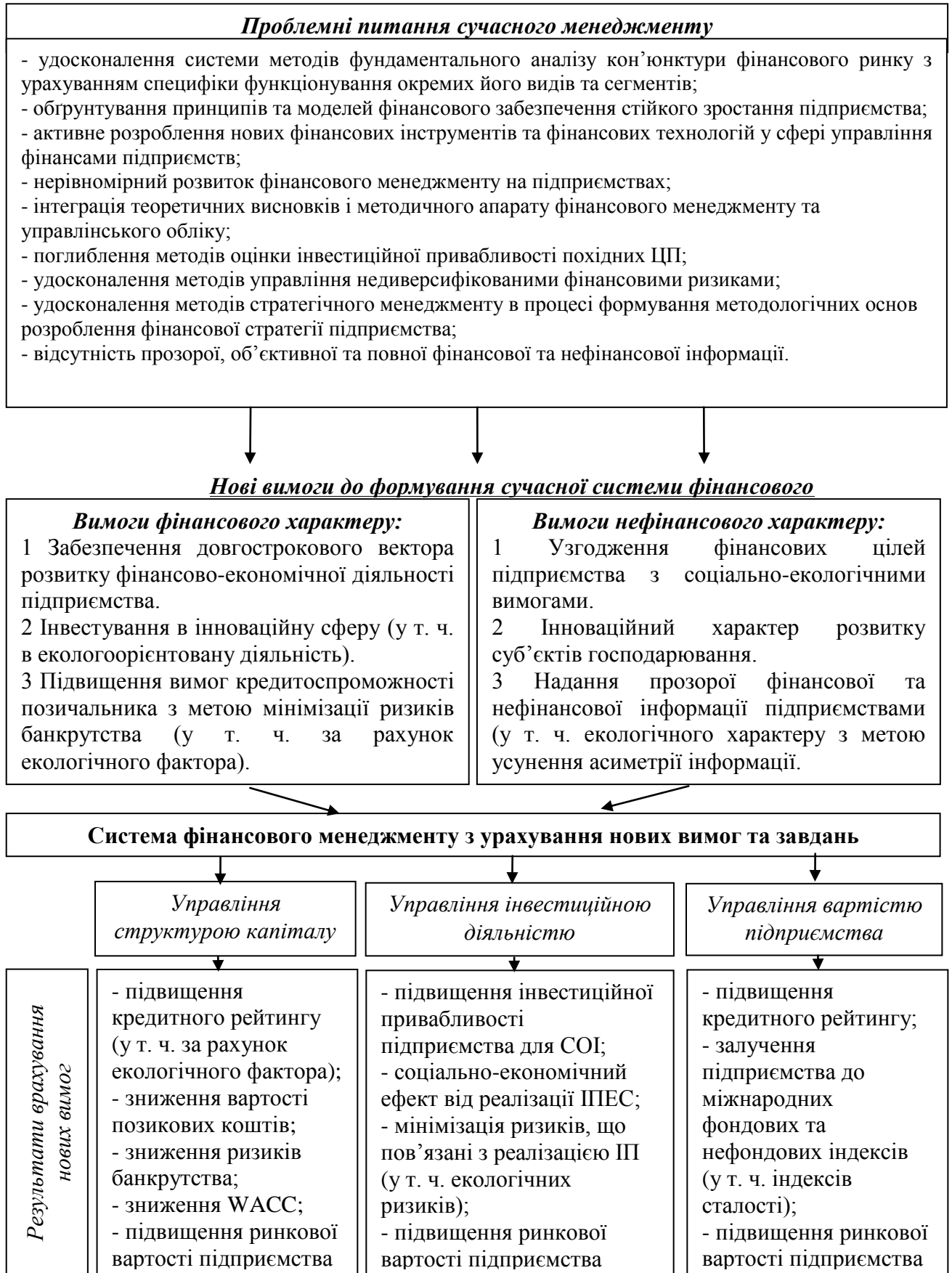


Рис. 2.7. Трансформація сучасної системи фінансового менеджменту

## 2.4 Управління природокористуванням як узгодження еколого-економічних інтересів

Визначення довгострокових цілей розвитку держави в цілому та окремих регіонів має виходити з пріоритету екологічної складової, що обумовлено не лише чинними процесами глобалізації та орієнтацією України на євроінтеграцію, а передусім масштабом накопичених екологічних проблем, які ставлять під загрозу не лише подальше зростання вітчизняної економіки, її стабільність і збалансованість, а й перспективи існування нації.

Передуючи власне аналізу теоретичних основ управління природокористуванням, зазначимо, що широке представлення в літературі досліджень еколого-економічних проблем обумовило використання об'ємного переліку термінів, які є змістовно спорідненими та характеризують певні аспекти управління зазначеною сферою: «екологічне управління (менеджмент)», «управління сталим розвитком», «природоохоронне управління», «управління охороною навколишнього природного середовища» тощо.

Авторами [23], зокрема, обґрунтовується доцільність використання терміна «екологічне управління», оскільки, на їхню думку, він є найбільш загальним і змістовно містить усі інші, що можуть характеризуватися цільові системи екологічного управління.

Загалом погоджуючись із наведеним обґрунтуванням, зазначимо, що воно більшою мірою є терміном екології як науки, про що свідчить твердження: «екологічне управління повинне ґрунтуватися на законах екології, бути узгодженим за масштабами та глибиною проникнення проблем у сфери людської життєдіяльності» [23, с. 6] і акцентує увагу на екологічних аспектах управління. Тоді як «управління природокористуванням» ґрунтується на теорії та методології економічної науки, оскільки власне природокористування як специфічний вид господарсько-економічної діяльності є складовим елементом суспільного виробництва.

У нашому дослідженні природокористування потрібно розуміти в широкому сенсі.

Зокрема в праці [53, с. 17] зазначається, що природокористування як економічний феномен не обмежується лише природоспоживанням.

До нього необхідно віднести весь комплекс відносин з приводу господарського освоєння природних ресурсів, їх перетворення в процесі виробничого використання, а також відтворення таких ресурсів (відтворюваних) та запобігання негативному впливові господарської діяльності людини на довкілля. Запропоноване визначення впливає з

того, що характерною ознакою досліджуваного комплексу відносин є безпосередній контакт із природним середовищем, оскільки практично в усіх галузях економіки є процеси, пов'язані з первинним вилученням природних ресурсів у їх широкому розумінні (води, повітря, використання асиміляційного потенціалу тощо). Отже, класифікувати приналежність того чи іншого об'єкта до сфери природокористування необхідно не за галузевою, а за функціональною ознакою, тобто виходячи зі змісту власне виробничого процесу.

Зважаючи на таке розуміння природокористування, необхідно сформулювати не просто умови для раціонального використання і відтворення природних ресурсів, а переорієнтувати існуючу господарську діяльність суспільства, сформулювати якісно нові теоретико-методичні підходи й практичні механізми управління природокористуванням та охороною довкілля.

Загальноновизнаним є той факт, що специфікою сучасного етапу розвитку є якісні зміни у взаєминах суспільства і природи, які проявляються в тісному поєднанні економічних, соціальних, технологічних і біологічних процесів. Деякі автори відзначають, що таке поєднання має розглядатися як «біосоціальна система», а сучасне суспільне виробництво може бути охарактеризоване як «еколого-економічна система» [19, с. 9].

Виходячи з передумови існування не просто економічної, а еколого-економічної системи, низка учених виділяє такі методологічні принципи дослідження сфери природокористування [19; 57]:

1. Генетична єдність природи і суспільства.

Суть цього принципу полягає у розумінні тісного взаємозв'язку і взаємозалежності людини і природи, який розглядається не просто як біологічний взаємозв'язок. У цьому разі мова йде про взаємообумовленість стану (якості) довкілля та економічної (господарської) діяльності людини, наслідки якої призводять до трансформації економічних відносин. Так, у праці [62] наголошується, що дослідження закономірностей розвитку суспільства і природи дозволяє виділити сферу взаємозв'язку деяких факторів, де передумови розвитку соціальних чинників стають умовою самовідтворення природних.

Дотримання зазначеного принципу в управлінні природокористуванням вимагає не просто урахування екологічного фактора під час реалізації окремих господарських заходів, а формування сучасної концепції соціально-економічного розвитку та управління природокористуванням, виходячи з передумови єдності розвитку природи і людини.

2. Виконання суспільним виробництвом ролі посередника у взаємозв'язку суспільства та природи.

Розглядаючи матеріальне виробництво як процес взаємодії суспільства і природи, об'єктивно виникає необхідність дослідження характеру відносин людини з довкіллям, оскільки в процесі своєї господарської діяльності суспільство є не лише споживачем природних ресурсів, а й здійснює функції контролю як над їх споживанням, так і над відтворенням. Саме такий підхід дозволяє з'ясувати причини незбалансованого використання природних ресурсів, порушення рівноваги взаємодії системи «суспільство – природа» і визначити напрями вирішення проблем та суперечностей, що склалися у природокористуванні.

### 3. Відтворювальний підхід.

У праці [58], зокрема, зазначається, що врахування цього принципу обумовлене сучасними масштабами використання природних ресурсів і забруднення довкілля та вимагає віднесення затрат на попередження забруднень (витрат забруднення), в тому числі затрат на компенсацію соціальних наслідків забруднення, до складу суспільно необхідних витрат.

Цей принцип є, на нашу думку, одним із ключових у методології економіки природокористування, оскільки передбачає дослідження відтворення елементів природного середовища як складових системи суспільного відтворення. За твердженням деяких авторів, якість природного середовища має істотний вплив на всі стадії виробничого процесу, а отже, визначає темпи і пропорції суспільного відтворення, його територіальну структуру [12].

Багато вчених вважає об'єктивною необхідністю розглядати навколишнє середовище в цілому (всієї сукупності природних багатств) як складової національного багатства, оскільки, по-перше, воно є умовою безперервності відтворювального процесу, по-друге, існує необхідність обґрунтування не стільки технічної, скільки еколого-економічної можливості залучення всієї сукупності природних ресурсів до процесу виробництва.

У контексті вирішення цієї проблеми обґрунтовується необхідність застосування еколого-економічного підходу як основного теоретико-методичного підходу до вивчення сфери природокористування, який, за визначенням С. М. Сухорукової, має на меті узгодження екологічних та економічних критеріїв розвитку системи «природа – суспільне виробництво» [53].

Поєднання екологічної та економічної складових у дослідженні системи «природа – суспільне виробництво» та у практиці державного регулювання природокористування є досить складним завданням, оскільки існує об'єктивна обмеженість щодо застосування економічних інструментів як важелів впливу на довкілля. Свідченням цього є існування ґрунтовних, однак протилежних теоретичних підходів, що визначають співвідношення екологічного та економічного розвитку –



техноцентристська концепція, концепція нульового зростання, концепція сталого розвитку. Саме з визначення останньої можна стверджувати, що узгодження інтересів має бути основним принципом формування сучасної концепції управління природокористуванням, оскільки, за визначенням Міжнародної комісії з проблем довкілля та розвитку, «сталим можна називати такий розвиток, який забезпечує задоволення поточних потреб суспільства без зменшення можливостей майбутніх поколінь задовольняти їхні потреби» [35].

Теоретичною основою узгодження еколого-економічних інтересів можна вважати концепцію екологічних екстерналій (теорема Р. Коуза та модель А. Пігу). Рішення Р. Коуза описує механізм трансформації негативних зовнішніх ефектів від здійснення підприємницької діяльності у витрати підприємця. Така концепція ґрунтується на недосконалості функціонування нерегульованого ринкового механізму, наслідком чого є неузгодженість між інтересами підприємця-забруднювача та суб'єктів, що потерпають від забруднення. Переговори між сторонами мають наслідком узгодження їхніх еколого-економічних інтересів шляхом відшкодування втрат потерпілій стороні, що, у свою чергу, забезпечує також урахування суспільних інтересів загалом, оскільки у цьому разі досягається оптимальний (виходячи з вимог Паретто-оптимальності) рівень забруднення для суспільства в цілому [65; 71].

Однак дискусійність та певна обмеженість цієї теорії пов'язані, поряд з іншим, із загальнотеоретичною проблемою суперечності між колективними та індивідуальними інтересами – інтересами окремих представників потерпілої сторони. Неузгодженість колективних та індивідуальних інтересів у такому разі може призвести до того, що соціально оптимального розподілу ресурсів не буде досягнуто. Отже, ця концепція, на нашу думку, має розглядатися переважно як теоретична модель, що ілюструє взаємозв'язок витрат виробника та екологічних наслідків його виробничої діяльності.

Ще однією теоретичною моделлю узгодження еколого-економічних інтересів можна вважати модель визначення податків А. Пігу, що передбачає встановлення та справляння податків з підприємств, які мають негативні зовнішні ефекти (здійснюють забруднення довкілля) та надання дотацій підприємствам за позитивні зовнішні ефекти. Податки, що збільшують витрати підприємства-забруднювача, стимулюють його до здійснення додаткових витрат на зменшення шкідливих викидів, що, у свою чергу, забезпечує економію на податках [16].

Проте концепція А. Пігу піддавалася критиці через те, що оптимальний рівень податку А. Пігу може бути встановлений за умови повної поінформованості держави стосовно розмірів граничного збитку та граничних витрат на запобігання забрудненню. Однак розмір збитків визначити досить складно, а інколи – неможливо. Крім того, не завжди

зберігається пропорційність між обсягом податку та сумою дотацій, що надаються підприємцям.

Отже, наявність таких теоретичних моделей свідчить про визнання економічною наукою необхідності врахування принципу узгодження еколого-економічних інтересів у забезпеченні умов екологічнобезпечного розвитку. Проте необхідно вдосконалювати теоретико-методологічні основи розроблення політики екологічного регулювання, що дозволить знайти ефективні методи втілення цього принципу у практиці управління природокористуванням.

Розглянемо, яким чином принцип узгодження інтересів втілений у сучасній системі управління природокористуванням, побудова та функціонування якої мають реалізовуватися відповідно до загальних принципів управління, тобто мати чітко визначений об'єкт, засоби та мету управління.

Об'єктом управління в такій системі є взаємозв'язки окремих технологічних процесів щодо навколишнього середовища, сумарна дія виробництв, галузей і всього господарства в цілому, а також окремі території – екологічні регіони [58].

Крім того, дієвість та ефективність функціонування системи управління природокористуванням, як і будь-якої іншої системи управління, визначаються наявністю зворотного зв'язку. У праці [28], зокрема, відзначається, що лише зворотний зв'язок може характеризувати регулюючий вплив як управління, у іншому разі це є, швидше за все, взаємодія. Тобто система управління – це обов'язково система зі зворотним зв'язком, що складається з детермінованих, динамічних елементів, здатних сприймати, зберігати та передавати сигнали. Принципова модель системи управління природокористуванням зображена на рис. 2.8.

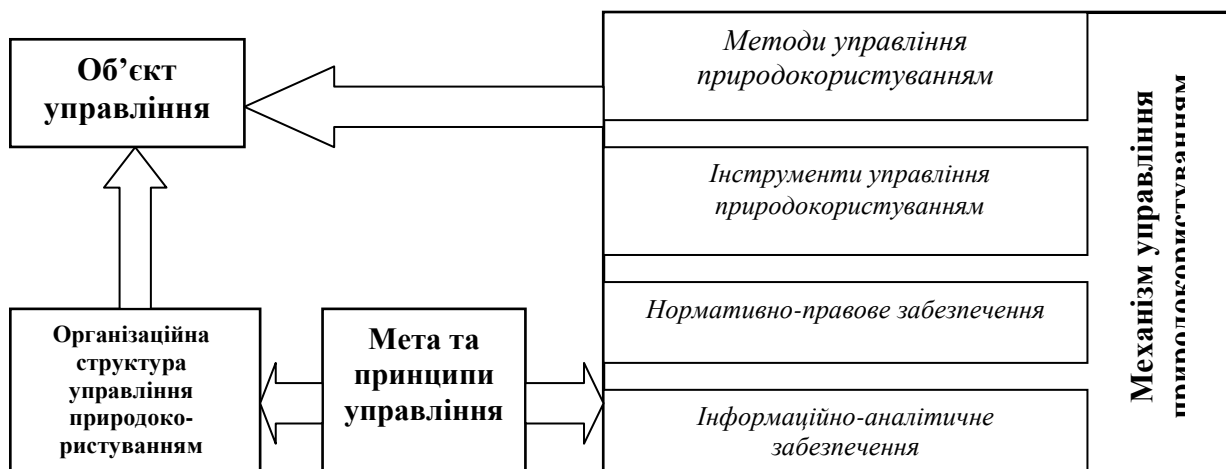


Рис. 2.8. Загальна схема управління природокористуванням

Виходячи з вищевикладених принципів дослідження сфери природокористування, можна стверджувати, що зворотний зв'язок у досліджуваній системі управління передбачає істотний вплив останньої не лише на основні макроекономічні показники, а й на характер, темпи і пропорції відтворення всієї системи «природа – суспільне виробництво», оскільки, враховуючи сучасний ступінь взаємодії виробничої діяльності та природного середовища, постає необхідність створення умов, передусім економічних, для підтримання відтворювальних функцій природного середовища, при цьому необхідно враховувати майбутні відтворювальні можливості природного середовища. На нашу думку, зворотний зв'язок може бути забезпечений за умови узгодженості поточних інтересів суспільства в цілому, громад та окремих економічних суб'єктів і довгострокових (перспективних) інтересів – інтересів майбутніх поколінь.

Загальновідомо, що управління визначається передусім загальною метою управління. Однак у сфері природокористування визначення останньої, як і конкретизація результату на основі загальної мети, є досить складним теоретико-методичним завданням, вирішення якого потребує ґрунтовних досліджень закономірностей економічних відносин у сфері природокористування у поєднанні із загальними цілями та пріоритетами соціально-економічного розвитку держави. Так, у праці [6] наявність більшості проблем у сфері вітчизняного природокористування, які автор характеризує як розбалансування інтересів економіки та екології, пов'язується з невизначеністю теоретичних передумов реалізації державою функцій управління природокористуванням, зокрема з нечіткістю формулювання мети управління. Розуміючи останню як втілення стратегічного державного інтересу, який об'єктивно має збігатися з національним інтересом, автор обґрунтовує обмеженість визначення мети, наведене в Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища», і формулює її у такий спосіб:

1. Рациональне використання та збереження природних ресурсів для прийдешніх поколінь.
2. Попередження виникнення екологічних проблем та охорона навколишнього середовища.
3. Забезпечення екологічної безпеки життєдіяльності людини з урахуванням внутрішніх та зовнішніх факторів, погоджених інтересів громадян за незалежності екологічної стратегії від політичних впливів [6, с. 5].

На нашу думку, запропоноване визначення, хоча і є досить змістовним, проте відображає, скоріше, стратегічні завдання (підцілі), що деталізують загальну мету.

Загальна, домінуюча мета управління природокористуванням, як і управління загалом, має бути змістовною, чіткою та передбачати виділення результату, економічну оцінку якого можна було б подати

кількісно, що зазначається зокрема у праці [40]. Отже, основними вимогами до поставлення мети управління природокористуванням можна вважати: стратегічний характер, узгодженість інтересів, чіткість, комплексність.

Ґрунтуючись на системному підході та враховуючи запропоновані вимоги, ми вважаємо, що мета управління природокористуванням може визначатися як досягнення еколого-економічної рівноваги шляхом узгодження еколого-економічних інтересів. Дослідження еколого-економічної рівноваги досить широко репрезентовані у працях багатьох вчених. Як зазначається зокрема у праці [53], досягнення такої рівноваги передбачає необхідність свідомого управління співвідношенням між структурою і темпами розвитку суспільного виробництва та природним потенціалом, що забезпечувало б можливість розширеного суспільного відтворення та збереження його природних передумов. У цьому разі розглядається динамічна рівновага як рівновага між мінливим співвідношенням природного середовища та суспільного виробництва, авторка зокрема зазначає, що «якщо у системі «природа – суспільне виробництво» існує тенденція до встановлення рівноваги, то лише як момент руху, діалектично пов'язаний з постійним порушенням такої рівноваги, що характерний для внутрішньо суперечливої єдності суспільства та природи» [53, с. 22]. Досягнення визначеної мети передбачає коригування форм та способів господарської діяльності відповідно до екологічних вимог.

Однак дослідження проблем управління природокористуванням вимагає визначення поняття «система управління природокористуванням», оскільки останнє визначає її структурну будову. У праці [58, с. 125] розглядається система управління охороною навколишнього середовища та раціональним природокористуванням як сукупність трьох елементів: законодавства щодо охорони природи, економічного механізму й державної економічної політики в галузі екології та організаційних заходів.

Із загальнотеоретичної точки зору систему управління природокористуванням доцільно розглядати як систему функцій, методів та принципів управління, що обумовлюють механізми та організаційні форми здійснення управлінського впливу, спрямованого на забезпечення еколого-економічної рівноваги шляхом узгодження еколого-економічних інтересів.

Отже, необхідною умовою побудови досліджуваної системи є визначення відповідних принципів та створення конкретних механізмів управління природокористуванням, на дослідженні яких зупинимося детальніше.

У межах широкого представлення трактувань управління у сфері екології та природокористування дещо різними є підходи до

обґрунтування принципів управління. Зокрема, у праці [28, с. 17] запропоновано розділяти принципи державного управління природокористуванням і охороною довкілля та принципи раціонального природокористування. За визначенням автора, принципи першої групи становлять «основні норми і правила, якими керуються при здійсненні державної політики в галузі екологічного управління», тоді як принципи раціонального природокористування – це «основні норми та правила, якими повинні керуватися державні органи влади, суб'єкти господарювання, громадські організації та окремі громадяни при здійсненні ними функцій природокористування (використання природних ресурсів)» (табл. 2.2.). Мається на увазі виокремлення принципів (обов'язкових теоретичних передумов) здійснення управлінської діяльності та принципів (основних правил) діяльності окремих суб'єктів у сфері природокористування як специфічного виду господарсько-економічної діяльності. Деякий інший підхід до обґрунтування принципів раціонального природокористування викладено в праці [47] (табл. 2.2).

Запропонований поділ принципів є обґрунтованим, однак, на нашу думку, принципи раціонального природокористування мають бути теоретико-методологічними передумовами реалізації будь-яких управлінських дій у сфері природокористування, а отже, певною мірою визначати принципи управління природокористуванням, зокрема специфічні принципи зазначеної групи (загальні принципи є типовим практично для всіх сфер управління). Крім того, принципи охорони навколишнього середовища також можна розглядати як специфічні принципи управління природокористуванням, оскільки це, на нашу думку, не суперечить широкому трактуванню поняття «природокористування».

Отже, у системі управління природокористуванням доцільно виокремлювати єдиний блок, який містить як загальні, так і специфічні принципи управління. Ми вважаємо, що одним із ключових у даному блоці має бути принцип узгодження еколого-економічних інтересів. Це обумовлено перш за все тим, що суперечливий характер екологічних і економічних цілей розвитку викликаний суперечністю в інтересах суб'єктів економічної системи (індивідуальних, колективних, суспільних інтересів), у тому числі неузгодженістю інтересів різних поколінь. Саме тому в теорії формування економічної моделі сталого розвитку неминуче постає проблема узгодження інтересів різних економічних суб'єктів як у поточному періоді, так і в довгостроковій перспективі, що визначається багатьма авторами як необхідна умова стратегії розвитку сучасної держави. Зокрема, в праці [58, с. 153] наголошується, що «розробка і реалізація в країнах національних стратегій економічно сталого розвитку передбачає посилення екологічної складової економіки, гармонізацію екологічних і економічних інтересів суспільства в цілому».

Таблиця 2.2

Підходи до визначення принципів управління природокористуванням

Група принципів	Автори	Склад принципів
Раціонального природокористування	Бойчук Ю. Д. та ін. [6]	<ul style="list-style-type: none"> <li>- правило інтегрального ресурсу;</li> <li>- правило міри перетворення природних систем;</li> <li>- правило «м'якого» управління природою;</li> <li>- правило ланцюгових реакцій «жорсткого» управління природою;</li> <li>- закон обмеженості природних ресурсів;</li> <li>- закон падіння природно-ресурсного потенціалу;</li> <li>- закон відповідності рівня розвитку виробничих сил природно-ресурсному потенціалу;</li> <li>- закон родючості, що зменшується</li> </ul>
	Арустамов Є. А. та ін. [47]	<ul style="list-style-type: none"> <li>- принцип системного підходу;</li> <li>- принцип оптимізації природокористування;</li> <li>- принцип випередження темпів виходу корисної продукції над темпами заготівлі та видобутку сировини;</li> <li>- принцип гармонізації відносин природи та виробництва;</li> <li>- принцип комплексного використання природних ресурсів</li> </ul>
Державного управління природокористуванням	Іванюк Д. П., Шульга І. В [28]	<ul style="list-style-type: none"> <li>- плановість;</li> <li>- компетентність;</li> <li>- законність;</li> <li>- участь громадськості;</li> <li>- науковість;</li> <li>- комплексність;</li> <li>- платність спеціального природокористування</li> </ul>
	Бринчук М. М. [28]	<ul style="list-style-type: none"> <li>- законність;</li> <li>- комплексний підхід;</li> <li>- сполучення басейнової та адміністративно-територіальної організації управління природокористуванням та охороною довкілля;</li> <li>- розподіл господарсько-експлуатаційних та контрольних функцій в організації екологічного управління</li> </ul>
Охорони навколишнього природного середовища	Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [26]	<ul style="list-style-type: none"> <li>- пріоритетність вимог екологічної безпеки;</li> <li>- гарантування екологічно безпечного становища для життя та здоров'я людей;</li> <li>- екологізація матеріального виробництва;</li> <li>- науково обгрунтоване узгодження екологічних, економічних та соціальних інтересів суспільства;</li> <li>- збереження просторової та видової різноманітності й цілісності природних об'єктів та комплексів;</li> <li>- гласність та демократизм під час прийняття рішень, реалізація яких впливає на стан навколишнього середовища, формування у населення екологічного світогляду;</li> <li>- науково обгрунтоване нормування впливу господарської діяльності на навколишнє середовище;</li> <li>- стягнення плати за спеціальне використання природних ресурсів, за забруднення навколишнього середовища та зниження якості природних ресурсів;</li> <li>- вирішення проблем охорони навколишнього природного середовища на основі широкого міжнародного співробітництва.</li> </ul>

Відповідно до основної вимоги сталого розвитку Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» цей принцип, дещо в іншому визначенні, включено до переліку принципів охорони навколишнього середовища (табл. 2.2).

Теоретичні основи управління природокористуванням мають бути втілені у відповідному механізмі управління, який традиційно визначають як сукупність методів та важелів (інструментів) впливу на об'єкт управління, а також його законодавчо-нормативного та інформаційного забезпечення.

З метою аналізу дієвості окремих складових механізму управління природокористуванням, визначення можливості вдосконалення існуючих форм, методів та інструментів регулювання природокористуванням або пошуку нових потрібно визначити загальну структуру механізму управління природокористуванням.

У праці [59] економічний механізм природокористування подано трьома взаємозв'язаними блоками (рис. 2.9), кожен із яких містить перелік складових, що забезпечують функціонування кожного блоку окремо та механізму як цілісної системи. При цьому підкреслюється особлива роль ринкових інструментів як регуляторів природокористування, оскільки вони дозволяють забезпечити досягнення екологічних цілей шляхом формування економічної зацікавленості природокористувача у їх досягненні.



Рис. 2.9. Загальна структура економічного механізму природокористування

Грунтовно досліджено й описано економічний механізм природокористування та природоохоронної діяльності О. О. Веклич, яка розглядає його структуру як сукупність таких елементів:

- екологічні платежі та екологічне оподаткування;
- фінансування та кредитування;
- інвестиційно-інноваційна діяльність;
- економічна відповідальність за екологічну безпеку;
- ціноутворення з урахуванням екологічного чинника;
- страхування екологічних ризиків;
- стимулювання раціонального природокористування;

- матеріальне заохочення суб'єктів екологічного раціонального господарювання [11].

Загальним висновком досліджень функціонування сучасного механізму управління природокористуванням в Україні є його недосконалість, необхідність трансформації відповідно до вимог ринкової економіки. У праці [10] основа трансформації чинного механізму управління природокористуванням вбачається в модернізації існуючих регуляторів з одночасним удосконаленням та впровадженням у практику ринкових інструментів.

Світовий досвід свідчить про широке використання економічних методів, спрямованих на створення економічної зацікавленості економічних суб'єктів у забезпеченні певної якості природокористування. Це пояснюється адресним характером економічних методів, чітким визначенням необхідних вимог з урахуванням еколого-економічного інтересу конкретного суб'єкта – цільової функції його потреб.

Застосування саме економічних методів створює переваги у діяльності одного природокористувача перед іншим за рахунок реалізації еколого-безпечної діяльності, сприяє пошуку напрямів зменшення витрат, необхідних для досягнення певної якості довкілля. Деякими авторами відзначається, що саме економічні методи є найбільш ефективними та гнучкими при виборі оптимальних схем залучення природоохоронних вимог до складного, багатоскладового господарського механізму країни [58, с. 154].

Очевидно, що всі існуючі сьогодні економічні методи та інструменти управління природокористуванням спрямовані на раціоналізацію природокористування, охорону довкілля виходячи з існуючого рівня розвитку суспільного виробництва. Отже, їх удосконалення має сприяти формуванню моделі еколого-безпечного розвитку. Проте як зауважує О. О. Веклич, удосконалення інструментарію, що становить економічний механізм природокористування, відображає лише один бік удосконалення цього механізму. З іншого боку, трансформація конкретних форм економічних відносин у межах, що визначаються станом довкілля, характером соціально-економічних відносин, також матиме наслідком удосконалення досліджуваного механізму через удосконалення власне економічних відносин у сфері природокористування [11].

Тому реалізація принципу узгодження еколого-економічних інтересів в управлінні природокористуванням потребує не лише розширення та вдосконалення чинного інструментарію управління природокористуванням, а й зміни форм економічних відносин, формування умов, за яких би природне середовище дійсно стало інтегральною частиною економічної системи. Як справедливо зазначається у праці [35], проблема раціонального природокористування є складовою



загальної проблеми ефективного розподілу всієї сукупності економічних ресурсів між окремими цілями відтворювального процесу.

Застосування економічних методів управління природокористуванням має бути спрямоване на узгодження еколого-економічних інтересів економічних суб'єктів на різних рівнях економічної системи, оскільки дозволяє поєднати завдання раціонального природокористування та охорони довкілля з власне економічним (комерційними) цілями. Проте ми вважаємо, що застосування адміністративних методів постає у цьому контексті як первинний (базовий) елемент узгодження еколого-економічних інтересів, оскільки вони регламентують безпосередньо розмір природокористування та здебільшого визначають його якість. Деякі науковці підкреслюють, що стандарти якості довкілля та впливу на нього необхідні для узгодження у суспільстві екологічних та економічних інтересів, регулювання впливу суспільства на довкілля, оскільки за їх допомогою регламентуються власне розміри природокористування [28, с. 24].

Тому механізм управління природокористуванням має поєднувати як економічні, так й адміністративні методи управління, конкретний склад яких залежить від поточних цілей та умов дії такого механізму. Більше того, в праці [11] підкреслюється, що обґрунтована система спеціальних методів та регуляторів дозволяє досягти не лише стану узгодженості, синхронізації різнорівневих інтересів щодо виробництва та раціоналізації природокористування, а й такого рівня господарської діяльності, за якого раціональне природокористування є рівнозначною метою чи завданням серед усього переліку виробничих завдань підприємства.

Сьогодні свідченням цього є вплив екологічного чинника на суто ринкові характеристики діяльності підприємств. Створення відповідного економічного, інформаційного, інституційного середовища зумовлює сприйняття ринком еколого-економічної ефективності підприємства як фактора його ринкової капіталізації.

Так, російською Незалежною екологічною рейтинговою агенцією «НЕРА» (АНО «НЕРА»), яка формує незалежні екологічні рейтинги російських компаній, було запропоновано та визначено сукупність фондових індексів NERAX Eco, що характеризують капіталізацію російських компаній, які мають найкращі показники екологічної ефективності (прозорість екологічної звітності, екологічну ефективність та її динаміку), яку можна порівнювати із загальною динамікою ринку. Після оприлюднення переліку компаній, що віднесені до індексу, їх середня вартість за декілька місяців зростає на 40 % щодо рівня ринку і зберегла таке перевищення під час подальших спадів [72]. Це свідчення вказує на те, що сучасне ринкове середовище за умови створення адекватних механізмів управління може сприймати екологічний фактор не лише як цільову настанову ззовні, а як ендогенний фактор розвитку підприємства.

Отже, аналіз теоретико-методичних підходів до управління природокористуванням дозволяє стверджувати, що узгодження еколого-економічних інтересів можна розглядати як принцип, покладений в основу формування відповідної системи управління. Необхідність виокремлення такого принципу обумовлена вимогами формування моделі сталого соціально-економічного розвитку.

Проте формування ефективної системи управління природокористуванням, виходячи з принципу узгодження еколого-економічних інтересів, передбачає також узгодження інтересів окремих громадян, суспільства в цілому, окремих спільнот (громад), що проживають на певній території. І основні труднощі у цьому аспекті узгодження виникають стосовно характеру використання природних благ.

Усі необхідні для людей природні блага поділяють на дві частини: на «господарські блага» чи товари, що наявні в обмеженій кількості, і на «вільні блага», такі як повітря, вода, що надаються у необмеженій кількості й, відповідно, не мають суб'єктивної цінності» [2, с. 24]. Зокрема, автори [29] вважають за необхідне природні ресурси поділяти на матеріальні (такі, що безпосередньо споживаються населенням або застосовуються як початковий фактор виробництва) та екологічні (такі, що забезпечують екологічну рівновагу в біосфері й життєдіяльності людства). Причому, саме невідновні матеріальні природні ресурси зазнають найбільшого економічного тиску за найменшої економічної віддачі. Ми погоджуємося з такою тезою, проте наголошуємо, що саме при використанні екологічних ресурсів для задоволення суспільних благ виникає проблема повноти відповідальності за їх забруднення через особливий характер використання таких благ та ресурсів. Тому потреба в урахуванні особливих характеристик екологічних благ має бути задоволена шляхом виокремлення у системі природокористування специфічної складової – спеціального природокористування.

Поділ природокористування за характером використання природних благ на загальне і спеціальне є важливим з точки зору реалізації практичних механізмів узгодження еколого-економічних інтересів. Такий підхід використовується для аналізу процесів природокористування у юридичній науці, що відповідає положенням Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», згідно з якими використання природних ресурсів здійснюється у загальному та спеціальному порядку. Спеціальне природокористування передбачає можливість володіння, користування або оренди природних ресурсів, що надаються більш широкому колу суб'єктів на підставі спеціальних дозволів за визначену плату. Загальне природокористування є загальнодоступним і не вимагає у кожному конкретному випадку особливого дозволу з боку компетентних державних органів, або з боку осіб, за якими природні об'єкти закріплені.

Поширеною є думка щодо відсутності територіальних меж загального природокористування [14]. Процес відновлення якості природних систем в сучасних умовах істотним чином залежить від потенціалу їх самовідтворення. Такий потенціал визначається, з одного боку, рівнем антропогенного навантаження на природне середовище, а з іншого – розміром накопиченого забруднення, що істотно диференціюються за територіями. Виходячи з цього, вважаємо такий підхід недостатньо обґрунтованим, адже саме спільнота має нести відповідальність за кількість, а головне – якість природних ресурсів, які на умовах загального користування знаходяться в її розпорядженні. Отже, територіальне закріплення відповідальності за загальне природокористування має сприяти екологічно сталому розвитку як на рівні окремої територіальної громади, так і країни в цілому.

Виходячи з правових ознак видового розподілу територіального природокористування, ми вважаємо за необхідне розроблення саме економічного інструментарію управління, що, у свою чергу, вимагає обґрунтування теоретичних положень: сутності загального та спеціального природокористування як економічних категорій.

Узагальнюючи вищезазначені теоретичні положення та виходячи з традиційних підходів до ідентифікації сутності природокористування як економічної категорії, ми пропонуємо загальне територіальне природокористування розглядати як економічні відносини, пов'язані з використанням та відтворенням якості елементів навколишнього природного середовища з метою задоволення суспільних потреб території.

Розглянемо напрямки, за якими має відбуватися загальне використання.

Як було зазначено вище, одним із ключових елементів системи територіального природокористування є задоволення саме суспільних потреб. Схожої думки притримується Ю. В. Орловська, яка обмежує екологічно узгоджене економічне зростання граничними критеріями задоволення потреб окремої людини та суспільства в цілому, пов'язуючи поняття сталого розвитку з економічною та екологічною безпекою [43].

Суспільні потреби зазвичай поділяють на дві групи: потреби спільноти і потреби окремої людини. У процесі загального територіального природокористування відбувається:

- 1) споживання та використання природних ресурсів – задовольняються особисті біологічні потреби;
- 2) використання природного простору як сфери життя та розміщення інфраструктурних об'єктів – задовольняються так звані ландшафтні потреби;
- 3) використання природного середовища з метою розміщення відходів – так звані асиміляційні потреби;
- 4) відновлення якості компонентів навколишнього природного

середовища – екологічні потреби.

Відповідно до зазначених різновидів потреб ми пропонуємо виділяти біологічний, ландшафтний, асиміляційний та екологічний напрями загального територіального природокористування.

Оскільки запропонований нами підхід передбачає залучення до сфери загального природокористування природоохоронних елементів, то у процесі управління мають бути задіяні, крім громадян (домогосподарств), також органи державної влади, органи місцевого самоврядування, суб'єкти підприємницької діяльності та неприбуткові організації.

Об'єкти загального територіального природокористування пропонуємо визначати згідно з поділом природокористування на загальне і спеціальне, передбачене у більшості природно-ресурсних актів українського законодавства (стаття 47 Водного кодексу України [67], стаття 66 Лісового кодексу України [39], стаття 9 Закону України «Про рослинний світ» [48], стаття 16 Закону України «Про тваринний світ» [49], статті 35, 38, 52, 83 Земельного кодексу України [27]). Атмосферне повітря також є природним благом загального користування. Кодекс України про надра [34] не надає громадянам права загального користування ресурсами надр, у той час як стаття 19 Закону РФ «Про надра» передбачає можливість для власників земельних ділянок здійснювати видобуток загальнопоширених корисних копалин та будівництво підземних споруд на глибину до п'яти метрів за умов, що при цьому не здійснюються вибухові роботи та природні ресурси не обліковуються на державному балансі [25].

Використання асиміляційної здатності середовища також повинне розглядатися як елемент загального природокористування.

Значна кількість штучних об'єктів, які створюють з метою реалізації природоохоронних програм та заходів, знаходяться у спільному володінні громади – комунальній чи державній власності. Це передбачає наявність ще одного об'єкта впливу системи загального територіального природокористування – екологічної інфраструктури.

Отже, до об'єктів загального територіального природокористування ми пропонуємо відносити компоненти природного середовища, природні об'єкти, природно-антропогенні об'єкти, природні комплекси, а саме: водні ресурси, атмосферне повітря, земельні ресурси, ресурси рослинного та тваринного світів (екосистемні ресурси), асиміляційну ємність середовища та екологічну інфраструктуру.

Ключові елементи системи загального територіального природокористування подані у табл. 2.3.

Зазвичай природокористування у частині охорони та відновлення навколишнього природного середовища [33] не пов'язане з отриманням прибутків, адже природні ресурси є суспільними благами, які відповідно до теорії суспільного добробуту не можуть бути вироблені ринком, зокрема, через те, що зі споживання суспільних благ не можуть бути

виключені окремі особи, а отже, вони не можуть бути запропоновані приватним сектором економіки, адже за них не можна отримати плату. Крім того, додаткове споживання таких послуг не потребує додаткових витрат, тобто відсутня конкуренція у споживанні [60].

Таблиця 2.3

Складові системи загального територіального природокористування	
Складова	Характеристика
Мета	Задоволення суспільних потреб території
Напрямки природокористування	Ландшафтний – використання природного простору як сфери життя та розміщення інфраструктурних об'єктів
	Біологічний – використання природних ресурсів
	Асиміляційний – використання природного середовища з метою розміщення відходів
	Екологічний – відновлення якості компонентів навколишнього природного середовища
Суб'єкти	Держава
	Органи місцевого самоврядування
	Суб'єкти господарювання
	Домогосподарства
	Неприбуткові організації
Об'єкти	Вода
	Повітря
	Ґрунти
	Екологічна інфраструктура
	Екосистема
	Асиміляційні властивості середовища

Отже, такий вид діяльності можна віднести до «провалів ринку» і відповідальність за її проведення повинна бути покладена на публічний сектор економіки.

Крім суто нормативно-правових функцій, держава, по-перше, сприяє досягненню максимально можливого розподілу обмежених факторів виробництва, тобто Паретто-оптимуму, і, по-друге, здійснює перерозподіл доходів та майна відповідно до принципів соціальної справедливості. Паретто-оптимальним, або паретто-ефективним, вважається такий стан національної економіки, за якого неможливо збільшити ступінь задоволення потреб однієї людини, не погіршуючи при цьому становище іншого члена суспільства [22]. Ситуації, коли такий розподіл ресурсів неможливо досягнути, і мають назву «вад ринку». Л. І Якобсон вважає, що вади ринку виникають унаслідок обмеженої конкуренції, неповноти інформації та зовнішніх ефектів [67; 68]. Інші вітчизняні та зарубіжні науковці додають ще «трагедію спільнот» [15; 56], коли за умов вільного

доступу до ресурсу виникає проблема його надмірного використання і навіть повного знищення.

Ендрюс А. під час дослідження особливих економічних проблем, пов'язаних із природними ресурсами, виділяє такі вади ринку, що виникають при часовій алокації невідновлюваних природних ресурсів [66]:

- проблеми розподілу – оптимальний за Паретто розподіл ресурсів, у тому числі й природних, не завжди є суспільно оптимальним;
- нерівність приватних та суспільних витрат через виникнення негативних екстерналій (зовнішніх ефектів) – зміни ландшафту, забруднення Світового океану нафтою, підвищення атмосферної температури чи накопичення відходів;
- нерівність приватної та суспільної ставки дисконтування – норми прибутку, отриманого від виробництва та споживання природних ресурсів;
- недосконалість інформації;
- відсутність досконалих майбутніх ринків;
- «непотрібне» індивідуальне негативне тяжіння до ризику природокористувачів тощо.

Як уже було зазначено, спеціальне природокористування здійснюється на платних умовах. Такий підхід передбачає перенесення всієї міри відповідальності за шкоду, завдану навколишньому природному середовищу, на особу (фізичну чи юридичну), яка її завдала. Роль публічного сектору в такому разі обмежується контролем і, можливо, розподілом, коли кошти у вигляді обов'язкових виплат, штрафів чи інших фінансових санкцій акумулюються у централізованих фондах грошових коштів і перерозподіляються на природовідновлювальні заходи. Проте, якщо винну особу встановити неможливо, а шкода завдається, загальне природокористування передбачає суспільне (публічне) фінансування. Наслідками суперечностей між екологічними та економічними інтересами та потребами може стати дефіцит фінансування сфери загального природокористування, що є бар'єром на шляху досягнення сталого розвитку.

Фінансові потоки забезпечують позитивну динаміку більшості економічних систем. Тому дослідження відносин, що виникають у процесі формування, розподілу і використання різноманітних фондів грошових коштів, які здатні та мають забезпечувати реалізацію цілей та завдань сталого розвитку на рівні територій, ми вважаємо головним завданням удосконалення системи загального територіального природокористування. За таких умов загальнотеоретичні проблеми управління територіальним природокористуванням, що впливають з його суспільного характеру, визначають практичні проблеми його фінансового забезпечення.

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Андреева Н. Экологические аспекты развития финансового менеджмента в Украине с учетом международного опыта и в рамках экологизации инвестиционной деятельности / Н. Андреева // Наукові праці ДонНТУ. Серія: економічна – 2007. – № 4. – С. 189-200.
2. Бартов В. Ф. Концепции взаимодействия экономики и природы / В. Ф. Бартов, В. В. Седов. – М. : Мысль, 1984. – 159 с.
3. Блехцин И. Я. Производительные силы СССР и окружающая среда: (проблемы и опыт исследования) / И. Я. Блехцин, В. А. Минеев. – М. : Мысль, 1981. – 214 с.
4. Бобылев С. Н. Кризис и экономика : экологические аспекты / С. Н. Бобылев // Инновационные механизмы в экономике природопользования. – Материалы Третьей международной научной конференции «Инновационное развитие экономики России: роль университетов» 21-24 апреля 2010 г., г. Москва.
5. Бобылев С. Н. Кризис : экономика и экология / С. Н. Бобылев, В. М. Захаров. – М. : ООО «Типография ЛЕВКО», Институт устойчивого развития, Центр экологической политики России, 2009. — 84 с.
6. Боковицкая Ю. В. Мета державного управління природокористуванням [Електронний ресурс] / Ю.В. Боковицкая // Державне будівництво. – 2007. – № 1. Режим доступу: <http://www.nbuv.gov.ua/e-journals/DeBu/2007-1/doc/2/02.pdf>
7. Большой энциклопедический словарь. Режим доступу : <http://www.edudic.ru/bes/12038/>
8. Васенин Д. Н. Эколого-экономические интересы в трансформационной экономике : дис. ... канд. эконом. наук: 08.00.01 / Васенин Дмитрий Николаевич. – Йошкар-Ола, 2005. – 161 с.
9. Веклич О. А. Эколого-экономические противоречия. – К. : Наукова думка, 1991. – 142 с.
10. Веклич О. Економічний механізм природокористування: аналіз дієвості / О. Веклич // Вісник НАН України. – 2001. – № 8. – С. 35-42.
11. Веклич О. О. Економічний механізм екологічного регулювання в Україні / О. О. Веклич. – К. : [Український інститут досліджень навколишнього середовища і ресурсів], 2003. – 88 с.
12. Веснин В. Роль экологического фактора в общественном производстве / В. О. Веснин // Экономические науки. – 1995. – № 5. – С. 42-49.
13. Вишняков Я. Проблемы рейтинговой оценки инвестиционной привлекательности предприятий, с учетом экологической составляющей / Я. Вишняков // Российское предпринимательство – 2006. – № 4 (76). – С. 96-101.

14. Галушкіна Т. П. Экологическая политика и механизмы ее реализации на региональном уровне / Т. П. Галушкіна, В. И. Крутякова ; НАН Украины, Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований. – Одеса, 1999. – 112 с.

15. Говлет М. Дослідження державної політики: цикли та підсистеми політики / М. Говлет, М. Рамеш ; пер. з англ. О. Рябов. – Л. : Кальварія, 2004. – 264 с.

16. Голуб А. А. Экономика природных ресурсов: учебник для вузов / А. А. Голуб, Е. Б. Струкова. – М. : Аспект Пресс, 1998. – 319 с. – (Программа «Высшее образование»).

17. Горохова Т. Екологічна складова політики корпоративної соціальної відповідальності підприємств [Електронний ресурс]: Вестник. Наука и практика. – Електрон. дан. (1 файл). – Режим доступу: <http://конференция.com.ua/pages/view/513>. – Назва з екрана.

18. Гринберг Р. С. Экономическая социодинамика / Р. С. Гринберг, А. Я. Рубинштейн – М. : ИСЭПРЕСС, 2000. – 436 с.

19. Гузев М. М. Экономические проблемы и механизм экологически устойчивого развития: монография / М. М. Гузев. – Министерство общего и профессионального образования Российской Федерации, Волгоградский государственный университет, Волгоградское отделение Российской экологической академии. – Волгоград : Издательство Волгоградского государственного университета, 1997. – 200 с.

20. Деревяго И. П. Анализ воспроизводственных процессов в системе устойчивого развития / И. П. Деревяго // Проблемы современной экономики. – 2008. – № 2 (26). – С. 318-322.

21. Длуголески Э. Изменение климата и финансовый сектор: перспективы деятельности / Эндрю Длуголески, Саша Лафельд. – Издание Allianz Group и WWF (на русском языке подготовлено WWF России. – 2005. – [Електронний ресурс] Режим доступу : [http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc\\_andfinansial.pdf](http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc_andfinansial.pdf)

22. Длугопольський О. В. Теорія економіки державного сектору: навч. посібник для студ. вищих навч. закл. / О. В. Длугопольський ; Тернопільський національний економічний ун-т. – Т. : Наукова думка, 2007. – 490 с.

23. Екологічне управління: підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів / [В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін.]. – К. : Либідь, 2004. – 432 с.

24. Жданов В. П. О совершенствовании инвестиционных механизмов регионального развития / В. П. Жданов // Регион сотрудничества. – 2004. – № 7. – С. 5-18.

25. Закон "О недрах". Гарант. Информационно-правовой портал. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://base.garant.ru/10104313/>



26. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» : за станом на 19 бер. 2009 р.: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=1264-12>.

27. Земельний кодекс України від 25.10.2001 № 2768-III [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2768-14&p=1316592302508964>

28. Іванюк Д. П. Управління природоохоронною діяльністю : навч. посіб. / Д. П. Іванюк. І. В. Шульга. – К. : Алерта, 2007. – 368 с.

29. Інституціональні засади та інструментарії збалансованого природокористування / за редакцією д-ра екон. наук С. К. Харічкова // ІПРЕЕД НАН України. – Одеса : ІПРЕЕД, 2010. – 484 с.

30. Иванов П. М. Устойчивое региональное развитие: концепция и модель управления / П. М. Иванов // Экономика и математические методы. – 2006. – Т. 42. – № 2. – С. 51 – 59.

31. Каманкин В. П. Экономические интересы развитого социалистического общества / В. П. Каманкин; Академия общественных наук при ЦК КПСС, кафедра научных основ управления социалистической экономикой. – М. : Мысль, 1978. – 296 с.

32. Канапухин П. А. Система экономических интересов и их роль в мотивационном механизме [Електронний ресурс] / П. А. Канапухин, Ю. И. Хаустов // Вестник ВГУ. – Серия «Экономика и управление». – 2004. – № 2. – С. 11-21. Режим доступу : [http://www.vestnik.vsu.ru/content/econ/2004/02/toc\\_ru.asp](http://www.vestnik.vsu.ru/content/econ/2004/02/toc_ru.asp)

33. Класифікація видів економічної діяльності ГК 009-96 [Електронний ресурс]. - Режим доступу : <http://www.met-online.kiev.ua/menu/dovidka/kved/>

34. Кодекс України про надра від 27.07.1994 № 132/94-ВР [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=132%2F94-%E2%F0&p=1316592302508964>

35. Концепция устойчивого развития и Местная повестка дня XXI: методическое пособие [Електронний ресурс] / [авт. тексту Джон Р. Либл]. – СПб. – 1998. – Режим доступу :

<http://www.localstrategy.seu.ru/training/methods/indicators-method-description.html>

36. Короткий В. Теоретичні засади екологізації інвестиційної діяльності підприємства / В. Короткий // Економічний аналіз. – 2011. – № 9. – Ч. 2. – С. 240-243.

37. Леготина Т. С. Основные тенденции инвестиционной деятельности в рациональном природопользовании северного региона / Т. С. Леготина // Экология человека. – 2007. – № 7. – С. 3-7.

38. Лемешев М. Я. Экономика и экология / М. Я. Лемешев. – М. : Знание, 1990. – 62 с.

39. Лісовий кодекс України від 21.01.1994 № 3852-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=3852-12&p=1316592302508964>
40. Лук'янихін В. О. Екологічний менеджмент в системі управління збалансованим розвитком / В. О. Лук'янихін. – [Монографія]. – Суми : Університетська книга, 2002. – 314 с.
41. Моисеев Р. С. К вопросу о теориях «человеческого» и «природного» капиталов / Р. С. Моисеев // Экономика природопользования. – 2006. – № 1. – С. 5-22.
42. Некипелов А. Д. Становление и функционирование экономических институтов / Некипелов А. Д. – М. : Экономистъ, 2006. – 234 с.
43. Орловська Ю. В. Стратегічне управління інвестиціями в регіональний розвиток / Ю. В. Орловська. – К. : Знання України, 2004. – 336 с.
44. Пачина Т. М. Управление пространственной гармонизацией движения национального капитала. – Апатиты : Изд-во Кольского научного центра РАН. – 2006. – 254 с.
45. Петренко Ф. И. Сочетание экономических интересов как фактор ускорения / Ф. И. Петренко // Экономические интересы и стимулирование в условиях ускорения социально-экономического развития : сборник научных трудов. – Ростов-на-Дону, 1989. – С. 22-30.
46. Пилюев С. Совершенствование экономических механизмов природопользования / С. Пилюев, В. Кадохов // Экономист. – 2002. – № 4. – С. 57 – 63.
47. Природопользование : учебник / [Э. А. Арустамов, А. Е. Волощенко, Г. В. Гуськов и др.]; под ред. А. Э. Арустамова. – [2-е изд., перераб. и доп.]. – М. : Издательский дом «Дашков и Ко», 2000. – 283 с.
48. Про рослинний світ. Закон України від 09.04.1999 № 591-ХІV [Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1999, № 22-23, ст. 198]. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=591-14>
49. Про тваринний світ. Закон України від від 13.12.2001 № 2894-ІІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2894-14>
50. Радаев В. В. Экономические интересы при социализме / В. В. Радаев. – М. : Изд-во Московского университета, 1971. – 336 с.
51. Рубинштейн А. «Группы и интересы»: приглашение к дискуссии / А. Рубинштейн // Вопросы экономики. – 2006. – № 11. – С. 81-94.

52. Снежко Е. Там вам не здесь : Бизнес // Инвестгазета – 2012. – № 24. – [Электронный ресурс] – Режим доступа : <http://www.investgazeta.net/kompanii-i-rynki/tam-vam-ne-zdes-162923/>.

53. Сухорукова С. М. Экономика и экология (политэкономический аспект) : учеб.-метод. пособие для вузов / С. М. Сухорукова. – М. : Высшая школа, 1988. – 109 с.

54. Тарасенко С. Екологічний гудвіл як елемент вартості сучасного підприємства / С. Тарасенко // Вісник СНАУ. Серія "Економіка та менеджмент" – 2010. – № 5/1. – С. 155-160.

55. Телиженко А. М. Сущность и содержание основных эколого-экономических противоречий / А. М. Телиженко // Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка. – 2003. – № 5(51). – С. 56-63.

56. Теорія фінансів: підручник / П. І. Юхименко [та ін.] ; заг. ред. В. М. Федосов, С. І. Юрій. – К. : Центр учбової літератури, 2010. – 576 с.

57. Харичков С. К. Экологизация научно-технического развития / С. К. Харичков, Ю. О. Николаев; Национальная академия наук Украины, Институт проблем рынка и эколого-экономических исследований. – Одесса: Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований НАН Украины, 2003. – 120 с.

58. Хвесик М. А. Економіко-правове регулювання природокористуванням: монографія. / М. А. Хвесик, Л. М. Горбач, Ю. П. Кулаковський. – К. : Кондор, 2004. – 524 с.

59. Хвесик М. А. Інституціональна модель природокористування в умовах глобальних викликів: монографія / М. А. Хвесик, В. А. Голян; Національна академія наук України, Рада з вивчення продуктивних сил України. – К. : Кондор, 2007. – 480 с.

60. Циммерманн Х. Муниципальные финансы: учебник / Х. Циммерманн, [пер. с нем.] – М., 2003. – 352 с.

61. Хчяян Л. Экономические законы: потребности и интересы / Л. Хчяян // Экономические науки. – 1979. – № 6. – С. 43-47.

62. Шабунина И. М. Единство социально-экологической и экономической оценок результатов производственной деятельности / И. М. Шабунина, Н. Вьюн // Эколого-экономические проблемы агропромышленного комплекса Причерноморского района: материалы научно-практического семинара. – Николаев, 1992.

63. Швагерус П. В. Инвестиционные природоохранные программы в региональном природопользовании / П. В. Швагерус – М. : НИА-Природа, ВО РЭА. – 2005. – 138 с.

64. Экономическая энциклопедия / Научн.-ред. совет издательства «Экономика», Институт экономики РАН. – М. : Экономика, 1999. – 1055 с.

65. Эндрес А. Экономика окружающей среды. Введение: перевод с немецкого С. И. Дорогунцова и Б. М. Данилишина. / Альфред Эндрес. – Київ : Либідь, 1995. – 168 с.

66. Эндрес А. Экономика природных ресурсов : учебник / пер. с нем. / А. Эндрес, И. Квернер ; науч. ред. пер. Н. Пахомова, К. Рихтер. – 2-е изд. – СПб. : Питер ; М. ; Нижний Новгород ; Воронеж, 2004. – 250 с.

67. Якобсон Л. И. Государственный сектор экономики: экономическая теория и политика : учебник для студ. вузов, обуч. по экономическим направлениям и специальностям / Л. И. Якобсон ; Государственный ун-т Высшая школа экономики. – М. : [б. и.], 2000. – 365 с.

68. Якобсон Л. И. Экономика общественного сектора: Основы теории государственных финансов: учебник для вузов / Л. И. Якобсон. – М. : Аспект пресс, 1996. – 319с.

69. Яндыганов Я. Я. Инновационная стратегия природопользования урбанизированных территорий / Я. Я. Яндыганов, Е. Я. Власова // Управленец. – 2010. – № 3-4 (7-8). – С. 32 – 39.

70. Coase Ronald The Problem of Social Cost / Ronald H. Coase [Электронный ресурс] // Journal of Law and Economics. – 1960. – № 3. – 1-44 pp. – Режим доступа:

<http://www.sfu.ca/~allen/CoaseJLE1960.pdf>

71. NERAX Eco – семейство экологических фондовых индексов [Электронный ресурс]. – Режим доступа:

<http://www.nera.biodat.ru/ecoind>

РОЗДІЛ 3

**ФІНАНСОВО-КРЕДИТНА  
ПАРАДИГМА УЗГОДЖЕННЯ  
ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ  
ІНТЕРЕСІВ**

**3.1 Екологічний борг: хто кому винен?**

Екологічний борг є відносно «ною» категорією в економіці природокористування та охорони навколишнього середовища, тлумачення його сутності є досить суперечливі. Викладення будь-яких науково-методичних підходів до оцінки величини екологічного боргу має ґрунтуватися на єдиному підході до розуміння цієї економічної категорії.

Загалом можна виділити три підходи у дослідженні екологічного боргу:

1. Гуманітарно-економічний підхід до вивчення взаємодії економіки і навколишнього середовища [24].
2. Теорія «екологічного сліду» (The Ecological footprint) [9; 45; 48].
3. Концепція «грошово-кредитних» відносин суспільства та природи [7; 8; 10; 38].

Коротко зупинимося на суті цих підходів.

Прибічники *гуманітарно-економічного підходу* вважають за необхідне розглядати екологічний борг не лише з позиції вартісної (економічної) оцінки, але і з погляду морально-етичних принципів – як провину людини перед природою. Вони стверджують, що зміст екологічного боргу разом з суто економічними чинниками відображає також вплив таких суспільних інститутів, як мораль, громадська думка, право, що є індикаторами ставлення суспільства до навколишнього середовища. Виходячи з такого тлумачення екологічного боргу, його повернення пропонується розглядати не лише в економічному аспекті (механізм якого не визначається), а й у моральному, духовному – як усвідомлення власної провини перед природою.

У праці [24, с. 40] зазначається, що «повернути екологічний борг – означає не лише відновити порушені природні об'єкти ..., але і «загладити» провину людей перед природою». Хоча при цьому і вказується, що розуміння екологічного боргу має ґрунтуватися на синтезі двох підходів – гуманітарно-економічного та утилітарно-економічного до аналізу взаємин суспільства та довкілля, однак економічна складова проявляється лише як констатація того факту, що сьогодні межі репродуктивної можливості довкілля істотно перевищені, отже, шкоду, яка завдається природі, можна розглядати як прояв екологічного боргу, поява

якого є наслідком недостатнього обсягу природоохоронних витрат [24; с. 38-39].

На нашу думку, етичний аспект взаємин людини і природи, безумовно, важливий. Проте даний аспект не є предметом вивчення економічної науки. Акцентуючи увагу саме на такому підході, дослідники фактично зміщують ракурс дослідження з економічної сфери у сферу психології та етики. Це є досить цікавим, однак у такому разі втрачається можливість використання екологічного боргу як економічного інструменту регулювання природокористування, навіть виключно інформативного. За такого підходу відсутня можливість його вимірювання, а отже, аналізу його динаміки, структури, напрямків зменшення, впливу на темпи та пропорції відтворення тощо.

*Теорія «екологічного сліду»* також використовує поняття екологічної заборгованості. «Екологічний слід» є одним із інтегральних індикаторів сталого розвитку, дослідження якого проводять американська асоціація «Сітка глобального сліду» (Global Footprint Network) та британський «Новий економічний фонд». Цей показник базується на натуральних, а не на вартісних величинах і відображає:

- споживання населенням продовольства та матеріалів у еквіваленті біологічно продуктивної земельної площі та площі моря, які мають бути задіяні для їхнього виробництва та поглинання відповідного обсягу відходів;
- споживання енергії в еквіваленті площі, що необхідна для секвестру відповідного обсягу викидів вуглекислого газу [48].

Із зазначеного співвідношення виводиться розмір екологічного боргу як перевищення виробництва, споживання та його наслідків над можливістю природної системи Землі виробити відповідні продукти та поглинути відходи. Така ситуація розглядається як наявність екологічної заборгованості (кредиту), що використовує людство, здійснюючи ресурсовиснажливу діяльність [45].

Така позиція критикується вченими-економістами, оскільки заборгованість (в економічному її тлумаченні) може виникати, якщо в економіці, з одного боку, є заощадження, а з іншого – потреба у коштах: переведення коштів із одного сектору економіки в інший формує боргові відносини. В описаному випадку фактично відсутня сторона-кредитор [45].

Проте вартісна оцінка такого боргу все ж наводиться – за даними Всесвітнього фонду дикої природи (WWF) щорічний грошовий еквівалент «екологічного боргу» становить 4,5 трлн дол. [56], хоча невизначеною є методологія такої оцінки.

На нашу думку, дискусійність наведеного тлумачення екологічної заборгованості пов'язана здебільшого з тим, що його автори використовують економічні терміни для описання процесів витрачання ресурсів та накопичення відходів, що є невиправданими не стільки з

економічної, скільки з екологічної точки зору. Показник «екологічного сліду» ґрунтується на аналізі переважно показників забезпеченості ресурсами в їхній натуральній величині.

Найбільш цікавою та ґрунтовною, на нашу думку, є концепція «грошово-кредитних» відносин суспільства та природи, запропонована К. Г. Гофманом та О. В. Рюміною. Ці вчені вперше ввели поняття екологічного боргу в теорію економіки природокористування з метою аналізу макроекономічних характеристик екологічно сталого розвитку [10]. Базуючись на концепції ноосфери, автори обґрунтовують необхідність дослідження взаємин між суспільством і природою як між позичальником та кредитором, тобто досліджуватися мають партнерські відносини двох відносно самостійних підсистем ноосфери: природи та суспільного виробництва. Такі стосунки, за твердженням авторів, повинні розглядатися як кредитні за таких передумов:

1. Спостерігається певний резерв стійкості природної системи стосовно антропогенного впливу (потенціал самовідновлення).
2. Мають бути сформовані спеціальні інституційні структури та визначені умови (правила) їхньої взаємодії з іншими державними та суспільними інститутами в процесі регулювання коеволюційного розвитку.

Основою такого теоретико-методологічного підходу є категорія «екологічний борг», який визначається як «заборгованість суспільства перед природою, виражена у грошовій формі» [38, с. 31]. Моментом виникнення боргових зобов'язань суспільства перед довкіллям є, за твердженням О. В. Рюміної, момент, коли природне середовище мало абсолютну здатність до самовідновлення. Порушення такої здатності є наслідком господарсько-економічної діяльності і вказує на виникнення екологічного боргу.

Ця концепція є досить актуальною, цікавою (запропонована методологія розширює сфери застосування економічних прийомів та методів для оцінки еколого-економічного розвитку) та прогресивною з точки зору можливості врахування екологічної складової у розрахунку економічних показників із відображенням їх узгодження з довгостроковими цілями та пріоритетами сталого соціально-економічного розвитку.

Проте, на нашу думку, застосування положень цієї концепції у практиці регулювання еколого-економічних взаємодій ускладнюється суперечливим тлумаченням авторами екологічного боргу як базового поняття такої концепції. Вважаємо за необхідне викласти ряд зауважень стосовно даного підходу, оскільки вони безпосередньо визначають різницю між нашим баченням екологічного боргу та тим, що викладене в досліджуваній концепції.

*Перше.* Певна суперечливість простежується у самій вихідній передумові – наділення природи функціями кредитора у досліджуваних взаєминах зазначених підсистем ноосфери. На нашу думку, виділення як моменту утворення екологічного боргу моменту, коли природа втратила здатність до самовідновлення, є не зовсім економічно обґрунтованим. Тобто, якщо ми розглядаємо екологічний борг передусім як економічне поняття, ми повинні враховувати порушення такого самовідновлення переважно як фактор порушення умов суспільного виробництва, відтворення людини як частини продуктивних сил, що виражається або у зниженні ефективності функціонування системи суспільного виробництва, або у порушенні умов її відтворення – забезпечення безперервності функціонування такої системи.

Тобто оцінка екологічного боргу у тій системі оцінок, що діє у системі суспільного виробництва з точки зору самої природи, є неможливою. Якщо ж перейти до іншої системи оцінок (деякої «природної системи оцінок»), застосування екологічного боргу в аналізі сучасних економічних відносин втрачає сенс.

Потрібно зазначити, що сама авторка концепції відмічає цей факт, вказуючи, що «природі не потрібні наші гроші – тверді, м'які і будь-які інші. Природі як такій взагалі нічого не потрібно від суспільства».

Крім того, традиційно, боргові відносини передбачають рівні як з економічної, так і з юридичної точки зору, права двох сторін – кредитора і позичальника. Природа ж, на нашу думку, не може розглядатися як кредитор, оскільки її інтереси фактично представлені її ж боржником (позичальником). Розуміючи очевидну суперечливість, О. В. Рюміна, проте, зазначає, що «на даному етапі відсутність представника природного середовища як однієї зі сторін кредитно-грошових відносин не заважає нам викласти теоретичні принципи цих відносин та показати важливість їхнього встановлення для управління економікою з метою досягнення сталого розвитку» [38, с. 31.]. Однак очевидною, з нашої точки зору, є парадоксальність такого висловлювання, оскільки воно суперечить іншій передумові концепції, яка, власне, і визначає можливість використання запропонованого підходу у практиці регулювання економіки. Мається на увазі те, що авторка обов'язковою умовою вбачає створення спеціальних інститутів регулювання коеволюційного розвитку, які формуються суспільством з метою надання відносинам із природою характеру грошово-кредитних, а отже, фактично мають представляти інтереси кредитора у таких відносинах.

І якщо, виключно теоретично, така суперечливість може ігноруватися (розглядатися як припущення, що дає можливість теоретичного дослідження кредитно-грошових відносин у системі «суспільство (суспільне виробництво) – довкілля»), то практичне її застосування фактично унеможлиблюється через невідповідність



теоретичних основ концепції реаліям чинних соціально-економічних відносин.

*Друге* зауваження впливає з першого і також є досить істотним, оскільки стосується економічної вимірності екологічного боргу, що, власне, і дає можливість здійснення регулюючого впливу на сферу природокористування, зокрема реалізації будь-яких компенсаційних механізмів. З цього приводу авторами лише констатується прямий зв'язок між його величиною та станом довкілля та зазначається, що розмір екологічного боргу зіставний з національним багатством, а відсотки за таким боргом – це втрачений унаслідок забруднення національний дохід (відсотки I типу) та розмір вимушеного споживання (відсотки II типу) – тієї частини отриманого доходу, що спрямовується на компенсацію екологічних порушень (витрати на охорону здоров'я, що викликані погіршенням стану навколишнього середовища, тощо) [10].

Також зазначимо певну невідповідність між головною теоретичною умовою досліджуваної концепції та підходами до кількісного вимірювання екологічного боргу і похідних від нього показників. Якщо розглядати взаємовідносини системи суспільного виробництва та природного середовища як відносини боржника і кредитора, то сплата відсотків має здійснюватися на користь кредитора. Отже, не всі зазначені витрати можуть розглядатися як відсотки за екологічним боргом, а лише ті, які спрямовуються на покращання якості довкілля.

При цьому абсолютно справедливою, з нашої точки зору, є констатація «безакцептного списання» відсотків за екологічним боргом – фактично вони становлять вимушені витрати (або втрати), які є наслідком екодеструктивного впливу функціонування системи суспільного виробництва на довкілля.

Обґрунтовуючи важливість та необхідність використання екологічного боргу як інструменту досягнення цілей сталого розвитку, авторка говорить про складність економічного вимірювання його абсолютної величини та зазначає, що «абсолютна величина екологічного боргу, в певних межах, менш важливе та менш «відчутне» поняття, ніж відсотки за цим боргом...» [10, с. 18]. Виходячи з цього, обґрунтовується існування економічно виправданого боргу, що може досягатися за умови певного співвідношення між відсотками за боргом та національним доходом.

По-перше, якщо є вказівка на «певні межі», то виникає необхідність їх встановлення, а отже – вимірювання боргу, по-друге, додаткових пояснень потребує вислів «менш важливе» (важливе та відчутне для кого чи для чого, де критерій такої важливості). Тому твердження того, що інтерес здебільшого становить не дослідження абсолютної величини екологічного боргу, а її зміна за рік, а також зміна відсотків за боргом, є дискусійним.

Отже, розширюючи можливості аналізу взаємодії суспільства та природного середовища шляхом введення в науковий обіг категорії екологічного боргу, авторка фактично позбавляє його функцій регулятора як сфери природокористування, так і еколого-економічного розвитку загалом, та переводить дослідження у площину відсотків за боргом, які, за її визначенням, відображають збиток від екологічних порушень.

*Третє.* Зазначені суперечності у тлумаченні екологічного боргу обумовлюють той факт, що з дослідження виключаються деякі економічні аспекти еколого-економічних взаємодій, а саме проблема ресурсного забезпечення різних поколінь. Зокрема, ототожнення абсолютної величини екологічного боргу та рівня забрудненості середовища певною мірою позбавляє це поняття економічної основи.

Крім того, вище зазначалося, що умовою виникнення екологічного боргу є порушення функцій самовідновлення природи, однак вилучення з надр, наприклад, природного газу (виключно факт вилучення!) істотно не впливає на потенціал самовідновлення природної системи, а отже, не змінює величини екологічного боргу. Однак з економічної точки зору це є втратою невідновлюваного ресурсу, який може бути компенсований лише за рахунок розроблення та впровадження технології застосування іншого ресурсу. В іншому разі істотно порушується умова врахування інтересів майбутніх поколінь у реалізації політики сталого розвитку.

*Четверте.* Існує певна невідповідність між змістом екологічного боргу, визначенням величини та напрямків його застосування. З одного боку, авторка зазначає, що абсолютна величина боргу є недостатньо інформативною, та з метою аналізу еколого-економічних взаємодій більш доцільним вбачає використання відсотків за цим боргом. А з іншого – пропонує як критерій сталого розвитку використовувати «відрегульовані» макропоказники – скориговані на величину екологічного боргу (*Еб*) показники ВВП [38, с. 27]:

$$ВВП_p = ВВП - Еб. \quad (3.1)$$

Валовий внутрішній продукт та національний дохід відрізняються, як відомо, на величину річної амортизації та непрямих податків. Отже, різниця між показниками екологічного боргу та екологічного збитку має знаходитись у сумах відшкодування основного капіталу (амортизації) та непрямих податків, що не відповідає запропонованому О. В. Рюміною визначенню екологічного боргу. Крім того, така пропозиція щодо використання екологічного боргу вочевидь розглядає екологічний борг та збиток від екологічних порушень як однопорядкові величини, оскільки останній у найбільш загальному тлумаченні визначається як втрачений унаслідок екологічних порушень (екологічної шкоди) національний дохід.

Отже, віднімання розміру екологічного боргу від суми ВВП у певному сенсі ототожнює власне борг та відсотки за ним.

Певна некоректність такого розрахунку відзначається також у праці [3]. Зокрема, некоректність вбачається у тому, що показник національного багатства належить до так званих показників «запасу», тобто визначається на деякий момент часу, тоді як показник ВВП характеризується як показник «поток», який розраховується за певний проміжок часу. Запропонований розрахунок (формула (3.1) фактично є коригуванням показника потоку на показник, що, по суті, є тотожним показнику запасу. Більш детально механізм розрахунку екологічного боргу, що ґрунтується на використанні традиційних економічних показників потоку, буде викладено нами нижче.

Ми вважаємо, що використання концепції кредитно-грошових (боргових) відносин є можливим і доцільним за умови певних уточнень деяких її положень, а саме:

1. З метою збереження потенціалу самовідновлення природної системи мають бути встановлені відповідні стандарти та нормативи природокористування, які є граничними межами для формування екологічного боргу.
2. Грошово-кредитні відносини необхідно розглядати не стосовно природи та суспільства, а як відносини між поколіннями.
3. Екологічний борг потрібно розглядати не як відносини між природою (природним середовищем) і людиною, а як наслідок – економічну оцінку впливу діяльності людини на природне середовище, що виражається у зміні національного багатства.

Обґрунтуємо запропоновані уточнення, що подані у табл. 3.1.

Необхідність зміни суб'єктної представленості учасників грошово-кредитних відносин у зазначеній концепції обумовлена характером таких відносин.

Як зазначалося вище, розглядати відносини «з природою» як такі, що носять грошовий характер не зовсім коректно. Грошово-кредитні відносини передбачають компенсацію взаємних зобов'язань у грошовій формі, тоді як стосовно довкілля компенсація має розглядатися виключно з природної точки зору, і застосування економічних підходів та оцінок у цьому разі є неможливим. Мається на увазі, що з точки зору природи найбільш «ефективним» заходом, спрямованим на компенсацію боргу, стала б повне зупинення всього суспільного виробництва.

Довкілля (природні продуктивні сили) представлені не лише у природній системі, а й у економічній. І саме через це й виникла досліджувана проблема – як наслідок суперечності між необхідністю господарського-економічного використання всієї сукупності природних ресурсів (надр, повітря, води тощо) та можливістю підтримання природних основ функціонування навколишнього середовища як умови, що

забезпечує, передусім, можливість відтворення людини та безперервність всього процесу виробництва.

Таблиця 3.1

Удосконалення деяких положень концепції грошово-кредитних відносин суспільства та природи

<i>Положення концепції</i>	<i>Базова концепція</i>	<i>Авторське уточнення щодо базової концепції</i>
Визначення екологічного боргу	Заборгованість суспільства перед природою, виражена у грошовій формі [38, с. 31]. Абсолютна величина боргу (рівень забруднення середовища)...[88, с. 34]	Заборгованість одного покоління перед іншим виражена у зменшенні вартісної оцінки (втраті) національного багатства, яке є наслідком екологічних порушень природного середовища у результаті господарсько-економічної діяльності суспільства, нерационального використання природних ресурсів
Суб'єкти грошово-кредитних відносин	Суспільство та природа	Різні покоління
Напрямки використання екологічного боргу	Коригування макроекономічних показників розвитку з метою розрахунку стійкого (реального) доходу	- визначення критерію довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів; - удосконалення економічних інструментів управління природокористуванням
Розмежування понять «екологічний збиток» («збиток від екологічних порушень») та «екологічний борг»	Чітко не розмежовані	Екологічний борг – це втрачене національне багатство, а збиток – недоотриманий національний дохід
Можливість визначення абсолютної величини екологічного боргу	Не зазначається	Можливо розрахувати розмір екологічного боргу, що утворився за певний період – період узгодження еколого-економічних інтересів
Фактори формування екологічного боргу	Не виділяються	Дві групи факторів: <i>1-ша група:</i> фактори зростання національного багатства; <i>2-га група:</i> фактори зменшення національного багатства

Підхід, що передбачає дослідження відносин між поколіннями як між боржником та кредитором, не є новим, деякі автори вказують саме на необхідність такого подання грошово-кредитних відносин [54]. Навіть автори досліджуваної концепції розглядають міжпоколінський аспект «заборгованості», зазначаючи, що, забруднюючи довкілля, ми «беремо в борг у природи, а отже, й у майбутніх поколінь» [10, с. 20], та вводять принцип компенсації між поколіннями як один із основних у цій концепції.

Цей принцип ґрунтується на розумінні того, що здійснення господарсько-економічної діяльності, забезпечення соціально-економічного прогресу неминуче призводить до забруднення довкілля та використання ресурсів, у тому числі й невідновлюваних, однак це має компенсуватися створенням економічних та соціальних благ. Тобто існує можливість залишити наступним поколінням навколишнє середовище «нижчої» якості (у деяких допустимих межах), якщо таке зниження буде відповідним чином компенсоване. Б. М. Данилишин також зазначає, що процес виробництва до певної межі передбачає взаємозаміщення одного фактора виробництва іншим, одного виду капіталу іншим, що необхідно враховувати при підвищенні ефективності використання природних ресурсів у процесі формування моделі сталого розвитку. Проте проблема заміщення частини природного капіталу іншими видами капіталу обумовлює необхідність виокремлення критичного природного капіталу, який визначає необхідний обсяг природних благ, що неможливо замінити штучним шляхом, а отже, підлягає обов'язковому збереженню [16].

Саме необхідність установа меж якості довкілля обумовила той факт, що у встановленні стандартів та нормативів природокористування, які є граничними межами для формування екологічного боргу, ми вбачаємо вихідну умову застосування положень концепції грошово-кредитних відносин щодо регулювання процесів еколого-економічного розвитку.

Принцип компенсації між поколіннями можна порівняти з принципом, що впливає із теореми Р. Коуза, однак зовнішні ефекти у цьому разі розглядаються не у просторовому, а у часовому аспекті – як негативні екстерналії одного покоління перед іншим.

Застосування цього принципу вимагає відповідного економічного показника, який би відображав негативні екологічні наслідки у їхній економічній оцінці та дозволив визначити розмір компенсацій таких наслідків. Тобто мова йде про оцінку національного багатства як узагальнювального показника «добробуту» держави, його структури.

Викладені положення дозволили нам дати власне тлумачення екологічного боргу, який пропонуємо розглядати як зменшення вартісної оцінки (втрату) національного багатства за період узгодження еколого-економічних інтересів, що є наслідком екологічних порушень природного

середовища в результаті господарсько-економічної діяльності суспільства, нерационального використання природних ресурсів.

Ми вважаємо, що забруднення навколишнього середовища, нерациональне використання ресурсів тощо необхідно розглядати як фактори, що можуть викликати виникнення боргових зобов'язань (у їхньому економічному розумінні) одного покоління перед іншим. Причому екологічний борг має характеризуватися зменшенням загального розміру національного багатства, а не лише природного капіталу, що знову ж таки впливає із принципу компенсації.

Визначення екологічного боргу як похідної величини від національного багатства обумовлене, по-перше, необхідністю довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів, зокрема реалізації зазначеного принципу компенсації, по-друге, сутністю самої категорії «національне багатство». Саме останнє все частіше розглядається як індикатор економічного, соціального та екологічного прогресу суспільства. Розуміння національного багатства як однієї з основних передумов усього процесу відтворення, не лише як результату, але як бази для подальшого розвитку, дозволяє повною мірою реалізувати вимоги відтворювального підходу в управлінні природокористуванням.

У найбільш широкому розумінні національне багатство визначається як наслідок постійно відновлюваного процесу накопичення та використання суспільством матеріальних та духовних результатів праці та використовуваних природних ресурсів з метою задоволення як поточних, так і довгострокових потреб економічного зростання [36].

Стосовно оцінки національного багатства деякі вчені вказують на необхідність розмежування наукового та споживчого підходу до розуміння багатства. Останній передбачає врахування у структурі багатства як поточного потоку благ, так і накопичених у грошовій та негрошовій формах, тоді як, згідно з науковим підходом, багатство має розглядатися виключно як накопичений, кінцевий результат. Так, на думку Є. М. Бухвальда та Л. І. Нестерова, багатство необхідно розглядати як кумулятивний результат попередніх циклів відтворення та одночасно як передумову їхнього подальшого відновлення [36].

Отже, визначення екологічного боргу на основі національного багатства, по-перше, чітко розмежує поняття «екологічний борг» та «збиток від екологічних порушень», оскільки борг – це втрачене національне багатство, а збиток – недоотриманий національний дохід; по-друге, комплексно характеризує еколого-економічний результат функціонування економіки, оскільки у структурі національного багатства враховуються так звані природні активи (природний капітал), що дозволяє використовувати екологічний борг як індикатор узгодження еколого-економічних інтересів, по-третє, дає можливість економічної оцінки величини екологічного боргу, оскільки національне багатство є

показником так званого балансового типу (визначається на певний момент часу), а отже, дозволяє відобразити вплив екологічного боргу. Останній факт підкреслюється у праці [3], де зазначається, що врахувати екологічний борг у показниках «потоків», тобто у макроекономічних агрегатах ВВП чи національного доходу досить складно, по-перше, через наявність часового лага у появі наслідків екологічного забруднення, по-друге, через те, що такі показники характеризують результат функціонування економіки за рік, тоді як екологічний борг є результатом функціонування економіки й у попередніх періодах, через неможливість відображення тої частини екологічного боргу, яка формується у сфері споживання.

У разі вибору національного багатства як основи для визначення екологічного боргу постає необхідність поряд із розв'язанням однієї з найбільш актуальних проблем сучасної економічної науки – оцінки національного багатства – також із-поміж усіх факторів, що впливають на зміну національного багатства, виокремити саме ті, які є наслідком екодеструктивного впливу діяльності людини. Проте дослідження та розв'язання цих проблем дозволять сформувати науково-методичні основи для вартісної оцінки екологічного боргу, що дасть змогу реалізувати принцип компенсації між поколіннями з відповідним втіленням у системі управління природокористуванням.

Отже, запропонований підхід до визначення екологічного боргу потребує описання моделі його оцінки, яка б найбільш об'єктивно відображала процес зростання цього боргу.

Викладемо припущення, що покладені нами в основу побудови такої моделі:

1. Екологічний борг може бути оцінений лише як прирісна величина, тобто різниця у розмірі національного багатства на кінець та на початок аналізованого періоду – періоду узгодження еколого-економічних інтересів.

2. Екологічний борг є динамічним показником, тобто таким, що враховує вплив фактора часу, а отже, має бути обґрунтована модель, яка дозволяє визначити розмір боргу за розрахунковий період.

Одним із ключових питань, які має вирішувати наука, з метою побудови ефективної системи управління природокористуванням, що дозволяє враховувати та узгоджувати інтереси сучасного та майбутнього, є проблема повного врахування еколого-економічних наслідків негативного впливу економічної системи на навколишнє природне середовище. При цьому враховуватися мають не тільки сукупність локальних збитків промисловості, сільському господарству, комунальному господарству, системі охорони здоров'я, що виникають у конкретний розрахунковий рік, а також і майбутні наслідки, що викликані навіть разовим забрудненням. Наприклад, викиди в атмосферу або водний басейн завдають збиток не

лише в момент викиду або протягом року, а й викликають додаткові витрати, пов'язані з функціонуванням економічної системи в забрудненому середовищі, упродовж наступних років. Інтенсивність розгортання наслідків та час їх негативного впливу залежать від здатності середовища поглинати конкретний вид забруднювача, а також дій економічної системи щодо попередження та компенсації негативних наслідків, що проявляються у відповідних витратах на проведення природоохоронних заходів.

3. Розраховуючи екологічний борг як макроекономічну величину, що характеризує зменшення запасу благ за певний період, необхідно виокремити фактори, які впливають на це зменшення, подати їх у грошовому вимірі – обґрунтувати економічні показники, що відображають вплив таких факторів за досліджуваній період.

Ураховуючи такі припущення, можна оцінити кумулятивний прогнозний приріст (зменшення) екологічного боргу як суми прогнозних значень економічних показників, що відображають вплив факторів його збільшення, та показників, що характеризують його зменшення.

Тобто оцінка здійснюється на основі розрахунку деяких умовних грошових потоків, що характеризують прогнозні еколого-економічні наслідки функціонування економічної системи щорічно за аналізований період. Схема руху таких потоків наведена на рис. 3.1.

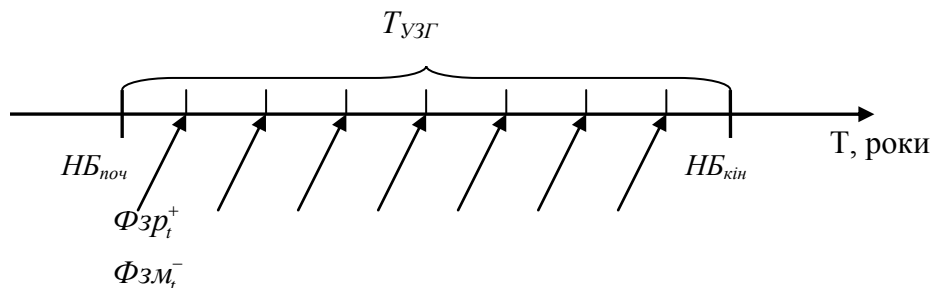


Рис. 3.1. Схема оцінки екологічного боргу за період узгодження еколого-економічних інтересів

У цьому разі національне багатство розглядається як база для подальшого розвитку, яка може бути або збільшена протягом досліджуваного періоду, або зменшена, причому в оцінці враховано, що таке зменшення обумовлене негативним впливом діяльності людини на довкілля, нераціональним використанням природних ресурсів без створення відповідних умов для їх відтворення або заміни (рис. 3.2).

Екологічний борг у такому разі буде від'ємною величиною розрахункового показника і вказуватиме на неузгодженість інтересів нинішнього та майбутнього поколінь. І в цьому розумінні ми вважаємо обґрунтованим використання екологічного боргу як індикатора довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів. Крім того,



запропонована нами модель розрахунку екологічного боргу дозволить визначити ставку ефективності міжчасового розподілу ресурсів, яка може бути використана як інструмент управління природокористуванням.

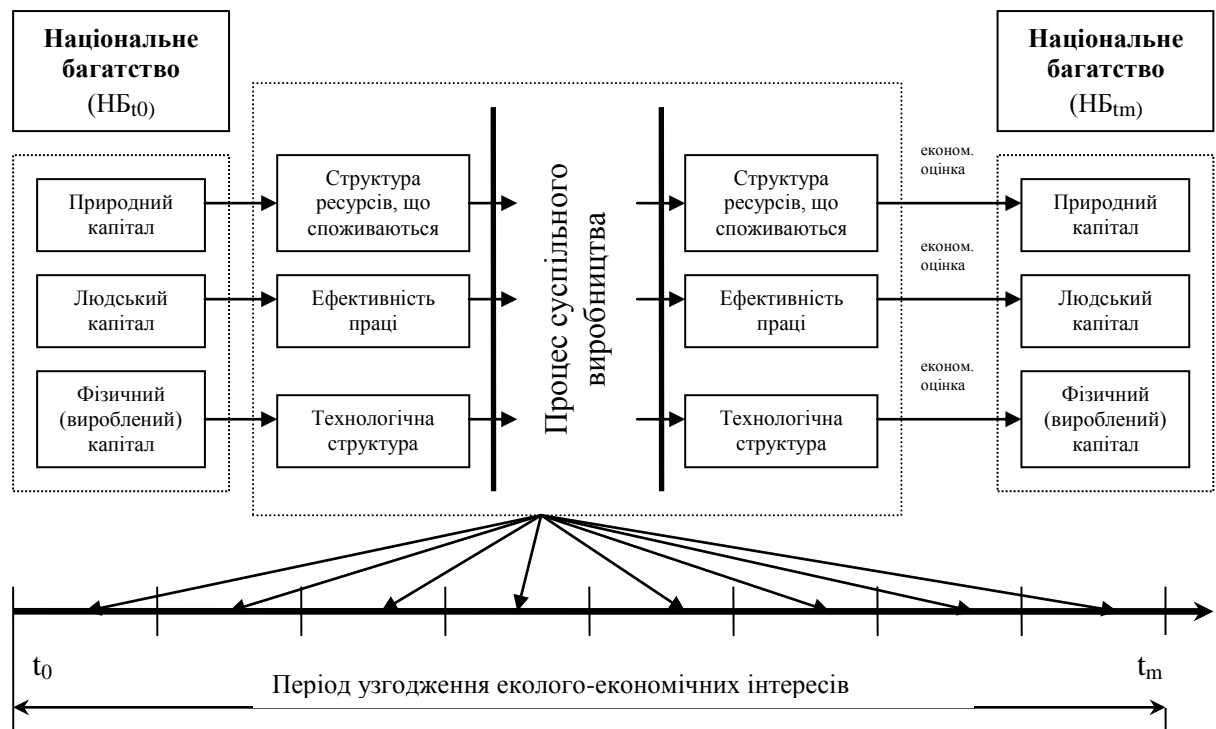


Рис. 3.2. Трансформація структури національного багатства в процесі соціально-економічного розвитку

Проте застосування такого підходу до визначення екологічного боргу як індикатора узгодженості еколого-економічних інтересів вимагає вирішення ряду теоретико-методичних завдань, а саме:

1. Обґрунтування критерію розділення інтересів теперішнього покоління, з одного боку, та інтересів майбутніх поколінь – з іншого.
2. Визначення переліку факторів, що впливають на зростання екологічного боргу та факторів, що обумовлюють його зменшення, обґрунтування підходів до їх вартісної оцінки.
3. Обґрунтування оцінних параметрів, основним із яких є ставка дисконтування та пошуку моделі зіставлення у часі аналізованих величин.

### 3.2 Узгодження еколого-економічних інтересів: стратегічні та поточні завдання

Результати аналізу теоретичних основ та практичних механізмів регулювання сфери природокористування, а також сучасних проблем природокористування в Україні свідчать про необхідність втілення принципу узгодження еколого-економічних інтересів в управлінні цією сферою.

Реалізація принципу узгодження еколого-економічних інтересів вимагає трансформації існуючої системи управління природокористуванням, що, у свою чергу, потребує вдосконалення теоретичних, методологічних та методичних засад екологічного регулювання, дослідження суспільного виробництва як еколого-економічної системи з позицій узгодження еколого-економічних інтересів.

Проблема узгодження інтересів у вітчизняній та зарубіжній літературі здебільшого вивчалась у контексті вирішення розподілу прав власності на природні ресурси, ресурсної безпеки держави, розв'язання конфліктних ситуацій, які є наслідком нераціонального природокористування, дослідження інституціональних обмежень реалізації суб'єктами своїх інтересів [2; 18; 42; 43; 49; 53].

На нашу думку, зазначена проблема має досліджуватися значно глибше, оскільки нераціональне природокористування, навіть за відсутності конфліктних ситуацій, вказує на неузгодженість еколого-економічних інтересів суб'єктів економічної системи. Крім того, узгодження може бути реалізоване лише на основі системного підходу, оскільки останній забезпечує, по-перше, можливість дослідження всієї сукупності (системи) еколого-економічних інтересів у їх взаємодії, по-друге, дозволяє розглядати процеси реалізації еколого-економічних інтересів на різних рівнях у їхньому взаємозв'язку. Системність в узгодженні еколого-економічних інтересів передбачає також розширення часових параметрів узгодження.

Надалі під *узгодженням еколого-економічних інтересів* ми будемо розуміти процес подолання суперечностей, які обумовлені суперечливим характером взаємодії між суспільством та природою і виникають у просторі й часі між економічними суб'єктами у сфері природокористування. Узгодження реалізується як свідомо трансформація умов відтворення та способів реалізації суб'єктами економіки їхніх еколого-економічних потреб. Отже, система управління природокористуванням та система еколого-економічних інтересів обумовлюють одна одну: інтереси визначають характер та спрямованість управлінського впливу, а управління формує умови та характер відтворення такої системи інтересів.

Узгодженість еколого-економічних інтересів проявляється як такий наслідок функціонування господарського механізму, за якого не просто досягається економічне зростання, а виконуються умови сталого розвитку, задовольняються еколого-економічні потреби окремих суб'єктів та суспільства в цілому з обов'язковим збереженням якості природного середовища, яка не суперечить соціально-біологічним потребам людини.

На нашу думку, таке узгодження має забезпечуватися здебільшого економічними важелями, оскільки, як зауважує О. О. Веклич, «ідея раціонального природокористування, екологобезпечного господарювання на практиці видається ілюзорною, відділившись від економічної заінтересованості в збалансованій взаємодії суспільства з навколишнім середовищем» [4, с. 16]. Удосконалення економічного механізму екологічного регулювання, спрямованого на узгодженість, злагодженість суспільних, регіональних, галузевих, колективних (групових) чи особистих екологічних та економічних інтересів має створити основи економічної заінтересованості у гармонізації взаємин суспільства і природи [4].

Проблема узгодження еколого-економічних інтересів має розглядатись у є взаємозв'язку та взаємодії двох складових:

1. Поточне узгодження інтересів економічних суб'єктів. Мається на увазі реалізація управлінських функцій, спрямована на мінімізацію (недопущення) негативних наслідків природокористування в межах одного покоління.
2. Довгострокове (перспективне, міжчасове, міжпоколінське) узгодження, яке традиційно в економічній літературі розглядається в контексті забезпечення вимог сталого розвитку як забезпечення справедливого розподілу ресурсів між окремими поколіннями.

Доробок економічної науки у вирішенні завдань поточного узгодження є досить істотним. Так, застосування ринкових методів регулювання сфери природокористування (торгівля правами на забруднення, становлення та розвиток ринку екологічних товарів і послуг, страхування екологічних ризиків тощо) певною мірою адаптує інститут вільного підприємництва, що є базовим у ринковій економіці, до вимог сталого розвитку і сприяє реалізації та узгодженню саме еколого-економічних інтересів суб'єктів ринку.

Проблема узгодження так званих перспективних економічних інтересів сьогодні набуває особливої актуальності й досліджується у контексті формування ефективної економічної стратегії [37; 55].

Актуальність досягнення довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів зростає настільки, наскільки зростає необхідність забезпечення економічної можливості реалізації екологічних потреб людини та суспільства в цілому. Ще у 80-х роках минулого століття С. М. Сухорукова зазначала: «У певному сенсі можна стверджувати, що

сьогодні екологічні потреби формуються, а у майбутньому, можливо в основному і будуть задовольнятися свідомо регульованим, суспільно організованим процесом взаємодії суспільства та природи, найважливішим елементом якого є суспільне виробництво» [47, с. 26].

Умовою довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів можна вважати умову сталого розвитку, яка визначається як справедливий розподіл ресурсів між окремими поколіннями. Виконання цієї умови, на думку більшості вчених, має реалізовуватися як збереження обсягу фізичного, людського та природного капіталів [23; 33; 34; 35; 50]. Однак це завдання має вирішуватися паралельно з узгодженням еколого-економічних інтересів у поточному періоді. Деякі автори умовою такого узгодження визначають справедливий розподіл ресурсів як у межах однієї країни, так і між окремими країнами [50]. Проте розуміння «справедливості» розподілу є досить суб'єктивним, суперечливим та економічно не визначеним. Отже, мають бути чітко визначені напрями трансформацій системи управління природокористуванням, виходячи з необхідності забезпечення вимог довгострокового та поточного узгодження еколого-економічних інтересів.

Проте така трансформація є загальною проблемою, що вимагає деталізації, виокремлення широкого переліку логічно пов'язаних науково-методичних завдань, вирішення яких дозволить сформулювати теоретичне підґрунтя її розв'язання. На нашу думку така деталізація може бути подана переліком завдань, які є першочерговими та такими, що якнайбільше відповідають поставленій меті та завданням цього дослідження:

- 1) визначення індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів;
- 2) у контексті вирішення завдань довгострокового узгодження як узгодження еколого-економічних інтересів різних поколінь обґрунтування часових (економічних) параметрів розмежування таких інтересів;
- 3) обґрунтування критеріїв довгострокового узгодження та визначення на їх основі інструментів поточного узгодження еколого-економічних інтересів.

Виходячи з необхідності поєднання довгострокового та поточного узгодження, індикатори узгодженості еколого-економічних інтересів мають складати систему, яка повинна ґрунтуватися на інформації щодо економічних, соціальних та екологічних результатів розвитку суспільства, відображати ступінь реалізації сучасних еколого-економічних потреб у поєднанні зі ступенем досягнення довгострокових цілей чи обмежень, що визначають можливість реалізації таких потреб у майбутньому.

Система економічних індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів має розглядатись у контексті розв'язання завдань сталого розвитку, оскільки досліджувана проблема є складовою загальної

проблеми формування організаційно-економічних умов сталого розвитку. Отже, формування системи економічних індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів ми пропонуємо розглядати як складову загальної системи індикаторів сталого розвитку, що характеризує чинні результати природокористування та відображає вплив останніх на реалізацію еколого-економічних потреб у майбутньому. Принципова схема формування системи індикаторів подана на рис. 3.3.

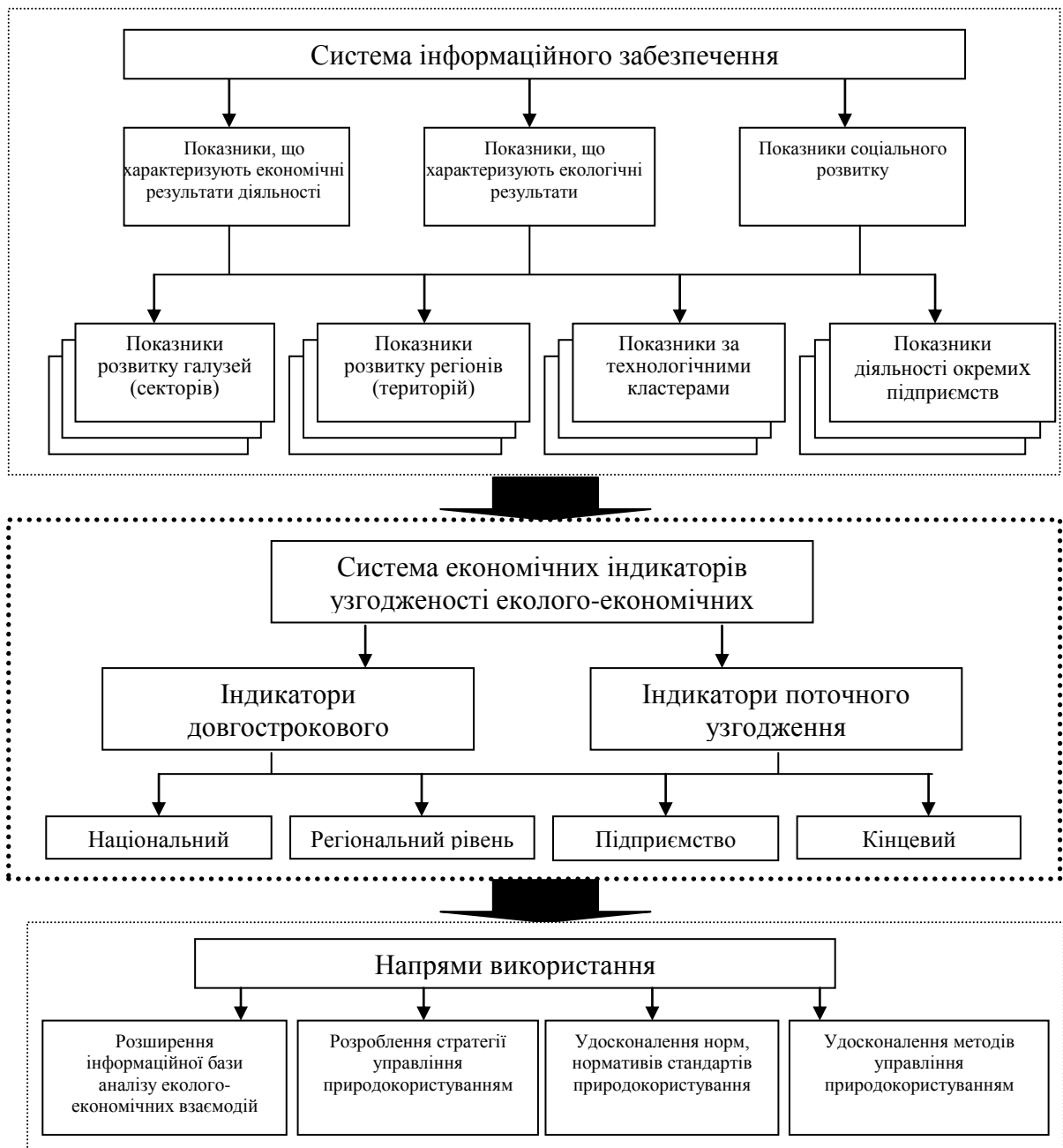


Рис. 3.3. Принципова схема формування та використання системи індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів

Ця схема побудована, виходячи з комплексного подання індикаторів сталого розвитку. Традиційно виділяють два підходи до оцінки відповідності сучасних тенденцій соціально-економічного розвитку вимогам сталого розвитку. Перший – передбачає побудову інтегрального, узагальнювального індикатора, який би відображав ступінь економіко-еколого-соціального розвитку. Другий підхід ґрунтується на широкому поданні індикаторів сталості й передбачає формування системи, яка містить економічні, соціальні, екологічні та інституційні індикатори.

Більшого поширення набув саме другий підхід, що пов'язано із загальнотеоретичними труднощами визначення єдиного індикатора. Існує думка, що навіть за умови розроблення індикатора такого типу рівень його інформативності буде досить обмеженим.

Дослідження щодо другого підходу сьогодні досить широко репрезентовані, зокрема потрібно виділити: розробки Комісії ООН зі сталого розвитку, що містять 132 індикатори; розрахунки індикаторів для щорічного доповіді Світового банку «Індикатори світового розвитку»; спільну систему індикаторів UNEP та CIAT, що використовується для вдосконалення системи природокористування у Центральній Америці, систему екологічних індикаторів ОЕСР, а також систему індикаторів, що використовується у Великобританії та США [22].

Підкреслюючи актуальність комплексного представлення індикаторів сталого розвитку, зазначимо, що реалізація механізмів управління природокористуванням вимагає формування саме системи економічних індикаторів узгодженості. Це обумовлено тим, що можливість регулюючого впливу на сферу природокористування забезпечується передусім використанням економічних методів та інструментів, оскільки сфера природокористування є складовою всієї системи суспільного виробництва. Крім того, можливість кількісної визначеності еколого-економічних інтересів та їхній зв'язок з економічною ефективністю дозволяють сформуванню досить широку базу для оцінки ступеня узгодженості на основі модифікації загальних критеріїв ефективності для різних рівнів економічної системи.

Проблема коригування суто економічних критеріїв розвитку, що обумовлена орієнтацією на стратегію сталого зростання, не є новою. На необхідності модифікації існуючих та розробленні нових науково-методичних підходів до розрахунку показників, що характеризують взаємодію виробництва та довкілля, неодноразово наголошувалося в економічній літературі. Зокрема, російські вчені К. Г. Гофман, О. В. Рюміна, В. І. Гурман, М. Е. Кульбака пропонують корегувати показники системи національних рахунків з урахуванням екологічної складової [10; 14; 17; 39]. У цьому напрямку варто також відзначити систему еколого-економічного обліку (A System for Integrated Environmental and Economic Accounting), запропоновану статистичним

відділом секретаріату ООН з метою урахування екологічного фактора у національних статистиках.

Особливістю економічних індикаторів, що мають становити пропонувану в нашому дослідженні систему, є їхній інтегральний характер – вони мають в економічній (вартісній) оцінці відображати ступінь реалізації екологічних цілей у поєднанні з відображенням досягнення загальноекономічних цілей розвитку суспільства.

Отже, вимоги, яким мають відповідати індикатори запропонованої системи, можна визначити як: комплексність; доступність економічних даних для їх визначення; можливість вартісної (грошової) оцінки; можливість зіставлення у часі для аналізу динаміки еколого-економічного розвитку.

Таким чином, формуючи систему економічних індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів, ми вважаємо за необхідне використовувати індикатори декількох типів:

1. Прості, що відображають середні величини, співвідношення, концентрацію тощо.
2. Єднальні, що використовуються з метою оцінки взаємозв'язку між економічною діяльністю та її екологічними наслідками.
3. Індикатори ступеня відповідності меті, які відображають міру досягнення цілей, – у нашому випадку узгодженість еколого-економічних інтересів.

На нашу думку, система економічних індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів має формуватися як дворівнева, перший рівень якої становлять індикатори довгострокової узгодженості, а другий – індикатори, які відображають ступінь поточної узгодженості, що подано на рис. 3.4.

Такий принцип побудови обумовлений необхідністю поєднання двох завдань – міжчасового та поточного узгодження. Причому, виходячи з вимог сталого розвитку, вихідними є вимоги довгострокового узгодження, а вимоги поточного – похідними від них, оскільки міжчасове узгодження еколого-економічних інтересів повинне стати передумовою формування механізмів їх поточного узгодження.

Отже, перший (базовий) рівень у цій системі мають становити саме індикатори довгострокового узгодження. Тобто економічний механізм управління природокористуванням має формуватися виходячи з пріоритетності довгострокових цілей еколого-економічного розвитку.

До переліку індикаторів узгодження віднесені як традиційні показники, що характеризують еколого-економічні взаємодії, так і запропоновані автором, що ґрунтуються на систематизації існуючих підходів до визначення вартісних показників, що характеризують взаємодію між суспільством та довкіллям.



Рис. 3.4. Система економічних індикаторів узгодженості еколого-економічних інтересів

Обґрунтуємо запропонований перелік.

Перелік *індикаторів поточного узгодження* – це результат систематизації існуючих показників, що пропонуються для оцінки тих чи інших аспектів природокористування і характеризують результати економічної діяльності з точки зору її впливу на стан природного середовища, використання природних ресурсів, здоров'я населення тощо. Істотний доробок економічної науки з цього питання дозволяє виділити досить великий перелік таких показників. До запропонованої системи (рис. 3.4) ми віднесли такі, які, на нашу думку, якнайповніше відображають результати господарсько-економічної діяльності з урахуванням екологічних обмежень та задоволення еколого-економічних потреб. За необхідності цей перелік може бути доповнений іншими індикаторами, які тою чи іншою мірою характеризують узгодження еколого-економічних інтересів.

Аналізуючи поточне узгодження еколого-економічних інтересів, вважаємо за доцільне розглядати результати такого узгодження стосовно різних рівнів економічної системи – на макро-, мезо- та мікроекономічному рівнях та, відповідно, виокремлювати індикатори



узгодженості стосовно цих рівнів. Так, на *макроекономічному рівні* узгодженість може розглядатися у таких напрямках:

1. Як така структура та динаміка національного виробництва, яка характеризує його екологічну орієнтованість (рівень енергоємності, ресурсомісткості ВВП, частка екологічних товарів та послуг у ВВП тощо).

2. Структура доходів державного бюджету, яка, поряд з іншим, визначається результатами природокористування та відображає результати розподілу природоресурсної, в тому числі екологічної ренти як доходів, що найбільшою мірою відображають еколого-економічні інтереси.

3. Структура видатків державного бюджету, що відображає пріоритетність завдань збереження рівноваги у відносинах суспільства і природи, охорони довкілля серед макроекономічних цілей розвитку держави.

На *мезоекономічному рівні* економічними індикаторами узгодженості можуть бути аналогічні показники, визначені стосовно конкретної території, а саме: структура виробництва, структура доходів та видатків місцевих бюджетів, співвідношення між надходженнями від екологічних платежів та видатками на реалізацію екологічних програм розвитку території, співвідношення між часткою екологічних товарів та послуг у виробництві регіону та відповідним середнім значенням по країні в цілому, питома вага енерговитрат у загальній структурі витрат промисловості регіону.

Регіональні аспекти еколого-економічного розвитку досить широко досліджувалися в економічній літературі [6; 29; 30; 32; 40]. Відповідні пропозиції стосовно розрахунку показників еколого-економічного розвитку територій можуть бути використані як основа для визначення індикаторів узгодження еколого-економічних інтересів на рівні регіону.

На *мікроекономічному рівні* мають досліджуватись інтереси як окремого підприємства, так і окремого споживача.

Формування та реалізація еколого-економічного інтересу суб'єктами господарювання пов'язані із забезпеченням, з одного боку, відповідності екологічним стандартам та нормативам, які є обов'язковою складовою механізму управління природокористуванням, а з іншого – з формуванням конкурентних переваг перед іншими учасниками ринку, оскільки сьогодні споживачі ставлять особливі вимоги до екологічних характеристик товару. Свідченням цього є стійке зростання попиту на екологічно чисті та безпечні товари та послуги, незважаючи на більш високу ціну на них.

Отже, індикатори узгодженості еколого-економічних інтересів – це досить широкий перелік показників, що характеризують наслідки функціонування підприємства-природокористувача з позиції задоволення еколого-економічних потреб та забезпечення стабільної, ефективної діяльності такого підприємства.

До цих показників можна віднести:

- рівень зношеності обладнання;
- питому вагу екологічних товарів та послуг в обсягах реалізації;
- економію на витратах за рахунок повного використання та переробки відходів;
- питому вагу енерговитрат у загальній структурі витрат підприємства;
- частку інвестицій в екологічні інновації в загальному бюджеті капітальних вкладень підприємства;
- обсяг профінансованих витрат фондом соціального страхування від нещасних випадків на виробництві та професійних захворювань на підприємстві;
- питому вагу платежів за забруднення у собівартості продукції;
- фінансові санкції, застосовані до підприємства за порушення природоохоронного законодавства, тощо.

Аналіз узгодженості еколого-економічних інтересів на мікрорівні вимагає дослідження інтересів конкретного споживача, який сьогодні певною мірою формує колективні інтереси та впливає на формування еколого-економічного інтересу підприємств. Мова йде про розширення сфери дослідження поведінки раціонального споживача.

Індикаторам узгодженості у цьому разі можуть бути такі:

- питома вага витрат на лікування, пов'язаних із професійними захворюваннями, у бюджеті споживача;
- частка витрат на екологічні товари та послуги в бюджеті споживача;
- еластичність попиту на екологічні товари та послуги;
- частка непрямих екологічних податків, що сплачує споживач під час придбання товарів та послуг.

Визначення індикаторів міжчасового узгодження є досить складним завданням як у теоретичному, так і у методичному плані. Труднощі виникають, по-перше, безпосередньо з вибором та розрахунком індикаторів, оскільки вони у вартісній оцінці мають відображати ступінь відповідності сучасних еколого-економічних результатів довгостроковим завданням та вимогам, по-друге, з необхідністю визначення не лише річних показників чи їх динаміки, а й з розрахунком їх кумулятивних значень за певний період. Актуальність саме таких розрахунків сьогодні зростає, що підкреслюється багатьма економістами, зокрема у працях [38; 41]. Останнє обумовлює віднесення до переліку завдань, що мають бути вирішені у цьому напрямі, обґрунтування періоду, за який повинен здійснюватися відповідний розрахунок, та розроблення механізмів зіставлення у часі (дисконтування) цих показників.

Кожне з означених завдань є самостійною проблемою, що потребує ґрунтовних досліджень існуючого досвіду та розроблення нових підходів,

оскільки власне завдання довгострокового узгодження може розглядатися як нове тлумачення завдання забезпечення сталого розвитку.

Серед запропонованого переліку індикаторів (рис. 3.4) наведені показники системи еколого-економічного обліку (*CEEO*), що згадувалася вище, а саме екологічно адаптований чистий внутрішній продукт (*EDP*), який розраховують на основі коригувань чистого внутрішнього продукту:

$$EDP = (DNP - DPNA) - DGNA, \quad (3.2)$$

де *DNP* – розмір чистого внутрішнього продукту (*ЧВП*);

*DPNA* – вартісна оцінка вичерпання природних ресурсів;

*DGNA* – величина екологічного збитку [59].

За попередніми оцінками статистичного відділу ООН, у середньому розмір екологічно адаптованого чистого внутрішнього продукту становить близько 60-70 % ВВП [48].

Перевагою цього показника зокрема та системи еколого-економічного обліку загалом є можливість коригування традиційних економічних показників з урахуванням вартісної оцінки використаних ресурсів та еколого-економічного збитку від забруднень. Отже, використання цього показника як індикатора узгодження еколого-економічних інтересів обумовлене, по-перше, його інтегральним характером, по-друге, можливістю вартісної оцінки та наявністю відповідного статистичного матеріалу для розрахунку.

Дещо схожим є підхід до розрахунку показника «дійсних» (реальних) заощаджень, запропонований Світовим банком. Цей показник характеризує накопичення національних заощаджень за мінусом природних ресурсів та збитків від забруднення довкілля:

$$GS = NDS + EDE - DPNR - DMGE, \quad (3.3)$$

де *GS* – розмір дійсних заощаджень в економіці, % до ВВП;

*NDS* – чисті внутрішні заощадження, що визначаються як різниця між валовими внутрішніми заощадженнями та розміром знецінення вироблених активів, % до ВВП;

*EDE* – розмір витрат на освіту, % до ВВП;

*DPNR* – оцінка використаних природних ресурсів, % до ВВП;

*DMGE* – збиток від забруднення довкілля, % до ВВП [48].

Очевидною перевагою цього показника перед попереднім є його зорієнтованість не лише на врахування втрат від екологічних наслідків економічної діяльності, а й оцінка напрямів використання отриманого в результаті такої діяльності ефекту – у нашому випадку фінансування освіти.

Ми вважаємо за необхідне поряд із описаними показниками до системи індикаторів узгодженості віднести показник, що ґрунтується на попередньому, проте дозволяє відобразити розмір ефекту (чисті інвестиції як потенційне зростання виробленого капіталу, витрати на освіту і науку як засіб збільшення людського капіталу) в розрахунку на одиницю економічної оцінки втрат ресурсів та екологічних збитків.

Пропонуємо цей показник називати індексом питомих еколого-економічних втрат, що відображає розмір еколого-економічних втрат (використаних природних ресурсів та збитки від екологічних порушень) у розрахунку на одиницю витрат в економіці, які в оцінці сталого розвитку розглядаються як компенсація негативних еколого-економічних наслідків (витрати на науково-дослідницькі та дослідно-конструкторські розробки, витрати на освіту, обсяг чистих інвестицій):

$$K_3 = \frac{ВПП + EZ}{ВВП(1 - \rho) - Z + ВО + B_{НДДКР}}, \quad (3.4)$$

де  $\rho$  – рівень споживання, %;

$Z$  – сума зношення виробленого капіталу;

$ВО$  – витрати на освіту;

$B_{НДДКР}$  – витрати на науково-дослідні та дослідно-конструкторські розробки;

$ВПП$  – вартісна оцінка використаних природних ресурсів;

$EZ$  – збитки від екологічних порушень.

Ми вважаємо, що перевагою запропонованого показника є можливість зіставлення економічних оцінок вичерпання природних ресурсів та збитки від забруднення довкілля зі зростанням оцінки людського капіталу, що забезпечується фінансуванням освіти та науки протягом певного року.

Це, на нашу думку, певним чином відображає узгодженість еколого-економічних інтересів. Мається на увазі той факт, що втрати, які є наслідком нераціонального природокористування, забруднення довкілля тощо, можуть бути до певної межі економічно обґрунтовані – втрата природного капіталу як однієї зі складових національного багатства компенсується збільшенням іншої його складової – людського капіталу за рахунок підвищення рівня освіти. Чим менше значення цього показника, тим вище можна оцінювати ступінь поточної узгодженості еколого-економічних інтересів.

Отже, акценти у дослідженні довгострокових тенденцій сталого розвитку зміщуються у площину досліджень національного багатства.

Деякі автори наголошують на необхідності аналізу та коригування саме національного багатства задля відображення впливу функціонування суспільного виробництва, зокрема природокористування, на зміну у

перспективі умов життєдіяльності наступних поколінь [13; 28; 33; 36; 46; 48; 54].

Зокрема, у праці [48] зазначається, що спроба розрахунку описаних вище показників відповідає новим підходам до оцінки національного багатства. Так, система еколого-економічного обліку стосується питань віднесення до національного багатства природного капіталу та врахування вичерпання природних ресурсів і зміну їх якості. Концепція «дійсних заощаджень» також деякою мірою спрямована на дослідження структури національного багатства.

Ми вважаємо, що узгодженість еколого-економічних інтересів має визначатися саме на основі аналізу національного багатства, його структури та динаміки, оскільки розглядати втрати від здійснення виробничо-господарської діяльності лише як зменшення вартісної оцінки природного капіталу не досить коректно. Це пов'язано з тим, що, по-перше, його оцінка значною мірою залежить від потреби у природних ресурсах, зорієнтованості певного технологічного устрою саме на цей вид ресурсів, по-друге, економічна діяльність обумовлює зростання створеного (фізичного), людського і, навіть, природного капіталу (точніше економічної його оцінки) за рахунок відкриття нових джерел енергії, способів видобутку ресурсів тощо, що обов'язково має бути враховано – зіставлене з негативними наслідками такої діяльності. Тобто у межах установлених стандартів якості докілья можлива заміна екологічних наслідків природокористування економічними.

Саме ця обставина вимагає визначення ступеня економічної обґрунтованості вичерпання природних ресурсів та збитків від забруднення довкілля. Така обґрунтованість (виправданість) досягається за рахунок виваженої політики соціально-економічного розвитку, що спрямована на забезпечення зростання рівня освіти, фінансування наукових досліджень, зокрема фундаментальних тощо.

Показовим є той факт, що за оцінками Світового банку частка природного капіталу в національному багатстві в середньому більш ніж 100 країн коливається в діапазоні 2-40 %, частка людського капіталу – 40-80 %, причому для промислово розвинених країн частка природного капіталу не перевищує 10 %, тоді як частка людського сягає 70 % [48].

Отже, очевидно є необхідність науково обґрунтованої оцінки національного багатства. Однак, на нашу думку, вирішення цього завдання є лише вихідною умовою довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів. Управління природокористуванням вимагає застосування компенсаційних механізмів, у тому числі щодо взаємодії у часі економічних суб'єктів з приводу використання природних ресурсів, здійснення господарської діяльності тощо, якщо така взаємодія призводить до зменшення вартісної оцінки національного багатства.

### 3.3 Фінансовий критерій узгодженості еколого-економічних інтересів

Як відомо, умова справедливого розподілу ресурсів між поколіннями є основою концепції сталого розвитку, саме тому в дослідженні проблеми довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів нами використовуються різні покоління як носії цих інтересів. Виокремлення різних поколінь як суб'єктів еколого-економічних інтересів є абстракцією, що дозволяє теоретично дослідити залежність та співвідношення між сучасними еколого-економічними характеристиками процесу використання ресурсів, впливу виробництва на якість довкілля та майбутніми результатами (як позитивними, так негативними) соціально-економічного розвитку, які в існуючій системі оцінок можуть бути виявлені (прогнозовані) і економічно оцінені. Суперечність в інтересах теперішніх і майбутніх поколінь, на узгодження яких має бути зорієнтований управлінський вплив, можна розглядати як аналогію протиріч, що в економічній сфері визначаються як вибір між накопиченням та споживанням – суперечності між довгостроковими та короткостроковими інтересами. Тобто критерієм поділу інтересів «покоління теперішнього» та «покоління майбутнього» може бути лише часовий критерій.

Сьогодні обґрунтування розрахункового періоду – так званого часового горизонту економічних розрахунків – є досить складним теоретико-методичним завданням, оскільки вимагає врахування значного переліку факторів економічного, соціального та технологічного характеру. Причому досліджувана проблема має довгу історію. Так, один із засновників класичної політичної економії В. Петті пропонував ціну землі (земельної ділянки) визначати як суму річних рент, які можна отримати від володіння цією землею протягом певного періоду, тривалість розрахункового періоду брати 21 рік – як період, упродовж якого можуть прожити одночасно три покоління – дід, батько і син [20, с. 154].

У розрахунках економічної ефективності капітальних вкладень обґрунтування тривалості періоду оцінки ефекту визначалось як одна з основних проблем, оскільки прийняття його занадто тривалим підвищило б невизначеність та ймовірність помилок в оцінці, а значне скорочення такого періоду не дозволило б урахувати всі економічні наслідки інвестування.

Завдання визначення розрахункового періоду стосовно сфери природокористування ускладнюється необхідністю врахування низки екологічних факторів, характер впливу яких відрізняється від економічних. Якщо стосовно економічних факторів можна стверджувати про зниження

впливу на сьогоднішні події віддалених подій та умов, то щодо екологічних факторів може спостерігатись зворотна залежність. Зростає актуальність розв'язання цього завдання у контексті врахування інтересів теперішнього та майбутнього і визначення часових кордонів економічного збитку від забруднень довкілля.

У праці [1] О. Ф. Балацьким пропонується часові межі розрахунку збитку розглядати у кількох аспектах:

1. Як проміжок часу, протягом якого відбувається певний процес у незмінних параметрах або у якійсь динаміці – функціонування певного виду виробництва з деякими питомими викидами, які або не змінюються, або мають певну динаміку.
2. Як проміжок часу, протягом якого відбувається насичення народного господарства новою технікою, що має певні характеристики щодо забруднення довкілля.
3. Як період, на який відбувається прогнозування розвитку народногосподарського комплексу. (У Радянському Союзі період довгострокового планування розвитку народного господарства становив 25 років.)

При цьому зазначається, що розрахунковий період під час визначення маси збитку щодо окремої країни має бути досить тривалим, пропонується брати 25 років [1].

Завдання визначення часового інтервалу розрахунку розглядається також у вирішенні проблеми економічної оцінки природних ресурсів. Висувалися пропозиції щодо прийняття розрахункового періоду, що дорівнює середньому терміну експлуатації основних фондів, що використовуються під час використанні певного виду ресурсу, зокрема земельних ділянок. Проте така пропозиція піддавалася критиці передусім через невідповідність термінів експлуатації ресурсу та середніх термінів використання техніки [12].

Однак більшість економічних обґрунтувань періодів прогнозування, планування, розрахунку ефекту тощо, особливо в масштабах усієї економіки, базуються на аналізі строків експлуатації техніки.

Так, тривалість горизонту розрахунку в методиці визначення розміру національного багатства Світового банку обґрунтовується, виходячи з терміну корисного використання основного капіталу. Це обумовлено тим, що ефект від інвестицій у такі фонди буде відчутним саме упродовж цього періоду. Тривалість часового періоду для розрахунку національного багатства пропонується брати таким, що дорівнює 20 рокам. Це значення отримане, виходячи з того, що для машин та обладнання термін їхнього корисного використання становить у середньому 10 років, для будівель та споруд – кілька десятиліть [62, с. 74]. Такий підхід є, на нашу думку, цілком обґрунтованим, оскільки періоди функціонування техніки,

технології визначають динаміку основного капіталу і формують цикли відтворення.

У контексті досліджуваної проблеми зв'язок обґрунтування тривалості розрахункового періоду, виходячи з тривалості циклів оновлення техніки та технології, є очевидним. Домінуюча технологія, наприклад енергоспоживання, передбачає використання певного природного ресурсу та техніки, яка має відповідні характеристики впливу на довкілля (рівень викидів, скидів, обсяг відходів, можливість їх вторинного використання та ін.). Техніка, зорієнтована на споживання такого ресурсу буде функціонувати певний проміжок часу, а отже, упродовж цього періоду визначати рівень вартісних показників взаємодії суспільного виробництва та навколишнього середовища – збитку від екологічних порушень, обсягу використання ресурсу, який є домінуючим, рівень викидів, скидів тощо. Прогнозування термінів використання такої техніки вимагає врахування темпів науково-технічного прогресу, зміни технологічних устроїв, темпів морального старіння і т. п. Проте дослідження факторів, що визначають закономірності циклів відтворення, свідчить про визначальний вплив на тривалість термінів функціонування техніки та технології не лише факторів НТП, а й обмежень екологічного характеру, що зазначено в працях [15; 26]. Тобто сьогодні можна говорити про тісний взаємозв'язок між техніко-економічними та екологічними передумовами та чинниками, що формують циклічну динаміку соціально-економічного розвитку та визначають часові інтервали зміни не лише економічних, а й еколого-економічних характеристик розвитку економіки.

Кожен із зазначених аспектів свідчить про необхідність дослідження екологічних характеристик (наслідків) господарської діяльності у взаємозв'язку з тривалістю термінів експлуатації техніки.

Отже, ми пропонуємо тривалість періоду узгодження еколого-економічних інтересів визначати, виходячи з тривалості циклів відтворення основного капіталу. Сьогодні результати досліджень свідчать про скорочення тривалості циклів оновлення техніки та технології і становлять у середньому 20 років [26].

Наступним завданням, яке має бути вирішене у процесі обґрунтування ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів, є визначення переліку двох груп факторів:

1. Факторів, що обумовлюють зменшення екологічного боргу, а отже, розглядаються нами як такі, що сприяють довгостроковій узгодженості еколого-економічних інтересів (інтересів теперішнього і майбутнього поколінь).

2. Факторів, що обумовлюють зростання екологічного боргу, а отже, є факторами довгострокової неузгодженості чи «розузгодження» еколого-економічних інтересів.



Далі фактори першої групи ми будемо іменувати «факторами зменшення», а фактори другої групи – «факторами зростання».

Фактори зростання та зменшення екологічного боргу ми будемо розглядати як фактори зменшення чи зростання складових національного багатства.

Структура національного багатства представлена трьома складовими – природним, людським та виробленим (фізичним) капіталом. Проте існує інший підхід до оцінки структури суспільного капіталу – так звана модель п'яти капіталів, за якою виокремлюються 5 складових: природний, людський, вироблений, соціальний та фінансовий капітали. У цій моделі соціальний капітал розглядається як сукупність інститутів, що дозволяють підтримувати та розвивати людський капітал у взаємодії з іншими складовими (сім'я, громади, школи, громадські організації тощо) [61]. Тобто мова йде про, так би мовити, соціоінституційну складову національного багатства. Однак ця складова представлена здебільшого суспільними інститутами, кумулятивну економічну оцінку яких провести практично неможливо, адже неможливо визначити економічну цінність сучасної сім'ї як результату багатовікового розвитку інституту сім'ї у суспільстві.

Виокремлення фінансового капіталу формально вимагає врахування його розміру у величині національного багатства. Проте ми вважаємо, що, виходячи з сучасного розуміння сутності фінансового капіталу, недоцільно розглядати його як реальне накопичене багатство. Автори цього підходу також зазначають, що фінансовий капітал дає можливість купувати та продавати інші види капіталу, однак на відміну від інших складових власне фінансовий капітал не має реальної вартості, він репрезентує соціальний, людський або вироблений капіталів.

Отже, фактори зростання та фактори зменшення екологічного боргу ми пропонуємо розглядати як фактори відповідно зменшення чи зростання виробленого, природного та людського капіталу.

Виокремлення зазначених факторів може розглядатися як проблема вартісної оцінки складових національного багатства, яка є однією з найбільш актуальних проблем сучасної економічної науки. Так, Б. М. Данилишин зазначає неможливість реалізації положень теорії національного багатства через відсутність статистики його врахування. Сьогодні попри загальне визнання нагальності врахування екологічного фактора у розмірі національного багатства, особливо в частині оцінки природних ресурсів та екологічних збитків, практика управління свідчить про зорієнтованість дій та заходів на неефективні напрями соціально-економічного розвитку [16].

Тому, виокремлюючи фактори зростання та фактори зменшення, ми виходимо з можливості розрахунку відповідних показників сьогодні, тобто доступності даних, що пропонуються національною статистикою. При

цьому розуміємо, що подальші дослідження, які дозволять розширити теоретико-методичну базу оцінки національного багатства, дозволять розширити перелік досліджуваних факторів та сприяти більш точному визначенню ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів як критерію довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів.

Серед факторів зменшення екологічного боргу пропонуємо виділяти такі:

1. Чисті інвестиції, що потенційно збільшують обсяг виробленого (фізичного) капіталу. Крім того, чисті інвестиції можуть містити витрати на підвищення кваліфікації та перенавчання працівників, тому їх можна розглядати також і як фактор зростання людського капіталу.

2. Витрати на освіту, які можна розглядати як такі, що сприяють зростанню людського капіталу як складової національного багатства. Підвищення загального рівня освіти є свідченням підвищення якості трудових ресурсів, отже, це обумовлює зростання економічної оцінки людського капіталу.

Вибір витрат на освіту як фактора зростання національного багатства обумовлений також тим, що вони розглядаються як компенсація негативних наслідків природокористування під час визначення індикаторів сталого розвитку, зокрема при розрахунку показника дійсних заощаджень.

3. Витрати на науку можуть розглядатися як фактор зростання трьох складових національного багатства: виробленого капіталу, оскільки наслідком таких витрат може стати створення нової техніки, технології тощо); природного капіталу, оскільки у результаті проведення наукових досліджень можуть бути винайдені нові джерела енергії, залучені до господарського обігу нові ресурси тощо, що призведе до переоцінки природного капіталу як складової національного багатства, та людського капіталу, оскільки зростає його якість, а отже, й економічна оцінка.

Результатом витрат на освіту та науку є знання та інформація, які сьогодні розглядаються не просто як передумова формування більш ефективного виробництва (технологічних процесів, засобів виробництва тощо), а як складова продуктивних сил суспільства, як окремий вид виробничих ресурсів. Окремі науковці зазначають зменшення оцінки товарів та природних ресурсів стосовно інформації [16, 57].

Такий перелік факторів зменшення обумовлений доступністю даних для їх кількісного визначення та загальноприйнятими підходами до оцінки національного багатства.

Обґрунтування переліку факторів зростання екологічного боргу є більш складним завданням з точки зору можливості їх економічної оцінки. Причому такі фактори мають характеризувати наслідки природокористування, оскільки мова йде про розрахунок *екологічного боргу* як індикатора узгодженості еколого-економічних інтересів.

Серед факторів зростання ми пропонуємо виділити такі:

1. Обсяг використаних природних ресурсів (в їх економічній оцінці) з урахуванням зміни їх якості.

2. Економічний збиток від екологічних порушень, який є наслідком господарської діяльності.

Обґрунтуємо наші пропозиції.

*Обсяг використаних природних ресурсів* з урахуванням зміни якості таких ресурсів є основним фактором зростання. Як свідчать результати досліджень, зменшення національного багатства відбувається переважно за рахунок однієї з його складових – природного капіталу. Його зменшення є результатом використання природних ресурсів та екологічних наслідків господарсько-економічної діяльності, які призводять до зниження якості наявних ресурсів. У цьому разі потрібно розглядати всю сукупність природних ресурсів, включаючи мінеральні, земельні ресурси, асиміляційний, рекреаційний потенціал, біорізноманітність тощо.

Проте у такому разі постає проблема вартісної оцінки цього фактора, яка може розглядатися як складова загальної проблеми економічної оцінки природного капіталу (природно-ресурсного потенціалу). Характеризуючи економічну оцінку природного капіталу як кількісну та якісну характеристику природних ресурсів та умов як факторів соціально-економічного розвитку [52], ми можемо стверджувати, що її зниження обумовлює зменшення розміру національного багатства.

Широке представлення у літературі досліджень щодо оцінки природно-ресурсного потенціалу свідчить про відсутність єдиної методології та методики, що пояснюється складністю, багатокомпонентністю, динамічністю оцінки. Природні активи є специфічними «активами», які не лише зазнають впливу екологічного фактора, а й самі досить часто є фактором впливу на оцінку інших видів активів.

Традиційно вартісна оцінка природних ресурсів базується на використанні трьох концептуальних підходів: затратного (відтворювального), результатного та рентного (порівняльного). Оцінка на основі затратного підходу ґрунтується на визначенні величини затрат, необхідних для відтворення, або безпосередньо ресурсу, який оцінюється, або кінцевої продукції чи корисних функцій, які він виконує [21; 44].

Кожен із цих підходів має свої переваги та недоліки. Проте довгостроковий характер оцінки вимагає використання єдиної методології оцінки різних видів природних ресурсів. Така єдність може бути забезпечена, на нашу думку, використанням рентного підходу до оцінки природних ресурсів, що є загальновизнаним підходом, який можна застосовувати в умовах ринкової економіки. Він поєднує в собі принципи оцінки за затратним та результативним підходами. Як зазначається, зокрема, у праці [52], рента характеризує як результати використання природного ресурсу, так і витрати, пов'язані з його використанням. А у

праці [11] наголошується, що рентна оцінка природних ресурсів може розглядатись одночасно і як їх відтворювальна оцінка, що визначається витратами на заміщення оцінюваного природного ресурсу іншими видами виробничих ресурсів.

Отже, ми пропонуємо економічну оцінку обсягу використаних природних ресурсів як фактора зростання екологічного боргу в розрахунку критерію довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів проводити на основі рентного підходу.

Логіка використання цього підходу в нашому випадку ґрунтується на такому припущенні: використовуючи природні ресурси сьогодні, ми маємо можливість отримувати природну ренту, чим позбавляємо наступні покоління можливості використовувати такі ресурси та отримувати рентні доходи у майбутньому. Отже, обсяг використаних природних ресурсів за досліджуваній період буде оцінюватися як сума річних природних рент з урахуванням фактора часу. Проте рентна оцінка завжди відображає результат порівняння, тобто в оцінках застосовується диференціальна рента, яка відображає вплив на вартість природних ресурсів фактора їх обмеженості (кількості), місця розташування, якості тощо. Однак виникнення ренти, а отже, можливість рентної оцінки з'являється за умови створення відповідних умов використання ресурсу, зокрема щодо закріплення прав власності на нього. Водночас постає проблема оцінки так званої екологічної ренти (ренти асиміляційного потенціалу), яка пов'язана з використанням асиміляційної здатності природного середовища, права власності на яке закріпити не має можливості.

*Урахування економічного збитку від екологічних порушень у факторах зростання обумовлене вимогами принципу комплексності у дослідженні еколого-економічних наслідків господарювання.*

Розглядаючи збиток як виражені у вартісній формі фактичну або можливу втрату, негативні зміни природного середовища, живих істот, які виникають унаслідок будь-яких дій або бездіяльності, настання певних подій чи їх комбінацій [1], ми можемо говорити не лише про фактичні, а й про можливі втрати національного багатства. У цьому разі виникає питання стосовно економічного сенсу віднесення цих «можливих» втрат до факторів зростання екологічного боргу: якщо фактичні втрати є безпосередньо відображенням зменшення національного багатства, то врахування того, що економічна система могла б отримати, проте не отримує, оскільки функціонує в умовах забруднення, видається дискусійним.

Однак ми вважаємо таке врахування цілком обґрунтованим, оскільки воно у певному сенсі тотожне принципу врахування альтернативних витрат («втраченої» вигоди) в мікроекономічному аналізі та принципу макроекономічного (народногосподарського) підходу до розрахунку

ефективності капіталовкладень, який передбачає у сумі приведених витрат урахування так званих витрат зворотного зв'язку.

Тобто, враховуючи можливі втрати національного доходу внаслідок того, що економіка функціонує в умовах забруднення, ми таким чином враховуємо альтернативні витрати для економічної системи в цілому – потенційно можливу втрату національного багатства внаслідок здійснення нерационального природокористування та екодеструктивного впливу на довкілля.

Запропонований перелік факторів може бути доповнений факторами, які безпосередньо впливають на зміну розміру людського капіталу, за умови, якщо такі фактори можуть бути економічно оцінені. У запропонованому нами переліку збільшення людського капіталу враховується, як уже зазначалося, шляхом урахування витрат на освіту та науку, а його зменшення – у розмірі економічного збитку від екологічних порушень у частині збитків охороні здоров'я.

Отже, сформувавши перелік факторів зростання та факторів зменшення, ми можемо отримати вартісну оцінку умовних «грошових» потоків, які, з одного боку, характеризують зменшення екологічного боргу, а з іншого – відображають його зростання. В межах аналізованого прогнозного періоду такі потоки можуть бути зіставлені з урахуванням фактора часу.

Урахування фактора часу є окремою проблемою в економічних розрахунках. Механізм дисконтування за схемою складних відсотків як основний метод урахування фактора часу є основою фінансово-економічних оцінок – будь-яке рішення приймається шляхом зіставлення величин, що виникають у різні моменти часу, через дисконтування. Зупинимось більш детально на аналізі цієї проблеми, оскільки процедура зіставлення у часі описаних факторів безпосередньо впливає на розмір ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів та екологічного боргу.

Метод складних відсотків піддавався широкій критиці не лише стосовно його застосування в еколого-економічних оцінках, а й загалом у інвестиційному аналізі, де тривалий період розрахунку істотно впливає на достовірність та якість оцінки. Деякими авторами обґрунтовувалося застосування схеми дисконтування за складними відсотками лише для короткострокових розрахунків [51], що пояснюється загальнотеоретичною обмеженістю цього методу, оскільки оцінка віддалених у часі розмірів збитків виявляється істотно заниженою.

В оцінюванні природно-ресурсної сфери проблема врахування фактора часу може розглядатися як проблема зіставлення у часі (дисконтування) економічних величин, що характеризують еколого-економічні взаємодії. За часів колишнього СРСР ця проблема деталізувалася як визначення коефіцієнта переведення (перерахунку)

річного ефекту від використання ресурсу в сумарний ефект, розрахований за весь період експлуатації цього ресурсу. При цьому в праці [12] зазначається, що центральною і водночас найбільш складною проблемою у працях з оцінювання ресурсів постає обґрунтування нормативу дисконтування – нормативу врахування фактора часу. Результати теоретичного аналізу встановлення розміру ставки дисконтування, проведеного К. Г. Гофманом, свідчать, що при оцінці природних ресурсів доцільно застосовувати норматив дисконтування менший, ніж при інших процедурах оцінювання (вибору варіанта здійснення капіталовкладень). Таке твердження обґрунтовується виходячи з того, що єдиний для народного господарства норматив ефективності капіталовкладень (норматив дисконтування) доцільно використовувати для оцінки вкладень з терміном, наближеним до середнього по народному господарству терміну обігу фондів, у той час як строк використання природних ресурсів чи строк вкладень у їх відтворення та експлуатацію є більш тривалим.

Потреба у жорсткому нормативному встановленні оцінних параметрів, що характерна для планової економіки з централізованим розподілом ресурсів, сьогодні як така відсутня. Проте обґрунтування розміру ставки дисконтування під час вирішення різних типів науково-практичних завдань залишається вкрай актуальним. Тому узагальнення наведеного К. Г. Гофманом обґрунтування розміру нормативу дисконтування дозволяє стверджувати, що ставка дисконтування, що використовується при оцінюванні природних ресурсів та ефективності вкладання коштів у їх відтворення (охорону довкілля, розробку родовищ тощо), має бути меншою за ту, яка застосовується в оцінці інвестиційних проектів, що не мають екологічного спрямування. Однак виникає завдання визначення співвідношення між цими величинами.

У сучасній економічній літературі досить широко репрезентовані дослідження щодо застосування дисконтування за схемою складних відсотків, особливо щодо еколого-економічних оцінок – дисконтування (приведення) екологічних збитків, грошових потоків під час проведення оцінки ефективності інвестицій в екологічні проекти [12; 27; 31; 34; 41; 58; 60; 62].

Власне процедура зіставлення у часі розглядалася деякими науковцями як механізм узгодження еколого-економічних інтересів. Зокрема, автор праці [2] зазначає, що ефективним механізмом узгодження еколого-економічних інтересів можна вважати дисконтування так званих зовнішніх ефектів.

Еколого-економічні оцінки функціонування сфери природокористування мають свою специфіку, обумовлену динамікою еколого-економічних ефектів, різним характером впливу окремих факторів та причинно-наслідковими зв'язками у формуванні відповідних вартісних показників (ефекту, збитку, боргу тощо). У праці [41] наголошується на

необхідності дисконтування збитків, які завдаються у різні роки, та зазначається, що ставка дисконтування повинна враховувати два аспекти прояву збитків – екологічний та економічний. Мається на увазі врахування динаміки факторів, що мають економічну природу, та динаміки власне природних процесів. Складність урахування цих двох аспектів полягає у різному їх прояві: економічна складова дисконтуючого множника характеризує зміну у часі витрат (або втрат), якими є збиток від екологічних порушень, і у цьому разі справедливим є твердження, що майбутні витрати є менш вагомими, ніж теперішні. Тоді як на природні процеси це правило може не поширюватися: з часом дія забруднення може зменшуватися, або навпаки – зростати через взаємодію з іншими забруднювачами.

Саме на основі неоднозначного впливу екологічних та економічних факторів та їх вираження у ставці дисконтування обґрунтовується необхідність подання дисконтуючого множника у такий спосіб:

$$\alpha_t = \frac{1+r}{1+E}, \quad (3.5)$$

де  $r$  – екологічна ставка дисконту;

$E$  – економічна ставка дисконту.

Загалом погоджуючись із наведеними обґрунтуваннями, зазначимо, що запропонований підхід є ще менш розробленим як у теоретичному, так і методичному плані, – відсутність єдності у визначенні економічної ставки дисконтування доповнюється невизначеністю економічного змісту та процедури розрахунку екологічної ставки. Тому застосування такого підходу в практиці оцінки вимагає проведення ґрунтовних досліджень, що, можливо, дозволять сформулювати теоретико-методичне підґрунтя для визначення цього інтегрального дисконтуючого множника лише через певний проміжок часу.

Автор праці [27] зазначає, що коефіцієнт дисконтування, який використовується в еколого-економічних розрахунках, характеризується «латентними природодестабілізуювальними властивостями», отже, існує необхідність його оптимізації, яка вбачається в обґрунтуванні соціальної норми дисконту.

Застосування соціальної ставки (норми) дисконту, нижчої порівняно з нормою, яка застосовується для оцінки традиційних інвестиційних рішень, обумовлене передусім тим, що використання традиційних підходів до встановлення цього оцінного параметра є досить жорсткою умовою й у цьому разі оцінювані значення збитків можуть виявитися істотно заниженими, а екологічні інвестиції – неефективними. Зокрема у праці [34] зазначається, що використання дисконтування із застосуванням загальноприйнятої ставки, особливо для оцінки довгострокових заходів та

проектів, призводить, по-перше, до заниження величин економічного збитку від екологічних порушень, який відносять до періодів, віддалених від моменту оцінки; по-друге, оцінюваний розмір ефектів від інвестицій екологічного спрямування у віддаленому майбутньому виявляється істотно заниженим, що за традиційними критеріями оцінки є свідченням неефективності вкладання коштів в охорону довкілля та відтворення ресурсів; по-третє, такий підхід не спонукає до збереження ресурсів, а навпаки – стимулює їх інтенсивне використання.

Загалом соціальна норма дисконтування (соціальна норма часових переваг, соціальна ставка доходу від інвестицій) є компромісом між підходами, за якими обґрунтовується відсутність принципових відмінностей між охороною довкілля як сферою вкладання капіталу та будь-якими іншими сферами інвестування, з одного боку, і підходами, що, ґрунтуючись на принципах сталого розвитку, визначають урахування інтересів майбутніх поколінь як один із ключових факторів, які обумовлюють встановлення мінімальної ставки дисконтування. Існують пропозиції щодо встановлення нульового чи, навіть, від'ємного її значення, викладені зокрема у працях [25; 40].

У праці [128] значення соціальної норми пропонується визначати як відсоток за довгостроковими державними цінними паперами. У США для природоохоронних проектів ставку дисконтування беруть у діапазоні від 2 до 10 %, у Росії – 2-3 % для оцінки довгострокових проектів та 8-12 % – для визначення ефективності середньострокових вкладень.

За даними Світового банку в розрахунках національного багатства обґрунтовується необхідність застосування соціальної норми (The Social Rate of Return on Investment – SRRI реалізації) як норми, що покладена в основу розподілу ресурсів між поколіннями. Пропонується розмір цієї ставки для промислово розвинених країн встановлювати в інтервалі 2- 4 %. Причому зазначається можливість підвищення ставки для швидко зростаючих економік та зменшення – для економічно відсталих країн [62].

Отже, аналіз свідчить, що застосування в оцінці природних ресурсів та інвестицій екологічного спрямування меншого значення соціальної норми дисконтування порівняно зі ставкою оцінки індивідуальних інвестиційних рішень обґрунтовується:

- урахуванням впливу значно більшого переліку факторів;
- необхідністю врахування інтересів майбутніх поколінь;
- різною тривалістю оцінюваних заходів.

На нашу думку, теоретичною основою обґрунтування розміру соціальної ставки дисконтування може слугувати теоретико-методологічний підхід, на якому базувалась оцінка природних ресурсів та капіталовкладень у природокористування у радянській економіці. Суть цього підходу полягає у тому, що норма дисконтування розглядалася не як ставка капіталізації, оскільки рента, що отримується від експлуатації



природного ресурсу, в умовах планової економіки не капіталізується, тобто не перетворюється на капітал, а виключно як параметр, що характеризує зниження народногосподарської цінності ресурсу [62]. За цим підходом теоретично можливим є застосування від'ємної норми дисконтування, однак єдиної точки зору щодо цього сьогодні не існує.

Описаний підхід ґрунтується на так званому макроекономічному (народногосподарському) підході до оцінки ефективності інвестицій. На необхідності розділення оцінки екологічних інвестицій з мікроекономічної точки зору та за макроекономічним підходом наголошується також у роботі [34]. Головна різниця між цими підходами полягає у тому, що до макроекономічної оцінки некоректно застосовувати принцип альтернативних витрат, оскільки значна частина природних ресурсів не має замінників.

Отже, у визначенні ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів при приведенні факторів зростання та факторів зменшення ми пропонуємо використовувати саме соціальну норму дисконтування.

Традиційно в економічних оцінках динамічних показників використовується процедура приведення до одного моменту часу (дисконтування чи компаундування) – одномоментне приведення.

Проте в даному випадку ми вважаємо за доцільне використовувати процедуру двомоментного приведення, оскільки такий прийом дозволяє, по-перше, порівняти потоки, які по-різному оцінюються для сучасного моменту часу та для деякого віддаленого моменту, по-друге, визначити відносний показник ефективності розподілу ресурсів, які, з одного боку, використовуються у процесі розвитку суспільства, а з іншого – відволікаються від поточного споживання і втілюються у національному багатстві.

Запропонований розрахунок ґрунтується на оцінці відповідних факторів на два різні моменти часу – їх приведенні на початок та кінець періоду узгодження. Такий прийом застосовується для оцінки деяких динамічних показників ефективності інвестицій і має назву «двоточкове», або двомоментне, приведення.

У даному випадку ми пропонуємо фактори зменшення екологічного боргу оцінювати на кінець періоду узгодження, а фактори його зростання – на початок як приведені за допомогою відповідно процедури компаундування і дисконтування величин.

Розрахувавши відповідні величини на два моменти часу, ми пропонуємо ставку ефективності міжчасового розподілу ресурсів визначати як таку ставку дисконтування, яка урівноважує нарощену кумулятивну величину факторів зростання та дисконтовану кумулятивну величину факторів зменшення. Тоді формула для розрахунку матиме вигляд

$$k_{mp} = \left[ \frac{\sum_{t=1}^{T_{yz}} \Phi_{zM_t} \cdot (1+i_{соц})^{T_{yz}-t}}{\sum_{t=1}^{T_{yz}} \frac{\Phi_{Zp_t}}{(1+i_{соц})^t}} \right]^{1/T_{yz}} - 1, \quad (3.6)$$

- де  $k_{mp}$  – ставка ефективності міжчасового розподілу ресурсів;  
 $\Phi_{zM}$  – економічна оцінка факторів зменшення екологічного боргу, грош. од.;  
 $\Phi_{Zp}$  – економічна оцінка факторів зростання екологічного боргу, грош. од.;  
 $i_{соц}$  – соціальна норма дисконтування;  
 $T_{yz}$  – період узгодження еколого-економічних інтересів, років.

Економічний зміст цього показника (а саме додатного його значення) можна тлумачити як деяку умовну ставку дохідності. Якщо розглядати вартісний обсяг національного багатства, що склався на певний момент часу (початок періоду узгодження еколого-економічних інтересів) як обсяг капіталу, який інвестується у подальший розвиток, то значення ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів можна тлумачити як ставку дохідності цього капіталу, яка формується у результаті розширеного відтворення продуктивних сил та виробничих відносин.

Як статистична величина цей показник характеризує середньорічний темп зростання (зменшення) екологічного боргу, що тотожно відповідно зменшенню (зростанню) національного багатства упродовж прогнозованого періоду узгодження.

Очевидно, що від'ємне значення цього показника свідчить про неузгодженість інтересів теперішніх і майбутніх поколінь, оскільки за даного рівня технології, обсягу викидів, скидів тощо має місце накопичення екологічного боргу або ж зменшення прогнозного значення національного багатства за період оцінювання.

Отже, якщо ми отримуємо від'ємне значення ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів (зростання оцінки екологічного боргу), ми можемо говорити, що довгострокове узгодження еколого-економічних інтересів не забезпечується. Тиск на довкілля (у визначених допустимих межах) та використання ресурсів не компенсується розміром витрат, які витрачає суспільство на саморозвиток.

Проте запропонований механізм розрахунку  $k_{mp}$  потребує певних пояснень щодо застосування єдиної або ж різних ставок дисконтування для факторів зростання та факторів зменшення.

Застосування різних ставок дисконтування в інвестиційному аналізі не є новим. Так, багатьма науковцями обґрунтовується саме такий підхід

при приведенні додатних та від'ємних грошових потоків інвестиційного проекту [5; 19].

Різна оцінка часової нерівноцінності грошових потоків обґрунтовується такими чинниками:

1. Пріоритетом ліквідності, тобто для інвестора грошові потоки, які надходять у результаті реалізації проекту, є більш ліквідними порівняно з інвестиціями, що втілюються у матеріальних та нематеріальних активах. Тому оцінка стосовно менш ліквідних потоків вимагає збільшення ставки дисконтування на умовну премію.
2. Об'єктивною необхідністю поділу отриманих доходів від інвестицій на споживання та реінвестування (накопичення), тобто лише деяка частина грошових надходжень від проекту може забезпечувати дохідність, що склалася на ринку і закладена у ставку дисконтування. Хоча у даному випадку проблема стосується не стільки обґрунтування розміру ставки дисконтування, скільки вибору функції, що описує реальний процес накопичення ефекту від інвестицій.

Ми вважаємо за доцільне використовувати різні за величиною ставки дисконтування для приведення факторів зростання та факторів зменшення, що обумовлене різною оцінкою віддаленості у часі відповідних факторів. Якщо розглядати норму дисконтування як норму часових переваг, то «переваги», які мають фактори зростання, що стосуються різних моментів часу, можуть оцінюватися інакше, ніж часова нерівноцінність факторів зменшення. Причинами цього є невідповідність між темпами використання природних ресурсів та темпами економічного зростання, а також описані вище особливості прояву у часі екологічних наслідків, які можуть не зменшуватися, а, навпаки, – зростати. Тому доцільним буде застосування для факторів зменшення меншої за розміром ставки дисконтування порівняно з факторами зростання.

Перевагою застосування єдиної ставки дисконтування для приведення різних факторів є простота розрахунків та зменшення ймовірності помилок в оцінюванні, оскільки існує потреба у визначенні не двох, а одного параметра оцінки. Тому за відсутності відповідних рекомендацій допускається застосування єдиної ставки для приведення різних факторів.

Запропонований показник, як зазначалося вище, може використовуватися як індикатор довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів. Проте, виходячи з його економічного змісту, ми пропонуємо використовувати його як фінансовий інструмент управління природокористуванням, зокрема як основу у визначенні плати за використання природного капіталу та як оцінний параметр при аналізі ефективності екологічних інновацій (ставка дисконтування).

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Балацкий О. Ф. Экономика чистого воздуха / О. Ф. Балацкий. – К. : Наукова думка, 1979. – 296 с.
2. Васенин Д.Н. Эколого-экономические интересы в трансформационной экономике [текст] : дис. ... кандидата экономических наук: 08.00.01 / Васенин Дмитрий Николаевич. – Йошкар-Ола, 2005. – 161 с.
3. Васютина Е. С. Проблема учета экологического фактора в макроэкономических показателях / Е. С. Васютина [Электронный ресурс] // Ученые записки. – 2004. – № 4. – С. 83-87. Режим доступа: [http://www.rgsu.net/netcat\\_files/163/52/h\\_758e1cedbffdabfc6df2f3157457ed1](http://www.rgsu.net/netcat_files/163/52/h_758e1cedbffdabfc6df2f3157457ed1)
4. Веклич О. О. Економічний механізм екологічного регулювання в Україні. – К. : Український інститут досліджень навколишнього середовища і ресурсів, 2003. – 88 с.
5. Виленский П. Л. Оценка эффективности инвестиционных проектов с учетом реальных характеристик экономической среды / Виленский П. Л., Лившиц В. Н. [Электронный ресурс] // Аудит и финансовый анализ. – 2000. – № 3. Режим доступа: <http://www.cfin.ru>
6. Глазырина И. П. Исследование качества роста региональной экономики в контексте концепции устойчивого развития / И. П. Глазырина // Экономика природопользования. – 2006. – №4. – С. 21-30.
7. Глазырина И. П. Проблема качества экономического роста и экологический долг / И. П. Глазырина, В. В. Глазырин, С. В. Винниченко // Экономика природопользования. – 2004. – №3. – С. 21-31.
8. Глазырина И. П. Экологический долг и информационная поддержка процедур принятия решений / И. П. Глазырина, В. В. Глазырин // Экономика и математические методы. – 2000. – Т. 36, Вып. 1. – С. 315-321.
9. Глазырина И. П. Экологический след как индикатор качества экономического роста / И. П. Глазырина // Экономика природопользования. – 2004. – №2. – С. 60-76.
10. Гофман К. Г. «Кредитные отношения» общества и природы / К. Г. Гофман, Е. В. Рюмина // Экономика и математические методы. – 1994. – Т. 30, Вып. 2. – С. 17 – 32.
11. Гофман К. Г. Природопользование и макроэкономические показатели развития народного хозяйства // Экономические проблемы природопользования: статті / К. Г. Гофман; Академия наук СССР, Центральный экономико-математический институт. – М. : Наука, 1985. – С. 3 – 9.
12. Гофман К. Г. Экономическая оценка природных ресурсов в условиях социалистической экономики: [вопросы теории и методологии] / К. Г. Гофман; Академия наук СССР, Центральный экономико-

математический институт. – М. : Наука, 1977. – 236 с. – (Серия «Проблемы советской экономики»).

13. Гринів Л. С. Збереження природного капіталу як функція економіки / Л. С. Гринів, О. В. Кривень // Вісник Сумського державного університету. Серія «Економіка». – 2003. – № 5 (51). – С. 20-23.

14. Гурман В. И. Проблемы учета экологической составляющей в системе национальных счетов / В. И. Гурман, Н. Э. Кульбака, Е. В. Рюмина // Экономика и математические методы. – 1996. – Т. 32, Вып. 1. – С. 112-120.

15. Данилишин Б. Науково-інноваційне забезпечення сталого економічного розвитку України / Б. Данилишин, В. Чижова // Економіка України. – 2004. – №3. – С. 4-11.

16. Данилишин Б. М. Наукові нариси з економіки природокористування: монографія / Б.М. Данилишин. – К. : РВПС України НАН України, 2008. – 280 с.

17. Довготько Н. А. Механизм стимулирования рационального природопользования в аспекте территориального экологического менеджмента: научное издание / Н. А. Довготько, Н. Р. Щеглова. – Пятигорск: РИА КМВ, 2007. – 120 с.

18. Згонник Л. В. Институциональная составляющая согласования экономических интересов в условиях трансформации экономической системы [Электронный ресурс] / Л.В. Згонник, В.Н. Некрасов // Вісник ДонНТУ. – Серія: економічна. – Випуск 89-1. – С. 54-60. Режим доступу : [http://www.library.dgtu.donetsk.ua/fem/vip103-3/103-3\\_30.pdf](http://www.library.dgtu.donetsk.ua/fem/vip103-3/103-3_30.pdf)

19. Инвестиционные решения и управление НТП: монография / под. ред. проф. С. Н. Козьменко. – Сумы: ИТД «Университетская книга»; ООО «КИК «Деловые перспективы», 2005. – 158 с.

20. Історія економічних учень: підручник: у 2 ч. / за ред. В. Д. Базилевича. – 3-тє вид., випр. і доп. – К. : Знання, 2006. – Ч. 1. – 582 с.

21. Каманкин В. П. Экономические интересы развитого социалистического общества / В. П. Каманкин; Академия общественных наук при ЦК КПСС, Кафедра научных основ управления социалистической экономикой. – М. : Мысль, 1978. – 296 с.

22. Кирилова Г. В. Индикаторы устойчивого развития и их роль в реализации стратегии устойчивого развития [Электронный ресурс] / Режим доступу : <http://oad.rags.ru/vestnikrags/issues/issues0306/030601.htm>

23. Концепция устойчивого развития и Местная повестка дня XXI: методическое пособие [Электронный ресурс] / [авт. тексту Джон Р. Либл]. – СПб. – 1998. – Режим доступу : <http://www.localstrategy.seu.ru/training/methods/indicators-method-description.html>

24. Копытов А. П. Экологический долг в системе взаимодействия экономики с природой [текст]: дис. ... кандидата экономических наук: 08.00.01 / Копытов Антон Павлович. – Челябинск: РГБ, 2006. – 148 с.

25. Костель Н. В. Исследование эколого-экономических интересов и решение задач экологизации экономики / Н. В. Костель // Механізм регулювання економіки. – 2006. – № 4. – С. 115-122.

26. Костель Н. В. Особенности процесса обновления капитала в условиях трансформации экономики Украины / Н. В. Костель // Циклы воспроизводства капитала: монография / С. Н. Козьменко, Т. А. Васильева, И. Д. Скляр [и др.]. – Сумы: Деловые перспективы, 2005. – С. 82-93. – (Серия «Мастер-класс»).

27. Красовская И. П. Функционально-стоимостной анализ эколого-экономических решений в сфере российского природопользования / И. П. Красовская // Вестник МУ. Серия 6. Экономика. – 2001. – №5. – С. 80-92.

28. Кривень О. В. Деякі аспекти використання природного капіталу України в контексті реалізації стратегії екологічно збалансованого розвитку / О. В. Кривень // Вісник Львівського університету. Серія економічна. – Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2004. – Вип.33. – С. 399-404.

29. Масловська Л. Регіональний аспект трансформації природокористування у контексті сталого розвитку / Л. Масловська // Економіка України. – 2002. - №2. – С. 64-68.

30. Мекуш Г.Е. Индикаторы устойчивого развития Кемеровской области / Г.Е. Мекуш, Е.В. Перфильева. – Новокузнецк: РОО «ИнЭКА», 2004. – 24 с.

31. Мельник Л.Г. Экономические проблемы воспроизводства природной среды / Л.Г. Мельник. – Х. : Вища школа, 1988. – 159 с.

32. Моделирование социо-эколого-экономической системы региона / [О. Ф. Балацкий, Д. В. Бельшев, В. И. Гурман и др.]; под ред. В. И. Гурмана, Е. В. Рюминой. – М. : Наука, 2001. – 175 с.

33. Нестеров Л. Национальное богатство и человеческий капитал / Л. Нестеров, Г. Аширова // Вопросы экономики. – 2003. - №2. – С.103 – 110.

34. Пахомова Н. Экологический менеджмент / Н. Пахомова, А. Эндрес, К. Рихтер. – СПб. : Питер, 2003. – 544 с. – (Серия «Учебник для вузов»).

35. Пінчук Н. М. Економічна оцінка природних ресурсів / Н. М. Пінчук // Фінанси України. – 2005. – № 5. – С. 20-28.

36. Путь в XXI век : (стратегические проблемы и перспективы развития российской экономики) [Электронный ресурс] / под ред. Д. С. Львова [авт. текста Е.М. Бухвальд, Л.И. Нестеров]. – М. : Экономика, 1999. Режим доступа : <http://www.liednet.ru/lvov/5.htm>

37. Растеряева Т. В. Экономические интересы и их реализация в экономической стратегии: дис. ... кандидата экономических наук: 08.00.01 / Растеряева Татьяна Владимировна. – Ставрополь, 2006. – 193 с.
38. Рюмина Е. В. Анализ эколого-экономических взаимодействий / Е. В. Рюмина. – М. : Наука, 2000. – 159 с.
39. Рюмина Е. В. Концепция экологически устойчивого развития применительно к макроэкономическому уровню / Е. В. Рюмина // Экономика и математические методы. – 1995. – Т. 31, Вып. 3. – С. 125-135.
40. Рюмина Е. В. Специфика проблем сохранения биоразнообразия в территориальном и временном аспектах / Е. В. Рюмина, И. Л. Карачевцев // Экономика природопользования. – 2005. – №1. – С. 112-118.
41. Рюмина Е. В. Ущерб от экологических нарушений: больше вопросов, чем ответов / Е.В. Рюмина // Экономика природопользования. – 2004. - №4. – С. 55-65.
42. Сабадаш В. В. Детермінація екологічного конфлікту у загальній системі еколого-економічної безпеки : теорія і методологія / В.В Сабадаш // Економіка природокористування і охорони довкілля. – 2008. – № 6. – С. 25 – 36.
43. Сабадаш В. В. Енергетично-ресурсна безпека України: загрози виникнення еколого-економічних конфліктів / В. В. Сабадаш // Вісник Сумського державного університету. Економіка. – 2009. – № 2. – С. 70 – 77.
44. Семенов Б. Приватизация и оценка городских территорий / Б. Семенов, А. Телиженко, Н. Соколов. – Сумы : ИПП «Мрія-1» ЛТД, 1999. – 250 с.
45. Степанов В. Пожиратели Земли / Степанов Владимир [Электронный ресурс] // Взгляд. – 2006. – 14 октября. Режим доступа : <http://www.vz.ru/society/2006/10/14/52404.html>
46. Сухарев О. Национальное богатство и структурная политика / О. Сухарев // Экономист. – 2006. – №2. – С.24 – 38.
47. Сухорукова С. М. Экономика и экология (политэкономический аспект): учеб.-метод. пособие для вузов / С. М. Сухорукова. – М. : Высшая школа, 1988. – 109 с.
48. Тарасова Н.П. Индексы и индикаторы устойчивого развития [Электронный ресурс] / Тарасова Н. П., Кручина Е. Б. Режим доступа : [http://www.mnr.gov.ru/files/part/8048\\_indikator.doc](http://www.mnr.gov.ru/files/part/8048_indikator.doc)
49. Телиженко А. М. Социально-экономический оптимум качества окружающей среды / А. М. Телиженко // Вісн. Сум. держ. ун-ту. Сер. Економіка. – 2003. - № 6. – С. 101-108.
50. Тысячнюк М. С. Построение устойчивых сообществ. Практическое руководство для неправительственных организаций / Мария Тысячнюк. – СПб. : НИИХ СПбГУ, 2000. – 85 с.

51. Фактор времени в плановой экономике (инвестиционный аспект) / под ред. В. П. Красовского. – М. : Экономика, 1978. – 247 с.

52. Хвесик М. А. Інституціональна модель природокористування в умовах глобальних викликів: монографія / М. А. Хвесик, В. А. Голян; Національна академія наук України, Рада по вивченню продуктивних сил України. – К. : Кондор, 2007. – 480 с.

53. Хлобистов Є. В. Екологічна безпека трансформаційної економіки / НАН України; Рада по вивченню продуктивних сил України / відп. ред. С.І. Дорогунцов. – К. : Агентство “Чорнобильінтерінформ“, 2004. – 334 с.

54. Шевчук В. О. Теоретико-методологічні аспекти аналізу процесів сталого розвитку / В.О. Шевчук [Електронний ресурс] // Актуальні проблеми економіки. – 2001. – № 5-6. Режим доступу до журн. : [http://www.nam.kiev.ua/ape/n\\_01\\_5-6/shevchuk.htm](http://www.nam.kiev.ua/ape/n_01_5-6/shevchuk.htm)

55. Шостак Л. Б. Фінансово-технологічна парадигма сталого розвитку України в умовах глобалізації економіки / Л. Б. Шостак // Механізм регулювання економіки, економіка природокористування, економіка підприємства та організація виробництва. – 2002. – №3-4. – С.43-50.

56. Экологический кризис будет страшнее финансового / [Електронний ресурс]. – 2008. – 30 октября. Режим доступу : <http://www.klerk.ru/print.php?124770>

57. A Guide to Valuing Natural Resources Wealth [Електронний ресурс]. – Policy and Economics Team – Environmental Department, World Bank, 2006. Режим доступу :

[http://www.siteresources.worldbank.org/INTEEI/1105643-1116228574659/21003722/NaturalWealth\\_Est Methods.pdf](http://www.siteresources.worldbank.org/INTEEI/1105643-1116228574659/21003722/NaturalWealth_Est Methods.pdf)

58. Endres A. Die Bewertung von Umweltschäden Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren / Endres, Alfred; Holm-Müller, Karin [Електронний ресурс]. – 1997, Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart Berlin Köln. – 336 g. Режим доступу: [http://ru.wrs.yahoo.com/\\_ylt](http://ru.wrs.yahoo.com/_ylt)

59. Integrated Environmental and Economic Accounting 2003. United Nations, European Commission, International Monetary Found, Organization for Economic Co-operation an Development, World Bank: Handbook of National Accounting [Електронний ресурс], 2003. Режим доступу:

<http://www.unstats.un.org/unsd/envAccounting/seea2003.pdf>

60. Kenneth J. Arrow Intergenerational Equity and the Rate of Discount in Long-term Social Investment [Електронний ресурс]. – IEA World Congress. – December, 1995. Режим доступу:

<http://www.econ.stanford.edu/faculty/workp/swp97005.pdf>

61. The five capitals model – a framework for sustainability [Електронний ресурс]. Режим доступу. : <http://www.forumforthefuture.org/the-five-capitals>



62. Where is the Wealth of Nations? Measuring capital for the 21st Century [Електронний ресурс]. – The World Bank, Washington, D.C., 2006.  
Режим доступу : <http://www.go.worldbank.org/2QTH26ULQ0>

**РОЗДІЛ 4**

**ФІНАНСОВІ ІНСТРУМЕНТИ  
УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНИМ  
КАПІТАЛОМ**

**4.1 Плата за використання природного капіталу**

Виходячи з підпорядкованості короткострокових цілей соціально-економічного розвитку довгостроковим, вихідною теоретичною передумовою розроблення та реалізації політики управління природокористуванням мають стати критерії довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів, в основу визначення яких покладена концепція екологічного боргу та природного капіталу як однієї зі складових національного багатства.

Формування екологічного боргу є результатом переважно неефективного (нераціонального) використання природного капіталу. Тому ми вважаємо, що трансформація системи управління природокористуванням має бути зорієнтована передусім на зміну методів та інструментів управління використанням природного капіталу. Актуальність вирішення цього науково-практичного завдання дедалі зростає, оскільки багатьма вченими зазначається, що у сучасних економічних реаліях багатьох країн природний капітал поряд із виробленим є фактором обмеження економічного розвитку [3; 5; 6; 9; 10; 20].

Сьогодні проблема ефективності використання природного капіталу досліджується переважно у контексті ефективності державного впливу на сферу природокористування, зокрема сферу рентних відносин, яка, на думку багатьох науковців, потребує суттєвих удосконалень. Проблема трансформації рентних відносин розглядається передусім у контексті фінансової забезпеченості заходів у сфері природокористування та охорони навколишнього середовища.

Традиційно вважається, що природна рента як основна складова економічної ренти містить широкі можливості для реалізації політики еколого-економічного регулювання. Використання природної ренти як інструменту управління природокористуванням дозволяє забезпечити більш ефективне використання природного капіталу, зменшити негативні екологічні наслідки його виробничого використання. Багатьма ученими наголошується, що саме у категорії ренти найбільш очевидним є поєднання екологічної та економічної складових інтересу суб'єкта господарювання, оскільки рента, по суті, є вартісним показником доходу, що безпосередньо відображає взаємодію виробництва і довкілля. У

роботах [12; 13], зокрема, підкреслюється, що рентні відносини представляють той окремий випадок, коли інтереси охорони природного середовища й інтереси економічного розвитку не суперечать один одному.

Проте, на нашу думку, відсутність такої суперечності можливе лише за умови дії адекватних механізмів вилучення, розподілу і перерозподілу ренти, які повинні забезпечувати ефективне використання природного капіталу. Мають на увазі, що природний капітал, який використовують у виробничому процесі, забезпечує отримання певного доходу, частина якого може бути спрямована на відтворення цього капіталу. Причому мова йде не лише про відтворювані природні ресурси, а й про ресурсний потенціал загалом, тобто про використання досягнень науково-технічного прогресу – розроблення нових джерел енергії, різноманітних заміників для невідтворюваних ресурсів, винаходи, впровадження безвідходних технологій тощо.

Твердження щодо платності використання природних ресурсів сьогодні є фактично беззаперечним. Проте питання вилучення рентних доходів належить до найбільш дискусійних.

У теорії висловлюється ряд аргументів на користь вилучення ренти. По-перше, воно не порушує принципів свободи ринкової торгівлі і найменше деформує економіку, по-друге, перенесення тягаря податків на ренту дозволяє зменшити податковий тиск на оплату праці, що сприяє підвищенню рівня добробуту, по-третє, у цьому випадку знижується податковий тиск на прибуток, що, у свою чергу, сприяє зростанню обсягів інвестицій у виробництво, зростанню зайнятості, по-четверте, витрати, пов'язані із збором ренти, менші, ніж зі стягненням податків.

Підтвердженням таких теоретичних аргументів є позитивний досвід формування системи рентних відносин у багатьох країнах, де в податковому законодавстві існує поняття природної ренти – надприбутку, що отримується за рахунок використання корисних копалини, і світова практика рентного оподаткування, зокрема нафтовидобування, свідчить, що частка природної ренти, що вилучається державою, сягає 80 % [8].

Деякі противники вилучення природної ренти як методу регулювання природокористування аргументують свою позицію тим, що такий метод є ринково невиправданим, оскільки позбавляє підприємця його законної винагороди. Так, В. Данилов-Данильян наголошує на недоцільності вилучення і перерозподілу природної ренти, пояснюючи це, по-перше, відсутністю у сучасній економічній науці можливості визначити величину ренти, по-друге, позбавленням стимулів до виробничої діяльності, оскільки неправомірно і неможливо оподатковувати будь-які фактори, що обумовлюють диференціацію в умовах виробництва, оскільки це приведе до його згорання [17].

Дійсно, проблема вилучення та перерозподілу природної ренти як доходу, що забезпечується використанням природного капіталу, може бути

вирішена за умови наукового обґрунтування розміру отриманої ренти, оскільки традиційно вважається, що вилучатися мають абсолютна та диференційна ренти I, оскільки диференційна рента II є результатом здійснення додаткових інвестицій безпосередньо природокористувачем. У роботі [19], зокрема, зазначається, що вилучення рентних доходів потребує вирішення двох взаємозв'язаних завдань:

- теоретичного обґрунтування ставок рентних платежів на основі класичної теорії ренти;
- формування дієвого механізму вилучення ренти.

Однак у сучасній економічній науці відсутній інструментарій поділу диференційної ренти за видами. Зокрема, у роботі [7] наголошується, що як неможливо чітко виокремити загальний ефект за факторами виробництва, так само неможливо точно поділити диференційну ренту на рентоутворювальні складові з метою встановлення плати за природні ресурси. Тобто таке виділення може бути досить умовним, оскільки розмір ренти, обумовленої якістю природних ресурсів чи додаткового доходу, отримання якого пов'язане, наприклад, з технічним рівнем виробництва, залежить від поєднання всієї сукупності факторів.

Механізм вилучення і розподілу ренти, що існує сьогодні в Україні, не можна вважати ефективним ні з фіскальної точки зору, ні з позиції регулювання природокористування, ні з позиції забезпечення нормальних процесів відтворення. Встановлена законодавчими та нормативними актами система платежів за використання природних ресурсів та забруднення навколишнього природного середовища, розподіл надходжень між бюджетами різних рівнів не заохочує суб'єктів господарювання до раціонального природокористування і, незважаючи на переважно фіскальний характер, не є вагомим джерелом фінансових ресурсів для реалізації комплексних загальнодержавних і регіональних екологічних програм та природоохоронних проектів конкретних підприємств. Сучасна рентна політика приводить до того, що суб'єкти господарювання намагаються забезпечити собі не стільки власність, скільки активи, використання яких забезпечує отримання рентних доходів.

Отже, теоретико-методичні труднощі обґрунтування розміру ренти для різних видів природних ресурсів не дають можливості реалізувати принцип обґрунтованості у стягненні плати за використання природних ресурсів. Тому формування механізму управління використанням природного капіталу на засадах сучасної політики вилучення ренти не можна розглядати як ефективне.

Ми пропонуємо економічний механізм управління використанням природного капіталу формувати, ґрунтуючись на дискусійному, проте, на нашу думку, теоретично обґрунтованому підході, що визначає необхідність застосування до управління природним капіталом принципів управління виробленим капіталом. Ми вважаємо, що підвищити

ефективність (як з фіскальної, так і з відтворювальної точки зору) використання природних ресурсів можливо, якщо розглядати державу як інвестора у відносинах із природокористувачем. Мається на увазі, що при наданні права на використання природних ресурсів держава виступає у ролі інвестора, і, як інший інвестор, вона займає активну позицію щодо управління «портфелем» своїх активів, яка передбачає встановлення вимог до ефективності вкладень, забезпечення відтворення або збереження капіталу, його можливості якнайдовше генерувати дохід – природну ренту.

Особливого значення у вирішенні цього завдання набуває питання розроблення науково-методичних підходів до встановлення плати за використання природного капіталу, яка фактично буде визначати обсяг вилучення природної ренти у природокористувачів.

Економічний зміст такої плати можна тлумачити як певний відсоток за користування капіталом, у даному випадку природним.

У своїй теоретичній основі такий підхід пов'язаний із теорією процента І. Фішера, який розглядає капітал як деяку універсальну категорію – як запас багатства у вартісній та натурально-речовій формах. Такий підхід дав можливість І. Фішеру обґрунтувати єдину природу всіх видів доходів. На відміну від класичної політичної економії, яка досліджує особливості формування та руху різних видів доходу, виокремлюючи характерні особливості та відмінності кожного з них, у даному підході прибуток, рента, заробітна плата об'єднуються під загальною категорією «дохід». Тобто земля і праця виступають у вигляді особливого роду капіталу, що дає можливість ренту і заробітну плату розглядати як особливу форму процента. Отже, у даній теоретичній моделі процент розглядається не як окремий дохід, а здебільшого як характеристика всіх доходів, як сполучна ланка між капіталом і доходом.

Крім того, у встановленні плати за використання природного капіталу як певної ставки процента (*rate of interest*) на цей капітал забезпечується можливість узгодження еколого-економічних інтересів, оскільки традиційно процент розглядається як індикатор та одночасно універсальний інструмент узгодження економічних інтересів, про що свідчить значення слова у англійській мові (*interest* – інтерес, процент).

Отже, можна стверджувати, що плата за використання природного капіталу є інструментом узгодження еколого-економічних інтересів, яка у системі управління природокористуванням повинна виконувати такі функції:

1. Сприяння використанню обмеженої кількості природних ресурсів та благ із максимальною ефективністю.
2. Розподіл використання природних ресурсів та благ у часі.
3. Оптимізація територіального розміщення виробництва.
4. Стимулювання ефективного використання наявних природних ресурсів.

Суть першої функції впливає з того, що можливість залучення природного капіталу обмежується розміром ефекту від його використання.

Критерій вибору варіанта господарського використання природного капіталу, запропонованого конкретним природокористувачем, можна визначити у такий спосіб:

$$Pr \geq Pk; \quad (4.1)$$

де  $Pr$  – сумарний приведений розмір прибутку, грош.од.;

$Pk$  – сумарний приведений розмір плати за використання природного капіталу, грош.од.

Пріоритет має бути надано пропозиції з найбільшою різницею між розміром прибутку та обсягом плати за використання природного капіталу з урахуванням функціонального призначення ресурсів та обов'язковим дотриманням установлених стандартів якості довкілля. На рисунку 4.1 а точка А визначає межу ефективності використання природного капіталу ( $Pr = Pk$ ).

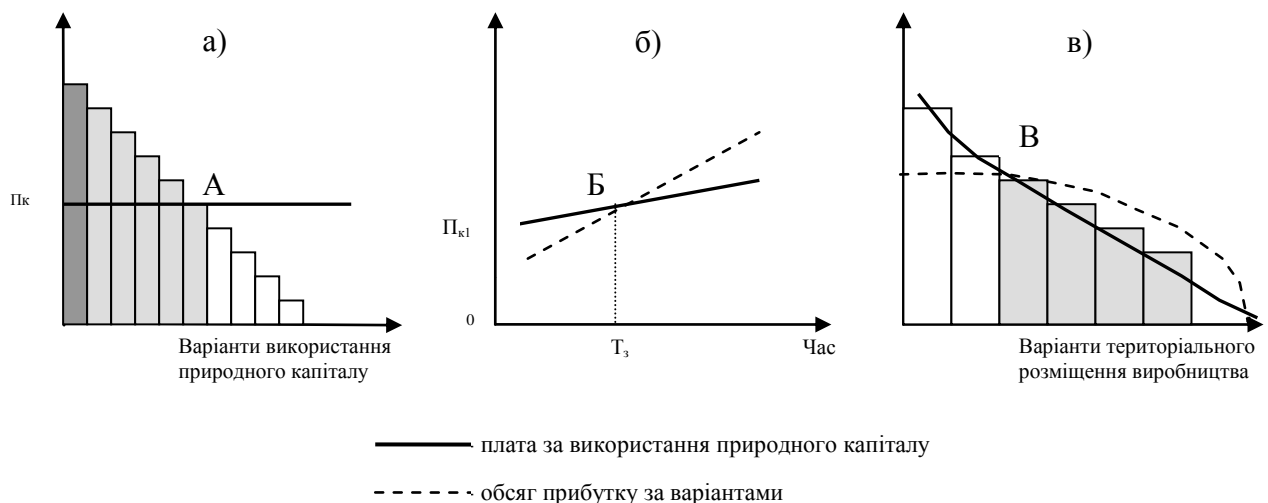


Рис. 4.1. Вплив плати за використання природного капіталу на його господарське використання

Так, заявки підприємців, що мають від'ємну різницю між сукупним ефектом та платою за використання природного капіталу (знаходяться справа від точки А), будуть розглядатися як неефективні.

Рисунок 4.1 б ілюструє те, як саме плата за використання природного капіталу може відстрочити виробниче використання природного капіталу, якщо техніко-економічні умови його використання та екологічні вимоги щодо якості довкілля не дозволяють досягти такого рівня ефекту від використання ресурсу, який забезпечив би виплату встановленого розміру плати за використання природного капіталу. Упродовж періоду часу до моменту  $T_3$  використання такого капіталу є економічно недоцільним через

перевищення розміру встановленої плати над найбільш ефективними на даний момент часу варіантами господарської діяльності ( $Pr < Pk$ ). Проте загальний соціально-економічний та технологічний прогрес, впровадження нових технологій, з одного боку, будуть сприяти зменшенню плати за використання природного капіталу, а з іншого – дозволяють підвищити рівень ефективності виробництва, що дозволить залучити відповідні ресурси до господарського використання.

Розмір плати за використання природного капіталу в межах визначеної території безпосередньо залежить від якісних характеристик природних ресурсів та природного середовища такої території, що визначають його економічну оцінку. Отже, на різних територіях використання одного й того самого ресурсу буде мати різний розмір плати за його використання. З іншого боку, еколого-економічні параметри діяльності окремого підприємства-природокористувача також впливають на варіанти територіального розміщення його виробничих потужностей. Такі варіанти на рисунку 4.1 зображено справа від точки *B*. При цьому слід відзначити той факт, що обрання території з гіршими якісними характеристиками навколишнього середовища (з нижчою економічною оцінкою) неодмінно викличе додаткові як капітальні, так і поточні витрати і за інших рівних умов призведе до зменшення прибутку природокористувача порівняно із функціонуванням у кращих природних умовах. Оптимальний варіант територіального розміщення виробництва в зазначених умовах може бути обраний шляхом побудови функціональних залежностей зменшення розміру плати за використання природного капіталу та збільшення витрат від якісних характеристик навколишнього середовища різних територій. Мінімум зазначених сумарних витрат буде визначати економічно доцільний варіант територіального розміщення підприємства. Більш детальне розроблення згаданої оцінки потребує ґрунтовних досліджень.

Отже, можна стверджувати, що за наявності економічної оцінки природних ресурсів застосування такого інструменту, як плата за використання природного капіталу, може визначати варіанти територіального розміщення виробництва.

Окрім згаданих функцій, розроблення підходів до визначення плати за природний капітал має виходити із необхідності виконання нею ключового завдання – стимулювання природокористувачів до ефективного використання наявних природних ресурсів у виробництві та споживанні, стати дієвим інструментом регулювання сфери природокористування у напрямку поступового зменшення рівня навантаження на довкілля, впровадження технологій комплексного використання сировини, вторинної переробки відходів, забезпечення оптимальних пропорцій вилучення та використання природних ресурсів та їх розподілу між різними поколіннями, бути адекватною сучасним запитам еколого-

економічної системи та концентрувати управлінський вплив на першочергових завданнях, що стоять перед системою управління природокористуванням.

Також у міру реалізації положень Концепції реформування податкової системи України у частині перенесення фіскального навантаження з прямих податків на непрямі та ресурсні платежі сукупна плата за використання природного капіталу стане вагомим джерелом фінансового забезпечення реалізації природоохоронних програм загальнодержавного, регіонального рівнів, інвестування у технологічне оновлення виробництва, наукового пошуку та реалізації інновацій, підвищення якості людського капіталу, що у сукупності забезпечить зменшення екологічного боргу та буде сприяти реалізації принципу узгодження еколого-економічних інтересів.

Ми пропонуємо розмір плати за використання природного капіталу окремим природокористувачем визначати виходячи з величини економічної оцінки природного капіталу та відповідної ставки, яка характеризує вимоги до доходності його використання. Цю ставку необхідно розглядати як мінімально прийнятну ставку доходності використання природного капіталу, яка включає дві складові (рис. 4.2):

- загальну (загальносистемну), яка відображає вимоги до доходності використання природного капіталу, обумовлені загальними умовами та тенденціями еколого-економічного розвитку держави;
- індивідуальну, що залежить від індивідуальних характеристик еколого-економічної діяльності конкретного природокористувача.

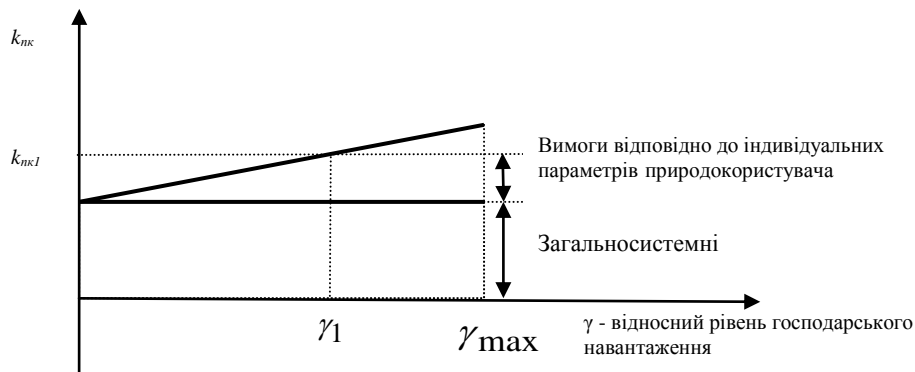


Рис. 4.2. Складові плати за використання природного капіталу

Загальносистемна складова, на нашу думку, повинна формуватися за загальними вимогами – виходячи з мінімально прийнятного рівня доходності вкладання інвестиційного капіталу, що визначаються розміром безризикової ставки, тобто ставки доходності, отримання якої умовно не супроводжується прийняттям ризику інвестором.



Формулу для розрахунку плати за використання природного капіталу можна подати як

$$k_{нк} = (k_{бр} - k_{мп}) + k_{інд}, \quad (4.2)$$

де  $k_{бр}$  – безризикова ставка, %;

$k_{мп}$  – ставка ефективності міжчасового розподілу ресурсів, %;

$k_{інд}$  – ставка, що залежить від індивідуальних еколого-економічних характеристик діяльності природокористувача, %.

Проте враховуючи специфіку функціонування сфери природокористування та необхідність довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів, безризикова ставка повинна бути скоригована на величину ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів. Як зазначалося вище, від'ємне значення ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів свідчить про довгострокову неузгодженість еколого-економічних інтересів та визначає темп щорічного зростання екологічного боргу, і тому вимоги до ефективності використання природного капіталу мають бути вищими, що графічно зображено на рис. 4.3 а. Додане значення показника  $k_{мп}$  свідчить про перевищення приведених значень факторів зменшення екологічного боргу над приведеними прогностичним обсягом використання природного капіталу та завданого економічного збитку, отже, вимоги до ефективності використання природного капіталу мають бути зменшені (рис. 4.3 б).

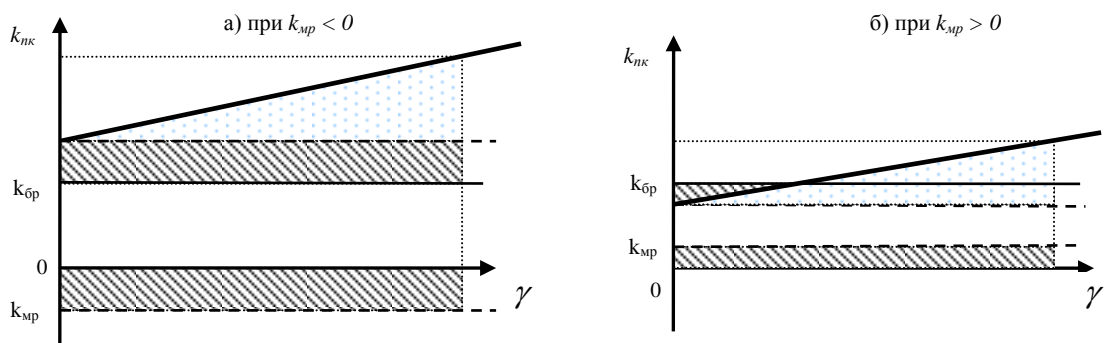


Рис. 4.3. Вплив розміру ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів на розмір ставки плати за використання природного капіталу

Логіка визначення показника  $k_{інд}$  полягає у тому, що суспільство в особі держави, яке є монопольним власником природних ресурсів, надаючи у виробниче використання природні ресурси, має право на отримання, окрім мінімальної (скоригованої на  $k_{мп}$  безризикової дохідності), деякої надбавки, що визначається середнім рівнем рентабельності економіки та залежить від галузевої належності

конкретного природокористувача та його індивідуальних еколого-економічних параметрів діяльності. Тоді формула (4.1) матиме вигляд

$$K = \frac{R_c}{K_2} \cdot \gamma, \quad (4.3)$$

де  $R_c$  – середній рівень рентабельності економіки, %;

$K_2$  – коефіцієнт галузевої належності визначається як середнє значення частки валової доданої вартості, створеної за відповідними видами економічної діяльності у загальній сумі валової доданої вартості;

$\gamma$  – коефіцієнт відносного екологічного навантаження виробництва, що характеризує співвідношення змін сукупності показників навантаження на довкілля конкретного виробництва та змін таких самих показників обраної бази порівняння.

Ми пропонуємо показник  $\gamma$  визначати для кожного виду природних ресурсів.

Як безризикову ставку дохідності пропонується обирати дохідність державних цінних паперів або середню ставку за депозитами провідних вітчизняних банків. Зважаючи на фінансову нестабільність у банківському секторі України, яка спостерігається останнім часом, відсутністю відповідності у строках депозитів, що пропонуються комерційними банками, із термінами узгодження еколого-економічних інтересів, при визначенні ставки дохідності використання природного капіталу, як безризикового активу пропонується використовувати облігації внутрішньої державної позики.

Практичне застосування плати за використання природного капіталу як інструменту управління природокористуванням вимагає удосконалення (трансформації) чинного фінансово-організаційного механізму стягнення плати за використання природних ресурсів. На нашу думку, одним із варіантів побудови такого механізму є застосування цінних паперів – екологічних облігацій.

## 4.2 Платність використання асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища: дискусія щодо методології

Запропонований підхід до визначення плати за використання природного капіталу потребує подальшого розроблення щодо встановлення плати за окремими видами природних ресурсів. Особливо актуальною сьогодні є проблема використання асиміляційного потенціалу природного середовища, оскільки його асиміляційна здатність щодо викидів шкідливих речовин та енергії у результаті господарської діяльності є однією з найбільш важливих форм стійкості екосистем щодо антропогенного впливу. При цьому саме оцінка обмеженої здатності екологічних систем до нейтралізації та знешкодження у певних межах шкідливих викидів сьогодні та встановлення обґрунтованої плати за її використання є найменш розробленою.

Тому ми пропонуємо застосовувати підхід до встановлення плати за використання природного капіталу при розробленні плати за використання асиміляційного потенціалу території.

Визначення розміру плати за використання асиміляційного потенціалу потребує вирішення двох завдань:

1. Обґрунтування розміру ставки за використання асиміляційного потенціалу.
2. Проведення економічної оцінки асиміляційного потенціалу території.

*Обґрунтування розміру ставки за використання асиміляційного потенціалу*

Як зазначалося вище, загальносистемна складова плати у формулі 4.2 буде єдиною для всіх видів природних ресурсів. Індивідуальна складова залежить передусім від показника  $\gamma_{ac}$  – коефіцієнт відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС.

Викладемо авторський підхід до визначення коефіцієнта відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС –  $\gamma_{ac}$ .

*Вибір бази порівняння*

Коефіцієнт відносного екологічного навантаження виробництва характеризує співвідношення змін сукупності показників навантаження на навколишнє природне середовище конкретного виробництва та змін таких самих показників обраної бази порівняння. Ми пропонуємо як базу порівняння використовувати контрольну групу підприємств, до якої мають входити підприємства, що мають високий рівень екологічної відповідальності та етики бізнесу, що відображається в екологічних

показниках їхньої господарської діяльності та впливає на ринкові характеристики діяльності підприємств за певний аналізований період.

Якщо ринок реагує на показники еколого-економічної ефективності компаній підвищенням рівня їх ринкової капіталізації, то вартість компанії з високим рівнем еколого-економічної ефективності повинна бути більшою, ніж у менш екологоефективних. Тоді доцільно обирати контрольну групу з підприємств відповідно до рівня їх ринкової капіталізації, що визначається значеннями відкритих котирувань їх акцій на фондовій біржі. Однак практична реалізація такого підходу ранжування підприємств повинна спиратися, по-перше, на науково доведений кореляційний взаємозв'язок між рівнями екологічних параметрів діяльності підприємств і ринковою вартістю їх цінних паперів та факторний аналіз такого впливу, а по-друге, передбачає стабільне функціонування фондового ринку. Сьогодні використання такого підходу в Україні неможливе передусім через відсутність розвиненого фондового ринку.

Альтернативним шляхом визначення контрольної групи є побудова спеціальних рейтингів на підставі розрахунку відносних індексів, які характеризують рівень негативного впливу господарської діяльності на навколишнє природне середовище за різними напрямками. У цьому випадку контрольна група має формуватися з підприємств, які мають найкраще місце у сформованому рейтингу. Їх кількість залежить від загальної кількості аналізованих підприємств та різниці у рейтинговій оцінці найкращих та найгірших підприємств у рейтингу.

Практичне застосування методу побудови рейтингу підприємств потребує реалізації комплексу заходів щодо формування спеціальної інформаційної та методичної баз для визначення індексів навантаження на навколишнє природне середовище, що вимагає наявності уніфікованих систем збору, аналізу даних та подання відповідної звітності. У сучасних умовах побудова загального рейтингу підприємств-природокористувачів ускладнюється відсутністю достатнього обсягу даних по вітчизняних підприємствах, тому для визначення показника  $\gamma_{ac}$  динаміку та рівень змін індексу інтегрального навантаження на НПС ми пропонуємо порівнювати з динамікою та рівнем змін індексу інтегрального навантаження на НПС, розрахованого за показниками діяльності підприємств області.

*Показники діяльності підприємств, що використовуються при оцінці рейтингу*

Ступінь впливу на асиміляційний потенціал залежить від обсягів викидів та скидів, які здійснює підприємство. Тому необхідно сформувати бази даних щодо інтегрального рівня впливу підприємств за основними напрямками негативного впливу на НПС, що статистично спостерігаються, зокрема:

- використання земель та водних ресурсів;

- скиди забруднених стічних вод;
- викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел;
- викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря від пересувних джерел;
- утворення відходів I-IV класів небезпеки.

У визначенні даного показника ми пропонуємо враховувати не лише абсолютні значення обсягів відповідних викидів та скидів, а порівнювати їх із масштабами господарської діяльності такого підприємства – з обсягами його валової виручки. Для забезпечення можливості порівняння розрахованих індексів та ранжування різних за розмірами підприємств показники доцільно визначати у певному масштабі – у перерахунку на 1 млн грн валової виручки підприємства (у порівняльних цінах) з урахуванням різниці у ступені впливу різних шкідливих домішок.

На основі відповідної інформації необхідно розрахувати індекс інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище по конкретному підприємству:

$$I_j = \sum_i^n \frac{C_i}{C_i^3}, \quad (4.4)$$

де  $I_j$  – індекс інтегрального господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС  $j$ -м підприємством;

$C_i$  – обсяг викидів (скидів)  $i$ -го забруднювача  $j$ -м підприємством, нат. од.;

$C_i^3$  – загальний обсяг викидів (скидів)  $i$ -го забруднювача, нат.од<sup>1</sup>.

Отже, за наявності інформації щодо індексів інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище за аналізованою сукупністю підприємств та відкритого рейтингу підприємств, сформованого за цим показником з виділеною контрольною групою, необхідно провести розрахунок індексу інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище контрольної групи. Пропонуємо визначати цей індекс у такий спосіб:

$$I_e = \frac{\sum_{j=1}^m I_j}{m}, \quad (4.5)$$

де  $I_k$  – еталонний індекс інтегрального господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС, контрольної групи;

$m$  – кількість підприємств у контрольній групі.

---

<sup>1</sup> Розрахунок здійснюється з урахуванням відносної агресивності  $i$ -го забруднювача

На основі проведених розрахунків визначення коефіцієнта відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС –  $\gamma_{ac}$  пропонуємо проводити за формулою

$$\gamma_{ac} = \frac{\sum_{t=1}^z (I_{j_t} - \bar{I}_j) \times (I_{k_t} - \bar{I}_k)}{\sum_{t=1}^z (I_{k_t} - \bar{I}_k)^2}, \quad (4.6)$$

де  $\bar{I}_j, \bar{I}_k$  – відповідно середні значення індексів інтегрального навантаження на асиміляційний потенціал НПС  $j$ -м підприємством та еталонного індексу, розраховані як середньоарифметичні за ретроспективний період  $t = 1, 2, \dots, z$ ;

$I_{j_t}, I_{k_t}$  – відповідно індекс інтегрального навантаження на асиміляційний потенціал НПС  $j$ -м підприємством та еталонний індекс у періоді  $t$ .

Цей показник характеризує чутливість зміни індексу інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище підприємства до зміни індексу інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище контрольної групи підприємств.

Запропонований підхід до розрахунку коефіцієнта відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС –  $\gamma_{ac}$  свідчить, що в ньому закладений елемент мотивації суб'єктів господарювання до раціонального природокористування. Мають на увазі, що цей показник є ключовим параметром індивідуальної складової ставки дохідності природного капіталу і безпосередньо впливає на розмір плати за використання асиміляційного потенціалу, оскільки всі інші складові у короткостроковому періоді залишаються незмінними. Тому підприємство, реалізуючи політику екологічнобезпечного господарювання, впроваджуючи безвідходні технології, знижуючи рівень викидів та скидів з темпами, що випереджають середньорегіональні, має реальну можливість зменшити розмір відповідної плати.

Графічна ілюстрація розрахунку показника  $\gamma_{ac}$  на прикладі Сумської області подана на рис. 4.5.

На цьому рисунку наведена діаграма розкиду точок для окремого підприємства-природокористувача, що відображає залежність еколого-економічних результатів його діяльності та еколого-економічних результатів у даному випадку підприємств регіону (можливо, контрольної групи підприємств). Горизонтальна вісь відповідає значенням індексу інтегрального навантаження на навколишнє природне середовище підприємств контрольної групи. Вертикальна вісь відповідає значенням залежної змінної – індексу інтегрального навантаження на НПС

підприємства, що досліджується. Зазначені на графіках точки відповідають періоду часу, упродовж якого індекси інтегрального навантаження на НПС набували відповідних значень.

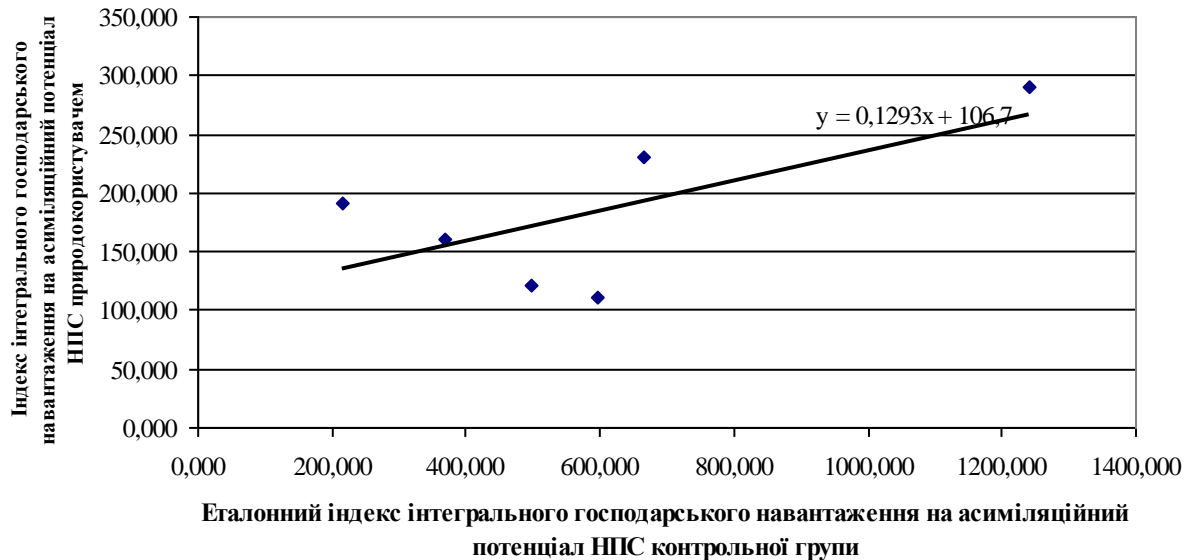


Рис. 4.5. Залежність еколого-економічних параметрів діяльності конкретного підприємства та еколого-економічних параметрів діяльності підприємств контрольної групи

Регресійний аналіз дає можливість використовувати відповідні вибірки даних за минулі періоди для оцінки взаємозв'язку між змінними. Лінія регресії побудована за критерієм мінімізації суми всіх відхилень навколо неї. Відповідно дана лінія регресії найкращим чином описує дані, наведені на діаграмі розкиду точок. Така лінія є характеристичною прямою інтегрального індексу навантаження на довкілля, тангенс кута її нахилу визначає граничну зміну інтегрального індексу навантаження на НПС підприємства залежно від зміни інтегрального індексу навантаження на НПС усіх підприємств регіону та визначає значення показника  $\gamma_{ac}$ .

Визначити коефіцієнт відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС  $\gamma_{ac}$  також можна шляхом розрахунку параметрів лінійної регресії за допомогою методу найменших квадратів або за формулою (4.6).

Запропонований науково-методичний підхід до визначення коефіцієнта  $\gamma_{ac}$  базується на використанні у розрахунках даних за минулі періоди часу, і подальше його застосування ґрунтується на припущенні, що упродовж певного періоду часу у майбутньому він буде залишатися умовно незмінним.

Перевагами застосування у розрахунках вимог до ефективності використання природного капіталу суб'єктом господарювання коефіцієнта  $\gamma_{ac}$  є:

- урахування масштабу економічної діяльності природокористувача;
- ретроспективність;
- відносність;
- мотивація до раціонального природокористування.

Перша із зазначених характеристик частково була розглянута вище. Порівняння параметрів діяльності підприємств без урахування масштабів їх діяльності виключно на підставі абсолютних значень розмірів негативного впливу на навколишнє природне середовище може призводити до прийняття неефективних управлінських рішень через непривильне визначення пріоритетів регулювання та обрання невідповідних інструментів як економічного, так і адміністративного впливу.

Ретроспективність як друга характеристика  $\gamma_{ac}$  полягає у використанні при його визначенні еколого-економічних параметрів не за окремий період, а за ряд попередніх періодів. При цьому між собою співвідносяться не статичні значення відповідних показників, а їх зміна у часі з урахуванням відхилення від середнього рівня. Таким чином, при встановленні вимог до ефективності використання природного капіталу та визначенні розміру плати враховуються історичний (довгостроковий) аспект спрямованості еколого-економічної діяльності суб'єкта господарювання, раціональне природокористування або, навпаки, ігнорування можливих негативних наслідків неефективного використання природних ресурсів та надмірного навантаження на навколишнє природне середовище.

Відносність характеризує зіставлення тенденцій зміни еколого-економічних показників діяльності природокористувача та контрольної групи підприємств. Таке співвідношення визначає знак коефіцієнта відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС. Якщо у рамках економічного зростання збільшується навантаження на НПС у цілому всіма підприємствами, у тому числі підприємствами контрольної групи, і паралельно зростають параметри негативного впливу діяльності природокористувача, то коефіцієнт буде мати знак «+» ( $\gamma_{ac} > 0$ ), і індивідуальна складова визначення ставки ефективності використання природного капіталу буде додаватися до системних вимог, при цьому збільшуючи розмір плати за використання природного капіталу. Коефіцієнт  $\gamma_{ac}$  може мати і від'ємне значення ( $\gamma_{ac} < 0$ ). Така ситуація можлива у разі активного впровадження підприємством інноваційних розробок, у тому числі у сфері охорони довкілля, формуючи тенденції до зменшення показників використання



природних ресурсів та навантаження на НПС щодо загальноекономічних тенденцій. При цьому загальні вимоги до ефективності використання природного капіталу таким природокористувачем будуть зменшені на розмір середньої рентабельності економіки з урахуванням галузевої належності, помноженої на  $\gamma_{ac}$ . Ця особливість визначення формує мотивацію природокористувачів до ресурсощадного природокористування та екологічнобезпечної діяльності, стимулюючи пошук ефективних варіантів оптимізації загального розміру двох груп витрат: витрат, пов'язаних із необхідністю запобігання негативному впливу на навколишнє природне середовище, та витрат, пов'язаних із використанням природного капіталу, у даному випадку – асиміляційного потенціалу.

Ще одним важливим напрямом використання коефіцієнта відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС ( $\gamma_{ac}$ ) при вирішенні практичних завдань управління природокористуванням є включення його до системи індикаторів інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні. Особливу зацікавленість у формуванні рейтингу територій на базі розрахунку коефіцієнта  $\gamma_{ac}$  можуть виявляти центральні, регіональні й місцеві органи влади з метою розроблення та реалізації загальнодержавних та регіональних програм природоохоронної діяльності, концентрації фінансових ресурсів бюджетів усіх рівнів та спеціальних фондів природоохоронного призначення на пріоритетних напрямках, визначених з урахуванням необхідності узгодження еколого-економічних інтересів.

При формуванні таких рейтингів об'єктами оцінки нами обрано поділ територій відповідно до конституційно встановленого адміністративно територіального устрою України. При визначенні показників  $\gamma_{ac}$  на прикладі міст і районів Сумської області порівнюється динаміка індексів інтегрального навантаження на навколишнє середовище, що здійснюється промисловими об'єктами аналізованої території, з динамікою індексів, що розраховані для області. Використання у розрахунку коефіцієнтів відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС ( $\gamma_{ac}$ ), індексів інтегрального навантаження на НПС у співвідношенні з обсягами валового регіонального продукту відповідного міста або району області додає отриманим результатам більшої інформативності та визначає інші ключові проблеми у сфері природокористування області, які будуть відрізнятися від визначених на підставі аналізу тільки абсолютних значень показників за напрямками негативного впливу на довкілля.

У роботі нами були розраховані значення коефіцієнтів відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС міст і районів Сумської області та побудований відповідний рейтинг територій за оцінкою стану використання природно-ресурсного потенціалу (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Рейтинг територій за оцінкою стану використання асиміляційного потенціалу адміністративних територій Сумської області на основі коефіцієнта відносного екологічного навантаження  $\gamma_{ac}$

Назва району	Коефіцієнт відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС, $\gamma_{ac}$	Місце у рейтингу
Лебединський район	-0,009	1
Тростянецький район	-0,001	2
Путивльський район	0,0001	3
Глухівський район	0,001	4
Ямпільський район	0,001	5
Середино-Будський район	0,002	6
Великописарівський район	0,003	7
Шосткинський район	0,003	8
м. Лебедин	0,004	9
м. Ромни	0,004	10
Конотопський район	0,004	11
Краснопільський район	0,004	12
м. Глухів	0,006	13
Недригайлівський район	0,006	14
Липоводолинський район	0,008	15
Буринський район	0,009	16
Білопільський район	0,018	17
м. Шостка	0,024	18
Кролевецький район	0,035	19
Охтирський район	0,059	20
м. Охтирка	0,078	21
Роменський район	0,125	22
м. Конотоп	0,362	23
Сумський район	0,663	24
м. Суми	1,943	25

Порівнюючи отримані еколого-економічні характеристики діяльності суб'єктів господарювання районів і міст Сумської області, можна визначити найбільш проблемні території, що зосереджені в нижній частині рейтингу, та виділити регіони області, які характеризуються позитивними тенденціями природоохоронної діяльності. Так, коефіцієнт відносного рівня господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС  $\gamma_{ac}$  Лебединського району становить – 0,009. Незважаючи на відносно мале значення показника  $\gamma_{ac}$ , варто відзначити загальну тенденцію до зменшення навантаження на навколишнє середовище порівняно із протилежною тенденцією, яка виявляється в області в цілому.

Позитивні зрушення у сфері природокористування спостерігаються у діяльності суб'єктів господарювання Тростянецького району ( $\gamma = - 0,001$ ). Райони та міста області, що розташовані у рейтингу на позиціях із 3-ї по 16-ту, демонструють відповідність до загальнообласної тенденції посилення техногенного навантаження на асиміляційний потенціал.

Керівництво районів і міст, що знаходяться у рейтингу на позиціях із 17-ї по 25-ту, а також керівництво області при прийнятті управлінських рішень у сфері охорони довкілля та використання природних ресурсів, також оцінки впливу господарської діяльності на стан атмосферного повітря повинні приділити особливу увагу тенденціям і пропорціям зростання негативного впливу на НПС у згаданих регіонах і спрямувати дію інструментів регулювання природокористування на пріоритетне вирішення еколого-економічних проблем цих територій.

Наведені вище результати аналізу стану природокористування у районах і містах Сумської області відрізняються від висновків, що можуть бути отримані на підставі аналізу абсолютних значень обсягів негативного впливу на НПС за видами забруднення або їх питомої ваги у загальному обсязі викидів шкідливих речовин області (табл.4.3). Так, за абсолютним розміром викидів Лебединський район посідає у рейтингу 7-ме місце, Тростянецький район - 14-те на відміну від запропонованого нами методу ранжування територій, де згадані райони показали найкращі результати. Середино-Будський район, незважаючи на найменший обсяг викидів шкідливих речовин у атмосферне повітря, займає у нашому рейтингу лише 6-ту позицію через невеликий обсяг валового продукту, здійснення підприємствами діяльності на технологічно застарілому обладнанні, що, у свою чергу, забезпечує приріст навантаження на НПС у розмірі  $\gamma = 0,002$  на 1 одиницю приросту навантаження в області.

*Проведення економічної оцінки асиміляційного потенціалу території*

Проведення економічної оцінки асиміляційного потенціалу є досить складним завданням через необхідність урахування значного переліку чинників, що впливають на її розмір. Тому у дослідженнях цієї проблеми зазначається, що сьогодні можлива лише приблизна оцінка асиміляційного потенціалу.

Найбільш ґрунтовним та таким, що дає можливість проведення практичних розрахунків на основі наявних даних, ми вважаємо підхід, запропонований К. Г. Гофманом у роботі [4], за яким економічна оцінка асиміляційного потенціалу базується на затратній концепції і визначається виходячи з розміру витрат, необхідних для зниження викидів до їх мінімального рівня. При визначенні економічно доцільного розміру таких витрат слід враховувати той факт, що зі збільшенням ступеня очищення від шкідливих домішок витрати на очищення суттєво зростають.

Таблиця 4.3

Рейтинг територій за абсолютними значеннями обсягів викидів шкідливих речовин у атмосферне повітря адміністративних територій Сумської області

Назва району	Обсяг викидів шкідливих речовин у атмосферне повітря в 2007 році, тонн	Питома вага у загальному обсязі викидів у Сумській області, %	Місце у рейтингу
Середино-Будський район	789,4	0,892	1
Шосткинський район	889,6	1,006	2
Великописарівський район	956,6	1,081	3
Глухівський район	1057,4	1,195	4
Ямпільський район	1243,1	1,405	5
м. Лебедин	1249,3	1,412	6
Лебединський район	1292,3	1,461	7
Путивльський район	1314,4	1,486	8
Недригайлівський район	1337,6	1,512	9
м. Глухів	1581,5	1,788	10
Липоводолинський район	1828,9	2,068	11
Краснопільський район	1837,7	2,078	12
Кролевецький район	1922,8	2,174	13
Тростянецький район	2124,5	2,402	14
Конотопський район	2129,3	2,408	15
Буринський район	2137,8	2,417	16
м. Ромни	2186,2	2,472	17
Білопільський район	2391,6	2,704	18
м. Шостка	3686,8	4,169	19
м. Охтирка	4367,7	4,939	20
Роменський район	5081,4	5,746	21
м. Конотоп	5089,9	5,756	22
Охтирський район	5258,9	5,947	23
Сумський район	12310,8	13,92	24
м. Суми	24359,3	27,54	25

Це підтверджується рядом досліджень, серед яких можна виділити [18], де визначені залежності рівня витрат від ступеня пригнічення викидів пилу, сірчаного ангідриду, окислів азоту на підприємствах теплоенергетики, досліджено їх поведінку на різних інтервалах рівнів очищення з урахуванням ряду ключових факторів, таких, як вид палива, що використовуються, технологія та метод очищення тощо. Тому при оцінюванні асиміляційних можливостей навколишнього середовища потрібно враховувати обсяг економічного збитку від забруднення довкілля, що обмежує розмір витрат пригнічення викидів.

Таким чином, економічну оцінку асиміляційного потенціалу пропонується проводити виходячи з розміру середніх витрат, що дорівнюють півсумі середніх витрат на очищення, та екологічного збитку від забруднення території (об'єкта), необхідних для досягнення мінімально можливого значення гранично допустимих викидів (ГДВ), які виступають характеристикою асиміляційних можливостей території (об'єкта). Крім того, для території з високим рівнем забруднення, що характеризується перевищенням фактичних обсягів викидів над нормативно встановленими, річна економічна оцінка асиміляційного потенціалу має бути зменшена на обсяг екологічного збитку, що виникає.

Визначення капітальної оцінки асиміляційного потенціалу ( $F$ ) базується на загальноприйнятому методі додавання річних оцінок за період експлуатації ресурсу з урахуванням фактора часу за формулою

$$F = \left[ \sum_{i=1}^m ГДВ_i \cdot (C_i + Y_i) \cdot 0,5 - \sum_{i=1}^m (\phi B_i - ГДВ_i) \cdot Y_i \right] \cdot E_m^{-1}, \quad (4.7)$$

де  $ГДВ_i$  – середньорічний обсяг гранично допустимого викиду  $i$ -го забруднювача для даної території (об'єкта), тон/рік;

$\phi B_i$  – фактичний обсяг середньорічного викиду  $i$ -го забруднювача, тонн/рік;

$C_i$  – середні витрати на вловлювання  $i$ -го викиду, грош.од.;

$Y_i$  – середній збиток, що завдається одиницею  $i$ -го викиду на даній території (об'єкті), грош.од.;

$E_m$  – норма дисконтування;

$m$  – кількість врахованих інгредієнтів забруднення.

Практичне використання наведеного методу оцінки асиміляційного потенціалу території (об'єкта) в сучасних умовах, виходячи із необхідності дотримання принципу узгодженості еколого-економічних інтересів, потребує вирішення таких науково-прикладних завдань:

- 1) обґрунтування ставки дисконтування;
- 2) визначення параметрів гранично допустимих викидів ( $ГДВ_i$ ) в умовах діючої системи екологічного нормування;
- 3) визначення розмірів середнього збитку, що наноситься конкретним забруднювачем, та витрат, пов'язаних із його уловлюванням.

Традиційно в оцінках природного капіталу та розподілу ресурсів між поколіннями використовується соціальна норма (ставка) дисконтування. Проте ми вважаємо за доцільне використовувати цю ставку як базову, яка має бути скоригована на ставку ефективності міжчасового розподілу ресурсів, що визначена нами як критерій довгострокової узгодженості еколого-економічних інтересів:

$$r = i_{\text{соц}} - k_{\text{мп}}. \quad (4.8)$$

Економічний зміст такого коригування полягає в тому, що загальні характеристики зростання чи зменшення оцінки національного багатства впливають на оцінку асиміляційного потенціалу як його складової. Якщо за результатами розрахунків ми маємо додатне значення показника  $k_{\text{мп}}$ , тобто зростаючу економічну оцінку національного багатства, віднімання цієї величини від базової ставки зменшує норму дисконтування, а отже, збільшує оцінку асиміляційного потенціалу. І навпаки – якщо  $k_{\text{мп}} < 0$ , запропонований розрахунок (формула 4.8) збільшує ставку дисконтування, що зменшує економічну оцінку асиміляційного потенціалу.

Гранично допустимі викиди (ГДВ) визначені законодавством України як основний екологічний норматив, яким встановлюється граничний обсяг викидів та скидів хімічних речовин у навколишнє середовище. ГДВ встановлюється для окремих джерел викидів за видами забруднювачів, і їх розміри мають відповідати вимогам санітарно-гігієнічних та санітарно-протиепідемічних правил і норм, гігієнічних нормативів, основною вимогою яких є недопущення перевищення приземної концентрації забруднювальних речовин над встановленими значеннями гранично допустимих концентрацій (ГДК) для людини, рослин та тварин. При цьому враховуються сукупність викидів інших джерел міста, перспективи розвитку підприємства, умови розсіювання речовин у атмосфері, фізико-географічні та кліматичні умови території, місце розташування промислових майданчиків тощо. Зазначені умови оцінюються у процесі оформлення документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів в атмосферне повітря при отриманні природокористувачами дозволу на викиди забруднювальних речовин. Такі дозволи видаються Державними управліннями охорони навколишнього природного середовища відповідної території, які знаходяться в структурі Міністерства охорони навколишнього природного середовища України терміном на 5 років і є інформаційною основою для визначення показника  $ГДВ_i$  при розрахунку економічної оцінки асиміляційного потенціалу за формулою 4.7. Джерелом інформації щодо фактичних обсягів викидів забруднювачів можуть виступати спеціальні форми статистичних спостережень, наприклад, звіт про охорону атмосферного повітря (форма №2-тп).

У процесі обробки вихідної інформації необхідно враховувати розмірність показників, оскільки нормування обсягів викидів здійснюється у розмірі грам/секунду, то виникає необхідність у перерахунку показників у розмірність тонн/рік, якої вимагають показники  $ГДВ_i$  та  $\phi V_i$ . Особливість такого переходу полягає в урахуванні фактичного часу роботи устаткування, діяльність якого супроводжується виникненням викидів забруднювальних речовин. Як правило, промислові підприємства

характеризуються великою кількістю джерел викидів, наприклад, на ПАТ «Сумський завод НЕМ «Насосенергомаш» таких джерел близько 200, тому облік фактично відпрацьованого часу за кожним втрачає економічний сенс. У практичних розрахунках доцільно використовувати середні показники часу роботи устаткування, що визначаються технологічними та організаційними особливостями діяльності підприємства. Так, на ПАТ «Насосенергомаш», цей показник дорівнює 1 999,2 години на рік.

Інша проблема використання зазначеного науково-методичного підходу до визначення економічної оцінки асиміляційного потенціалу пов'язана з відсутністю даних щодо середніх рівнів витрат на зменшення викидів та екологічного збитку за кожним видом забруднювачів.

На сьогодні зазначені показники визначені для обмеженого переліку забруднювальних речовин, що викидаються в атмосферне повітря. Так, у роботі [14] у практичних розрахунках пропонується використовувати такі показники витрат на уловлювання викидів:

- сірчистий ангідрид – 610 дол./тонну (частка поточних витрат становить 18-25 % від капітальних);
- оксиди азоту – 215 дол./тонну (частка поточних витрат становить 25-30 % від капітальних);
- тверді речовини – 120-150 дол./тонну (частка поточних витрат до 30 % від капітальних).

Питомий економічний збиток від забруднення атмосфери в середньому по Україні у цій роботі оцінений на рівні 45 дол. США за умовну тонну викиду.

Однак відсутність таких даних за іншими забруднювачами, необхідність проведення спеціальних досліджень за кожним із них вимагає пошуку альтернативних способів визначення показників витрат уловлювання та економічного збитку, що дозволять оцінити асиміляційний потенціал за запропонованою методикою.

Зазначена проблема диференціації показників  $C_i$  та  $Y_i$  за забруднювачами, на нашу думку, може бути вирішена за рахунок переходу від урахування конкретних видів шкідливих речовин до приведеної маси річного викиду забруднення із джерела. Такий підхід запропонований у [2] і здійснюється шляхом помноження обсягу викидів  $i$ -го виду шкідливих домішок на відповідний коефіцієнт приведення до агрегованого виду («монозабруднювача»), що характеризує відносну небезпеку забруднювача та розраховується на базі порівняльного аналізу шкідливого впливу різних забруднювальних речовин.

Приведення до «монозабруднювача» здійснюється за формулою

$$M = \sum_{i=1}^N m_i \cdot A_i, \quad (4.9)$$

де  $m_i$  – маса річного викиду домішок  $i$ -го виду в атмосферу, т/рік;  
 $A_i$  – показник відносної агресивності домішки  $i$ -го виду, ум.т/т;  
 $N$  – загальна кількість домішок, що викидаються джерелом в атмосферу.

Визначення показника відносної агресивності ( $A_i$ ) потребує окремих розрахунків, що мають враховувати відносну небезпеку наявності шкідливої домішки у повітрі, ймовірність накопичення домішок, можливість утворення вторинних забруднювачів, шкідливий вплив на інших реципієнтів (крім людини). Значення показника  $A_i$  для окремих поширених видів домішок наведені у спеціальній таблиці [2], в окремих випадках визначення усереднених валових викидів може використовуватися формула

$$A_i = \frac{1}{ГДК_{co}^i}, \quad (4.10)$$

де  $ГДК_{co}^i$  – середньодобова гранично допустима концентрація  $i$ -го забруднювача, мг/м<sup>3</sup>.

Таким чином, показники  $ГДВ_i$  та  $\phi B_i$  можуть бути приведені до валових викидів «монозабруднювача» за формулами

$$ГДВ_i^m = ГДВ_i \cdot A_i, \quad (4.11)$$

де  $ГДВ_i^m$  - приведений річний обсяг гранично допустимого викиду  $i$ -го забруднювача, ум.т.

$$\phi B_i^m = \phi B_i \cdot A_i, \quad (4.12)$$

де  $\phi B_i^m$  – приведений фактичний середньорічний обсяг викиду  $i$ -го забруднювача, ум.т.

Враховуючи викладене вище, ми пропонуємо визначати економічну оцінку асиміляційного потенціалу території (об'єкта) за формулою

$$F = \sum_{t=1}^{T_{yz}} \left[ \frac{\sum_{i=1}^m ГДВ_i^m \cdot (C + Y) \cdot 0,5}{(1 + r)^t} \right], \quad (4.13)$$

де  $ГДВ_i^m$  – приведений річний обсяг гранично допустимого викиду  $i$ -го забруднювача, ум.т;

$C$  – середні витрати на вловлювання 1 умовної тонн приведенного викиду, грош.од.;



$Y$  – середній збиток, що наноситься 1 умовною тонною приведенного викиду на даній території (об’єкті), грош.од.;  
 $T_{уз}$  – період узгодження еколого-економічних інтересів, років;  
 $r$  – норма дисконтування.

Для територій (об’єктів), які характеризуються перевищенням обсягів фактичних викидів над гранично допустимими має застосовуватися формула

$$F = \sum_{t=1}^{T_{уз}} \left[ \sum_{i=1}^m ГДВ_i^m \cdot (C + Y) \cdot 0,5 - \sum_{i=1}^m (\phi B_i^m - ГДВ_i^m) \cdot Y \right] \cdot (1 + r)^{-t}, \quad (4.14)$$

де  $\phi B_i^m$  - приведений фактичний середньорічний обсяг викиду  $i$ -го забруднювача, ум.т.

На нашу думку запропонований підхід до економічної оцінки асиміляційного потенціалу може бути використаний для встановлення лімітів на викиди забруднювальних речовин в атмосферу для промислових підприємств, обґрунтованих з позицій міжчасового узгодження еколого-економічних інтересів. Визначивши збереження економічної оцінки асиміляційного потенціалу у часі як обов’язкову умову та маючи функції, що описують динаміку показників  $C$  та  $Y$ , можна визначити рівень ГДВ для підприємства упродовж часових інтервалів, у межах яких здійснюється перегляд нормативів за формулою

$$ГДВ_{T_1}^m = ГДВ_T^m \cdot \frac{(C_T + Y_T)}{(C_{T_1} + Y_{T_1})} \cdot \frac{r_2}{r_1} \cdot \frac{(1 + r_1)^T - 1}{(1 + r_2)^{T_1} - 1} \cdot (1 + r_2), \quad (4.15)$$

де  $T, T_1$  – тривалість часових інтервалів перегляду лімітів ГДВ, років;

$ГДВ_{T_1}^m$  – ліміти граничнодопустимого приведенного викиду, що встановлюються на наступний період, ум.т;

$ГДВ_T^m$  – ліміти граничнодопустимого приведенного викиду, встановлені на поточний період, ум.т;

$C_T, C_{T_1}$  – середні витрати на уловлювання 1 умовної тонни приведенного викиду у відповідних періодах, грош.од.;

$Y_T, Y_{T_1}$  – середній збиток, що наноситься 1 умовною тонною приведенного викиду на даній території (об’єкті) у відповідних періодах, грош.од.;

$r_1, r_2$  – ставки дисконтування у відповідних періодах, розраховані за формулою 4.7.

Отже, отримавши економічну оцінку асиміляційного потенціалу та визначивши розмір ставки за його використання, можна розрахувати суму

плати за використання асиміляційного потенціалу для конкретного підприємства.

### 4.3 Оцінка навантаження на асиміляційний потенціал

Першим кроком при визначенні вимог до ефективності використання природного капіталу є розрахунок значення коефіцієнта міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ), що потребує визначення прогнозованих значень валового внутрішнього продукту. Ці значення будуть базою для подальшої оцінки факторів збільшення екологічного боргу та факторів його зменшення.

Серед існуючих економіко-статистичних методів та економетричних моделей аналізу даних для прогнозування значень ВВП на визначений період узгодження еколого-економічних інтересів у роботі використаний адаптивний метод прогнозування з використанням ковзних середніх. Так, на підставі проведеного аналізу серед інших була визначена модель, яка є найбільш адекватною досліджуваному ряду значень обсягів ВВП:

$$\bar{y} = 55,8155 \cdot t - 38,78, \quad (4.16)$$

де  $\bar{y}$  - прогнознi значення валового внутрішнього продукту, млрд грн;

$t$  – часовий період прогнозування.

Результати екстраполяції визначеного тренду наведені у табл. 4.4.

Таблиця 4.4

Прогнозні обсяги валового внутрішнього продукту України за період 2009-2018 років

Рік	ВВП прогнозний, млрд грн.	Рік	ВВП прогнозний, млрд грн.
2009	631,006	2019	1189,2
2010	686,82	2020	1245
2011	742,64	2021	1300,8
2012	798,45	2022	1356,6
2013	854,27	2023	1412,4
2014	910,08	2024	1468,2
2015	965,9	2025	1524,1
2016	1021,7	2026	1579,9
2017	1077,5	2027	1635,7
2018	1133,3	2028	1691,5

Серед факторів зменшення екологічного боргу нами виділяються видатки (витрати) на освіту, фундаментальні та прикладні наукові дослідження та розробки, розмір чистих інвестицій, відповідні прогнознi

обсяги яких визначаються виходячи із середніх значень питомих часток валового внутрішнього продукту, що спрямовувалися на фінансування зазначених напрямків за ретроспективний період. При цьому необхідно зазначити, що використання у розрахунках законодавчо закріплених норм фінансування освіти, наукових досліджень не є коректним, оскільки такий підхід призведе до викривлення реальних тенденцій у зміні вартісних параметрів складових національного багатства.

Аналізуючи статистичні дані за ретроспективний період 1996-2008 років, ми можемо визначити тенденції до зростання обсягів фінансування освіти, науково-дослідних та науково-технічних робіт у абсолютному значенні, які в цілому повторюють загальне економічне зростання. Однак при цьому частка створеного ВВП, що спрямовувалася на фінансування освіти і науки, постійно зменшувалася відповідно з 5,01 % до 2,4 % та 1,36 % до 1,11 % за досліджуваний період. Хочеться відмітити позитивні тенденції у зростанні частки чистих інвестицій стосовно ВВП, яка збільшилася з 1,46 % у 1999 році до 17,38 % у 2008 році.

Таблиця 4.5

Частка ВВП, що спрямовується на фінансування освіти, НДДКР  
(розраховано за [15, 16])

Рік	Обсяг ВВП, млн грн	Обсяг фінансування наукових та науково-технічних робіт, млн грн	Обсяг фінансування на освіту, млн грн	Чисті інвестиції, млн грн	Частка ВВП, що спрямовується на фінансування наукових та науково-технічних робіт, %	Частка ВВП, що спрямовується на фінансування освіти, %	Частка чистих інвестицій у ВВП, %
1996	81519	1111,7	4081,7	н/д	1,36	5,01	н/д
1997	93365	1263,4	5094,5	н/д	1,35	5,46	н/д
1998	102593	1269	4564,2	н/д	1,24	4,45	н/д
1999	130442	1578,2	4719,5	1901	1,21	3,62	1,46
2000	170070	1978,4	7076,2	3204	1,16	4,16	1,88
2001	204190	2275	8583,3	5908	1,11	4,20	2,89
2002	225810	2496,8	10459,8	7129	1,11	4,63	3,16
2003	267344	3319,8	12691,8	16190	1,24	4,75	6,06
2004	345113	4112,4	15444,2	31244	1,19	4,48	9,05
2005	441452	4818,6	10153,4	46420	1,09	2,30	10,52
2006	544153	5354,6	12515,52	75609	0,98	2,30	13,89
2007	720731	6700,7	15856,08	125277	0,93	2,20	17,38
2008	768501	8538,9	18444,02	н/д	1,11	2,40	н/д

У результаті аналізу нами були визначені середні розміри часток ВВП, що спрямовувалися на наповнення факторів зменшення екологічного боргу (табл. 4.5), які будуть використані у подальших розрахунках коефіцієнта міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ):

- фінансування освіти – 3,84 %;

- фінансування наукових та науково-технічних робіт – 1,14 %;
- середній розмір чистих інвестицій – 7,36 % від ВВП.

Зростання валового внутрішнього продукту, що утворюється на технологічно застарілій базі, значна частка добувної галузі та галузей первинної обробки у структурі валової доданої вартості та структурі експорту забезпечується насамперед за рахунок збільшення навантаження на навколишнє середовище, форсованих темпів використання наявних природних ресурсів. Така ситуація свідчить про тенденції до зростання визначених нами як факторів збільшення екологічного боргу – екологічного збитку та вартісної оцінки використаних природних ресурсів. Відсутність статистичних спостережень та відповідних баз даних за показниками, необхідними для їх визначення, вимагає звернутися до оцінок експертів. Так, в Україні, за даними Міністерства охорони навколишнього середовища, рівень екологічних збитків сягає 10-15 % ВВП, а за розрахунками Міжнародного інституту менеджменту навколишнього середовища – не менше ніж 15 – 20 % ВВП [6].

Економічна оцінка використаних природних ресурсів за 1 рік з урахуванням зміни їх якості, що визначається як сукупний розмір вилученої природної ренти за усіма складовими, є основою для визначення другого фактора зростання екологічного боргу і, за нашими розрахунками, становить 10 % валового внутрішнього продукту. Слід відмітити, що отримане значення задовільно кореспондує з іншими існуючими оцінками. Так, у роботі [1] зазначений показник оцінений на рівні 9 % ВВП.

При прогнозуванні динаміки вартісних значень факторів, дія яких спрямована як на збільшення, так і на зменшення екологічного боргу, що належить до різних періодів, обов'язково потрібно враховувати вплив фактора часу.

Базуючись на аналізі науково-методичних підходів та окремих процедур урахування фактора часу, специфіки взаємодії у часі вартісних показників природокористування при розрахунку коефіцієнта міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ), нами використаний традиційний метод дисконтування за схемою складних відсотків. Як ставку дисконту доцільно використовувати визначену фахівцями Всесвітнього банку соціальну норму дисконту для країн, що розвиваються, встановлену на рівні 2 %.

Подальші розрахунки ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ) наведено у таблиці факторів зміни екологічного боргу (табл. 4.6).

У результаті проведених розрахунків нами встановлено, що, враховуючи існуючі тенденції у динаміці факторів зростання та зменшення екологічного боргу, їх прогнозного співвідношення за період узгодження еколого-економічних інтересів, значення ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ) становить – 1,677 %.

Таблиця 4.6

Визначення ставки міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ), млрд грн

Показник	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
ВВП прогнозний	631,0	686,8	742,6	798,5	854,3	910,1	965,9	1021,7	1077,5	1133,3	1189,2	1245,0	1300,8	1356,6	1412,4	1468,2	1524,1	1579,9	1635,7	1691,5
Фактори зменшення екологічного боргу, всього	84,9	92,4	99,9	107,4	114,9	122,5	130,0	137,5	145,0	152,5	160,0	167,5	175,0	182,5	190,0	197,6	205,1	212,6	220,1	227,6
Обсяг фінансування освіти	31,2	34,0	36,8	39,5	42,3	45,0	47,8	50,6	53,3	56,1	58,9	61,6	64,4	67,2	69,9	72,7	75,4	78,2	81,0	83,7
Обсяг фінансування наукових і науково-технічних робіт	7,2	7,9	8,5	9,1	9,8	10,4	11,1	11,7	12,3	13,0	13,6	14,3	14,9	15,5	16,2	16,8	17,5	18,1	18,7	19,4
Обсяг чистих інвестицій	46,4	50,6	54,7	58,8	62,9	67,0	71,1	75,2	79,3	83,4	87,5	91,6	95,7	99,8	104,0	108,1	112,2	116,3	120,4	124,5
Фактори збільшення екологічного боргу, всього	176,7	192,3	207,9	223,6	239,2	254,8	270,5	286,1	301,7	317,3	333,0	348,6	364,2	379,9	395,5	411,1	426,7	442,4	458,0	473,6
Вартісна оцінка використаного природного капіталу	50,5	54,9	59,4	63,9	68,3	72,8	77,3	81,7	86,2	90,7	95,1	99,6	104,1	108,5	113,0	117,5	121,9	126,4	130,9	135,3
Обсяг екологічного збитку, млрд грн	126,2	137,4	148,5	159,7	170,9	182,0	193,2	204,3	215,5	226,7	237,8	249,0	260,2	271,3	282,5	293,6	304,8	316,0	327,1	338,3
Кумулятивний дисконтований потік факторів зменшення екологічного боргу, млрд грн	123,7	255,7	395,6	543,1	697,8	859,3	1027,5	1201,8	1382	1568,0	1759,2	1955,4	2156,5	2362,1	2571,9	2785,7	3003,3	3224,5	3449,0	3676,6
Кумулятивний дисконтований потік факторів збільшення екологічного боргу, млрд грн	173,2	358,1	554,0	760,5	977,2	1203,5	1438,9	1683,1	1935	2195,9	2463,7	2738,5	3020,1	3308,0	3601,8	3901,3	4206,0	4515,7	4830,1	5148,9

Беручи безризикову ставку ( $k_{бр}$ ) середньозважену дохідність за довгостроковими облігаціями внутрішньої державної позики на рівні 9,5% річних [11] та визначаючи значення ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{мр}$ ), маємо можливість розрахувати загальносистемну складову вимог до дохідності природного капіталу за запропонованою нами схемою як різницю між  $k_{бр}$  та  $k_{мр}$ .

Так, враховуючи сучасний рівень вимог до мінімального доходу, який мають забезпечити будь-які інвестиції для покриття інфляції та сукупного ризику країни, тенденції в утворенні екологічного боргу через співвідношення у часі факторів, що спрямовані на збільшення екологічного боргу, та факторів його зменшення, загальносистемні вимоги використання природного капіталу, у тому числі асиміляційних можливостей природного середовища, становлять  $((9,5 - (-1,677))$  11,177 % річних.

Друга складова ставки дохідності використання асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища характеризує вимоги до використання природного капіталу виходячи з індивідуальних еколого-економічних параметрів діяльності конкретного природокористувача, щодо якого встановлюється розмір плати і визначається як добуток значення середнього рівня рентабельності економіки України, скоригованого на коефіцієнт галузевої належності та відносний рівень господарського навантаження ( $\gamma_{ac}$ ).

Базуючись на даних офіційної статистики, нами були обчислені значення рентабельності економіки України як співвідношення сукупного прибутку та сукупних витрат за період 2003 – 2008 років (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

Динаміка рентабельності економіки України

Показник	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Сукупний прибуток, млн грн	20807	42932	57619,3	70236,8	91076,4	72387,75
Сукупні витрати, млн грн	154792,2	196714,4	246330,2	336286,6	453339,8	579417
Рентабельність, %	13,441	21,824	23,391	20,88	20,09	12,493

Так, найвище значення рентабельності – 23,39 % було досягнуто 2005 року. Після цього показник зменшувався за рахунок перевищення темпів зростання сукупних витрат над темпами зростання сукупного прибутку і протягом наступних трьох років знизився майже на 11 % - до рівня 12,49 %.

Проаналізувавши зазначені тенденції для розрахунку ставки ефективності використання природного капіталу, нами встановлено значення середньої рентабельності економіки України на рівні 18,69 %.

Коефіцієнт галузевої належності ( $K_2$ ) природокористувача визначається як середнє значення частки валової доданої вартості, створеної за відповідними видами економічної діяльності (табл. 4.8).

Коефіцієнт галузевої належності ( $K_2$ ) природокористувача визначається як середнє значення частки валової доданої вартості, створеної за відповідними видами економічної діяльності (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

Структура валової доданої вартості за видами економічної діяльності, %, (розраховано за даним Державного комітету статистики України)

Вид економічної діяльності	Роки								Середнє значення
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
Сільське господарство, мисливство, лісове господарство	16,1	14,4	11,9	11,7	10,2	8,4	8,0	7,4	11,0
Добувна промисловість	4,6	4,9	4,4	3,9	4,5	4,5	5,3	5,8	4,8
Переробна промисловість	19,4	19,8	20,3	20,1	21,9	22,5	13,6	20,8	19,8
Виробництво та розподіл електроенергії, газу та води	6,1	5,6	5,0	3,9	3,8	3,8	3,9	3,4	4,5
Будівництво	4,0	3,7	4,2	4,5	4,1	4,3	5,1	4,0	4,3
Торгівля; ремонт автомобілів, побутових виробів та предметів особистого вжитку	12,2	12,0	12,9	12,9	14,2	14,1	16,0	15,1	13,7
Діяльність транспорту та зв'язку	13,4	13,5	14,4	13,4	12,0	11,5	11,8	10,6	12,6
Освіта	4,9	5,3	5,6	5,1	5,3	5,4	5,5	5,5	5,3
Охорона здоров'я та надання соціальної допомоги	3,3	3,6	3,7	3,4	3,5	3,6	3,8	3,3	3,5
Інші види економічної діяльності	16,0	17,2	17,5	20,9	20,4	21,8	26,9	24,1	20,6
Усього (в основних цінах)	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Підприємства ПАТ „СМНВО ім. М. В. Фрунзе”, ПАТ "Сумхімпром", ПАТ "Сумський завод НЕМ "Насосенергомаш", ПАТ "Центролит", за даними яких проводиться розрахунок, за встановленою

класифікацією видів економічної діяльності налягає до переробної промисловості. Значення коефіцієнта галузевої приналежності за даним видом діяльності становить 19,8 %.

Таким чином, загальні вимоги до дохідності використання асиміляційного потенціалу згаданими підприємствами додатково мають бути збільшені або зменшені на величину  $3,7\% \cdot \gamma_{ac}$  залежно від знаку коефіцієнта гамма, що характеризує відносний ступінь навантаження діяльності природокористувача на навколишнє середовище.

Отже, ставка ефективності використання природного капіталу підприємствами переробної галузі визначається за формулою

$$K_{nk} = (9,5 - (-1,677)) + 3,7 \cdot \gamma_{ac} = 11,177 + 3,7 \cdot \gamma_{ac}, \quad (4.17)$$

де  $K_{nk}$  – ставка дохідності використання природного капіталу, %;

$\gamma_{ac}$  – коефіцієнт відносного екологічного навантаження підприємства на асиміляційний потенціал.

Враховуючи відносну стабільність упродовж певного проміжку часу значень безризикової дохідності, коефіцієнта ефективності міжчасового розподілу ресурсів ( $k_{mp}$ ), середнього рівня рентабельності економіки та її галузевої структури, можна стверджувати, що зазначене у формулі 4.15 рівняння характеризує залежність ставки плати за використання асиміляційного потенціалу НПС підприємствами переробної галузі виключно від еколого-економічних характеристик ступеня навантаження на навколишнє природне середовище, визначеного коефіцієнтом гамма. Графічно зазначена залежність наведена на рис. 4.6.

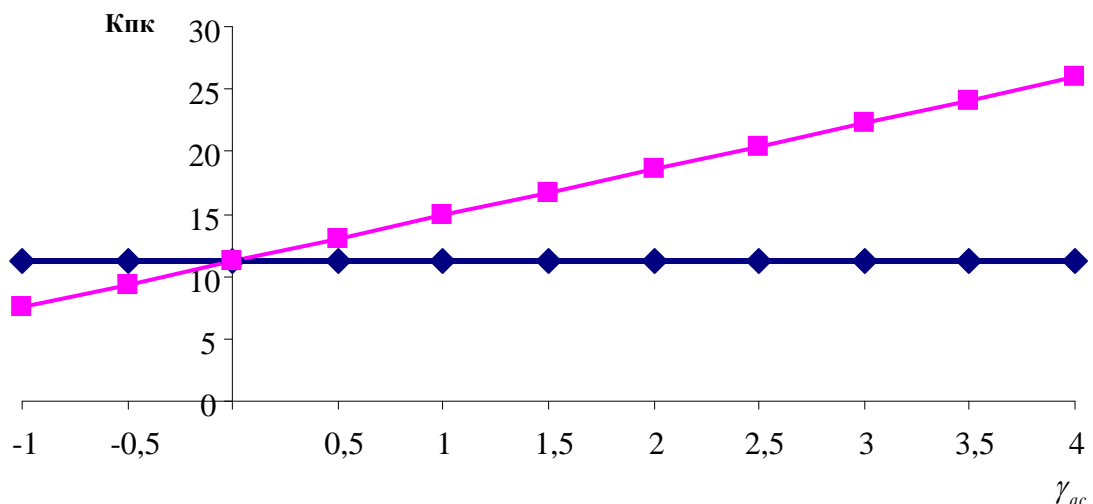


Рис. 4.6. Залежність розміру ставки плати за використання асиміляційного потенціалу НПС від значення коефіцієнта  $\gamma_{ac}$  для підприємств переробної галузі



Функціональні залежності розміру ставки ефективності використання природного капіталу природокористувачами інших видів економічної діяльності подані у табл. 4.9.

Таблиця 4.9

Ставка ефективності використання природного капіталу за видами економічної діяльності

Вид економічної діяльності	Ставка ефективності використання природного капіталу ( $k_{нк}$ )
1	2
Сільське господарство, мисливство, лісове господарство	$11,177\% + 2,06\% \cdot \gamma_{ac}$
Добувна промисловість	$11,177\% + 0,9\% \cdot \gamma_{ac}$
Переробна промисловість	$11,177\% + 3,7\% \cdot \gamma_{ac}$
Виробництво та розподілення електроенергії, газу та води	$11,177\% + 0,84\% \cdot \gamma_{ac}$
Будівництво	$11,177\% + 0,8\% \cdot \gamma_{ac}$
Торгівля; ремонт автомобілів, побутових виробів та предметів особистого вжитку	$11,177\% + 2,56\% \cdot \gamma_{ac}$
Діяльність транспорту та зв'язку	$11,177\% + 2,35\% \cdot \gamma_{ac}$
Інші види економічної діяльності	$11,177\% + 3,85\% \cdot \gamma_{ac}$

На підставі запропонованих науково-методичних підходів та алгоритму визначення коефіцієнта відносного екологічного навантаження на асиміляційний потенціал проведемо розрахунок коефіцієнтів  $\gamma_{ac}$  провідних підприємств міста Сум.

Для розрахунку гамма-показників підприємств та регіонів України (табл. 4.10 та 4.11), що характеризують індивідуальні параметри використання асиміляційних можливостей підприємств, що аналізуються, відповідно до запропонованого алгоритму потрібно визначити індекси інтегрального навантаження на навколишнє середовище за сукупністю видів забруднювачів та обсягів їх викидів, скидів у атмосферне повітря та воду стаціонарними і пересувними джерелами, обсягів утворення відходів за класами небезпеки. Крім того, потрібно розрахувати індекси інтегрального навантаження на навколишнє середовище контрольної групи, за яку нами обрано загальну сукупність підприємств Сумської області.

Відповідно до запропонованого нами науково-методичного підходу до визначення коефіцієнта відносного екологічного навантаження, побудувавши діаграми розкиду точок, проілюструємо співвідношення інтегральних індексів навантаження на навколишнє середовище аналізованих підприємств та регіону у конкретні моменти часу та

відповідні характеристичні прямі, що дозволяють оцінити їх взаємозв'язок та динаміку.

За допомогою регресійного аналізу з використанням методу найменших квадратів можна визначити параметри лінії регресії. Множник при пояснювальній змінній визначає типову зміну навантаження на природне середовище, що здійснюється природокористувачем в умовах економічного зростання, що супроводжується зміною сукупного розміру навантаження усіма підприємствами регіону.

Таблиця 4.10

Індекси інтегрального навантаження на природне середовище підприємств м. Сум

Показник	2003	2004	2005	2006	2007	2008
ПАТ "Сумхімпром"						
Індекс інтегрального навантаження на НПС	0,0482	1,0963	2,09825	3,0923	4,1218	5,093477
Обсяг валової виручки, тис.грн	361413	579598	620460	621149	971699	1432778
Індекс інтегрального навантаження на НПС на 1000000 грн виручки	133,62	1891,62	3381,77	4978,45	4241,89	3554,966
ПАТ "Центролит"						
Індекс інтегрального навантаження на НПС	0,000071	0,007701	0,005777	0,005241	0,011783	0,008548
Обсяг валової виручки, тис.грн	14544	25519	26237	28605	36452	50678
Індекс інтегрального навантаження на НПС на 1000000 грн виручки	4,902636	301,7831	220,2142	183,2426	323,2594	168,6895
ПАТ "Сумський завод насосного та енергетичного машинобудування "Насосенергомаш"						
Індекс інтегрального навантаження на НПС	0,001276	0,001629	0,001379	0,001729	0,004111	0,007098
Обсяг валової виручки, тис.грн	65446	96273	106833	154012	175951	238749
Індекс інтегрального навантаження на НПС на 1000000 грн виручки	19,50804	16,92097	12,91002	11,22646	23,36526	29,73302
ПАТ „СМНВО ім.М.В.Фрунзе”						
Індекс інтегрального навантаження на НПС	0,012619	0,036583	0,049039	0,042232	0,042615	0,060013
Обсяг валової виручки, тис.грн	1079640	1301067	1654011	1606784	1696068	2523793
Індекс інтегрального навантаження на НПС на 1000000 грн виручки	11,68901	28,11798	29,64865	26,28385	25,12612	23,77926

Таблиця 4.11

Індекси інтегрального навантаження на природне середовище за областями України

Регіон	2003	2004	2005	2006	2007	2008
1	2	3	4	5	6	7
Автономна Республіка Крим	331,29	536,55	773,83	1333,88	1895,50	2780,69
Вінницька обл.	92,72	151,93	262,91	392,54	521,5053	683,63
Волинська обл.	7,99	11,66	17,81	22,36	27,9602	37,54
Дніпропетровська обл.	7137,05	10158,08	14250,51	18658,28	27646,83	28405,69
Донецька обл.	26886,75	36890,71	37556,26	46278,62	60386,0	77602,07
Житомирська обл.	18,59	29,20	42,32	47,31	68,48	101,81
Закарпатська обл.	14,56	16,40	571,35	116,29	75,19	97,55
Запорізька обл.	2225,28	3405,27	4732,02	5810,69	6657,90	8966,23
Івано-Франківська обл.	286,04	363,83	521,92	691,13	833,0758	1136,05
Київська обл.	228,87	287,88	309,17	502,15	583,31	904,19
Кіровоградська обл.	31,06	40,30	52,83	47,69	53,89	66,38
Луганська обл.	3307,85	2319,16	3083,24	3231,58	4628,50	5543,50
Львівська обл.	264,59	309,32	374,64	526,32	673,89	1099,19
Миколаївська обл.	566,69	685,58	833,49	1244,87	1277,45	2050,85
Одеська обл.	260,59	226,70	235,70	281,96	338,53	519,25
Полтавська обл.	280,20	445,46	808,62	1445,05	2187,24	3859,94
Рівненська обл.	24,94	34,95	49,22	52,69	58,10	65,21
Сумська обл.	215,78	368,42	498,44	595,38	665,59	1241,38
Тернопільська обл.	8,20	12,47	17,88	26,77	36,20	47,52
Харківська обл.	719,03	898,66	1616,02	2306,66	3008,39	4203,33
Херсонська обл.	21,06	16,26	64,22	111,28	117,58	226,08
Хмельницька обл.	22,24	26,60	31,82	40,50	68,57	107,44
Черкаська обл.	58,90	74,11	110,20	126,0	139,66	246,11
Чернівецька обл.	3,83	3,92	5,80	4,89	6,61	8,55
Чернігівська обл.	46,09	71,23	92,53	121,42	133,58	233,46
м.Київ	111,32	127,77	309,19	442,56	839,55	967,84
м.Севастополь	0,42	0,27	1,40	1,12	1,33	1,85

Отже, значення коефіцієнта регресії є значенням коефіцієнта  $\gamma$ .

Характеристичні лінії ПАТ „СМНВО ім. М.В.Фрунзе”, ПАТ"Сумхімпром", ПАТ "Сумський завод НЕМ "Насосенергомаш", ПАТ "Центролит" та відповідні рівняння регресії наведено на рисунку 4.7. Розрахунки за підприємствами подані у наступних табл. 4.12 – 4.15.

Таблиця 4.12  
Розрахунок коефіцієнта відносного екологічного навантаження виробництва

( $\gamma_{ан}$ ) ПАТ "Сумихімпром"

Параметри	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Сума	Сер. знач.
$I_{kt}$	215,8	368,4	498,4	595,4	665,6	1241,4	3585,0	597,5
$I_{jt}$	133,6	1891,6	3381,8	4978,5	4241,9	3555,0	18182,3	3030,4
$(I_{kt} - \bar{I}_k)^2$	145710,2	52475,4	9812,3	4,5	4636,6	414583,2	627222,2	
$(I_{kt} - \bar{I}_k) \times (I_{jt} - \bar{I}_j)$	1105751,2	260862,3	-34806,9	-4133,5	82494,5	337765,5	1747933	
$\gamma$ -коефіцієнт	2,7867							

Таблиця 4.13

Розрахунок коефіцієнта відносного екологічного навантаження ( $\gamma_{ас}$ ) ПАТ «Центроліт»

Параметри	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Сума	Сер. знач.
$I_{kt}$	215,8	368,4	498,4	595,4	665,6	1241,4	3585,0	597,5
$I_{jt}$	4,9	301,8	220,2	183,2	323,3	168,7	1202,1	200,3
$(I_{kt} - \bar{I}_k)^2$	145710,2	52475,4	9812,3	4,5	4636,6	414583,2	627222,2	
$(I_{kt} - \bar{I}_k) \times (I_{jt} - \bar{I}_j)$	74605,6	-23236,1	-1967,8	36,3	8369,3	-20384,7	37422,6	
$\gamma$ -коефіцієнт	0,0596							

Таблиця 4.14

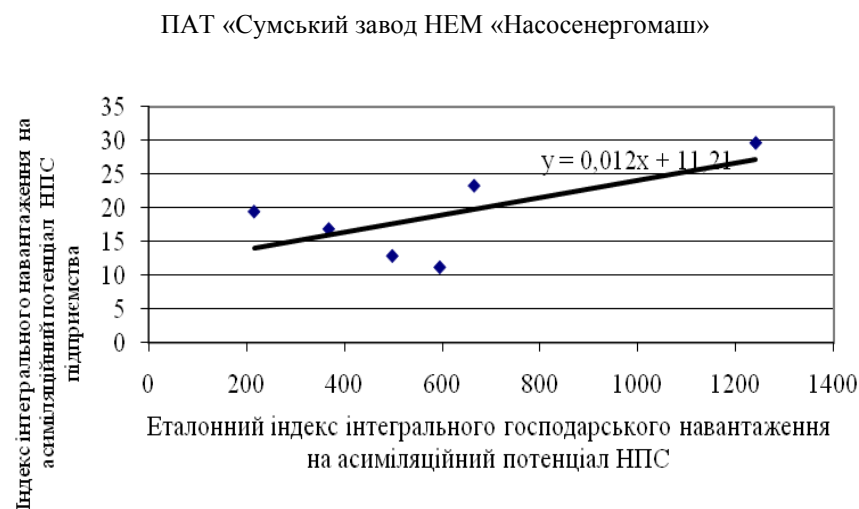
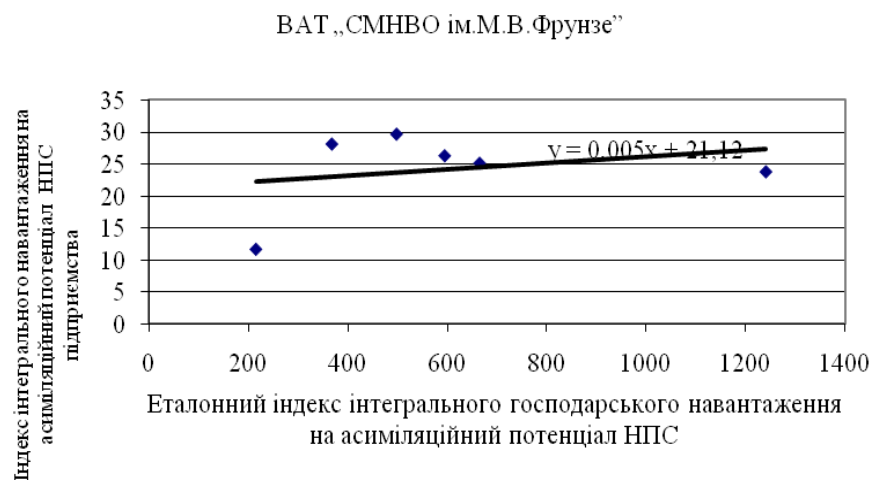
Розрахунок коефіцієнта відносного екологічного навантаження ( $\gamma_{ас}$ ) ПАТ "Сумський завод насосного та енергетичного машинобудування "Насосенергомаш"

Параметри	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Сума	Сер. знач.
$I_{kt}$	215,8	368,4	498,4	595,4	665,6	1241,4	3585,0	597,5
$I_{jt}$	19,5	16,9	12,9	11,2	23,4	29,7	113,7	18,9
$(I_{kt} - \bar{I}_k)^2$	145710,2	52475,4	9812,3	4,5	4636,6	414583,2	627222,2	
$(I_{kt} - \bar{I}_k) \times (I_{jt} - \bar{I}_j)$	-215,3	463,4	597,7	16,4	301,1	6946,9	8110,1	
$\gamma$ -коефіцієнт	0,01293							

Таблиця 4.15

Розрахунок коефіцієнта відносного екологічного навантаження ( $\gamma_{ан}$ ) ПАТ "СМНВО ім. М. В. Фрунзе"

Параметри	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Сума	Сер. знач.
$I_{kt}$	215,8	368,4	498,4	595,4	665,6	1241,4	3585,0	597,5
$I_{jt}$	11,7	28,1	29,6	26,3	25,1	23,8	115,5	19,3
$(I_{kt} - \bar{I}_k)^2$	145710,2	52475,4	9812,3	4,5	4636,6	414583,2	627222,2	
$(I_{kt} - \bar{I}_k) \times (I_{jt} - \bar{I}_j)$	2888,5	-2030,0	1853,9	-14,9	399,7	2912,4	6009,6	
$\gamma$ -коефіцієнт	0,00498							



173

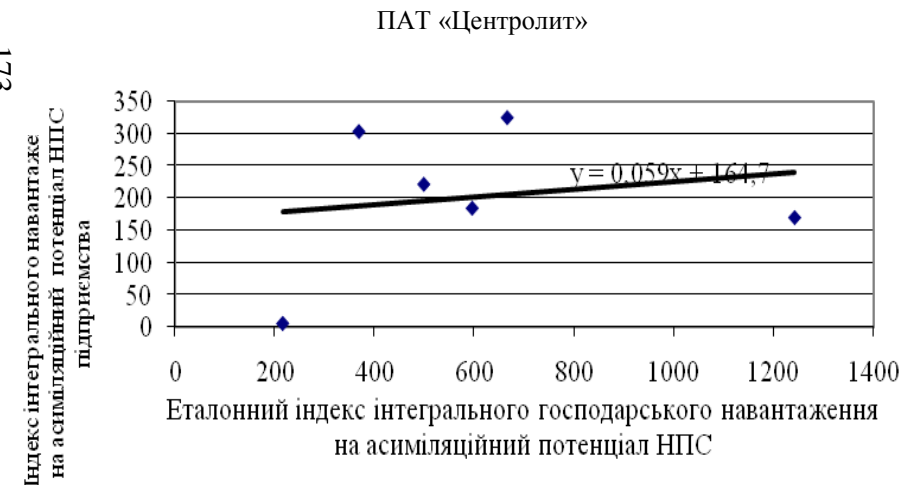


Рис. 4.7. Співвідношення інтегральних індексів навантаження на асиміляційний потенціал навколишнього природного середовища підприємств та еталонного індексу інтегрального господарського навантаження на асиміляційний потенціал НПС

Аналіз отриманих результатів свідчить, що за умови збереження існуючої технологічної бази виробництва зростання обсягів виробництва конкретним підприємством відповідно до загального економічного зростання викличе відносно збільшення навантаження на довкілля у  $\gamma$  разів при збільшенні загального негативного впливу підприємств області (що виражається у значенні еталонного індексу) на 1 одиницю.

Виходячи з того, що індивідуальна складова плати визначає вимоги до ефективності використання асиміляційного потенціалу для підприємства, діяльність якого характеризується коефіцієнтом  $\gamma_{ac}$ , що дорівнює одиниці, то індивідуальна складова ставки плати для конкретного природокористувача буде визначатися розміром середньої рентабельності економіки з урахуванням галузевої належності підприємства.

Отже, розрахувавши значення коефіцієнта відносного екологічного навантаження підприємств, що досліджуються, ми маємо усі параметри для визначення ставки плати за використання асиміляційного потенціалу.

Аналітично розмір ставки може бути визначено шляхом використання формули 4.15 (табл. 4.16) або графічно (рис. 4.8).

Таблиця 4.16

Розрахунок ставки плати за використання асиміляційного потенціалу для підприємств м. Сум

Підприємство	Коефіцієнт $\gamma_{ac}$ підприємства	Системна складова ставки, %	Індивідуальна складова ставки, %	Ставка плати за використання асиміляційного потенціалу, %
ПАТ „СМНВО ім. М. В. Фрунзе”	0,00498	11,177	0,018441	11,19544
ПАТ "Сумський завод НЕМ "Насосенергомаш"	0,01293	11,177	0,047842	11,22484
ПАТ "Центролит"	0,05966	11,177	0,220757	11,39776
ПАТ "Сумхімпром"	2,78678	11,177	10,3111	21,4881

Зазначимо, що реалізація запропонованих науково-методичних підходів вимагає поступової трансформації системи податково-бюджетного регулювання, організаційного та методичного забезпечення. Однак ми вважаємо, що впровадження цього підходу дозволить реалізувати принцип платності природокористування відповідно до реальної економічної цінності природного капіталу України, що підвищить ефективність його використання з точки зору довгострокового узгодження еколого-економічних інтересів.

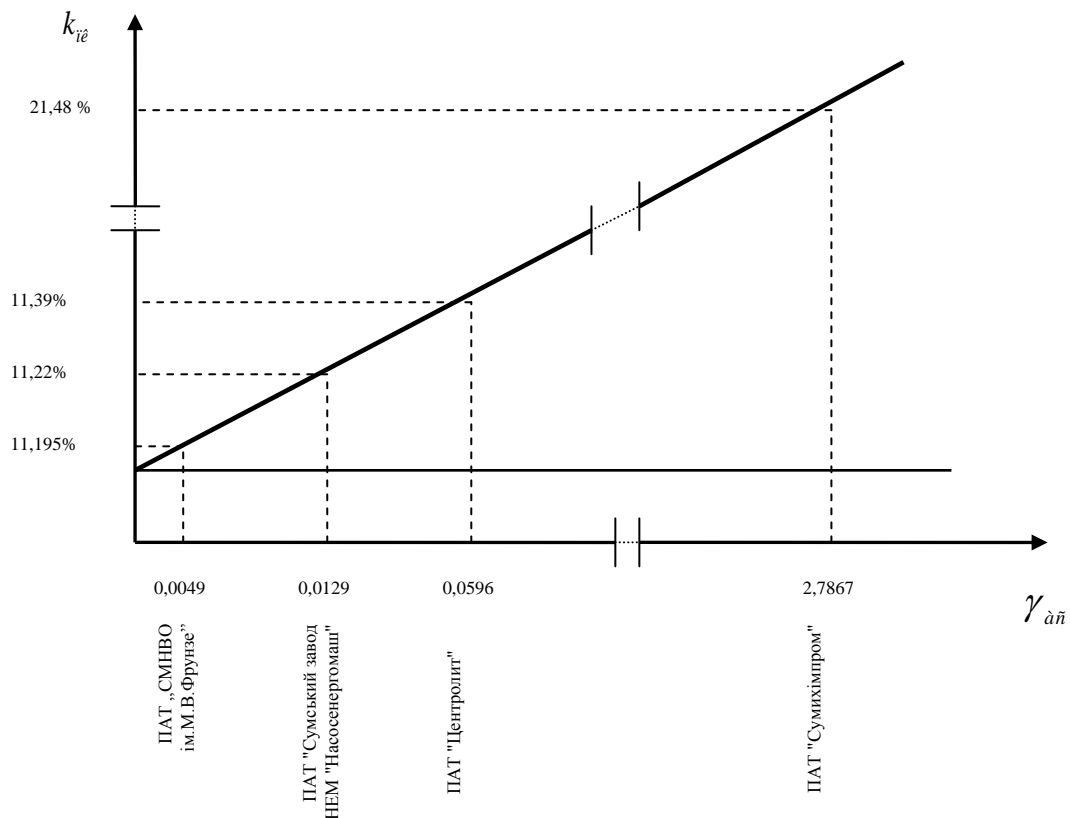


Рис. 4.8 Залежність розміру ставки за використання асиміляційного потенціалу від коефіцієнта відносного екологічного навантаження ( $\gamma_{ac}$ ) підприємств переробної промисловості м. Сум

Отже, плату за використання природного капіталу можна розглядати як один із фінансових інструментів управління природокористуванням, адже розуміємо її як мінімально прийнятну ставку дохідності його використання. Ставка плати включає дві складові: загальносистемну – безризикову ставку дохідності капіталу, скориговану на величину ставки ефективності міжчасового розподілу ресурсів, та індивідуальну, яка ґрунтується на оцінці середнього рівня рентабельності в економіці з урахування галузевої належності та відносного рівня господарського навантаження конкретного природокористувача на навколишнє природне середовище.

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Веклич О. Экологическая рента : сущность, разновидности, формы / О. Веклич // Вопросы экономики. – 2006. – № 11. – С. 104 – 114.
2. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды от 21.10.1983 №254/284/134 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.pravo.levonevsky.org/baza/soviet/sss2999/htm>
3. Глазырина И. П. Природный капитал в экономике переходного периода / И. П. Глазырина; Читинский институт природных ресурсов Сибирского отделения РАН. – М. : НИА-Природа, РЭФИА, 2001. – 204 с.
4. Гофман К. Г. Природопользование и макроэкономические показатели развития народного хозяйства // Экономические проблемы природопользования / К. Г. Гофман; Академия наук СССР, Центральный экономико-математический институт. – М. : Наука, 1985. – С. 3 – 9.
5. Гринів Л. С. Збереження природного капіталу як функція економіки / Л. С. Гринів, О. В. Кривень // Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка. – 2003. - №5 (51). – С. 20-23.
6. Данилишин Б. М. Наукові нариси з економіки природокористування: монографія / Б. М. Данилишин. – К. : РВПС України НАН України, 2008. – 280 с.
7. Киселев М. А. Замыкающие затраты в системе оптимизации природопользования // Экономические проблемы природопользования / М. А. Киселев ; Академия наук СССР, Центральный экономико-математический институт. – М. : Наука, 1985. – С. 71 – 80.
8. Колесник М. Текущее состояние и перспективы рентного налогообложения в России / М. Колесник // Вопросы экономики. – 2003. – №6. – С. 78-87.
9. Кривень О. В. Деякі аспекти використання природного капіталу України в контексті реалізації стратегії екологічно збалансованого розвитку / О. В. Кривень // Вісник Львівського університету. Серія економічна. – Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2004, Вип.33. – С. 399-404.
10. Кривень О. В. Еволюція поняття „природний капітал” / О. В. Кривень // Вісник Сумського національного аграрного



- університету. Серія „Економіка та менеджмент”. – 2004. – Вип. 3-4 (13-14). – С. 208-214.
11. Операції з облігаціями внутрішньої державної позики у 2009 році [Електронний ресурс] / Національний банк України. – Режим доступу. : [http://www.bank.gov.ua/Fin\\_ryn/index.htm](http://www.bank.gov.ua/Fin_ryn/index.htm)
  12. Рюмина Е. В. Соотношение природной ренты и экологических издержек / Е. В. Рюмина // Проведение оценки воздействия на окружающую среду в государствах-участниках СНГ и странах Восточной Европы. – М.: Государственный центр экологических программ, 2004. – С. 92-98.
  13. Рюмина Е. В. Экологическая версия предназначения природной ренты / Е. В. Рюмина // Эколого-экономическое управление и планирование в региональных и городских системах: материалы Пятой международной конференции. – М.: Институт проблем управления РАН, 2001.
  14. Семененко Б. Приватизация и оценка городских территорий / Б. Семененко, А. Телиженко, Н. Соколов. – Сумы : ИПП «Мрия-1» ЛТД, 1999. – 250 с.
  15. Статистична інформація Державного комітету статистики [Електронний ресурс] / Державний комітет статистики. – Режим доступу. : <http://www.ukrstat.gov.ua>
  16. Статистичний щорічник України за 2008 рік : збірник / ред. О. Г.Осауленко; Держ. комітет статистики України. – К. : Консультант, 2009. – 571 с.
  17. Стенограмма заседания круглого стола Аналитического Совета Фонда «Единство во имя России» на тему: «Природная рента: великий шанс, или великая иллюзия» от 29 октября 2003 г. [Електронний ресурс] / Режим доступу : <http://www.fondendin.ru/sten/st291003.pdf>
  18. Телиженко А. М. Экономика чистого воздуха: международное управление / А. М. Телиженко. – Сумы : Университетская книга, 2001. – 326 с.
  19. Фінансово-монетарні важелі економічного розвитку : в 3 т. – Т.1: Фінансова політика та податково-бюджетні важелі її реалізації / за ред. чл.-кор. НАН України А. І. Даниленка ; Інститут економіки і прогнозування НАН України. – К. : Феникс, 2008. – 467с.
  20. Costanza R. Natural Capital and Sustainable Development / Robert Costanza, Herman E. Daly [Електронний ресурс] // Conservation Biology. – Vol. 6. – No. 1. (Mar., 1992). – pp. 37-46. Режим доступу: <http://www.jstor.org/pss/2385849>

**РОЗДІЛ 5**

**ФІНАНСОВІ МЕХАНІЗМИ  
УПРАВЛІННЯ ЗАГАЛЬНИМ  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ  
ТЕРИТОРІЇ**

**5.1 Принципи фінансування суспільних екологічних благ**

Управління природокористуванням традиційно об'єднує розрізнені елементи системи з метою досягнення поставлених цілей екологічно сталого розвитку. Характер системи визначається особливостями території, які визначають специфіку природокористування, що, у свою чергу, потребує регіоналізації управлінських впливів.

Розглядаючи управління як сукупність регулювальних заходів, необхідно виділити два взаємозв'язані процеси: перший – саморегулювання, яке забезпечує самозбереження та стійкість системи незалежно від дій окремих учасників – суб'єктів процесу; і другий – управління як вольовий процес, що включає визначення цілей, постановку завдань і контроль. Ці процеси у більшості випадків відбуваються одночасно. Найбільшої уваги вимагають горизонтальні та вертикальні зворотні зв'язки, які дозволяють визначити місце кожного з елементів системи. Такі зв'язки найчастіше виступають об'єктом управління.

Змістовна суть управління територіальним природокористуванням розкривається у конкретних формах його організації та обраних способах впливу – методах управління, що визначаються на основі інформаційного та нормативно-правового забезпечення процесу управління. До таких методів найчастіше відносять: адміністративні (командно-розпорядчі), економічні, соціально-психологічні та інформаційні методи [13;32].

У попередньому розділі ми запропонували у територіальному природокористуванні виділяти окрему складову – загальне територіальне природокористування, управління яким потребує специфічних підходів. Ці підходи, з одного боку, мають задовольняти універсальним вимогам, як-от системність (повинна враховувати всі види діяльності); зрозумілість для кожного учасника; відкритість для змін та удосконалень. З іншого боку, враховуючи суттєві відмінності у цілях, напрямках, суб'єктах та об'єктах природокористування, система управління загальним територіальним природокористуванням має будуватися на засадах, що будуть враховувати особливості саме публічного сектору економіки.

Слід відмітити, що в сучасних умовах розвитку економіки неможливо і недоцільно повністю розмежовувати економічні відносини

публічного та приватного секторів. Об'єктивна необхідність їх поєднання узгоджується з вимогами системного підходу до побудови управлінських механізмів в економіці природокористування та охорони довкілля.

Протиріччя між суспільними та індивідуальними інтересами стосовно територіального природокористування можна розглядати як протиріччя між загальним та спеціальним природокористуванням – складовими публічного і приватного секторів відповідно. Деякими дослідниками [46] підкреслюється суперечливий характер будь-яких форм природокористування, тому об'єктивними є суперечності в цілях та способах їх досягнення для суб'єктів загального та спеціального природокористування. І розвиток системи територіального природокористування можна розглядати як подолання протиріч на основі формування адекватних економічних відносин, які ми пропонуємо характеризувати як комплементарні відносини (рис. 5.1). Їх виокремлення виходить із діалектичної єдності екологічних потреб та інтересів суспільства (громади) та окремого економічного суб'єкта і вимагає розширення області теоретичних пошуків, які, на наш погляд, мають бути спрямовані на дослідження відмінностей та спільних рис діяльності у сфері загального та спеціального природокористування і формування на їх основі ефективної системи управління.

Побудову системи управління фінансуванням у системі загального територіального природокористування вважаємо за необхідне розпочати з обґрунтування принципів, адже саме принцип (або початок, основа) є передумовою, вихідним положенням, правилом або рушійною силою для будь-якої діяльності, фактів, теорії, науки. Принципи вважаються теоретичними знаннями, що не є доведеними і не вимагають доведення, а, отже, визначають методологію управління фінансами.

Найчастіше до принципів управління фінансуванням відносять такі: обмеженість, раціональність, стратегічна орієнтація, диверсифікація, плановість, системність, справедливість та неупередженість, баланс економічної вигоди, політична доцільність, адміністративна здійсненність тощо. З іншого боку, формування системи управління територіальним природокористуванням має відповідати принципам раціональності, компенсаційності, історизму, системності, комплексності, ієрархічності та ін.

З огляду на те, що загальне природокористування стосується переважно сфери нематеріального виробництва, основою якої є сфера послуг, базовою теоретичною одиницею (об'єктом управління) запропоновано вважати публічну екологічну послугу як особливий вид діяльності, спрямований на задоволення потреб суспільства, громади чи людини в якісному житті, покращання навколишнього природного середовища, що забезпечується на умовах бюджетного або комплементарного фінансування [18].



Рис. 5.1. Теоретичні передумови подолання суперечностей у територіальному природокористуванні

Зважаючи на особливі риси загального територіального природокористування та публічних екологічних послуг, враховуючи ключові положення, що лежать в основі методології управління фінансами публічного сектору, ми пропонуємо наступні принципи управління фінансуванням публічних екологічних послуг у системі загального природокористування (рис.5.2).

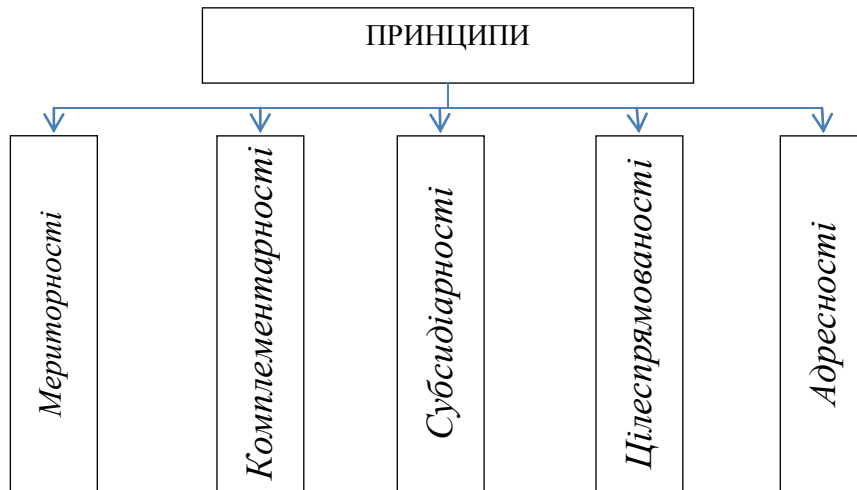


Рис. 5.2. Принципи управління фінансуванням публічних екологічних послуг у системі загального природокористування

#### *Принцип мериторності.*

Екологічні послуги у системі загального природокористування належать до категорії публічних благ, визначальною характеристикою яких є невиключність та неконкурентність у споживанні. Адже практично неможливо для окремого індивіда створити умови, за яких його буде позбавлено можливості використовувати певні природні ресурси (повітря, водойми тощо). Якщо такі блага у вільному доступі відсутні, то екологічні послуги, що їх забезпечують, за умов ринкової економіки зможуть собі дозволити лише окремі індивіди: встановити високотехнологічну систему очищення повітря, побудувати власний басейн або відпочивати за кордоном, купувати сертифіковані біопродукти, що в Україні у 3-4 рази дорожчі за звичайні.

Отже, ми не вважаємо публічну екологічну послугу суто публічним благом (чистим публічним благом), як, наприклад, пожежна охорона, вуличне освітлення чи військовий захист, а відносимо її до категорії змішаних (рис.5.3).

Це означає, що приватний сектор може надавати екологічні послуги, але адекватну плату за них зможе отримати лише від обмеженої кількості споживачів, і ця плата буде зростати пропорційно погіршенню стану решти складових екосистем.

Це означає, що приватний сектор може надавати екологічні послуги, але адекватну плату за них зможе отримати лише від обмеженої кількості

споживачів, і ця плата буде зростати пропорційно погіршенню стану решти складових екосистем.

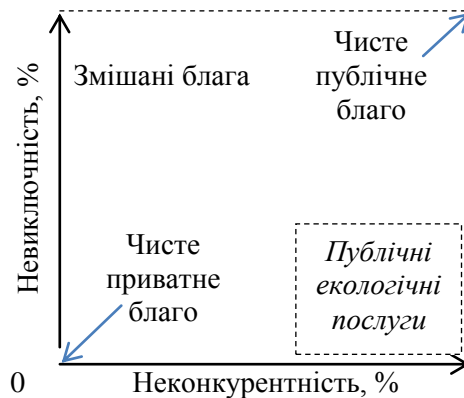


Рис. 5.3. Місце публічних екологічних послуг у системі економічних благ

Сімдесят років тому Річард Масгрейв позначив блага, обсяг виробництва яких відстає від потреб суспільства, як мериторні (*merit* у пер. з англ. – заслуга, достоїнство). І хоча зараз цей термін застосовується не так часто, як було з 60-х до 80-х років ХХ ст., концепція мериторних благ досі перебуває в основі дій багатьох урядів країн з розвиненою економікою, особливо, коли мова йде про послуги із забезпечення належного рівня харчування для безпритульних, надання медичних послуг з метою поліпшення якості життя і зниження захворюваності, субсидювання житла, освіти, піклування про збереження історичних місць і, звичайно, послуги із збереження природи [38;64; 65; 66].

Мериторні товари та послуги, до яких ми відносимо публічні екологічні послуги, мають дві базові характеристики:

- 1) люди не завжди розуміють справжню користь мериторного блага. Такі «інформаційні провали» призводять до катастрофічного зниження рівня попиту на зазначені блага та їх недоспоживання;
- 2) як правило, мериторні блага мають позитивні екстерналії, тобто переваги від споживання цих благ поширюються й на інших суб'єктів.

Економічна теорія свідчить, що допоки ринки будуть формувати попит на публічні екологічні послуги, загальний його обсяг не буде відповідати суспільно ефективному рівню споживання. І причинами цього є також виникнення часових лагів між моментами споживання публічних екологічних послуг та отримання реальної користі від них, а також той факт, що особи та сім'ї з низьким рівнем доходів швидше за все не зможуть платити ринкову ціну за такі мериторні блага, що спричинить недовиробництво та недоспоживання останніх та позбавить суспільство

можливості отримати додаткові позитивні зовнішні ефекти, як це показано на рис. 5.4.

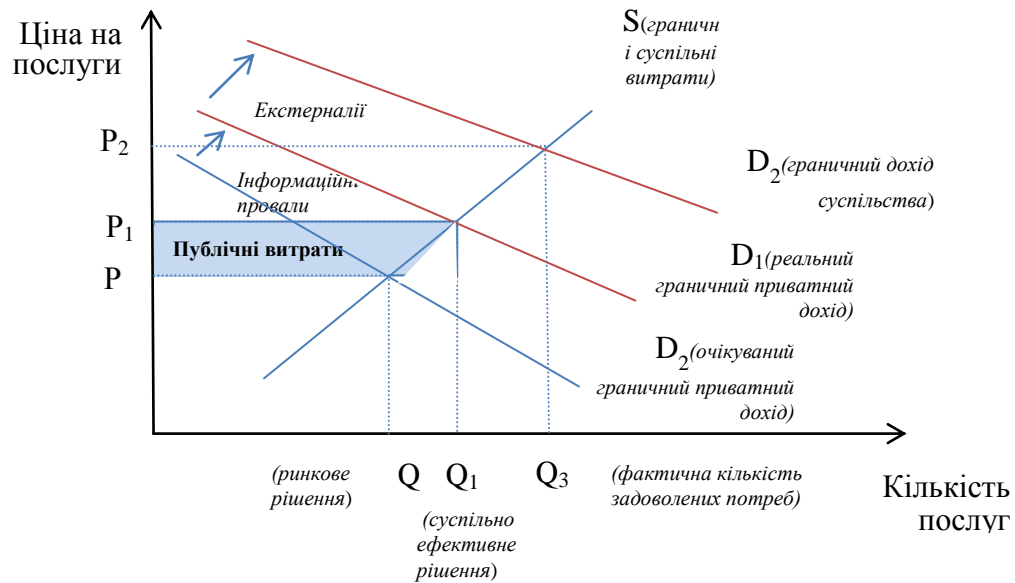


Рис. 5.4. Вплив «інформаційних провалів» та «позитивних екстерналій» на суспільні доходи та витрати у процесі надання та споживання публічних екологічних послуг

Задля активізації виробництва та споживання екологічних послуг публічному сектору економіки необхідно робити фінансові інтервенції та створювати відповідні організаційні умови. Економічна наука пропонує два способи реалізації таких стратегій: збільшувати попит або збільшувати пропозицію цих благ. Перше можливо, на наш погляд, завдяки розподілу публічних фінансових ресурсів на користь споживачів екологічних послуг. Механізми такого розподілу будуть розглянуті нами нижче. Збільшення пропозиції публічних екологічних послуг досягається за рахунок створення преференційних умов або ж прямих бюджетних інтервенцій у розвиток відповідних суб'єктів господарювання – надавачів послуг.

Отже, система управління фінансуванням публічних екологічних послуг має відповідати принципу мериторності, тобто повинна забезпечувати умови для стимулювання попиту на публічні екологічні послуги, який фактично є меншим, ніж реальні потреби спільноти у таких послугах. Практичну реалізацію даного принципу ми пов'язуємо не тільки з пошуком відповідного фінансового інструментарію, але і з розробленням методологічних підходів щодо виявлення попиту на публічні екологічні послуги з урахуванням їх мериторних властивостей.

#### *Принцип комплементарності*

Комплементарність (*complementary*) визначається Оксфордським словником як ситуація, коли дві або більше речі поєднуються у такий спосіб, щоб сформувати єдине ціле, підтвердити або підкреслити кожну з

виявлених якостей. Поняття «комплементарність» застосовується у різних сферах та галузях науки, про що свідчать результати аналізу підходів до тлумачення змісту поняття «комплементарність», наведені у табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Підходи до тлумачення змісту поняття «комплементарність»

Сфера застосування	Тлумачення поняття	Посилання
1	2	3
У пер.з латинського	Complementum, і n [compleo] - доповнення, довершення. Complementumomniunaccusationum - найбільш рішуче обвинувачення, завдяки якому обвинувачення набувають остаточної доказовості.	Большой латинско-русский словарь <a href="http://radugaslov.ru/latin1.htm">http://radugaslov.ru/latin1.htm</a>
У пер.з англ.	Complementary - додатковий, доповнений, укомплектований додаток до цілого	Google Переводчик <a href="http://translate.google.com/5tab=mT#">http://translate.google.com/5tab=mT#</a>
Універсальне визначення	Комплементарність - додаткова однопорядковість властивостей чи об'єктів, що у сукупності утворюють єдине ціле	<a href="http://oxforddictionaries.com/definition/complementarity">http://oxforddictionaries.com/definition/complementarity</a>
Математика	Комплементарними вважаються кути, що у загальній сумі утворюють прямий «правильний» кут	<a href="http://oxforddictionaries.com/definition/complementarity">http://oxforddictionaries.com/definition/complementarity</a>
Фізика світла	Комплементарними є кольори спектру, що, поєднуючись, утворюють білий колір. Зміст комплементарності у тому, що складові відображають однаково важливі властивості світових явищ, причому ці властивості не можуть вступати у явне протиріччя одне з одним, оскільки більш докладний аналіз на їх основі понять механіки вимагав би взаємовиключних експериментальних установок	Бор Н. Атомная физика и человеческое познание [перевод с английского В.А.Фока и А. В. Лермонтовой]. — М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1961
Атомна фізика	Комплементарність символізує наявне суттєве обмеження поняття явища, що об'єктивно існує, у сенсі явища, не залежного від способів його спостереження	Бор Н. Атомная физика и человеческое познание [перевод с английского В.А.Фока и А. В. Лермонтовой]. — М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1961
Молекулярна біологія	Комплементарність - взаємна відповідність, зв'язок доповнюючих одне одного структур, що визначається їх хімічними властивостями	Общий толковый словарь русского языка <a href="http://tolslovar.ru/k7405.html">http://tolslovar.ru/k7405.html</a>
Біохімія	Взаємна відповідність у хімічній побудові двох макромолекул, які забезпечують їх взаємодію	Большая советская энциклопедия, 1973. – Т. 12. – С. 591
Теорія пізнання	Комплементарність – однаковий, симетричний, взаємодоповнюючий, ваговий розвиток подій	Кошкин В.А. Комплементарность - отсчёт нового времени <a href="http://www.humanities.edu.ru/db/forums/72275">http://www.humanities.edu.ru/db/forums/72275</a>
Теорія інституційних матриць	Комплементарними називають інститути, які виконують ту саму функцію, що і базові одиниці, але альтернативним способом, тим самим забезпечуючи «стійкість інституційного середовища у тій чи іншій сфері суспільства»	Скирдина С. Г. Социальный интерес, государство и экономическая политика. [Экономический вестник Ростовского государственного университета, 2008. – Т. 6. - №4]. <a href="http://kirdina.ru/articlesmag.shtm">http://kirdina.ru/articlesmag.shtm</a>



Продовження таблиці 5.1

1	2	3
Торгівля	Індекс торгової компліментарності розраховується Всесвітнім банком для оцінки рівня розвитку торгових відносин і показує, наскільки експортний профіль однієї країни відповідає імпортному профілю іншої	Анализ динамики торговли в ЕВРАЗЭС // Экономическое обозрение. – 2008. - №1. – С.15. <a href="http://www.dcenter.ru/eaes/integration/200801_2.pdf">http://www.dcenter.ru/eaes/integration/200801_2.pdf</a>
Державне управління	Принцип комплементарності передбачає установку на неперервність у структурі влади. За такого принципу створюються умови рівномірного розподілу владних функцій по всій вертикалі управління	Державна регіональна політика України: особливості та стратегічні пріоритети: монографія / за ред. З.С. Варналя. – К.: НІСД, 2007. – 820 с (стор. 124)
Маркетинг	Комплементарні канали дистрибуції передбачають використання у способи, що посилюють їх індивідуальні властивості	Eric Peltz, Marc Robbins. Leveraging Complementary Distribution Channels for an Effective, Efficient Global Supply Chain - <a href="http://www.litagion.com/content/dam/rand/pubs/Documented_briefings/2007/RAND_DB515.pdf">http://www.litagion.com/content/dam/rand/pubs/Documented_briefings/2007/RAND_DB515.pdf</a>

Згідно з положеннями Бюджетного кодексу України [7] територіальні громади сіл, селищ і міст можуть об'єднувати на договірних засадах кошти бюджетів для виконання спільних проектів або для спільного фінансування (утримання) комунальних підприємств, організацій і установ. З іншого боку, можливість об'єднання коштів інших суб'єктів з метою фінансування публічних послуг нормативною базою не передбачена. У той самий час ми вважаємо, що поєднання фінансових компетенцій та відповідальності як ієрархічно підпорядкованих, так і непідпорядкованих суб'єктів призведе до зростання ефективності та результативності процесів управління.

Ключовою характеристикою комплементарності ми вважаємо способи поєднання елементів системи управління фінансуванням публічних екологічних послуг, що дозволяють посилювати власні індивідуальні властивості її складових. Не зважаючи на мериторні властивості об'єкта фінансування, ми не обмежуємо коло потенційних учасників процесу фінансування публічних екологічних послуг виключно публічним сектором, що відображено у визначенні, яке ми даємо поняттю публічна екологічна послуга. Навпаки, на нашу думку, кошти, виділені з централізованих фондів грошових коштів, здатні «привернути увагу» приватних інвесторів, а також активізувати діяльність неприбуткових організацій. Мова йде про так званий мультиплікативний (помножувальний) ефект урядових витрат, описаний ще у 1936 році Дж. М. Кейнсом [62]. Отже, при фінансуванні публічних екологічних послуг у короткостроковому періоді виникає зростання природоохоронних витрат приватного сектору економіки при збільшенні бюджетних витрат на визначені цілі.

Ще одним проявом комплементарності є можливість зниження рівня ризику, пов'язаного з реалізацією проектів надання публічних екологічних послуг за рахунок залучення широкого кола суб'єктів, дія чи бездіяльність яких і можуть бути джерелом ризику для інших. Управління учасниками взаємними ризиками дозволяє їх знизити чи перерозподілити, що саме і є проявом комплементарності, яка виникає за такої форми взаємодії.

Урахування принципу комплементарності при управлінні фінансуванням дозволить більш ефективно перерозподіляти потоки фінансових ресурсів у системі загального територіального природокористування, що буде виражатися у зміні напрямків та обсягів коштів, які поряд з іншими будуть залежати від організаційних інструментів розподілу, що у кінцевому підсумку має сприяти більш повному задоволенню потреб території у публічних екологічних послугах.

#### *Принцип цілеспрямованості*

При побудові системи управління фінансуванням публічних екологічних послуг повинен враховуватися принцип цілеспрямованості, що передбачає необхідність розподілу місцевих платежів за користування природними ресурсами на фінансування конкретної категорії публічних екологічних послуг.

Як було показано у попередньому розділі, головним і, по суті, єдиним джерелом фінансування публічних екологічних послуг в Україні на територіальному рівні залишаються місцеві фонди охорони навколишнього природного середовища, які є складовою частиною спеціального фонду місцевих бюджетів, що повинен формуватися з конкретно визначених джерел надходжень і використовуватися на фінансування конкретно визначених цілей. Тобто спеціальний фонд – це класичний випадок закріплення джерела доходів за статтею видатків, за якого певні види доходів призначаються на фінансування певних видів видатків. Спеціальні фонди були введені з метою поліпшення звітності за суспільними коштами, які раніше спрямовувалися до численних позабюджетних фондів, тобто для підвищення прозорості у розподілі та використанні бюджетних ресурсів. Однак, окрім того, що фонди охорони навколишнього середовища мають конкретні джерела формування коштів і спрямовуються на заходи переважно природоохоронного призначення, рух коштів усередині є недостатньо непрозорим, тоді як американськими вченими доведено, що екологічні платежі повинні використовуватися виключно для фінансування природоохоронних заходів, причому податки на викиди мають спрямовуватися на нейтралізацію цих викидів, податки на сміття – на переробку та утилізацію відходів тощо [61].

Для реалізації цього принципу в управлінні загальним територіальним природокористуванням ми пропонуємо розширити перелік можливих джерел фінансування коштів місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища шляхом включення до їх складу,

окрім традиційних – екологічного податку та частини грошових стягнень за шкоду, заподіяну порушенням законодавства про охорону навколишнього природного середовища в результаті господарської та іншої діяльності, також плату за землю, збори за спеціальне використання природних ресурсів місцевого значення, яким доцільно надати статус місцевих. Доцільно також було б повернути органам місцевого самоврядування право стягувати комунальний податок, який було ліквідовано із прийняттям Податкового кодексу [31]. На нашу думку, юридичні особи, що мають найманих працівників, повинні у такий спосіб платити за послуги, які надаються публічним сектором. І якщо такий податок може бути обтяжливим для фізичних осіб, то для великих підприємств відносно невеликі витрати можуть дійсно вплинути на рівень надання публічних екологічних послуг, у тому числі спрямованих на відновлення асиміляційних властивостей середовища.

Виходячи з цього ми пропонуємо закріпити за визначеними джерелами коштів конкретні напрями їх використання на фінансування окремих видів публічних екологічних послуг у спосіб, поданий у табл. 5.2.

Таблиця 5.2

Джерела фінансування та напрями використання коштів місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища.

Джерела фінансування	Фінансування публічних екологічних послуг, спрямованих на відновлення
Екологічний податок; частина грошових стягнень за шкоду, заподіяну в результаті порушення законодавства про охорону навколишнього природного середовища в результаті господарської та іншої діяльності	водних ресурсів; атмосфери; екологічної інфраструктури
Плата за землю	ґрунтів
Збори за спеціальне використання природних ресурсів місцевого значення	екосистеми
Частина комунального податку	асиміляційних властивостей середовища

Отже, урахування принципу цілеспрямованості у системі управління фінансуванням публічних екологічних послуг, на нашу думку, сприяє встановленню чіткої відповідності джерел фінансування реальним напрямам використання коштів.

#### *Принцип субсидіарності*

Традиційно субсидіарність визначається як організаційний принцип, за яким питання повинні вирішуватися на найменшому, найнижчому або найбільш децентралізованому з компетентних рівнів управління. Цей принцип застосовується у сфері державного управління, кібернетиці, менеджменті та інших [1;3;49;53;58].

Україні, термін функціонування бюджетної системи якої налічує більше двадцяти років, постійно доводиться стикатися з проблемами ефективності розподілу відповідальності за надання публічних послуг між бюджетами різних рівнів. І якщо у більшості розвинених країн, наприклад, Західної Європи чи Північної Америки, процес формування місцевих фінансів, а отже, і розподілу компетенції між державною владою та органами місцевого самоврядування розпочався ще наприкінці XVIII сторіччя, і такі країни отримали сучасний вигляд власних бюджетних систем у результаті їх еволюції, то Україна протягом років своєї незалежності намагається збільшити автономні повноваження власних місцевих органів влади, використовуючи іноземний досвід, що дуже часто не враховує ані вітчизняної специфіки фінансової системи, ані національного менталітету. І хоча технічно публічні послуги можна надавати на місцевому рівні, на практиці вирішення питання ускладнюється невизначеністю об'єктів та міри владної відповідальності. Вирішення проблеми вимагає обґрунтування критеріїв розподілу послуг на місцеві, регіональні та національні.

Які ж саме публічні екологічні послуги повинні надаватися муніципальними органами влади та як розмежувати витратні повноваження між різними рівнями суспільного виробництва.

Вітчизняною наукою вироблено певні підходи щодо структуризації переваг та недоліків федералізації і централізації процесів надання суспільних послуг [17;21], які, проте, не визначають головних критеріїв, що можна було б використовувати для розподілу суспільних послуг між різними рівнями бюджетної системи.

У Росії до стандартних критеріїв розподілу суспільних благ між сферами повноважень Федерації та суб'єктів Федерації (а також суб'єктів Федерації та муніципальних утворень) відносять „природу цих благ”[3].

Сучасна німецька фінансова наука пропонує три ознаки ступеня придатності до надання суспільних послуг на муніципальному рівні: ареал доступності – наявність зовнішніх користувачів, ареал корисності – «блага, що гідні надання», та переваги «економії на масштабі» [53]. Це означає, що якщо, по-перше, коло користувачів суспільної послуги обмежене територіальною громадою населеного пункту, коштами бюджету якого вона надається, та відсутні зовнішні щодо території ефекти від надання суспільних послуг; по-друге, центральна влада майже не здійснює вплив на прийняття рішення органами місцевого самоврядування стосовно доцільності надання такої послуги, а також не здійснює контроль за використанням коштів; по-третє, при збільшенні масштабів виробництва не спостерігається зниження витрат на одиницю продукту, – це предмет відання виключно місцевої влади. Якщо, навпаки, компетенція центральної влади. Якщо спроектувати перелічені ознаки на сучасні українські економічні реалії, можна побудувати своєрідну шкалу, яка буде

розподіляти компетенцію між державною владою і органами місцевого самоврядування.

Проведений аналіз дозволяє зробити висновки, що лише окремі суспільні послуги можуть вважатися «виключно центральними» або «виключно муніципальними», більша їх частина завжди знаходиться в «проміжку». Тому обґрунтованим є твердження щодо можливості їх забезпечення як на вищому рівні державного управління, так і на рівні муніципалітетів. Відповідно видатки на фінансування, у т. ч. публічних екологічних послуг, можуть бути передбачені як безпосередньо в Державному бюджеті, так і делеговані на постійній основі для виконання місцевим органам влади за умови забезпечення в повному обсязі закріпленими джерелами формування бюджетних коштів. Такий підхід передбачає дуже поширений останнім часом принцип субсидіарності, що визначає процедуру розподілу та перерозподілу повноважень між управлінськими рівнями.

Відповідно до Бюджетного кодексу державна влада дійсно бере на себе зобов'язання забезпечити користувачів більшістю публічних соціальних послуг, таких, як управління, освіта, охорона здоров'я, соціальний захист та соціальне забезпечення, культура та мистецтво, фізична культура та спорт згідно із стандартами, єдиними для всієї території країни, у той час як фінансування публічних екологічних послуг повністю залишається у компетенції органів місцевого самоврядування. Ми вважаємо, що накопичені у системі загального природокористування проблеми вимагають відповідальності на всіх рівнях суспільного управління, і її розподіл має відбуватися на користь суб'єкта того рівня, у рамках якого можна локалізувати всі вигоди і витрати від надання таких благ. Якщо таких рівнів декілька, то перевага повинна надаватися найнижчим рівням управління. Такий підхід буде відповідати принципу субсидіарності, а реалізовувати його на практиці, на нашу думку, доцільно шляхом введення у систему управління фінансуванням публічних екологічних послуг такого інструменту розподілу коштів, як делеговані видатки місцевих бюджетів.

#### *Принцип адресності*

Адресність у найзагальнішому вигляді в економіці запропоновано визначати як «спрямованість на кого-небудь або на що-небудь – конкретних людей або певні соціальні одиниці» [54, с. 1098]. Одними з перших теоретичні дослідження ефективності впровадження принципу адресності у механізм бюджетного фінансування проводили під егідою Світового банку Тімоті Візлі та Реві Канбур [67]. За необхідності скорочення бюджетних видатків ідеальним рішенням проблеми подолання бідності ними було визначено адресну допомогу особам або домогосподарствам, що відвідають певним критеріям.

Принцип адресності вимагає застосування конкретних критеріїв, на основі яких має бути обрана цільова група, на яку і будуть спрямовуватися зусилля донорів. Як індикатори адресності Світовий банк рекомендує застосовувати не лише рівень доходу, але й регіональні, вікові, статеві ознаки або інші види загальних характеристик для окремих індивідів та їх груп.

У вітчизняному законодавстві мова йде лише про необхідність збереження відповідності напрямів використання бюджетних коштів цілям, визначеним бюджетними призначеннями та бюджетними асигнуваннями (принцип цільового використання бюджетних коштів).

Ми вважаємо, що застосування адресного підходу у фінансуванні публічних екологічних послуг надасть можливість економії фінансових ресурсів за умови максимального задоволення дійсних потреб реципієнта послуг. На рис. 5.5. наведено графічну ілюстрацію порівняння відповідності витрат та рівня задоволення потреб у публічних екологічних послугах від надання універсальної та адресної допомоги.

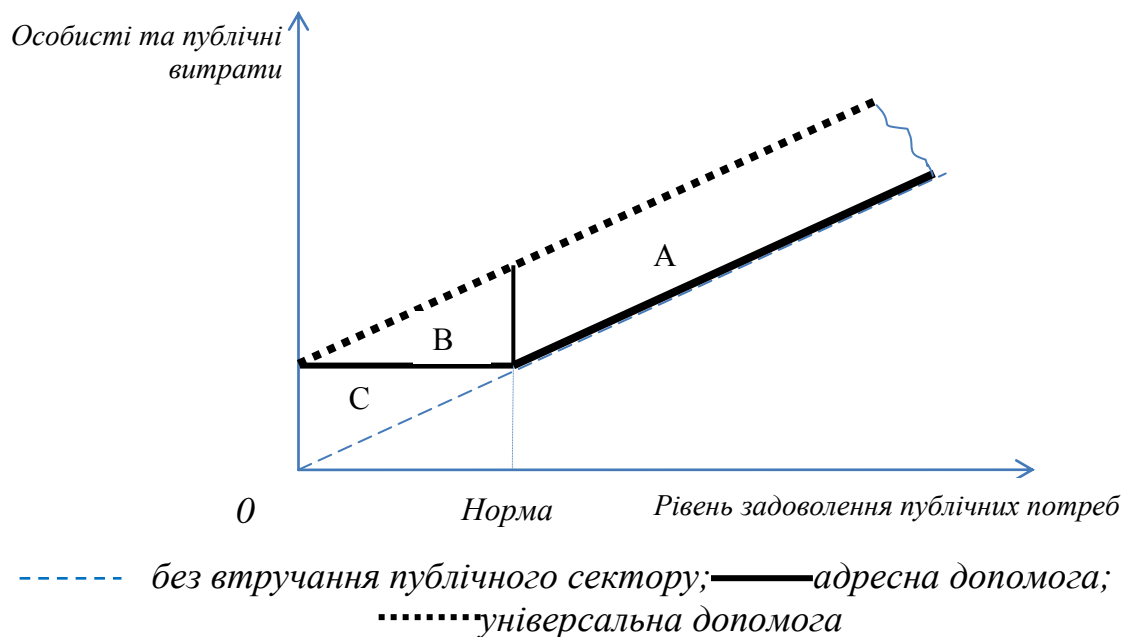


Рис. 5.5. Порівняння адресного та універсального підходу при наданні публічних благ

Універсальна допомога пов'язана з додатковими витратами: витрачання коштів на осіб, які не потребують допомоги (площа А, рис. 5.5.), та зайві витрати на фінансування послуг особам понад їх потреби (площа В, рис. 5.5.). У той час як застосування адресного підходу дозволяє витратити кошти лише у тому обсязі, який є необхідним для підтримання споживання публічних екологічних послуг на рівні, не нижчому за суспільно визначену мінімальну норму (площа С, рис. 5.5.).

На сьогоднішній день найчастіше принцип адресності та індивідуальний підхід застосовують у сфері соціального забезпечення. Допомога надходить особам, які потребують додаткового захисту: інвалідам, багатодітним сім'ям, самотнім батькам тощо.

На думку деяких аналітиків [25], навіть бюджетна підтримка реального сектору на умовах збереження чіткої адресності фінансування, може дати серйозний мультиплікативний ефект та істотно пожвавити його розвиток.

Для України, територія якої істотно диференціюється за рівнями антропогенного навантаження країни, ми вважаємо, дуже важливо в умовах постійної нестачі бюджетних фінансових ресурсів максимально ефективно задовольняти потреби людей у якісному середовищі існування, що можна досягти шляхом надання публічних екологічних послуг на умовах адресності, коли кошти розподіляють на користь конкретних отримувачів з визначенням напрямків їх використання.

На основі [43] ми визначили власні цільові характеристики, яким повинна відповідати модель адресного надання публічних екологічних послуг:

- диференціація політики сталого розвитку суспільства стосовно різних верств населення;
- коректне виділення категорій отримувачів публічних екологічних послуг;
- перерозподіл публічних екологічних послуг для тих груп населення, які її найбільше потребують;
- «муніципалізації» політики сталого розвитку за рахунок передачі значної частини повноважень щодо визначення розмірів та форм адресного надання публічних екологічних послуг на муніципальний рівень;
- чітке розмежування повноважень у реалізації екологічної політики між усіма рівнями бюджетної системи.

Однією із принципових проблем адресного надання публічних екологічних послуг є проблема мінімізації витрат, пов'язаних із коректним визначенням адресата допомоги – користувача послуги. Актуальним є завдання розроблення ефективних і недорогих методів виявлення потреб у екологічних послугах, які не повинні обмежуватися аналізом легальних доходів та рівня платоспроможності. Такі методи можуть і повинні мати територіальну диференціацію залежно від географічного положення, рівня життя, екологічної освіти, бюджетного потенціалу території тощо.

Отже, пріоритетним напрямком проведення реформ у сфері бюджетного фінансування екологічних послуг є перехід до адресної моделі фінансування з урахуванням реально наявних у публічному секторі ресурсів і можливостей, орієнтації на підтримку тих груп населення, що відчувають більшу потребу в екологічних послугах.

Визначені принципи є теоретичною передумовою формування системи управління фінансуванням публічних екологічних послуг, що є наступним кроком дослідження.

## **5.2 Управління фінансуванням у системі загального територіального природокористування**

Виходячи із принципу комплементарності управління фінансуванням публічних екологічних послуг у системі територіального природокористування, забезпечення сталого розвитку шляхом надання публічних екологічних послуг має відбуватися з метою задоволення потреб людини, громади чи більш масштабної спільноти в якісному житті та покращання стану навколишнього природного середовища. Ми наголошуємо, що зазначені потреби є визначальними для всіх рівнів суспільного відтворення: від базового осередку – людини, до країни в цілому. Такий підхід вимагає включити до кола суб'єктів, що наділяються функціями управління системою, окрім вже традиційних (органи державного управління, органи місцевого самоврядування), також суб'єктів господарювання, домогосподарств та неприбуткових організацій. Перелічені учасники вступають у відносини з приводу формування, розподілу і використання централізованих (публічних) та децентралізованих (приватних) фондів грошових коштів, що є об'єктами управлінського впливу. Багатоканальна система фінансування екологічних послуг визначається варіативністю джерел фінансових ресурсів, що, на нашу думку, повинні охоплювати фонди грошових коштів майже всіх сфер та ланок фінансової системи країни та включати Державний бюджет, локальні (місцеві) бюджети, корпоративні (суб'єкти господарювання) бюджети, бюджети домогосподарств та бюджети неприбуткових організацій.

Фінансова наука виробила інструментарій, за допомогою якого можуть бути гарантовані публічні послуги [9;11;40]. Систематизація економічних інструментів екологічного управління наведена у табл.5.3.

У розробленій Інститутом регіональних досліджень «Концепції модернізації ринкових механізмів у сфері природокористування з урахуванням специфіки соціально-економічного розвитку регіонів України» також міститься спроба деталізації форм, методів та інструментів регулювання відносин природокористування [37].

Автори за кожним із видів природних ресурсів, що є предметом дослідження (мінерально-сировинних, лісових, земельних, водних та рекреаційних), проводять огляд зарубіжного досвіду регулювання відносин у сфері природокористування, пропонують заходи щодо



вдосконалення відносин власності та прав на їх користування, ініціативи щодо розроблення інструментів нормативного та адміністративного регулювання, використання фінансово-економічних інструментів, стимулювання раціонального використання та вирішення техногенно-екологічних проблем і забезпечення регіональних інтересів при використанні тих чи інших ресурсів.

Таблиця 5.3

**Економічні інструменти екологічного управління  
(складено на основі [11])**

Назва	Вид
1 Податкові (пільгові чи дискримінаційні) інструменти	<ul style="list-style-type: none"> <li>- на продукцію;</li> <li>- на вміст шкідливих компонентів;</li> <li>- на джерела забруднення;</li> <li>- на види діяльності;</li> <li>- на користування ресурсами;</li> <li>- на інвестиції</li> </ul>
2 Кредитні (пільгові чи дискримінаційні) інструменти	<ul style="list-style-type: none"> <li>- за напрямками діяльності;</li> <li>- за об'єктами кредитування;</li> <li>- за кредитними ставками;</li> <li>- за термінами кредитування</li> </ul>
3 Субсидії (прямі чи непрямі)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- на державні екологічні проекти;</li> <li>- на компенсацію частини ризику з підприємствами за пілотними проектами;</li> <li>- компенсація прискореної амортизації екологічних технологій;</li> <li>- дотації на екологічно довершену продукцію</li> </ul>
4 Екологічні платежі	<ul style="list-style-type: none"> <li>- за викиди шкідливих речовин у атмосферу;</li> <li>- за складування (захоронення) шкідливих речовин у природних ландшафтах;</li> <li>- за викиди (скиди) шкідливих речовин у водні джерела;</li> <li>- за викиди (скиди) шкідливих речовин у ґрунти;</li> <li>- за біологічні види забруднень;</li> <li>- за фізичні види забруднень (шум, електромагнітне забруднення тощо)</li> </ul>
5 Цінові інструменти	<ul style="list-style-type: none"> <li>- екоцінове програмування;</li> <li>- екоцінове регулювання;</li> <li>- екоцінове стимулювання</li> </ul>
6 Продаж екологічних прав	<ul style="list-style-type: none"> <li>- на викиди;</li> <li>- на діяльність;</li> <li>- на продаж</li> </ul>
7 Ринкові сертифікати	<ul style="list-style-type: none"> <li>- екологічні квоти;</li> <li>- дозволи на виготовлення (продаж) визначених обсягів продукції (товарів, послуг)</li> </ul>
8 Екологічне страхування	<ul style="list-style-type: none"> <li>- видів діяльності;</li> <li>- підприємницького ризику;</li> <li>- еколого-економічних наслідків</li> </ul>

На наш погляд, перші три складові запропонованої моделі дійсно потрібно розглядати з урахуванням специфіки вітчизняного законодавства, зокрема щодо форм власності на ресурси. У той час як виокремлювати з фінансового механізму певні інструменти, пільги та санкції, а також децентралізаційні складові немає жодної підстави: природокористування в Україні є платним, а отже, стосовно досліджуваних авторами природних ресурсів є очевидним універсальний характер застосовуваних щодо їх регулювання фінансового механізму забезпечення відносин природокористування у ринкових умовах. Перелічені аргументи унеможливають застосування розроблених підходів у системі управління загальним природокористуванням, що також вимагає обґрунтування більш дієвого інструментарію.

Виходячи з того, що у теорії фінансові відносини повинні опосередковуватися рухом вартості від одного суб'єкта до іншого, тобто грошовими потоками, що характеризують розподільчі та перерозподільчі процеси, вважаємо, що фінансування, як одна із складових фінансової діяльності, також проявляється у формуванні доходів і здійсненні витрат (рис.5.6).

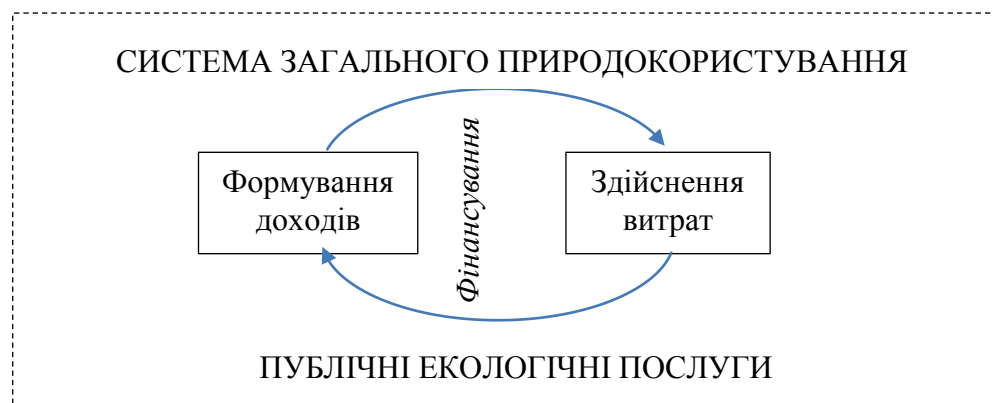
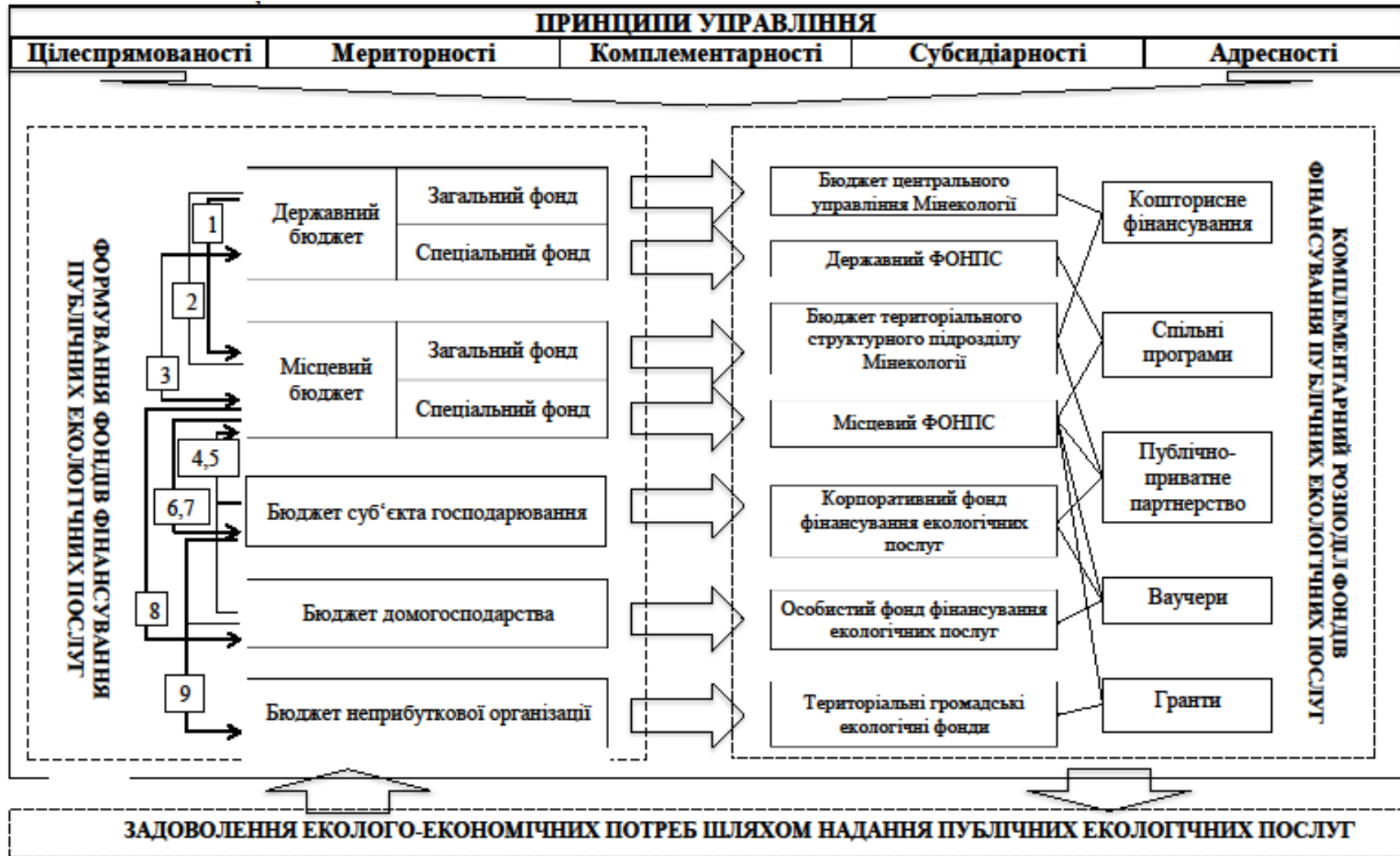


Рис. 5.6. Місце фінансування публічних екологічних послуг у системі управління загальним територіальним природокористуванням

Таким чином, застосування системного підходу до управління загальним територіальним природокористуванням у взаємозв'язку із публічними фінансами дозволяє виокремити підсистему управління фінансуванням публічних екологічних послуг. Таку підсистему ми пропонуємо визначати як сукупність взаємозв'язаних принципів, методів, інструментів та організаційних форм управління, які обумовлюють механізми формування, розподілу та використання фондів грошових коштів з метою надання публічних екологічних послуг.

Схематично процес управління фінансуванням публічних екологічних послуг подано на рис.5.7.



1- дотація вирівнювання; 2 – кошти, що передаються з місцевого до державного бюджету; 3 – субвенція; 4 – ресурсний платіж; 5 – запозичення; 6 – гарантії; 7 – субсидія; 8 – заробітна плата; 9 – благодійна допомога.

\* Фонд охорони навколишнього природного середовища.

Рис. 5.7. Процес управління фінансуванням публічних екологічних послуг

Базуючись на загально визнаній схемі розподілу ВВП [26] та підходах до ідентифікації розподільчої функції фінансів [14; 47; 48], пропонуємо виокремити ті доходи суб'єктів управління, які, на нашу думку, повинні акумулюватися у фондах грошових коштів, призначених для фінансування публічних екологічних послуг.

Розподіл та перерозподіл створеного у суспільстві ВВП чи накопиченого національного доходу відбувається у три етапи: первинний розподіл, перерозподіл та вторинний розподіл.

З метою фінансування публічних екологічних послуг фінансові ресурси повинні також бути перерозподілені й у межах публічного сектору: між органами державної влади та муніципального управління повинна бути налагоджена система міжбюджетних відносин, що включатиме трансферти як цільового, так і загального призначення.

На останньому етапі розподілу відбувається використання коштів централізованих фондів і формування доходів окремих учасників. Суб'єктам господарювання доцільно надавати фінансові ресурси природоохоронного призначення у вигляді різноманітних субсидій.

Хоча в Україні субсидії застосовуються порівняно рідко, у більшості країн ЄС до категорії субсидій входять усі види надання бюджетних коштів підприємницьким структурам, що приводить до збільшення їхніх доходів, у тому числі і шляхом надання податкових пільг. Проте до субсидій не відносять кошти, надані на капітальні вкладення.

Доходи домогосподарств, за рахунок яких повинні утворюватися особисті фонди фінансування публічних екологічних послуг, пропонується формувати за рахунок грантів та ваучерів. У результаті вторинного розподілу кошти отримують також неприбуткові організації, благодійні внески до яких можуть спрямовувати практично всі суб'єкти розподільчих відносин.

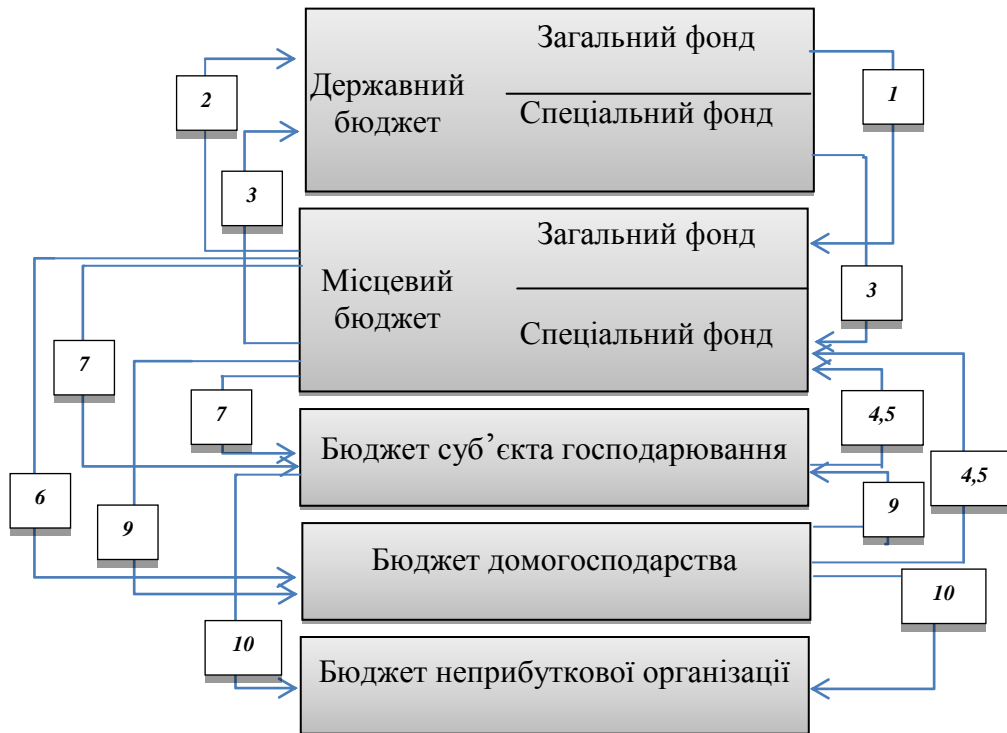
Результати систематизації джерел формування фондів фінансування екологічних послуг подано на рис. 5.8.

Фінансові відносини опосередковуються грошовими потоками, коли видатки одних суб'єктів завжди стають доходами інших і навпаки. Реалізуючи такий підхід у процесі перерозподілу та вторинного розподілу ВВП, ми пропонуємо формувати відповідні бюджети за допомогою найбільш адекватних інструментів у спосіб, схематично показаний на рис. 5.9.

Таким чином, у кожного із суб'єктів управління будуть сформовані відповідні фонди фінансування публічних екологічних послуг. На рівні державного управління у частині загального фонду державного бюджету таким джерелом повинен бути бюджет центрального управління Міністерства екології та природних ресурсів. Державний фонд охорони навколишнього природного середовища повинен залишатися складовою спеціального фонду Державного бюджету.

	Державна влада	Органи місцевого самоврядування	Суб'єкти господарювання	Домогосподарства	Неприбуткові організації
Первинний розподіл	ПДВ. Акцизи. Мито	Плата за надані публічні екологічні послуги	Прибуток	Заробітна плата. Доходи від самозайнятості	
	Прибуток державних підприємств	Прибуток комунальних підприємств			
	Плата за користування державним майном	Плата за користування комунальним майном			
Перерозподіл	Кошти, що передаються з місцевого до Державного бюджету	Дотація вирівнювання	Обов'язкові внески	Заробітна плата працівників бюджетної сфери	
		Субвенції			
	Субвенції	Природно-ресурсні платежі			
	Запозичення				
Вторинний розподіл			Субсидії	Гранти. Ваучери	Благодійні внески
	<b>ДЕРЖАВНИЙ БЮДЖЕТ</b>	<b>МІСЦЕВИЙ БЮДЖЕТ</b>	<b>БЮДЖЕТ СУБ'ЄКТА ГОСПОДАРЮВАННЯ</b>	<b>БЮДЖЕТ ДОМОГОСПОДАРСТВА</b>	<b>БЮДЖЕТ НЕПРИБУТКОВОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ</b>

Рис. 5.8. Формування фондів фінансування екологічних послуг у процесі розподілу ВВП



1 – дотація вирівнювання; 2 – кошти, що передаються з місцевого до Державного бюджету; 3 – субвенція; 4 – ресурсний платіж; 5 – запозичення; 6 – заробітна плата; 7 – субсидія; 8 – обов'язкові внески; 9 – гранти, ваучери; 10 – благодійна допомога

Рис. 5.9. Схема руху грошових потоків у процесі формування фондів фінансування публічних екологічних послуг

Органи місцевого самоврядування видатки на фінансування публічних екологічних послуг також повинні передбачати як у загальному, так і у спеціальному фондах: у бюджетах територіального структурного підрозділу відповідного міністерства та у місцевих фондах охорони навколишнього природного середовища, для яких ми визначили повністю автономні джерела коштів.

На наш погляд, у межах системи загального природокористування доцільно застосовувати такі інструменти фінансування, як податки, збори та інші обов'язкові платежі, запозичення органів муніципального управління, трансферти, ваучери, донорські внески, публічно-приватне партнерство, оплата послуг, програми, кошториси.

Щодо децентралізованих фондів грошових коштів, ми вважаємо, що на рівні суб'єктів господарювання повинні бути створені корпоративні, на рівні домогосподарств – особисті, на рівні неприбуткових організацій – благодійні фонди фінансування публічних екологічних послуг.

Запропонований науково-методичний підхід до управління процесами формування фондів фінансування публічних екологічних послуг дозволить збільшити кількість та якість ресурсів, що будуть

використані у системі загального природокористування. Проте не меншої уваги заслуговує процес розподілу коштів, який має супроводжуватися розробленням відповідних фінансових інструментів, що залежать від рівня демократичності процедури виділення коштів.

*1-й рівень* обумовлений застосуванням адміністративної моделі розподілу суспільних ресурсів природоохоронного призначення та пов'язаний із виділенням бюджетних асигнувань головному розпоряднику бюджетних коштів – Міністерству екології та природних ресурсів для їх подальшого розподілу між територіальними та структурними підрозділами. Необхідність використання саме адміністративної моделі обґрунтовується нагальною потребою у наданні екологічних послуг, спрямованих на повернення основної суми екологічного боргу на постійній основі, що, на наш погляд, повинно гарантуватися державою затвердженими у відповідний спосіб екологічними загальнообов'язковими нормами та стандартами. При цьому рішення про розміри та адресність асигнувань приймаються уповноваженими посадовцями на основі довгострокових стратегічних програм відшкодування відновлення якості основних компонентів екосистем.

*2-й рівень* пов'язаний насамперед із цільовим характером фінансового забезпечення та передбачає децентралізаційну модель розподілу суспільних коштів. У цьому випадку центральний та локальні уряди визначають лише загальний обсяг коштів, спрямованих на фінансування екологічних послуг. За подальший розподіл відповідають незалежні посередницькі організації – Державний та місцеві Фонди охорони навколишнього природного середовища. Названа модель передбачає участь у розподільчих процесах представників як спеціально уповноважених центральних органів виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів, так і локальних спільнот (наприклад, органів самоорганізації населення). З їх членів формуються ради таких організацій, які на конкурсних засадах приймають рішення про конкретні розміри та адресність асигнувань, що можуть бути реалізовані у формі конкретних фінансових інструментів, як-от ваучери, гранти тощо.

*3-й рівень* передбачає квазіринкову модель розподілу ресурсів, що використовує механізм податків та субсидій. Центральна влада та органи місцевого самоврядування можуть застосовувати інструменти податкових або цінкових преференцій як для надавачів екологічних послуг, збільшуючи на ринку обсяг їх пропозиції, так і для користувачів – суб'єктів господарювання і населення. Останній підхід традиційно застосовується лише як додатковий механізм розподілу суспільних ресурсів, який більшою мірою зорієнтований не на пряму підтримку природоохоронної діяльності, а на активізацію загального платоспроможного попиту, у тому числі і на екологічні послуги, надаючи користувачам права вибору видів і постачальників конкретних екологічних послуг. Прямим механізмом

розподілу коштів слугують субсидії, кошти від яких також можуть бути спрямовані на реалізацію проектів публічно-приватного партнерства та на безпосередню оплату публічних екологічних послуг.

*4-й рівень* передбачає максимальну демократизацію відносин щодо розподілу суспільних ресурсів, що базується на моделі «грошового вибору» користувачів. У межах четвертого рівня самі отримувачі екологічних послуг виходячи з власних уподобань, визначають, яким постачальникам потрібно віддати перевагу, і самостійно розподіляють належні їм фінансові ресурси.

Кожному з описаних рівнів повинні відповідати конкретні фонди грошових коштів, ресурси яких будуть розподілені залежно від того, на який саме компонент довкілля повинна спрямовуватися публічна екологічна послуга: повітря, вода, земля, асиміляційна ємність середовища, екосистема чи екологічна інфраструктура (рис. 5.10).

Проте найголовнішим джерелом фінансування публічних екологічних послуг були і залишаються саме бюджетні кошти.

При цьому велике значення ми приділяємо можливості комплементарної участі інших суб'єктів, які також повинні брати участь у фінансуванні публічних екологічних послуг. Це дозволяє активізувати загальні зусилля території, спрямовані на досягнення цілей сталого розвитку та покращання еколого-економічних результатів діяльності.

### **5.3 Бюджетне фінансування публічних екологічних послуг**

#### **5.3.1 Видатки місцевих бюджетів**

Згідно з положеннями концепції сталого розвитку території для ефективного відтворення громади необхідне досягнення триєдиної мети: соціо-еколого-економічного добробуту. У межах суспільного сектору така мета досягається шляхом надання публічних послуг, що фінансуються із суспільних фондів грошових коштів, до яких ми відносимо як державний, так і місцевий бюджет. Не дивлячись на досить розгалужену систему місцевих бюджетів як за кількісним, так і за якісним складом, а також на значну питому вагу загального обсягу коштів, які розподіляють через видатки місцевих бюджетів (з урахуванням міжбюджетних трансфертів 60,8 % зведеного бюджету країни), лише 20 % коштів на капітальні інвестиції та поточні витрати на охорону та раціональне використання природних ресурсів надходять за рахунок ресурсів публічних фондів грошових коштів.



1-й рівень (адміністративний)	Бюджет центрального управління Мінекології		Бюджет територіального структурного підрозділу Мінекології						
2-й рівень (децентралізації)		Державний ФОНПС*		Місцевий ФОНПС*					
3-й рівень (квазі-ринковий)						Корпоративний фонд фінансування екологічних послуг			
4-й рівень (вибору споживача)							Особистий фонд фінансування екологічних послуг	Благодійний фонд фінансування екологічних послуг	
Повітря		Спільні програми	Кошторисне фінансування			ППП**			
Вода		Спільні програми	Кошторисне фінансування	Гранти	Ваучери	ППП**	Оплата послуг	Оплата послуг	Гранти
Земля			Кошторисне фінансування	Гранти	Ваучери	ППП**	Оплата послуг	Оплата послуг	Гранти
Асиміляційна ємність середовища			Кошторисне фінансування	Гранти	Ваучери	ППП**	Оплата послуг	Оплата послуг	Гранти
Екосистема		Спільні програми	Кошторисне фінансування			ППП**			Гранти
Екологічна інфраструктура	Кошторисне фінансування	Спільні програми	Кошторисне фінансування		Ваучери	ППП**	Оплата послуг	Оплата послуг	Гранти

\* Фонд охорони навколишнього природного середовища.

\*\* Публічно-приватне партнерство

Рис. 5.10. Система розподілу коштів у сфері фінансування публічних екологічних послуг

Це свідчить про значну централізацію розподілу видатків на фінансування заходів щодо задоволення екологічних потреб суспільства, що призводить до загострення проблеми фінансового забезпечення екологічної складової сталого розвитку на територіальному рівні. Отже, існуючі механізми бюджетного фінансування певною мірою суперечать одному з головних принципів, на яких повинна будуватися ефективна система управління фінансуванням публічних екологічних послуг, а саме принципу субсидіарності, реалізація якого можлива за умов делегування частини видатків органів державної влади до компетенції органів місцевого управління.

Оскільки наші пропозиції узгоджуються з чинним порядком формування доходів місцевих бюджетів, перед тим як перейти до викладення власного підходу до управління бюджетним фінансуванням публічних екологічних послуг, розглянемо існуючі механізми розподілу і витрачання бюджетних коштів в Україні.

Незважаючи на переважно фрагментарний підхід до управління видатковою частиною місцевих бюджетів, принципи розподілу і витрачання бюджетних коштів є, як правило, однаковими:

- пропорційності прав та обов'язків із витрачання коштів кожного з рівнів бюджетної системи;
- безперервності витрачання бюджетних коштів;
- раціональності або «максимізації ефективності» бюджетних витрат;
- структурної збалансованості;
- достовірності – адекватності поточній економічній ситуації;
- повноти – максимальності відображення бюджетних витрат;
- соціальності – пріоритету фінансування соціальних потреб [3].

На нашу думку, перелік цих принципів не є вичерпним. Актуальність проблем фінансування сталого територіального розвитку, і особливо його екологічної складової вимагає поряд із принципом соціальності запровадити у систему витрачання бюджетних коштів принцип екологічної відповідності, що дозволить втілити пріоритет забезпечення екологічних потреб у механізми регіонального та муніципального управління бюджетними видатками.

У Бюджетному кодексі подано лише загальне визначення поняття «видатки» як кошти, що спрямовуються на здійснення програм та заходів, передбачених відповідним бюджетом. У складі бюджетних видатків не враховуються кошти на погашення основної суми боргу та повернення надміру сплачених до бюджету сум [7] (останні входять до складу фінансової категорії «бюджетні витрати»). Натомість у підручниках та навчальних посібниках із місцевих фінансів видатки місцевих бюджетів представлені як економічна категорія, що визначається економічними

відносинами, які виникають у зв'язку з розподілом централізованих коштів, що перебувають у розпорядженні відповідних органів влади, та децентралізованих коштів, які є власністю місцевих органів влади, або ж у зв'язку з фінансуванням власних і делегованих повноважень органів місцевого самоврядування [21;23;39].

Отже, загально визнаним є підхід щодо поділу всіх місцевих бюджетних видатків на дві основні групи: на ті, що визначаються власною компетенцією органів місцевого самоврядування, та ті видатки, які делегуються на місцевий рівень органами державної влади. Процес передачі частини повноважень органів центральної влади на місцевий рівень вважається децентралізацією владних повноважень. З позицій бюджетного федералізму це найбільш ефективний спосіб публічного управління та найкращий варіант забезпечення населення якісними публічними послугами.

Таким чином, управління бюджетним фінансуванням публічних екологічних послуг, окрім принципу екологічної відповідності, повинна також враховувати децентралізаційні тенденції, за якими частина повноважень у сфері загального природокористування центральних органів влади повинна бути делегована органам місцевого самоврядування.

Розглянемо критерії, на яких повинен базуватися процес розподілу видатків на публічні екологічні послуги між рівнями бюджетної системи, оскільки вони безпосередньо визначають логіку наших обґрунтувань щодо механізму бюджетного фінансування публічних екологічних послуг.

На сьогодні у нормативно-правових та науково-методичних документах, що визначають механізм бюджетного фінансування публічних послуг, практично відсутні кількісні та якісні критерії, за якими можна розподілити видатки між окремими рівнями бюджетної системи. Так, Бюджетний кодекс України визначає, що всі видатки, які здійснюються з місцевих бюджетів, поділяються на ті, що враховуються, та ті, що не враховуються при визначенні обсягів міжбюджетних трансфертів. У той самий час на практиці у процесі виконання всі бюджетні надходження акумулюються на єдиному казначейському рахунку і використовуються для фінансування видатків як таких, що повсюдно дає можливість органам муніципального управління витратити кошти у довільному порядку, не притримуючись принципу цілеспрямованості бюджетних видатків. Тим не менше, на наш погляд, розподіл повноважень, а відповідно і видаткових частин місцевого бюджету на делеговані та власні є необхідною умовою існування фінансово автономного місцевого самоврядування, і саме виокремлення незалежних, притаманних лише муніципальній владі функцій та прав їх фінансувати, є базисом усіх децентралізаційних процесів, які відбуваються останнім часом не лише в Україні, а й у всьому світі.

Відповідно до положень чинного законодавства в Україні розподіл видатків між бюджетами необхідно провадити на основі принципу субсидіарності з урахуванням критеріїв повноти надання бюджетної послуги та наближення її до безпосереднього споживача, причому у тлумаченнях Бюджетного кодексу України основних понять принципи та критерії дублюють одне одного. Проте саме відповідно до таких невизначених ознак усі закріплені видатки поділяються на групи. Алгоритм визначення складу цих груп видатків також прописаний нечітко: всі вони спрямовуються на фінансування бюджетних установ та заходів, які забезпечують надання соціальних послуг, гарантованих державою, а відмінність полягає виключно в адресаті та ступені наближення послуг до безпосередніх споживачів (рис.5.11).

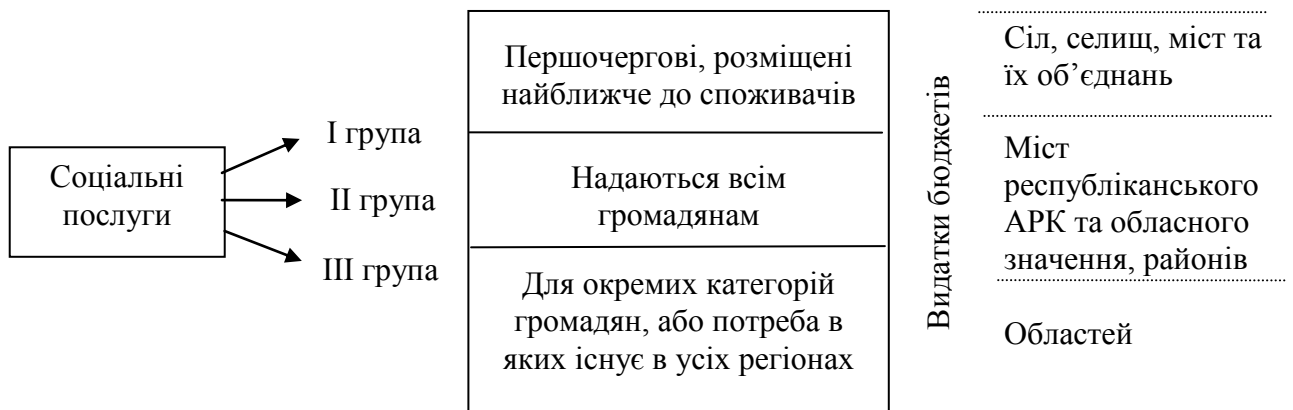


Рис. 5.11. Розподіл видатків між окремими рівнями системи місцевих бюджетів відповідно до положень Бюджетного кодексу України

Звернімося до досвіду, що накопичено у сфері розподілу видаткових компетенцій між різними рівнями бюджетних систем. Вітчизняні науковці, фахівці у сфері бюджетної політики відзначають, що у багатьох країнах при визначенні видаткових повноважень на різних рівнях бюджетного управління діє принцип задоволення потреб користувачів послуг, за яким на муніципальному рівні органи місцевого управління надають переважно громадські послуги (утримання місцевих доріг, вуличне освітлення, збір сміття), за регіональними органами закріплюється, як правило, частина державних повноважень (освіта, охорона здоров'я, соціальний захист), центральний уряд виконує функції з макроекономічного регулювання (оборона та міжнародна політика).

У цьому контексті необхідно відмітити, що загалом у кожній країні процес управління витратами місцевих бюджетів відбувається по-різному: від повної автономії до цілковитої залежності органів місцевого самоврядування від центральної влади, причому на рівень впливу держави практично не діє структура суспільних видатків та питома вага муніципальних витрат у ВВП (табл.5.4).

Таблиця 5.4

Типи управління витратами на місцевому рівні в країнах Європи  
(складено на основі [55;63])

Тип управління	Розподіл компетенцій	Країна	Питома вага у загальних урядових витратах, %	Питома вага у ВВП країни, %
1	2	3	4	5
Відсутність активної політики управління	Обмежена відповідальність за надання послуг	Туреччина	12,3	2,41
		Кіпр	4,1	1,4
	Підтримка високого рівня місцевої автономії	Франція	27,2	5,55
		Греція	5,6	3,33
Обмежений вплив	Добровільні угоди між центральним та місцевими урядами	Норвегія	60	18,9
		Швеція	38	27,5
		Данія	31,3	19,9
	Федеральні конституції, що зберігають автономію і обмежують контроль	Германія	28,7	8,12
		Швейцарія	27,9	10,8
		Австрія	20,2	12,7
Пряме втручання в місцеві видаткові процедури	Додаткові інтервенції для полегшення місцевих криз	Люксембург	32,3	9,92
		Італія	13	7
		Іспанія	12,17	4,87
		Бельгія	10,9	4,9
		Португалія	9,7	4,6
	Безпосереднє управління сукупними витратами місцевої влади	Великобританія	27	11
		Нідерланди	23,1	13,3
		Ірландія	13,8	4,9

В Україні система розподілу бюджетних повноважень характеризується надвисоким рівнем централізації. І це у першу чергу проявляється у невідповідності між розмірами доходів, закріплених за місцевими бюджетами, і обсягами коштів, яких фактично потребує територія для фінансування всіх делегованих центральною владою повноважень. Наслідком такої централізації є висока питома вага міжбюджетних трансфертів у доходах місцевих бюджетів. Аналіз переваг та недоліків міжбюджетних відносин в Україні виходить за межі нашого дослідження. І вдосконалювати механізми управління фінансуванням публічних екологічних послуг ми будемо на базі існуючої нормативної бази, згідно з якою всі видатки здійснюються з двох кошиків, що збираються за рахунок окремо закріплених доходів місцевих бюджетів та трансфертів (I кошик), а також власних доходів (II кошик).

Отже, чітке розмежування двох видів видатків дозволяє на принципах справедливості та неупередженості, з одного боку, забезпечувати мінімальний розмір коштів на фінансування публічних послуг, гарантований для всіх громадян України незалежно від місця їх проживання, а з іншого – встановлює відповідність між розмірами внесків громади у публічні фонди грошових коштів та рівнем добробуту мешканців у межах їх власної території.

Наразі природоохоронні витрати місцевого бюджету здійснюються лише у частині спеціального фонду, а саме місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища, кошти яких входять до складу другого кошика, адже екологічний податок (до 2011 року плата за забруднення навколишнього природного середовища) відносять до категорії власних доходів місцевих бюджетів. З одного боку, така система фінансового забезпечення природоохоронних заходів має свої переваги: для спеціального фонду місцевого бюджету на відміну від загального характерний чіткий взаємозв'язок між джерелами формування коштів і напрямками їх витрачання. Такий підхід забезпечує легкість в управлінні бюджетними ресурсами, прозорість та публічність використання коштів цільового призначення. Крім того, наявність Фонду як на рівні держави, так і на рівні органів місцевого самоврядування дозволяє надавати екологічні послуги різного масштабу: від найдрібніших, у яких може бути зацікавлена окрема найменша громада, і до участі у заходах міжнародного значення. З іншого боку, негативний досвід функціонування таких Фондів, а також повна відсутність будь-яких альтернативних публічних фінансових інститутів, здатних забезпечувати якість навколишнього природного середовища, вимагає удосконалення існуючого механізму фінансування екологічних послуг.

В Україні у складі делегованих видатків, покликаних забезпечувати публічні послуги, які визначаються функціями держави і передаються на рівень компетенції місцевої влади, напрями витрачання коштів на природоохоронні заходи наразі відсутні. З першого кошика на сьогодні відбувається загалом фінансування заходів, спрямованих на соціальний розвиток території: утримання органів управління, освіти, охорону здоров'я, соціальний захист та соціальне забезпечення, культуру та мистецтво, фізичну культуру та спорт – соціальних послуг. Такий розподіл бюджетних видатків не передбачає необхідності задоволення екологічних потреб, що є однією з цілей концепції сталого розвитку території.

На основі всього вищевикладеного, ми вважаємо, що на сьогодні склалися всі підстави для запровадження у закріплених видатках місцевих бюджетів, що враховуються при визначенні обсягів міжбюджетних трансфертів, видатків екологічного призначення, а саме видатків на фінансування екологічних послуг. Такий підхід дозволить врахувати зазначені нами принципи управління фінансуванням публічних

екологічних послуг, а саме принципи субсидіарності, мериторності та комплементарності.

### **5.3.2 Вплив процедур бюджетного вирівнювання на природоохоронні видатки місцевих бюджетів**

Відбір природоохоронних заходів та програм, які повинні отримати фінансову підтримку з боку центральних органів влади, повинен здійснюватися на визначених критеріальних підставах. У випадку, коли єдина нормативно встановлена процедура для прийняття відповідних рішень відсутня, то на практиці, як правило, використовуються декілька загальних підходів до відбору об'єкта відповідних регулятивних дій:

- 1) за критерієм політичної доцільності, коли вибір падає на ті органи місцевого самоврядування, які найбільш активно реалізують урядовий політичний курс;
- 2) за загальними, чітко не визначеними (неформалізованими) критеріями (наприклад, важливість проблеми для проведення структурних змін та підвищення ефективності розвитку певних галузей виробництва, соціальної сфери чи екологічної безпеки; стислість строків чи ступінь концентрації фінансових ресурсів);
- 3) за спеціально підібраними для такого ранжування критеріями, що відповідають специфіці обставин;
- 4) укрупнене групування територій за обмеженою кількістю параметрів для реалізації конкретних видів селективної державної підтримки будь-якої зі сфер суспільних відносин;
- 5) розрахунок потреб на основі конкретних формул із використанням небагатьох однозначно трактованих показників [41;60].

Перші чотири підходи є найбільш поширеними у вітчизняній практиці бюджетного регулювання через суб'єктивність прийняття рішень щодо розподілу коштів, а також через можливість уряду істотно впливати на суспільний сектор економіки всієї країни. Проте саме останній метод відбору є найбільш простим, зрозумілим та об'єктивним серед існуючих. В Україні він застосовується під час надання нецільової допомоги органам місцевого самоврядування у виконанні закріплених за ними на постійній основі загальнодержавних функцій і завдань, тобто при визначенні дотації вирівнювання, основним призначенням якої є збалансування місцевих бюджетів за першим кошиком. На нашу думку, потреби у публічних екологічних послугах території необхідно визначати саме на основі формульного підходу, для чого коротко охарактеризуємо основні умови щодо його застосування в Україні.

Затверджена Постановою Кабінету Міністрів України 5 вересня 2001 р. Формула розподілу обсягу міжбюджетних трансфертів (дотацій вирівнювання та коштів, що передаються до державного бюджету) між державним бюджетом та місцевими бюджетами [15], якраз і повинна була перевести всі взаємовідносини державних органів влади та органів місцевого самоврядування в об'єктивну площину. Така модель, побудована на суто математичних підходах, мала повністю усунути суб'єктивний фактор у системі міжбюджетних відносин. Однак досвід десяти років практичного застосування такого підходу засвідчив деякі недоліки його застосування.

Зокрема, використання формульного підходу, на думку аналітиків, призводить до невідповідності між темпами зростання додаткового навантаження на місцеві бюджети та темпами зміни фінансових нормативів бюджетної забезпеченості, що призводить до штучних дефіцитів місцевих бюджетів, які, у свою чергу, покриваються за рахунок коштів уряду, але вже без використання формули.

Ці обставини визначили необхідність проведення не лише податкової, адміністративної, але й бюджетної реформи, яка проявляється також і у площині міжбюджетних відносин. Так, постановою Кабінету Міністрів України [15] визначено новий зміст формули розподілу обсягу міжбюджетних трансфертів (дотацій вирівнювання та коштів, що передаються до державного бюджету) між державним та місцевими бюджетами. Аналіз цієї формули, а також положень оновленого Бюджетного кодексу України не виявив істотних змін у частині фінансового забезпечення природоохоронної діяльності. Отже, для реалізації запропонованого нами теоретико-методичного підходу щодо управління фінансуванням публічних екологічних послуг на принципах мериторності, комплементарності та субсидіарності необхідно удосконалити існуючу формулу розподілу міжбюджетних трансфертів шляхом введення до її складу нового виду видатків місцевих бюджетів – видатків на публічні екологічні послуги.

Ми пропонуємо розрахунок обсягів видатків місцевих бюджетів, що враховуються при визначенні обсягів міжбюджетних трансфертів ( $V_i$ ), проводити за формулою:

$$V_i = V_{yi} + V_{zi} + V_{oi} + V_{si} + V_{ki} + V_{fi} + V_{di} + V_{hi} + V_{ei}, \quad (5.1)$$

де  $V_{yi}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на утримання органів управління;

$V_{zi}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на охорону здоров'я;

$V_{oi}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на освіту;

$V_{si}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на соціальний захист та соціальне забезпечення;



$V_{ki}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на культуру і мистецтво;

$V_{fi}$  – розрахунковий показник обсягу видатків на фізичну культуру і спорт;

$V_{di}$  – розрахунковий показник обсягу додаткового фінансового ресурсу місцевих бюджетів;

$V_{hi}$  – розрахунковий показник обсягу нерозподілених видатків;

$V_{epi}$  – розрахунковий показник обсягів видатків на публічні екологічні послуги.

На дохідну частину місцевих бюджетів запропонований теоретико-методичний підхід впливати не буде, адже видатки визначаються окремо для кожної галузі, виходячи із загальних ресурсів зведеного бюджету України і місцевих бюджетів та першочерговості їх здійснення видатків.

Визначення розрахункового показнику обсягів видатків місцевих бюджетів на екологічні послуги, ми пропонуємо проводити у порядку, унормованому положеннями Бюджетного кодексу України [7], що є традиційним для бюджетного менеджменту видатків загального фонду, які враховуються під час визначення обсягу міжбюджетних трансфертів.

В основі планування видатків лежать три показники: кількість користувачів бюджетної послуги (кількість населення, що проживає в населеному пункті), фінансовий норматив бюджетної забезпеченості та коригувальні коефіцієнти до цих нормативів.

Отже, розрахунковий показник обсягів видатків на соціальні послуги ( $V$ ) для місцевих бюджетів визначається за формулою

$$V = H \cdot N_i \cdot k_i, \quad (5.2)$$

де  $H$  – фінансовий норматив бюджетної забезпеченості на соціальні послуги усіх місцевих бюджетів у розрахунку на одного жителя, грн/осіб. Визначається шляхом ділення загального обсягу ресурсів, що спрямовуються на реалізацію бюджетних програм, на кількість мешканців чи споживачів соціальних послуг і показують середній рівень витрат за кожним із напрямків фінансування бюджетних коштів на одного споживача соціальної послуги. Показує гарантований державою в межах наявних бюджетних ресурсів рівень фінансового забезпечення повноважень Ради Міністрів АРК, місцевих державних адміністрацій та виконавчих органів місцевого самоврядування, грн/осіб;

$N_i$  – кількість наявного населення адміністративно-територіальної одиниці станом на 1 січня року, що передує плановому, осіб;

$k_i$  – коригувальний коефіцієнт, що враховує відмінності у вартості надання бюджетних послуг залежно від кількості населення чи споживачів таких послуг, або ж соціально-економічних, демографічних, екологічних та інших особливостей адміністративно-територіальних одиниць.

Показник кількості населення визначається органами державної статистики України і є об'єктивним. У органів місцевого самоврядування відсутні можливості щодо впливу на такі статистичні дані.

Фінансовий норматив бюджетної забезпеченості – це гарантований державою в межах наявних бюджетних ресурсів рівень фінансового забезпечення повноважень Ради Міністрів АРК, місцевих державних адміністрацій та виконавчих органів місцевого самоврядування [35], який разом з іншими є основою для визначення мінімальних розмірів коштів місцевих бюджетів, яких повинно вистачити для забезпечення населення послугами на рівні мінімальних потреб.

У результаті систематизації нормативних документів та результатів досліджень вітчизняних фахівців у галузі бюджетного управління [8;20;35;43] ми визначили такі функції фінансових нормативів бюджетної забезпеченості: відображення базових стандартів якості життя населення, які встановлює держава для своїх громадян на основі достатнього для нормального розвитку суспільства рівня споживання публічних послуг; досягнення прозорого, об'єктивного та справедливого порядку визначення обсягу фінансування видатків місцевого бюджету; сприяння оптимальному розподілу бюджетних ресурсів для забезпечення дійсних бюджетних потреб території.

Фінансові нормативи бюджетної забезпеченості повинні бути однаковими для всіх місцевих бюджетів. Адже, як зазначалося, вони визначаються шляхом ділення загального обсягу ресурсів, що спрямовуються на реалізацію бюджетних програм по всій території України, на кількість населення чи споживачів публічних послуг. Такий підхід дозволяє застосувати у формулі середній рівень витрат за кожним із напрямків фінансування бюджетних коштів на одного отримувача публічної послуги. Але на практиці застосування фінансового нормативу бюджетної забезпеченості викликає багато питань. Один із проблемних моментів стосується процедури розподілу загального обсягу фінансових ресурсів, що спрямовується на виконання бюджетних програм місцевими бюджетами, між видами видатків. У Бюджетному кодексі зазначено, що такий розподіл відбувається відповідно до пріоритетів бюджетної політики держави. Інших характеристик та способів визначення жоден з чинних нормативно-правових документів не містить, за винятком того, що у Законі України „Про державні соціальні стандарти та державні соціальні гарантії” зазначено, що нормативи фінансування повинні встановлюватися під час прийняття Закону України про Державний бюджет України на поточний рік, а також під час формування бюджетів державних фондів загальнообов'язкового соціального страхування [33]. Проте аналіз зазначених документів за останні 10 років не виявив у їх змісті жодних посилань чи вказівок на конкретні значення фінансових нормативів. Такий підхід свідчить про відсутність стабільних, прозорих та передбачуваних

механізмів планування закріплених видатків місцевих бюджетів у частині фінансових нормативів бюджетної забезпеченості.

Історично склалося, ще з часу отримання Україною незалежності право місцевих Рад на додаткові асигнування з бюджетів вищих рівнів пропонувалося базувати на основі нормативу бюджетної забезпеченості на одного жителя. За структурою такі нормативи повинні були складатися з мінімальних значень нормативних витрат за кожним без винятку на пряму використання коштів місцевих бюджетів, а їх сума – з нормативу мінімальної забезпеченості. Такі нормативи необхідно було диференціювати залежно від кліматичних умов проживання, національних, демографічних та інших особливостей населення. По мірі зміни потреб та можливостей їх задоволення соціальні нормативи необхідно було переглядати та коригувати. Цільова державна підтримка здійснювалася з метою вирівнювання можливостей окремих територіальних громад щодо забезпечення надання державних соціальних гарантій, які були і повинні базуватися на відповідних нормах та стандартах.

На жаль, сьогодні в Україні відсутні стандарти якості надання публічних послуг. У чинному законодавстві [33] мова йде про соціальні стандарти, що визначаються як показники необхідного споживання продуктів харчування, непродовольчих товарів і послуг та забезпечення освітніми, медичними, житлово-комунальними, соціально-культурними послугами, як основа для визначення рівнів державних соціальних гарантій – мінімальних розмірів оплати праці, доходів громадян, пенсійного забезпечення, соціальної допомоги, розмірів інших видів соціальних виплат, які забезпечують рівень життя, не нижчий від прожиткового мінімуму. Проте, на наш погляд, таке визначення є недостатньо вичерпним, адже не містить жодної інформації про внутрішній зміст показників «необхідного споживання» та «забезпечення». Очевидно, що мова йде про нормування виключно кількісних показників, що зовсім не враховують такі обов'язкові характеристики, як структура, якість та доступність публічних послуг.

На сьогодні державні соціальні стандарти та нормативи в Україні застосовуються у таких сферах: доходів населення, соціального обслуговування, житлово-комунального обслуговування, транспортного обслуговування і зв'язку, охорони здоров'я, побутового обслуговування, торгівлі та громадського харчування, забезпечення навчальними, культурними закладами, закладами фізичної культури та спорту. Саме на їх основі повинно проводитися формування бюджетів усіх рівнів та соціальних фондів, міжбюджетних відносин, розроблення загальнодержавних і місцевих програм економічного і соціального розвитку. Не зважаючи на задекларовані Україною наміри розвиватися з урахуванням принципів сталого розвитку, в цих стандартах відображено лише одну зі сторін триєдиної мети –соціо-еколого-економічного

добробуту – соціальний розвиток, що підтверджують статистичні дослідження Державної служби статистики України щодо державних соціальних норм та стандартів [44].

У той самий час наслідки екодеструктивного розвитку свідчать про термінову необхідність удосконалення державних стандартів та нормативів, що в подальшому має бути враховано при обґрунтуванні розмірів видатків Державного бюджету України та місцевих бюджетів на фінансування публічних екологічних послуг.

Отже, логічним етапом становлення інституту нормування соціальної забезпеченості є екологічне нормування.

Ми пропонуємо при розробленні методик щодо визначення нормативів бюджетної забезпеченості фінансування публічних екологічних послуг враховувати такі принципи:

- 1) системності – формування сукупності нормативів бюджетного фінансування екологічних послуг як єдиної системи взаємозв'язаних величин у рамках визначеної системи управління;
- 2) комплексності – врахування всіх можливих факторів, які впливають на рівень стандартів якості навколишнього природного середовища;
- 3) досяжності – забезпечення на постійних правових засадах коштами від закріплених за місцевими бюджетами дохідних повноважень та налаштованою, дієвою системою міжбюджетних трансфертів;
- 4) прогресивності – можливість позитивного коригування за умови підкріплення збільшених видатків на публічні екологічні послуги зростаючими дохідними можливостями;
- 5) диференційності – встановлення більш жорстоких нормативів на територіях підвищеної екологічної цінності або гіршого стану забруднення.

У процедурі обґрунтування фінансових нормативів бюджетної забезпеченості у сфері надання публічних екологічних послуг можна виділити як формалізовані (теоретичний та емпіричний підходи), так і експертні методи (динаміка попередніх років, балансовий).

Крім того, ми пропонуємо аналогічно до соціальних нормативів нормативи публічних екологічних послуг поділяти на такі види:

- нормативи раціонального споживання – рівень бюджетних витрат, що гарантує оптимальне задоволення потреб людини в якісному довкіллі;
- нормативи мінімального споживання – рівень витрат на забезпечення екологічних послуг для підтримання забруднення на рівні, що не завдає невіправної шкоди організму людини;
- статистичні нормативи – нормативи, що визначаються на основі показників фактичного надання екологічних послуг для всіх мешканців.

Нормативи публічних екологічних послуг також можуть бути комплексними (враховувати глобальні екологічні процеси, що характеризують якість життя громади) та частковими (визначати стандарти якості окремих компонентів середовища – води, повітря, ґрунту тощо). Переваги комплексних нормативів доводять вітчизняні вчені [42], на думку яких на розмір стандарту впливають не лише бажані публічні результати, які будуть досягнені від впровадження послуги, але й ресурсні обмеження, що є визначальними для отримання оптимальних рішень. Такий вплив автори пропонують оцінювати шляхом коригування середніх витрат за кожним із видів публічних послуг на розмір прогнозованого дефлятора ВВП, а також на розмір прогнозованого індексу зростання доходів, що є у розпорядженні місцевого бюджету. Проте за такого підходу не уточнюється, які саме доходи місцевих бюджетів маються на увазі – власні чи закріплені; не враховуються якісні характеристики послуг та ефективність витрачання бюджетних коштів. Ці та інші недоліки ми повинні врахувати під час розроблення механізму управління бюджетним фінансуванням публічних екологічних послуг на територіальному рівні.

Вважаємо за доцільне розробляти фінансові нормативи бюджетної забезпеченості у публічних екологічних послугах не лише для місцевого самоврядування, а і для органів державної влади. Такий підхід є більш справедливим, адже нормування відбувається на всіх рівнях бюджетної системи, і центральний бюджет не є винятком.

Хоча традиційно нормативні показники бюджетної забезпеченості визначаються в розрахунку на кількість населення, що проживає в країні чи на визначеній території, деякі науковці [2] пропонують відповідно до принципу системності в комплексній оцінці довкілля та можливостей прогнозування змін екологічної ситуації використовувати як базу вимірювання площу країни чи її окремі адміністративні одиниці. Для нашого дослідження неможливо застосувати такий підхід, адже об'єктом надання екологічної послуги завжди повинен бути громадянин, і головна мета також полягає у підвищенні якості життя людини та доведення її до прийнятних стандартів.

Ми пропонуємо визначати нормативи екологічних послуг із позицій концепції екологічного боргу, згідно з якою витрати суспільства, які здійснюються за рахунок бюджетних коштів, покликані зменшувати основну суму екологічного боргу (заборгованість суспільства перед природою, виражену в грошовій формі), який залишився нам у спадок від попередніх поколінь. Відповідно до принципу „забруднювач платить” суб'єкти господарської діяльності здатні за рахунок проведених ними природоохоронних заходів лише зменшити (в ідеальному випадку звести нанівець) ту частину екологічного боргу, яку вони формують своєю діяльністю в поточному періоді, стабілізуючи таким чином абсолютну величину екологічного боргу на якомусь рівні. І хоча автори концепції [22]

стверджують, що за умов відсутності нарощування екологічного боргу існує можливість взагалі його не повертати, на наш погляд, відсотки за екологічним боргом, які суспільство в обов'язковому порядку сплачує і які проявляються через втрачений унаслідок забруднення середовища національний дохід, є занадто обтяжливими для економіки. Крім того, необхідно врахувати ту частину екологічного боргу, яка формується не лише виробничим сектором, а й населенням: скиди сміття у непристосованих для цього місцях, використання приватного автомобільного транспорту, забруднення власних присадибних ділянок низькоякісними добривами тощо. Ми пропонуємо публічні екологічні послуги розглядати як повернення основної суми екологічного боргу. І фінансування цих послуг повинне провадитися за рахунок закріплених видатків бюджетів органів місцевого самоврядування. Інша частина екологічних зобов'язань повинна бути розподілена між приватним сектором економіки та фондами охорони навколишнього природного середовища.

Оскільки наразі відсутні вартісні оцінки екологічного боргу, ми вважаємо за доцільне визначення нормативів фінансової забезпеченості екологічних послуг здійснювати на основі підходів до планування видатків на надання соціальних послуг, зокрема, послуг з освіти та з охорони здоров'я. Такий досвід характерний також для фінансування природоохоронних заходів у зарубіжних країнах [51;57].

На сьогодні застосовується законодавче закріплення мінімальних рівнів суспільних витрат на фінансове забезпечення публічних послуг населенню, так, зокрема на освіту в розмірі не меншому десяти відсотків національного доходу [34]. Аналогічно мінімальні розміри витрат передбачаються «Основами законодавства України про охорону здоров'я» [28]. Держава також гарантує необхідні асигнування на розвиток культури в розмірі не менше восьми відсотків від національного доходу України [27].

Природоохоронне законодавство України не містить конкретних зобов'язань держави щодо бюджетних асигнувань на забезпечення достатньо якісного середовища проживання.

Ми пропонуємо обсяги поточних витрат місцевих бюджетів визначати пропорційно до розмірів видатків ФОНПС. Наприклад, у США загальний розмір видатків природоохоронного значення упродовж останніх восьми років становив близько 5 % розміру консолідованого бюджету країни, з яких більше чверті коштів припадало на видатки загального фонду бюджетів усіх рівнів [57]. Російські науковці наголошують на необхідності доведення розмірів цільових бюджетних коштів на природоохоронні заходи та раціональне використання природних ресурсів, щонайменше до 2–4 % ВВП [51]. Обмеженість бюджетних коштів звичайно повинна враховуватися при обґрунтуванні

обсягів природоохоронних бюджетних асигнувань. Але враховуючи, що у середньостроковій перспективі у сфері екології урядом планується ефективно впровадження механізму, передбаченого Кіотським протоколом до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату; удосконалення системи управління відходами, безпечне захоронення радіоактивних відходів, утилізацію небезпечних промислових відходів підприємств, визнаних банкрутами, та хімічних засобів захисту рослин; забезпечення стабільного відновлення лісів, збереження біологічного і ландшафтного різноманіття, охорони рослинного і тваринного світу та лісових екосистем та ін. [30], ми вважаємо за доцільне більшу частину коштів розподіляти. Оскільки на сьогодні 80 % всіх суспільних витрат на природоохоронні заходи здійснюється коштом Державного бюджету, ми пропонуємо певну частину цих коштів передати на рівень місцевих бюджетів у вигляді закріплених видатків. Це відповідає як принципу субсидіарності, так і критерію повноти надання екологічної послуги та наближення її до безпосереднього споживача між місцевими бюджетами. Звідси ми можемо визначити (за умови збереження існуючих пропорцій суспільного перерозподілу) фінансовий норматив бюджетної забезпеченості на фінансування витрат місцевих бюджетів на екологічні послуги  $H_{ep}$  (грн/осіб) таким чином:

$$H_{ep} = I_d \frac{ZB \cdot W_e}{100\%} \cdot \frac{1}{N_u}, \quad (5.3)$$

де  $I_d$  – індекс децентралізації владних повноважень у сфері загального природокористування, [1];

$ZB$  – прогнозний показник обсягу зведеного бюджету України на наступний бюджетний період, млн грн;

$W_e$  – прогнозний показник питомої ваги природоохоронних витрат у зведеному бюджеті України, %;

$N_u$  – кількість населення України станом на 1 січня поточного року, млн чол.

Розглянемо приклад практичних розрахунків показників прогнозних обсягів видатків місцевих бюджетів на фінансування публічних екологічних послуг за однорідною за адміністративними ознаками групою. Такий вибір забезпечує порівнянність показників, адже для обласних бюджетів застосовуються єдині правила бюджетного планування, розподілу та використання публічних фондів грошових коштів.

Визначимо фінансовий норматив бюджетної забезпеченості на фінансування публічних екологічних послуг для обласних бюджетів на прогнозний рік. Оскільки він показує гарантований державою в межах наявних бюджетних ресурсів середній рівень витрат за фінансуванням публічних послуг на одного споживача, то у підсумку на наступний

бюджетний період отримаємо єдине значення для обласних бюджетів по всій території України.

Практичні розрахунки фінансового нормативу бюджетної забезпеченості на плановий бюджетний період пропонуємо проводити на основі прогнозних значень показників зведеного бюджету України та питомої ваги у ньому природоохоронних видатків. Прогнозування, що є вже традиційним для бюджетного менеджменту, будемо здійснювати за допомогою методів статистичного аналізу. На основі відповідних даних за останні три роки, що передують плановому, за допомогою сучасного засобу обробки числових даних – електронних таблиць Microsoft Excel – складемо рівняння регресії та визначимо прогнозні значення зведеного бюджету України та питомої ваги природоохоронних витрат у цьому бюджеті. Результати розрахунків наведені у таблиці 5.5.

Таблиця 5.5

Прогнозування вихідних даних для розрахунку фінансових нормативів бюджетної забезпеченості на фінансування екологічних послуг з обласних бюджетів

Показник	Рівняння регресії	Значення
Зведений бюджет, млн грн	$y = 17,55x^2 - 61,95x + 342,3$	375300
Питома вага природоохоронних видатків у зведеному бюджеті, %	$y = 0,01562x^2 - 0,06613x + 0,1215$	0,1069

На основі отриманих даних за формулою (5.3) визначимо фінансовий норматив бюджетної забезпеченості для обласних бюджетів таким чином:

$$H_e = 0,6 \frac{375300 \cdot 0,1069 \%}{100 \%} \cdot \frac{1}{45,96} = 5,2375 \text{ грн/ особу}$$

Отже, з обласного бюджету заплановано на кожного мешканця у середньому витратити менше 5 грн 24 к. на фінансування публічних екологічних послуг.

Також доцільно надати можливість органам влади усіх рівнів за наявності в них власних фінансових ресурсів встановлювати регіональні та місцеві екологічні стандарти, що перевищують державні мінімальні нормативи, що дасть можливість муніципалітетам підвищувати рівень власної фінансової автономії. Крім того, з метою наближення фінансових нормативів до реальних потреб спільноти необхідно проводити індексацію відповідно до прогнозованих темпів інфляції чи зростання споживчих цін. Потреба в такій індексації викликана методикою розрахунку нормативів, в основу якої покладено розрахунок обсягів видатків бюджетів у базовому періоді, за який береться трирічний попередній період, за яким відомі дані про виконання бюджету.



### 5.3.3 Аналіз факторів впливу на видатки місцевих бюджетів

Третій показник, який використовується для визначення розрахункового обсягу закріплених видатків місцевих бюджетів, – це коригувальний коефіцієнт до фінансового нормативу бюджетної забезпеченості.

Відповідно до положень Бюджетного кодексу України коригувальні коефіцієнти повинні враховувати відмінності у вартості надання бюджетних послуг залежно від кількості населення чи споживачів таких послуг, або ж соціально-економічних, демографічних, екологічних та інших особливостей адміністративно-територіальних одиниць. Провівши детальний аналіз затвердженої Кабінетом Міністрів України Формули розподілу обсягу міжбюджетних трансфертів між державним бюджетом та місцевими бюджетами, можемо зробити висновок, що жоден з використаних коефіцієнтів не враховує екологічних особливостей (рівня забруднення) території, що також підтверджує нашу тезу про відсутність дієвих інструментів упровадження принципів екологічно сталого розвитку на територіальному рівні в Україні.

Виходячи з цього, ми пропонуємо екологічні особливості території враховувати при визначенні обсягів закріплених за місцевими бюджетами видатків на екологічні послуги шляхом введення у формулу відповідних коригувальних коефіцієнтів. Зазначені показники повинні відображати відмінності між територіями та бути достатніми для забезпечення відповідності фінансування фактичним потребам реципієнтів у екологічних послугах, а отже, відповідати вимогам системності (забезпечувати взаємозв'язок між соціо-еколого-економічними показниками розвитку території); комплексності (враховувати весь спектр природних умов та природних компонентів, за якими проводиться порівняння); динамічності (відповідати поточним вимогам суспільства з урахуванням змін потреб у публічних екологічних послугах); об'єктивності (базуватися на об'єктивних даних центральних статистичних служб країни, щодо яких у органів місцевого самоврядування відсутній прямий вплив); порівнянності (забезпечувати можливість зіставлення даних за різними територіями та за різними часовими відрізками).

Оскільки збереження навколишнього природного середовища та покращання якості життя людей є складовими стратегії сталого розвитку території, то для визначення коригувальних коефіцієнтів доцільно скористатися порівняльними індикаторами, які характеризують цей стан для території. Проаналізувавши основні підходи до визначення базових для порівняння показників конкретних територій екологічних індикаторів якості та стану природних компонентів, що подані у працях [4; 6; 10; 12; 22; 24; 52; 56; 59], ми виявили, що найбільший вплив на рівень диференціації

територій за екологічними характеристиками мають фактори, які ми назвали факторами динаміки, ефективності та ризику, що проявляються у показниках відповідно екологічного стану території, індивідуальній здатності території щодо реалізації екологічних програм та у тенденціях щодо погіршення стану місцевих природних умов та природних компонентів (рис. 5.12).



Рис. 5.12. Вплив факторів динаміки, ефективності та ризику на визначення розрахункового обсягу видатків місцевих бюджетів на фінансування публічних екологічних послуг

Виходячи із сучасного стану бюджетної системи і розуміючи об'єктивну обмеженість публічних фінансових ресурсів, вважаємо за доцільне при визначенні коригувальних коефіцієнтів враховувати необхідність лімітування загального розміру коштів, що спрямовуються на екологічні послуги державними нормами та стандартами. Отже, для розподілу коштів відповідно до реальних потреб і можливостей територій ми пропонуємо визначати коригувальні коефіцієнти, базуючись на порівнянні даних конкретної території з відповідними показниками, розрахованими як середні по всій країні, або ж по всій групі територій. При цьому мова може йти про такі однорідні за адміністративними ознаками групи, як області, райони чи територіальні громади міст, сіл, селищ та їх об'єднань, що передбачають єдині правила бюджетного планування, розподілу та використання публічних фондів грошових коштів. Позначимо таку сукупність через множину територій  $j$ .

Отже, коригувальні коефіцієнти до фінансових нормативів бюджетної забезпеченості для бюджету  $i \in j$ ,  $[1;m]$  будемо визначати на основі характеристик, що враховують особливості еколого-економічного розвитку територій, що входять до складу групи.

1 Показники, що характеризують темпи погіршення екологічного стану територій (фактор динаміки).

У дослідженнях регіонального людського розвитку, що були проведені у 2011 році Державною службою статистики України, до системи традиційних показників, що характеризують демографічний розвиток, розвиток регіональних ринків праці, матеріальний добробут, умови проживання та рівень освіти населення, стан та охорону здоров'я, соціальне середовище, додали порівняльну оцінку екологічної ситуації територій. У цей блок було включено такі показники, що характеризують найгостріші вітчизняні екологічні проблеми:

- кількість промислових токсичних відходів у сховищах, тонн у розрахунку на  $1 \text{ км}^2$ ;
- викиди сірки, кг сірчаного ангідриду в розрахунку на  $1 \text{ км}^2$ ;
- викиди азоту, кг окислів азоту в перерахунку на  $\text{NO}_2$  на  $1 \text{ км}^2$ ;
- викиди шкідливих речовин від пересувних джерел забруднення, кг на  $1 \text{ км}^2$ ;
- кількість важких металів у стічних водах, кг на  $1 \text{ км}^2$ ;
- питома вага скинутої неочищеної води в загальному її обсязі, % [16].

На основі перелічених показників визначається інтегральний індекс екологічної ситуації для конкретної території групи як складова частина індексу регіонального людського розвитку.

Отже, у першому коригувальному коефіцієнті ми пропонуємо враховувати інтенсивність та напрямок змін у екологічному стані території порівняно із ситуацією, що склалася у середньому по Україні за формулою

$$k_{epil} = \frac{T_{I_{\text{еколог.}i}}}{\sum_{j=1}^m T_{I_{\text{еколог.}j}}}, \quad (5.4)$$

де  $k_{epil}$  – коригувальний коефіцієнт, що враховує темпи погіршення екологічної ситуації на  $i$ -й території порівняно із середнім по групі значенням;

$T_{I_{\text{екол}i}}$ ,  $T_{I_{\text{екол}j}}$  – темпи погіршення екологічної ситуації відповідно на  $i$ -й та  $j$ -й території групи, що визначаються за формулами (5.5) та (5.6):

$$T_{I_{еколог.і}} = \frac{I_{еколог.і}^{t-1}}{I_{еколог.і}^t}, \quad (5.5)$$

де  $I_{еколог.і}^{t-1}$  – фактичне значення індексу екологічної ситуації на території і для базового бюджетного періоду;

$I_{еколог.і}^t$  – прогнозне значення індексу екологічної ситуації на території і для планового бюджетного періоду;

$$T_{I_{еколог.ј}} = \frac{I_{еколог.ј}^{t-1}}{I_{еколог.ј}^t}, \quad (5.6)$$

де  $I_{еколог.ј}^{t-1}$  – фактичне значення індексу екологічної ситуації на території ј для базового бюджетного періоду;

$I_{еколог.ј}^t$  – прогнозне значення індексу екологічної ситуації на території ј для планового бюджетного періоду;

$m$  – кількість територій, що входять до групи.

Отримані показники стали основою для визначення середнього по групі значення, з яким ми порівнювали показники кожного регіону, що дало можливість визначити коригувальні коефіцієнти  $k_{epil}$ , як це показано у таблиці 5.7.

Отримані під час розрахунків числові значення досліджуваного коефіцієнта дозволили провести ранжування територій та виявити області, темпи погіршення екологічного стану яких перевищують середні (Донецька, Львівська, Дніпропетровська, Автономна Республіка Крим). Такі тенденції ще раз доводять необхідність активізації міжбюджетних відносин, головною причиною виникнення яких є, з одного боку, потреба у перерозподілі фінансових ресурсів на користь тих регіонів, які є у меншій мірі забезпечені, а з іншого – на користь тих, які відчувають більшу потребу у коштах.

*2Показники, що характеризують ефективність реалізації екологічних програм (фактор ефективності).*

Оскільки Україна має у своєму складі території, які істотно відрізняються не лише за загальним рівнем екологічного розвитку, а й здатністю місцевої громади задовольняти власні потреби в екологічних послугах, то й ефективність реалізації екологічних програм та заходів, що фінансуються за бюджетний рахунок, також різняться.

Таблиця 5.7

Розрахунок коригувального коефіцієнта для обласних бюджетів, що враховує темпи погіршення екологічного стану території

Область	Індекс екологічної ситуації $I_{еколог\ i}$		$T_{I_{еколог\ i}}$	$k_{ep\ il}$	Рейтинг	
	Поточний рік	Прогнозний рік				
		Рівняння регресії				Значення
АР Крим	0,655	$y = -0,008x^2 + 0,0192x + 0,706$	0,602	1,088	1,0515	4
Вінницька	0,783	$y = -0,007x^2 + 0,0454x + 0,715$	0,767	1,0209	0,9866	12
Волинська	0,816	$y = -0,0013x^2 + 0,0048x + 0,8163$	0,8078	1,0102	0,9762	15
Дніпропетровська	0,502	$y = -0,015x^2 + 0,0766x + 0,441$	0,449	1,118	1,0805	3
Донецька	0,269	$y = -0,0365x^2 + 0,2335x - 0,067$	0,189	1,4233	1,3755	1
Житомирська	0,816	$y = -0,0035x^2 + 0,0169x + 0,803$	0,799	1,0213	0,9870	11
Закарпатська	0,771	$y = 0,004x^2 - 0,0266x + 0,812$	0,778	0,991	0,9577	21
Запорізька	0,532	$y = -0,0117x^2 + 0,076x + 0,4208$	0,5082	1,0468	1,0117	5
Івано-Франківська	0,704	$y = 0,0047x^2 + 0,0089x + 0,5948$	0,7567	0,9304	0,8991	25
Київська	0,754	$y = 0,0045x^2 - 0,0145x + 0,7405$	0,7804	0,9662	0,9337	23
Кіровоградська	0,706	$y = 0,0027x^2 - 0,0331x + 0,7902$	0,6921	1,0201	0,9858	13
Луганська	0,624	$y = -0,0065x^2 + 0,0385x + 0,579$	0,609	1,0246	0,9902	8
Львівська	0,671	$y = -0,0255x^2 + 0,1545x + 0,4545$	0,5894	1,1384	1,1002	2
Миколаївська	0,749	$y = -0,0043x^2 + 0,0182x + 0,7427$	0,7261	1,0315	0,9969	6
Одеська	0,652	$y = -0,0027x^2 + 0,0128x + 0,6493$	0,6457	1,0098	0,9758	16
Полтавська	0,803	$y = -0,0015x^2 + 0,0105x + 0,7845$	0,7994	1,0045	0,9708	18
Рівненська	0,813	$y = 0,0117x^2 - 0,0595x + 0,8618$	0,8567	0,949	0,9171	24
Сумська	0,705	$y = -0,0022x^2 + 0,0001x + 0,7388$	0,6842	1,0304	0,9958	7
Тернопільська	0,834	$y = -0,0005x^2 + 0,0027x + 0,831$	0,831	1,0036	0,9699	19
Харківська	0,733	$y = -0,005x^2 + 0,027x + 0,7065$	0,7164	1,0232	0,9888	10
Херсонська	0,824	$y = -0,0053x^2 + 0,0303x + 0,7853$	0,8042	1,0246	0,9902	9
Хмельницька	0,818	$y = -0,0008x^2 + 0,0052x + 0,8083$	0,8142	1,0047	0,9709	17
Черкаська	0,797	$y = -0,0018x^2 + 0,0072x + 0,7948$	0,7857	1,0144	0,9803	14
Чернівецька	0,809	$y = 0,0048x^2 - 0,0261x + 0,8368$	0,8262	0,9792	0,9463	22
Чернігівська	0,796	$y = 0,0013x^2 - 0,008x + 0,8078$	0,8002	0,9948	0,9613	20
Середнє значення по групі				1,0347		

Наразі одним із ключових принципів, на яких відповідно до Бюджетного кодексу України ґрунтується бюджетна система України, є принцип ефективності, що передбачає при залученні мінімального обсягу коштів досягнення максимального результату. У теоретичних розробках окремих вчених [5] для оцінки ефективності реалізації довгострокових цільових програм пропонують застосовувати систему показників, яка вміщує основні – повнота досягнення результатів та рівня ефективності програми, та додаткові показники – повнота використання ресурсів, ефективність їх використання та забезпечення їх схоронності, своєчасність одержання результату, наявність або відсутність зовнішніх (побічних) ефектів реалізації програми, наявність або відсутність факторів, що перешкоджають успішній реалізації, якість одержаних результатів. Такі показники повинні базуватися на даних моніторингу виконання програм місцевих органів влади. Проте органи місцевого самоврядування на кожній території, незважаючи на нормативну регламентованість відкритого доступу до публічної інформації, не завжди забезпечують повне оприлюднення даних про розмір та напрями витрачання бюджетних коштів. Інколи на місцях належним чином не забезпечуються процедури моніторингу виконання бюджетних програм, який зводиться до інвентаризації здійснених заходів або визначення міри засвоєння виділених бюджетних коштів [19]. Ці та інші обставини обумовлюють обмеженість інформації, її низьку якість та не дозволяють провести порівняння ефективності виконання бюджетних програм. Тому наразі для визначення цього коригувального коефіцієнта доцільно використовувати експертну оцінку.

Отже, при плануванні розмірів закріплених видатків місцевих бюджетів ми пропонуємо враховувати ефективність реалізації екологічних програм, що були профінансовані з місцевих бюджетів, шляхом порівняння з аналогічними середніми по групі показниками за такою формулою:

$$k_{epi2} = \frac{P_{ei}}{\sum_{j=1}^m P_{ej} / m}, \quad (5.7)$$

де  $k_{epi2}$  – коригувальний коефіцієнт, що враховує ефективність реалізації екологічних програм на  $i$ -й території порівняно із середнім по групі значенням;

$P_{ei}$ ,  $P_{ej}$  – ефективність реалізації екологічних програм відповідно на  $i$ -й та  $j$ -й територіях групи, балів.

Для визначення другого коригувального коефіцієнта до фінансового нормативу бюджетної забезпеченості на фінансування екологічних послуг пропонуємо скористатися результатами експертних оцінок, що характеризують ефективність реалізації окремих екологічних програм (за 7-бальною шкалою), які подані у праці [29].

Аналіз проводився за такими 15 програмами, як: Програма поводження з радіоактивними відходами; Науково-технічна програма збереження ландшафтного і біологічного різноманіття; Програма формування національної екологічної мережі України на 2000 – 2015 рр.; Програма заходів створення "Державного реєстру джерел іонізуючого випромінювання"; Програма перспективного розвитку заповідної справи в Україні; Програма мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи; Програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води; Комплексна програма заходів щодо ліквідації наслідків нафтовидобування родовищ Львівської області на 2001–2005 рр.; Програма науково-технічного переоснащення системи гідрометеорологічних спостережень; Програма охорони земель (на 1996–2005 роки); Програма охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів; Програма використання відходів виробництва; Програма припинення в Україні виробництва та використання озоноруйнівних речовин; Виконання Україною "Рамкової конвенції ООН про зміну клімату"; Створення та розвиток в Україні Служби Сонця.

Результати розрахунку коригувального коефіцієнта, що враховує ефективність реалізації екологічних програм для обласних бюджетів, подано у таблиці 5.8.

Із даних таблиці можна зробити висновки стосовно значної територіальної диференціації рівнів ефективності реалізації природоохоронних програм, адже різниця між максимальним (1,4230 для Сумської області) і мінімальним (0,7039 для Львівської) значенням становить майже 72 відсоткових пункти.

На нашу думку, це дозволяє застосовувати трансфертні інструменти фінансового вирівнювання безпосередньо і перерозподіляти публічні фінансові ресурси не лише туди, де вони найбільше потрібні, але й враховувати ефективність їх кінцевого застосування, а саме збільшувати закріплені доходи Сумської, Закарпатської, Чернівецької та Харківської областей, у той час як у Львівській, Хмельницькій, Донецькій та Одеській областях враховувати недоліки управління фінансуванням публічних екологічних програм.

Таблиця 5.8

Розрахунок коригувального коефіцієнта для обласних бюджетів, що враховує ефективність реалізації природоохоронних програм

Область	Екологічні програми															$P_{ei}$	$k_{ep\ i2}$	Рейтинг
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
АР Крим	3,5	3,6	2,8	3,6	2,8	3,5	2,7	3,5	2,6	2,7	2,6	2,9	2,8	2,8	2,2	44,6	<b>0,9749</b>	16
Вінницька	3,5	3,8	4,1	3,6	3,1	3,3	2,9	2,4	3,3	3	3,1	3,4	3,1	3,1	2,9	48,6	<b>1,0623</b>	8
Волинська	2,7	3,5	2,9	2,9	3,5	2,8	3	2	2,8	2,8	2,1	2,9	2,3	2,2	1,6	40	<b>0,8744</b>	20
Дніпропетровська	2,3	2,6	2,7	2	2,6	1,8	2,3	4,3	2,3	1,8	1,9	1,9	2,6	2	1,4	34,5	<b>0,7541</b>	11
Донецька	3,1	3,6	3	3,6	3,5	3	3	2,4	3	2,6	2,8	3,1	3,2	3,8	2,3	46	<b>1,0055</b>	23
Житомирська	3,3	3,2	3,1	3	3,5	2,9	3,5	2,9	3,1	2,6	3,3	2,7	3,1	2,8	2	45	<b>0,9836</b>	14
Закарпатська	4,2	4,1	3,9	4	4,8	3,8	4	4,6	3,9	3,6	4	3,4	3,7	4,1	3,1	59,2	<b>1,2940</b>	2
Запорізька	4,2	3,3	3,6	4,3	3,3	3,4	3,1	3,3	3,6	3,1	2,8	3,4	3,7	3,4	1,6	50,1	<b>1,0951</b>	7
Івано-Франківська	4,2	3,8	3,8	2,9	4,4	3,9	3,7	3,2	3,1	3,2	3,5	3,2	3,6	3,2	1,8	51,5	<b>1,1257</b>	5
Київська	3,3	3,6	3,4	2,3	3,5	3,3	3,5	3,2	2,8	3,1	3,1	3,1	3,2	3,2	1,6	46,2	<b>1,0099</b>	10
Кіровоградська	3,3	3,9	3,5	3,6	3,5	3,2	3,9	3,2	3,9	3,6	3,3	3,2	2,8	3,3	2,3	50,5	<b>1,1039</b>	6
Луганська	3,8	3,2	3,8	2,6	3,8	3	3,1	2,9	2,8	3	2,7	3,5	2,6	2,5	2,3	45,6	<b>0,9968</b>	12
Львівська	2,3	2,4	2,4	1,9	2,9	3,1	2,8	1,5	2,2	1,9	1,9	2	1,7	2,1	1,1	32,2	<b>0,7039</b>	25
Миколаївська	3,4	3,2	3	2,9	2,8	2,6	2,3	1,9	2,3	2,5	2,5	2,9	2,8	2,9	2,8	40,8	<b>0,8918</b>	19
Одеська	2,8	2,6	3	2,7	2,6	2,5	2,7	2	2,6	2,4	2,6	2,8	2,1	2,2	1,5	37,1	<b>0,8110</b>	22
Полтавська	3,5	3	3,2	3,1	3,6	2,9	3	3,2	3,1	3,3	2,9	2,4	2,8	2,9	1,7	44,6	<b>0,9749</b>	17
Рівненська	3,3	3,1	3,1	3	3	2,5	2,9	2,6	2,6	2,6	2,5	2,4	2,6	2,6	2,7	41,5	<b>0,9071</b>	18
Сумська	4,4	4,3	4,7	5,1	4,8	4,5	4,7	4,7	4,4	4,2	3,9	4	3,9	4	3,5	65,1	<b>1,4230</b>	1
Тернопільська	2,5	3	3,3	2,6	4,4	4,1	4	3,7	2,6	4	3,6	2,5	2,4	2,4	1,9	47	<b>1,0274</b>	9
Харківська	4,7	3,9	4,4	4,4	4	3,7	3,6	2,8	3,1	3,2	3,7	3,9	3,5	3,4	1,8	54,1	<b>1,1826</b>	4
Херсонська	4,2	3,3	2,9	3	3,5	3,5	2,6	2,9	3,3	2,9	2,8	3,1	3	2,7	1,9	45,6	<b>0,9968</b>	13
Хмельницька	2,7	2,5	2,7	2	2,9	2,4	2,5	2,1	2	2,1	2	2,2	2,3	2,1	1,5	34	<b>0,7432</b>	24
Черкаська	3,1	2,8	2,9	2,4	3,3	3,4	3,3	3	3,2	3,2	3	3,1	2,9	2,5	2,8	44,9	<b>0,9815</b>	15
Чернівецька	4	3,6	3,7	3,9	4	3,7	3,8	4,1	3,8	3,7	3,1	4	3,7	3,9	3,4	56,4	<b>1,2328</b>	3
Чернігівська	2,8	3	2,9	2,7	3,1	2,7	2,4	2,5	2,5	2,4	2,6	2,3	2,3	2,2	2,2	38,6	<b>0,8438</b>	21
Середнє значення по групі																45,7		



3 Показники, що характеризують тенденції щодо погіршення стану основних компонентів навколишнього природного середовища при збереженні існуючих рівнів антропогенного навантаження (фактор ризику).

Визначення цього коефіцієнта дозволить врахувати можливість виникнення подій, що негативно вплинуть на якість навколишнього природного середовища у наступному бюджетному періоді. На нашу думку, розрахунок такого коригувального коефіцієнта базується на оцінці розмірів екологічного ризику, що традиційно відображає ймовірність настання подій, у результаті яких відбудеться погіршення стану таких головних природних компонентів, як атмосферне повітря, водні ресурси, ґрунти, природні екосистеми. Отже, коригувальний коефіцієнт для місцевих бюджетів, що враховує ризику погіршення екологічного стану території,  $k_{ep\ i3}$ , ми пропонуємо визначати як співвідношення розмірів сумарного екологічного ризику території до аналогічного середнього по Україні показника за формулою (5.8):

$$k_{ep\ i3} = \frac{r_{ei}}{\sum_{j=1}^m r_{ej} / m}, \quad (5.8)$$

де  $k_{ep\ i3}$  – коригувальний коефіцієнт, що враховує тенденції щодо погіршення стану основних компонентів навколишнього природного середовища при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження  $i$ -ї території порівняно із середнім по групі значенням;

$r_{ep\ i}$ ,  $r_{ep\ j}$  – сумарний екологічний ризик відповідно  $i$ -ї та  $j$ -ї території.

Для визначення коригувального коефіцієнта, що враховує тенденції щодо погіршення екологічного стану території, необхідно оцінити розмір екологічного ризику щодо таких компонентів навколишнього природного середовища, як атмосферне повітря, ґрунти, природні екосистеми та водні об'єкти. Запропонований у попередньому розділі монографії науково-методичний підхід до визначення коригувального коефіцієнта  $k_{ep\ i2}$  пропонуємо базувати на даних, отриманих у дослідженні [36], де по кожній з областей України та Автономній Республіці Крим було проведено оцінку екологічного ризику за поданими компонентами та обчислено його сумарний розмір. Результати розрахунку подано у таблиці 5.9.

З отриманих даних ми можемо зробити висновок, що за умови збереження існуючих тенденцій щодо зміни рівнів антропогенного навантаження на довкілля, у плановому бюджетному періоді екологічний стан погіршиться з найбільшою ймовірністю у Житомирській, Донецькій, Рівненській та Херсонській областях, що свідчить про більш високий

Таблиця 5.9

Розрахунок коригувального коефіцієнта для обласних бюджетів, що враховує тенденції щодо погіршення екологічного стану території

Регіон, область	Екологічний ризик погіршення стану				Сумарний екологічний ризик $r_{ei}$	$k_{ep\ i3}$	Рейтинг
	атмосферного повітря	грунтів	природних екосистем	водних об'єктів			
АР Крим	0,24	0,64	0,04	0,24	0,2704	0,642048	21
Вінницька	0,32	0,32	0,24	0,16	0,3616	0,858597	17
Волинська	0,08	0,8	0,12	0,12	0,2256	0,535674	25
Дніпропетровська	0,90	0,6	0,36	0,16	0,4624	1,097941	9
Донецька	0,92	0,8	0,12	0,60	0,648	1,538637	2
Житомирська	0,16	0,8	0,64	0,12	0,6832	1,622217	1
Закарпатська	0,08	0,64	0,08	0,16	0,2272	0,539473	24
Запорізька	0,8	0,32	0,24	0,38	0,5288	1,255604	7
Івано-Франківська	0,4	0,16	0,12	0,24	0,3312	0,786414	19
Київська	0,64	0,8	0,48	0,12	0,5424	1,287896	5
Кіровоградська	0,24	0,16	0,36	0,08	0,4112	0,97637	14
Луганська	0,90	0,64	0,08	0,32	0,3744	0,88899	16
Львівська	0,48	0,08	0,08	0,16	0,2272	0,539473	23
Миколаївська	0,32	0,64	0,24	0,34	0,4984	1,183421	8
Одеська	0,36	0,16	0,16	0,34	0,4456	1,05805	10
Полтавська	0,32	0,16	0,16	0,12	0,2608	0,619254	22
Рівненська	0,08	0,32	0,48	0,16	0,5632	1,337284	3
Сумська	0,24	0,16	0,24	0,16	0,3616	0,858597	18
Тернопільська	0,08	0,12	0,24	0,12	0,3312	0,786414	20
Харківська	0,8	0,16	0,08	0,32	0,3744	0,88899	15
Херсонська	0,16	0,8	0,16	0,48	0,5632	1,337284	4
Хмельницька	0,32	0,08	0,32	0,16	0,4288	1,01816	12
Черкаська	0,24	0,16	0,36	0,12	0,4368	1,037155	11
Чернівецька	0,08	0,4	0,16	0,32	0,4288	1,01816	13
Чернігівська	0,16	0,24	0,48	0,12	0,5424	1,287896	6
Середнє значення по групі					0,421152		

рівень потреб у коштах на ліквідацію екологічних збитків, ніж зокрема у Волинській, Закарпатській, Львівській чи Полтавській областях, де ситуація з екологічної точки зору є найбільш безпечною.

### 5.3.4 Комплементарність витрат бюджету на екологічні послуги

Таким чином, введення у формулу визначення розрахункового обсягу видатків на екологічні послуги запропонованих коригувальних коефіцієнтів дозволяє врахувати вплив факторів, що визначаються еколого-економічними особливостями території. І екологічний стан, і тенденції щодо його погіршення, і ефективність виконання бюджетних екологічних програм визначаються на основі об'єктивних показників, на розмір та динаміку яких напряму не можуть вплинути суб'єкти, які відповідно до принципу комплементарності здатні брати участь у процесах фінансування публічних екологічних послуг. У той самий час саме такі суб'єкти мають найбільший потенціал щодо фінансування природоохоронної діяльності.

Ми провели аналіз статистичних даних щодо структури капітальних інвестицій та поточних витрат на охорону навколишнього природного середовища [45] й виявили таке співвідношення: у 2010 році у середньому по Україні на одну гривню бюджетних коштів припадає 25,24 грн витрат приватного сектору, що знову доводить необхідність і важливість участі у фінансуванні не лише публічного, а і приватного сектору економіки.

Необхідно відмітити, що таке співвідношення не визначається насамперед бажанням і прагненням суб'єктів господарювання чи домогосподарств покращувати стан природного середовища, що підтверджує принцип мериторності управління фінансування у системі територіального природокористування. У деяких випадках зростання активності приватного сектору викликано збільшенням його негативного впливу на природні компоненти у процесі виробничої чи життєвої діяльності, коли джерело забруднення ідентифіковано і спрацьовує принцип «забруднювач сплачує». Іноді економічні умови надання екологічних послуг передбачають отримання прибутку, й у такому разі спрацьовують закони ринку, що за умов зростання попиту можуть викликати загальне збільшення екологічних витрат території.

На наше переконання, каталізатором будь-якої природоохоронної діяльності є публічний сектор, а при управлінні територіальним природокористуванням таку функцію каталізатора покладено на органи місцевого управління. Адже саме муніципальна влада здатна забезпечити умови для примусового відшкодування зовнішніх негативних ефектів, що виникають у громади, а також сприяти зростанню позитивних екстерналій, пов'язаних із найповнішим задоволенням екологічних потреб місцевих

мешканців. Повноваження органів місцевого самоврядування включають також можливість надання преференцій щодо екологічних товарів чи послуг, що, у свою чергу, робить привабливими їх процеси виробництва чи споживання. Виходячи з того, що будь-яке публічне втручання у процеси суспільного відтворення викликає суттєві економічні суперечності, то процеси їх подолання завжди опосередковуються рухом грошових потоків, необхідним, але не достатнім джерелом яких і повинні стати кошти, що закріплюються за місцевим бюджетом для фінансування делегованих видатків на публічні екологічні послуги.

Отже, управління фінансуванням у системі територіального природокористування охоплює сферу публічних економічних відносин, а також її комплементарну складову, а практична реалізація принципу комплементарності передбачає залучення до процесів фінансування заходів у сфері загального територіального природокористування широкого кола суб'єктів, що здійснюють розподіл як публічних, так і приватних фондів грошових коштів. При цьому бюджетні витрати є не лише індикатором екологічної спрямованості регіональної політики, а й необхідною передумовою активізації приватного сектору у вирішенні екологічних проблем громади, що проявляється у випереджальному зростанні загальних витрат території щодо зростання бюджетних витрат і може бути охарактеризоване як комплементарність бюджетних видатків.

Тому при визначенні розрахункового показника обсягів видатків на публічні екологічні послуги запропоновано враховувати темпи зростання обсягів загальних витрат території на природоохоронні заходи порівняно із темпами зростання бюджетних витрат на відповідні цілі шляхом розрахунку індексу комплементарності.

Отже, розрахунковий показник бюджетних видатків на публічні екологічні послуги, що враховуються при визначенні обсягів міжбюджетних трансфертів, повинен не лише відповідати встановленим центральним урядом мінімальним нормам і стандартам та реальним екологічним потребам території, але й забезпечувати зацікавленість органів місцевого самоврядування у нарощенні загального потенціалу фінансування публічних екологічних послуг, причому ми пропонуємо розглядати два варіанти визначення індексу комплементарності: мультиплікативний та розподільний.

У першому випадку порядок визначення індексу комплементарності відрізняється від того підходу, який ми запропонували для розрахунків коригувальних коефіцієнтів до фінансового нормативу бюджетної забезпеченості – отримані під час розрахунків дані не порівнюються з показниками, які склалися в середньому по групі. Тобто використовується абсолютне значення, яке характеризує ступінь зростання загальних витрат території, що стали наслідком зміни обсягів бюджетних коштів, які виділяються з місцевих бюджетів на фінансування природоохоронних

заходів. Таким чином, чим більшими темпами будуть зростати кошти на фінансування природоохоронної діяльності порівняно з темпами зростання бюджетних видатків, тим більший обсяг бюджетних фінансових ресурсів упродовж бюджетного періоду за ними буде закріплено. За таких умов може виникнути застереження щодо створення умов місцевою владою для штучного зростання показників загальних природоохоронних витрат, що можуть суттєво дисбалансувати міжбюджетні відносини. Проте мультиплікативні ефекти, як правило, спостерігають лише у короткому періоді, після закінчення якого можливі зворотні процеси. На користь застосування такого підходу можуть також свідчити теоретичні посилання С. Кузнеця, які окремі вчені застосовують також і в економіці природокористування і охорони довкілля [50]. Ці дослідження доводять об'єктивний характер збільшення фінансування публічних екологічних послуг в умовах сталого випереджального зростання загального добробуту суспільства і особливо доходів його членів. Проте в умовах обмеженості бюджетних коштів більш доцільним є застосування другого розподільного варіанта.

Оскільки ми обмежені умовами нормативно-правового регулювання бюджетних відносин, що склалися на сьогодні в Україні, і запропонований нами розрахунковий показник видатків на публічні екологічні послуги має відповідати існуючому порядку визначення обсягів міжбюджетних трансфертів, то й індекс комплементарності, як і коригувальні коефіцієнти пропонуємо визначати шляхом порівняння показника конкретної території із середнім по групі значенням.

Отже, індекс комплементарності бюджетних видатків залежить від структури фінансових ресурсів, що витрачає територія на фінансування природоохоронних заходів, а саме від співвідношення між приватними та бюджетними коштами. Крім того, на розмір індексу впливає інтенсивність зміни зазначеного співвідношення. Виходячи із таких особливостей, індекс комплементарності бюджетних видатків, що характеризує інтенсивність структурно-динамічних змін витрат  $i$ -ї території на фінансування публічних екологічних послуг порівняно із середнім по групі значенням ( $I_{compli} \in (0; \infty)$ ), ми пропонуємо визначати за формулою (5.9):

$$I_{compli} = \frac{\frac{\sum_{t=1}^3 T_{zepi}^t}{\sum_{t=1}^3 T_{epi}^t}}{\frac{\sum_{j=1}^m \frac{\sum_{t=1}^3 T_{zepj}^t}{\sum_{t=1}^3 T_{epj}^t}}{m}}, \quad (5.9)$$

де  $T_{zepi}^t$ ,  $T_{zepj}^t$  – темпи зміни загальних витрат на природоохоронну діяльність відповідно  $i$ -ї та  $j$ -ї території за базовий період (три роки, що передують плановому), %. Визначається за формулами (5.10) та (5.11):

$$T_{zepi}^t = \frac{V_{zepi}^t}{V_{zepi}^{t-1}} \cdot 100\%, \quad (5.10)$$

де  $V_{zepi}^t, V_{zepi}^{t-1}$  – загальні витрати  $i$ -ї території на природоохоронну діяльність за відповідні роки базового періоду, грош. од.;

$$T_{zepj}^t = \frac{V_{zepj}^t}{V_{zepj}^{t-1}} \cdot 100\%, \quad (5.11)$$

де  $V_{zepj}^t, V_{zepj}^{t-1}$  – загальні витрати  $j$ -ї території на природоохоронну діяльність за відповідні роки базового періоду, грош. од.;

$T_{bepi}^t, T_{bepj}^t$  – темпи зміни бюджетних витрат на природоохоронну діяльність відповідно  $i$ -ї та  $j$ -ї території за базовий період, %. Визначається за формулами (5.12) та (5.13):

$$T_{bepi}^t = \frac{V_{bepi}^t}{V_{bepi}^{t-1}} \cdot 100\%, \quad (5.12)$$

де  $V_{bepi}^t, V_{bepi}^{t-1}$  – бюджетні витрати  $i$ -ї території на природоохоронну діяльність за відповідні роки базового періоду, грош. од.;

$$T_{bepj}^t = \frac{V_{bepj}^t}{V_{bepj}^{t-1}} \cdot 100\%, \quad (5.13)$$

де  $V_{bepj}^t, V_{bepj}^{t-1}$  – бюджетні витрати  $j$ -ї території на природоохоронну діяльність за відповідні роки базового періоду, грош. од.

Ми застосовуємо дані, усереднені за останні три роки, що дозволяє залишати методику розрахунків у рамках традиційних для нашої країни підходів до бюджетного планування, за якими у формулі розподілу обсягу міжбюджетних трансфертів (дотацій вирівнювання та коштів, що передаються до державного бюджету) між державним та місцевими бюджетами [15] визначається прогнозний обсяг доходів місцевих бюджетів, коли як базу застосовують показники останніх трьох років періоду, що передуює плановому.

Для розрахунку скористаємося даними Державної статистичної служби України у розрізі капітальних інвестицій за джерелами фінансування, інвестицій в основний капітал за регіонами та економічних показників природокористування (капітальних інвестиції та поточних витрат на охорону навколишнього природного середовища), за останні чотири роки ми визначили темпи зміни приватних та бюджетних витрат на природоохоронну діяльність. Значення показників, а також обчислених на їх основі індексів комплементарності подані у таблиці 5.10.

Таблиця 5. 10

Розрахунок індексу комплементарності бюджетних витрат

Регіон, область	$T_{z\text{ep}j}^t$	$T_{b\text{ep}j}^t$	$I_{\text{compl}}$	Рейтинг
2	3	4	5	6
АР Крим	1,0992	0,9191	1,0064	12
Вінницька	1,1918	0,9312	0,9745	17
Волинська	1,1870	0,9394	1,0136	10
Дніпропетровська	1,1317	0,9914	0,9372	19
Донецька	1,1147	0,9109	0,9963	14
Житомирська	1,2588	0,8989	1,1037	6
Закарпатська	1,0712	1,1064	0,7730	23
Запорізька	1,1013	0,9053	1,0358	7
Івано-Франківська	1,1909	0,9259	1,0351	8
Київська	1,1774	0,7968	1,2786	3
Кіровоградська	1,2968	0,7712	1,2971	2
Луганська	1,0495	1,1905	0,7402	24
Львівська	1,0946	1,3293	0,6943	25
Миколаївська	1,1742	1,1780	0,8093	22
Одеська	1,1960	0,9694	0,9907	15
Полтавська	1,2626	1,0015	1,0090	11
Рівненська	1,2946	0,8283	1,1458	5
Сумська	1,1619	0,8372	1,1841	4
Тернопільська	1,2169	1,1249	0,8406	20
Харківська	1,0914	1,1006	0,8216	21
Херсонська	1,1706	1,0044	0,9884	16
Хмельницька	1,1683	1,0246	0,9987	13
Черкаська	1,0109	0,8896	0,9545	18
Чернівецька	1,2919	0,7906	1,3385	1
Чернігівська	1,0812	0,8638	1,0330	9

Результати розрахунків показують, що індекс комплементарності має значення більше одиниці майже для половини регіонів, що отримують можливість збільшити обсяг коштів, які будуть спрямовуватися на фінансування публічних екологічних послуг. При цьому на 33,85 %

закріплені видатки екологічного призначення будуть збільшені для Чернівецької області, у той час як Львівська, Луганська та Закарпатська області одержать у результаті бюджетного вирівнювання дещо менше (до 22%) коштів.

Таким чином, розрахунковий показник обсягів видатків на публічні екологічні послуги ( $V_{ei}$ ) для місцевих бюджетів пропонується визначати за формулою (5.14):

$$V_{ep1} = H_{ep} \cdot N_i \cdot k_{ep1} \cdot k_{ep2} \cdot k_{ep3} \cdot I_{compl} \cdot \quad (5.14)$$

Результати аналізу розрахункових обсягів видатків обласних бюджетів на публічні екологічні послуги подано у табл.5.14 та на рис.5.12.

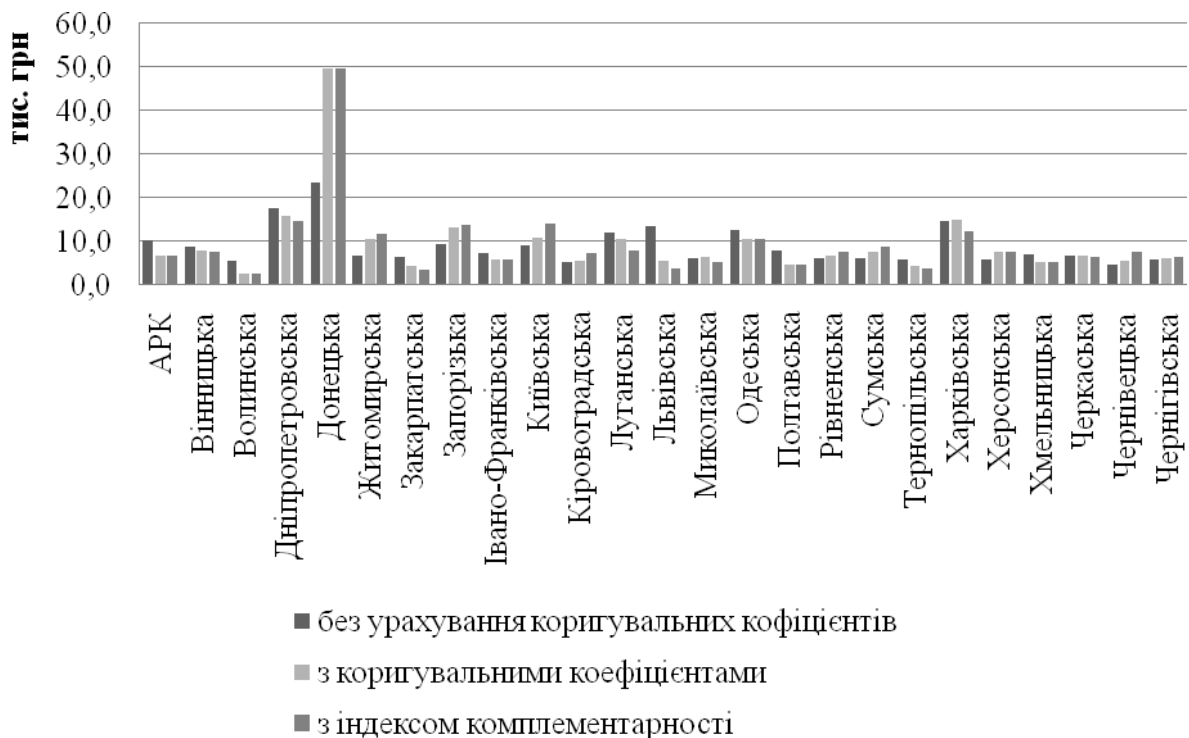


Рис. 5.13. Розрахунковий обсяг видатків місцевих бюджетів на фінансування екологічних послуг по областях України з урахуванням індексу комплементарності

Розраховані у такий спосіб прогностичні обсяги видатків місцевих бюджетів на фінансування публічних екологічних послуг дозволять місцевим органам влади отримати мінімальний розмір фінансових ресурсів, що гарантує держава для всіх громадян України. У той самий час за умови ефективного управління подальшим розподілом акумульованих у такий спосіб коштів можна максимізувати вигоди для території шляхом залучення фінансових ресурсів інших учасників: суб'єктів господарювання, домогосподарств чи неприбуткових організацій.



Таблиця 5.14

Підсумковий розрахунок прогнозних обсягів видатків на фінансування екологічних послуг

Регіон, область	$N_{ep}$ , грн/осіб	$N_i$ , тис. осіб	$k_{esi1}$	$k_{esi2}$	$k_{esi3}$	$I_{compl}$	$V_{ei}$ , тис.грн	Рейтинг
Автономна Республіка Крим	5,2375	1965,3	1,0515	0,9749	0,6420	<b>1,0064</b>	<b>6817,9</b>	<b>15</b>
Вінницька	5,2375	1650,6	0,9866	1,0623	0,8586	<b>0,9745</b>	<b>7580,7</b>	<b>11</b>
Волинська	5,2375	1036,7	0,9762	0,8744	0,5357	<b>1,0136</b>	<b>2516,4</b>	<b>25</b>
Дніпропетровська	5,2375	3355,5	1,0805	0,7541	1,0979	<b>0,9372</b>	<b>14734,9</b>	<b>2</b>
Донецька	5,2375	4466,7	1,3755	1,0055	1,5386	<b>0,9963</b>	<b>49600,5</b>	<b>1</b>
Житомирська	5,2375	1285,8	0,9870	0,9836	1,6222	<b>1,1037</b>	<b>11705,6</b>	<b>6</b>
Закарпатська	5,2375	1244,8	0,9577	1,2940	0,5395	<b>0,7730</b>	<b>3369,5</b>	<b>24</b>
Запорізька	5,2375	1811,7	1,0117	1,0951	1,2556	<b>1,0358</b>	<b>13671,9</b>	<b>4</b>
Івано-Франківська	5,2375	1380,7	0,8991	1,1257	0,7864	<b>1,0351</b>	<b>5957,6</b>	<b>18</b>
Київська	5,2375	1721,8	0,9337	1,0099	1,2879	<b>1,2786</b>	<b>14002,5</b>	<b>3</b>
Кіровоградська	5,2375	1017,8	0,9858	1,1039	0,9764	<b>1,2971</b>	<b>7346,8</b>	<b>14</b>
Луганська	5,2375	2311,6	0,9902	0,9968	0,8890	<b>0,7402</b>	<b>7863,8</b>	<b>9</b>
Львівська	5,2375	2549,6	1,1002	0,7039	0,5395	<b>0,6943</b>	<b>3873,6</b>	<b>22</b>
Миколаївська	5,2375	1189,5	0,9969	0,8918	1,1834	<b>0,8093</b>	<b>5304,7</b>	<b>19</b>
Одеська	5,2375	2391,0	0,9758	0,8110	1,0581	<b>0,9907</b>	<b>10387,7</b>	<b>7</b>
Полтавська	5,2375	1499,6	0,9708	0,9749	0,6193	<b>1,0090</b>	<b>4644,5</b>	<b>21</b>
Рівненська	5,2375	1151,6	0,9171	0,9071	1,3373	<b>1,1458</b>	<b>7688,5</b>	<b>10</b>
Сумська	5,2375	1172,3	0,9958	1,4230	0,8586	<b>1,1841</b>	<b>8845,8</b>	<b>8</b>
Тернопільська	5,2375	1088,9	0,9699	1,0274	0,7864	<b>0,8406</b>	<b>3756,8</b>	<b>23</b>
Харківська	5,2375	2769,1	0,9888	1,1826	0,8890	<b>0,8216</b>	<b>12387,6</b>	<b>5</b>
Херсонська	5,2375	1093,4	0,9902	0,9968	1,3373	<b>0,9884</b>	<b>7471,0</b>	<b>13</b>
Хмельницька	5,2375	1334,0	0,9709	0,7432	1,0182	<b>0,9987</b>	<b>5126,5</b>	<b>20</b>
Черкаська	5,2375	1295,2	0,9803	0,9815	1,0372	<b>0,9545</b>	<b>6461,6</b>	<b>16</b>
Чернівецька	5,2375	904,4	0,9463	1,2328	1,0182	<b>1,3385</b>	<b>7530,6</b>	<b>12</b>
Чернігівська	5,2375	1109,7	0,9613	0,8438	1,2879	<b>1,0330</b>	<b>6272,0</b>	<b>17</b>
Разом по групі							<b>234919,0</b>	

Побудована на такому теоретико-методичному підґрунті фінансова політика у довгостроковій перспективі надасть території значних конкурентних переваг при подальшому розподілі як публічних, так і громадських фондів грошових коштів, буде сприяти зміцненню фінансової стійкості місцевого бюджету, відновленню навколишнього природного середовища та зростанню якості життя місцевої громади.

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Алисов Е. А. Финансовое право : учеб. пос. / Е. А. Алисов. – Х. : Эспада, 1999. – 233 с.
2. Аніщенко В. О. Моніторинг і охорона земель : навч. посіб. для студ. спец. "Землевпорядкування і кадастр" вищих навч. закл. / В. О. Аніщенко, В. О. Боровий ; Чернігівський держ. ін-т економіки і управління. – Чернігів : Чернігівські обереги, 2006. – 208 с.
3. Бакша Н.В. Аспекты бюджета: императивный, экономический, финансовый, налоговый, расходный, социальный / Н. В. Бакша [и др.]. – М., 2001. – 415 с.
4. Балацький О.Ф. Антологія економіки чистої середовища / О. Ф. Балацький. – Суми : ІТД "Університетська книга", 2007. – 272 с.
5. Барулин С.В. Оценка результативности и эффективности реализации долгосрочных целевых программ / С. В. Барулин, В. С. Кусмарцева // Финансы. – 2010. – №5. – С. 22–27.
6. Брошкова С. Л. Научные основы формирования социо-эколого-экономического механизма устойчивого развития региона (на примере Одесской области) : монография / С. Л. Брошкова ; науч. ред. проф. Т. П. Галушкина. – О. : Фенікс, 2010. – 180 с.
7. Бюджетний кодекс України від 08.07.2010 № 2456-VI [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2456-17](http://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2456-17).
8. Бюджетний кодекс України: закон, засади, коментар / за ред. О.В. Турчинові і Ц.Г. Огня. – К. : Парламентське вид-во, 2002. – 320с.
9. Веклич О. О. Економічний механізм екологічного регулювання в Україні / О. О. Веклич ; Рада національної безпеки і оборони України, Український ін-т досліджень навколишнього середовища і ресурсів. – К. : [б.в.], 2003. – 88с.
10. Галушкина Т. П. Экологическая политика и механизмы ее реализации на региональном уровне / Т. П. Галушкина, В. И. Крутякова ; НАН Украины, Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований. – О. : [б.и.], 1999. – 112 с.
11. Галушкина Т. П. Экономические инструменты экологического менеджмента (теория и практика) / Т. П. Галушкина ; НАН Украины, Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований. – О. : [б.и.], 2000. – 280 с.
12. Гирусов Э.В. Основы социальной экологии : учеб. пос. / Э. В. Гирусов. – М. : Изд-во РУДН, 1998. – 172с.
13. Глушкова В. Г. Экономика природопользования: учебное пособие для вузов / В. Г. Глушкова, С. В. Макар. – М. : Юрайт-Издат, 2007. – 448 с.

14. Государственные и муниципальные финансы : учебник / общ. ред. И. Д. Мацкуляк ; Российская академия гос. службы при Президенте РФ. – 2-е изд., доп. и перераб. – М. : Издательство РАГС, 2007. – 640 с.
15. Деякі питання розподілу обсягу міжбюджетних трансфертів. Постанова Кабінету Міністрів України від 8 грудня 2010 р. № 1149. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1149-2010-p>.
16. Експрес-випуск «Витрати на охорону навколишнього природного середовища та екологічні платежі у 2010 році» [Електронний ресурс] / Державна служба статистики України. – Режим доступу : <http://www.ukrstat.gov.ua/>.
17. Конституційно-правові форми безпосередньої демократії в Україні: проблеми теорії і практики / В. Ф. Погорілко [та ін.] ; ред. В. Ф. Погорілко ; НАН України, Інститут держави і права ім. В. М. Корецького. – К. : Інститут держави і права ім. В. М. Корецького, 2001. – 354 с.
18. Котенко Н. В. Фінансування публічних екологічних послуг як основа забезпечення якості життя населення України [Текст] / Н. В. Котенко // Вісник Сумського державного університету. Серія Економіка. — 2009. — № 1. — С. 60-70.
19. Ксенофонтов В. И. Управление сбалансированным развитием региона на основе методов индикативно-регулятивного планирования/ В. И. Ксенофонтов // Экономические науки. – 2010. – № 12 (73). – С. 106–111.
20. Мельник С. Про формування місцевих бюджетів / С. Мельник, С. Кринця // Економіка України. – 2000. – №1. – С.19.
21. Місцеві фінанси: підручник / О. П. Кириленко [та ін.] ; ред. О. П. Кириленко. – К. : Знання, 2006. – 677 с.
22. Моделирование социо-эколого-экономической системы региона / О. Ф. Балацкий [и др.] ; ред. В. И. Гурман, Е. В. Рюмина ; РАН, Институт программных систем. – М. : Наука, 2001. – 175 с.
23. Монаєнко О. А. Організація, форми і методи фінансування видатків бюджету [Електронний ресурс] / О. А. Монаєнко // Науковий вісник Львівського державного університету внутрішніх справ. – 2009. – № 1. – Режим доступу: [http://www.nbu.gov.ua/portal/Soc\\_Gum/Nvlduvs/2009\\_1/09maofvb.pdf](http://www.nbu.gov.ua/portal/Soc_Gum/Nvlduvs/2009_1/09maofvb.pdf).
24. Ніколаєнко Т.С. Соціо-еколого-економічна ефективність землекористування в Україні: просторовий аспект / за ред. чл.-кор. НАН України Б.М. Данилишина. – К.: РВПС України НАН України, 2007. – 72 с.
25. ОНФ обсудит бюджетную поддержку реального сектора. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://tpp->

- inform.ru/economy\_business/1379.html.
26. Опарін В. М. Фінанси (Загальна теорія) : навчальний посібник / В. М. Опарін ; Київський національний економічний ун-т. – 2-ге вид., доп. і переробл. – К. : КНЕУ, 2001. – 238 с.
  27. Основи законодавства про культуру. Закон України від 14.02.1992р. № 2117-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2117-12>
  28. Основи законодавства України про охорону здоров'я: Закон України від 19.11.1992 р.№ 2801-ХІІ. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2801-12&p=1305123482533639>.
  29. Перспективи поліпшення екологічної ситуації [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [www.ecoleague.colocall.com/download.php?id=571](http://www.ecoleague.colocall.com/download.php?id=571).
  30. Повестка дня на ХХІ век. Принята Конференцією ООН по окружающей среде и развитию, Рио-де-Жанейро, 3–14 июня 1992 года [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.un.org/russian/conferen/wssd/agenda21>.
  31. Податковий кодекс України від 02.12.2010 № 2755-VI [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/податковий%20кодекс>.
  32. Понятие «государственное управление природопользованием»[Електронний ресурс] / Белорусский национальный технический университет.– Режим доступу : <http://www.mybntu.com/general/ecology/ponyatie-gosudarstvennoe-upravlenie-prirodopolzovaniem.html>.
  33. Про державні соціальні стандарти та державні соціальні гарантії. Закон України від 05.10.2000 № 2017-ІІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2017-14>.
  34. Про освіту : Закон України від 23.05.1991 р. № 2801-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/card/1060-12>.
  35. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25 червня 1991 року № 1264-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=1264-12&p=1220283398168126>.
  36. Рибалова О.В.Визначення рівня екологічної небезпеки в регіонах України на основі оцінки екологічного ризику / О. В. Рибалова, С. В. Белан, Є. О. Варивода [представлено д-ром техн. наук Ларіним О.М.]// Збірка наукових праць. – 2010. – № 12. – С. 132 – 142.
  37. Ринкові механізми у сфері природокористування (концепція модернізації) / [В. С. Кравців, Ю. І. Стадницький, П. В. Жук та ін.;

- за ред. В. С. Кравціва]; НАН України. Ін-т регіональних досліджень. – Львів, 2010. – 119с.
38. Рубинштейн А. Я. Экономика общественных предпочтений. Структура и эволюция социального интереса : [монография] / А. Я. Рубинштейн ; РАН, Институт экономики. – [2-е изд., испр. и доп.]. –СПб. : Алетейя, 2008. – 559 с.
  39. Сазонець І.Л. Управління місцевими фінансами : навч. посіб. для студ. ВНЗ / І. Л. Сазонець [и др.]. – К. : Центр навчальної літератури, 2006. – 261 с.
  40. Синякевич І. М. Інструменти екополітики : теорія і практика / І. М. Синякевич; Український лісотехнічних ун-т. – Л. : ЗУКЦ, 2003. – 188 с.
  41. Слухай С. Міжбюджетні трансферти у постсоціалістичних країнах: від теорії до реалій : монографія / С. Слухай. – К. : «АртЕк», 2002. – 288 с.
  42. Соколов Н. О. Экономика и управление социальной сферой в регионе / Н. О. Соколов. – Сумы : Издательство «Слобожанщина», 2001. – 240с.
  43. Социальная политика в постсоциалистическом обществе : задачи, противоречия, механизмы / В. Матвиенко [и др.] ; отв. ред. К. Микульский ; Международная ассоциация академий наук, РАН. – М. : Наука, 2001. – 647 с.
  44. Статистичний збірник «Соціальні індикатори рівня життя населення» / Державна служба статистики України. – К., 2011. – 203с.
  45. Статистичний щорічник України за 2010 рік. – К. : ТОВ «Август Трейд», 2011. – 560 с.
  46. Сухорукова С. М. Экономика и экология (политэкономический аспект) : учеб. - метод. пособие для вузов / С. М. Сухорукова. – М. : Высшая школа, 1998. – 109 с.
  47. Теорія фінансів : навчальний посібник / П. М. Леоненко [та ін.] ; заг. ред. О. Д. Василика. – К. : Центр учбової літератури, 2005. – 480 с.
  48. Теорія фінансів : підручник / П. І. Юхименко [та ін.] ; заг. ред. В. М. Федосов, С. І. Юрій. – К. : Центр учбової літератури, 2010. – 576 с.
  49. Токвіль А. Д. Про демократію в Америці / А. Д. Токвіль; пер. з фр.. – К. : Всесвіт, 1999. – 587 с.
  50. Туниця Т. Ю. Дослідження можливостей адаптації теорії Кузнеца до вирішення сучасних еколого-економічних проблем сталого розвитку [Електронний ресурс] / Т. Ю. Туниця . – Режим доступу: [http://www.nbu.gov.ua/portal/natural/lglpdp/2006\\_30/167\\_Tunycia\\_LG\\_30.pdf](http://www.nbu.gov.ua/portal/natural/lglpdp/2006_30/167_Tunycia_LG_30.pdf).
  51. Финансовые источники, механизмы сохранения биоразнообразия в

- России и международный рынок экосистемных услуг (анализ и методические рекомендации) / под ред. А. А. Гусева, Е. В.Рюминой. – М. : НВТ-Дизайн, 2002. – 48 с.
52. Філіпенко А.С. Глобальні форми економічного розвитку: історія і сучасність / А. С. Філіпенко. – К. : Знання, 2007. – 670 с.
53. Циммерманн Х. Муниципальные финансы: учебник / Х. Циммерманн; пер.с.нем. – М., 2003. – 352 с.
54. Чутчева О. Адресність як галузевий принцип права соціального забезпечення [Електронний ресурс] / О. Чутчева // Форум права. – 2011. – №1. – С. 1096–1101. – Режим доступу : <http://www.nbu.gov.ua/e-journals/FP/2011-1/11hogpcz.pdf>.
55. Шевчук Н.Ю. Структура видатків місцевих бюджетів України та особливості її побудови / Н. Ю. Шевчук // Актуальні проблеми економіки. – 2008. – №5. – С.202–207.
56. Шостак Л.Б. Регулирование экономического роста в условиях природно-ресурсных ограничений / Л. Б. Шостак ; ред. Б. М. Данилишин ; НАН Украины, Совет по изучению производительных сил Украины. – К. : [б.и.], 1998. – 331 с.
57. Analysis of the 2008-09 Budget Bill: Resources [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://www.lao.ca.gov/analysis\\_2008/resources/res\\_an108001.aspx](http://www.lao.ca.gov/analysis_2008/resources/res_an108001.aspx).
58. Definition and limits of the principle of subsidiarity. Report prepared for the Steering Committee on Local and Regional Authorities (CDLR) [Електронний ресурс] //Local and regional authorities in Europe. – № 55. – Режим доступу : [http://books.google.com.ua/books/about/Definition\\_and\\_limits\\_of\\_the\\_principle\\_o.html?id=Z6gSII-6nEAC&redir\\_esc=y](http://books.google.com.ua/books/about/Definition_and_limits_of_the_principle_o.html?id=Z6gSII-6nEAC&redir_esc=y).
59. Finance for Sustainable Development: Testing New Policy Approaches : Proceedings of the 5th Expert Group Meeting on Finance for Sustainable Development, Nairobi, Kenya, 1–4 December 1999 / UN; Department of Economic and Social Affairs; Division for Sustainable Development. –NewYork : UN, 2002. – v, 343 p.
60. Intergovernmental fiscal transfers: principles and practice / edited by Robin Boadway, Anwar Shah (Public sector governance and accountability series). –Washington, D. C. : The World Bank, 2007. – 624 p.
61. Helmuth Cremer, Firouz Gahvari. Environmental taxation in open economies: unilateralism or partial harmonization [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://idei.fr/doc/by/cremer\\_h/environmental1.pdf](http://idei.fr/doc/by/cremer_h/environmental1.pdf).
62. John Maynard Keynes. The General Theory of Employment, Interest and Money [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.parcusgroup.com/books/GeneralTheoryofEmploymentInterestandMoney.pdf>.

63. Local finance in Europe. Local and regional authorities in Europe, No.61. CouncilofEuropePublishing [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://book.coe.int/EN/ficheouvrage.php5PAGEID=36&lang=EN&produit\\_aliasid=1607](http://book.coe.int/EN/ficheouvrage.php5PAGEID=36&lang=EN&produit_aliasid=1607).
64. Meritand Demerit Goods [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.economicshelp.org/marketfailure/merit-demerit-goods.html>.
65. Meritgood. From Wikipedia, the free encyclopedia [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://en.wikipedia.org/wiki/Merit\\_good](http://en.wikipedia.org/wiki/Merit_good).
66. Merit Goods. Economics Online [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://economicsonline.co.uk/Market\\_failures/Merit\\_goods.html](http://economicsonline.co.uk/Market_failures/Merit_goods.html).
67. Timothy Besley, Ravi Kanbur. The Principles of Targeting [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/WDSP/IB/1990/03/01/00009265\\_3960928225215/Rendered/PDF/multi0page.pdf](http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/WDSP/IB/1990/03/01/00009265_3960928225215/Rendered/PDF/multi0page.pdf).



## РОЗДІЛ 6

# ІНВЕСТИЦІЙНІ МЕХАНІЗМИ УПРАВЛІННЯ РЕГІОНАЛЬНИМ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ

### 6.1 Теоретико-методологічні засади дослідження відтворення регіонального природокористування

Інвестиційні рішення, безпосередньо пов'язані із вирішення проблем екологозбалансованого розвитку, у сучасних умовах приймаються не лише на державному рівні. Територія також розглядається як окремий суб'єкт інвестиційного процесу у сфері природокористування і охорони довкілля, оскільки потреби територіальних громад є окремим видом потреб, що задовольняються через створення територіальних систем управління сталим розвитком. Корпоративне управління також визначає екологічні завдання як конкурентно необхідні. Екологічно обумовлені зміни у ринковому середовищі вимагають удосконалення відповідних теоретичних та методологічних прийомів аналізу. Серед таких змін варто відзначити зміни інституціональних умов реалізації інвестицій і відтворювальних пропорцій виробництва під впливом екологічної політики, що реалізується на різних рівнях.

Аналіз еколого-економічних протиріч виявив потребу в удосконаленні методології управління природокористуванням із позиції забезпечення орієнтації системи відтворення регіональної еколого-економічної системи на сталий розвиток.

Як зазначає І. Бистряков: «...потрібно застосовувати сучасну фундаментальну наукову методологію, яка використовує нетрадиційні логіко-сміслові дослідницькі прийоми. Основне завдання при цьому полягає в тому, щоб розкрити сутнісні сторони соціально-економічних явищ. Ідеться передусім про системний аналіз простору відносин, що складаються між людьми, які живуть на певних територіях» [3, с. 47].

Подальші обґрунтування методології дослідження відтворення природокористування та підходів до формування відповідних механізмів управління на регіональному рівні ми будемо базувати на системній парадигмі, згідно з якою економіка досліджується через динаміку процесів формування, розвитку, взаємодії та трансформації економічних систем. Більшість науковців вважають, що серед основних характеристик економічних систем доцільно виділяти здатність до саморозвитку, цілеспрямованість, стійкість, безперервність функціонування.

Особливістю системної парадигми в економіці є підхід до визначення ресурсів, якими володіє система. У межах цього підходу запропонована теорія ресурсної бази економічних систем, відповідно до якої економічна

система будь-якого рівня володіє певним просторово-часовим ресурсом, що формує її потенціал. Розуміння простору і часу як базових ресурсів ґрунтується на факті, що вони «витрачаються» в процесі економічної діяльності, а отже, є обмеженими для якоїсь конкретної системи. Тобто теорія ресурсної бази розглядає час і простір як базові (фундаментальні) ресурси економічних систем. Ефективність функціонування останніх оцінюється як ефективність використання цих ресурсів, що потребують відшкодування та відтворення [14;15;16;17].

Наявність та якість інтегрального просторово-часового ресурсу кожної системи виводиться із власне характеристик систем, які принципово відрізняються двома параметрами: ступенем визначеності меж систем у просторі ( $v$ ,  $0 \leq v \leq 1$ ) та ступенем визначеності їх меж у часі ( $w$ ,  $0 \leq w \leq 1$ ). Якщо можливо визначити відповідні межі, показники  $v$  і  $w$  дорівнюють 1, якщо ні – параметри беруться такими, що до дорівнюють нулю [18]. Пропонується виділяти чотири типи систем:

- системи-середовища ( $\alpha$ );
- процесні системи (системи-процеси –  $\beta$ );
- проектні системи (системи-проекти –  $\gamma$ );
- об’єктні системи (системи-об’єкти –  $\delta$ ).

Характеристики систем кожного типу описуються: для систем  $\alpha$  –  $(v; w) = (0; 0)$ , для систем  $\beta$  (процесів) –  $(v; w) = (0; 1)$ , для проектів  $\gamma$  –  $(v; w) = (1; 1)$  і для систем-об’єктів  $\delta$  –  $(v; w) = (1; 0)$ . Тобто середовища розглядаються як такі, що необмежені ні у просторі, ні у часі, проекти є обмеженими за двома координатами, відповідно процес і об’єкт обмежені у часі та просторі, що схематично представлено на рис. 6.1.

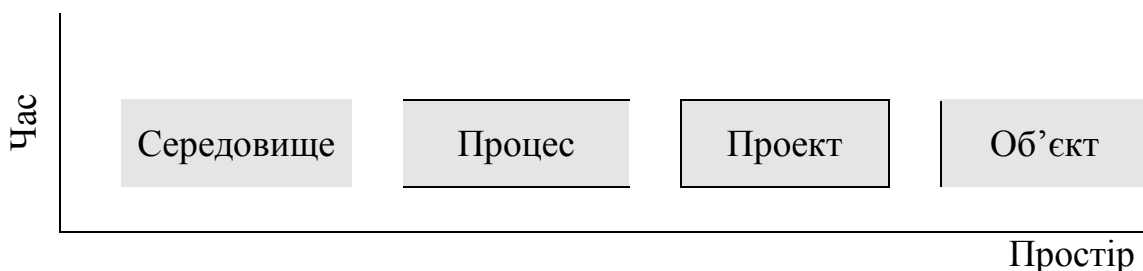


Рис. 6.1. Базові типи систем залежно від характеру їх локалізації у просторі та часі [15]

Характеристики доступності інтегрального просторово-часового ресурсу для систем кожного типу наведені у табл. 6.1.

Обмеженість ресурсів для систем одного типу зумовлює їх взаємодію, в процесі якої надлишкові ресурси передаються до інших систем, не обов’язково на комерційних засадах.

Таблиця 6.1

Характеристика доступності просторово-часового ресурсу для різних типів систем [17]

Тип економічної системи	Просторовий ресурс системи (S)	Часовий ресурс системи (T)
1. Середовища ( $\alpha$ )	Не обмежений	Не обмежений
2. Процеси ( $\beta$ )	Не обмежений	Обмежений
3. Проекти ( $\gamma$ )	Обмежений	Обмежений
4. Об'єкти ( $\delta$ )	Обмежений	Не обмежений

Для характеристики процесу міжсистемної взаємодії пропонується використовувати тетраду (квартет) – модель, що характеризує взаємозв'язок чотирьох типів систем, є найменшою за складом економічною структурою, що може самостійно функціонувати та відтворюватися. Як зазначає Г. Клейнер, процеси та результати організації економічних систем у вигляді тетрадних структур мають стати одним з найважливіших об'єктів системного стратегічного управління стійким розвитком економіки [15].

Для характеристики змісту відтворення регіонального природокористування ми пропонуємо використовувати саме таку чотирискладову модель – модель міжсистемної взаємодії. За визначенням автора теорії ресурсної бази економіки Г. Клейнера тетрада є моделлю, яка описує взаємодію систем, проте сама не є економічною системою, оскільки для неї не виконується одна з умов, яким повинна відповідати остання, а саме цілісність [18]. Мається на увазі, що зв'язки всередині моделі є нестійкими, а тому можливе порушення цілісності не лише у довгостроковому, а й у короткостроковому періоді.

Основні положення теорії ресурсної бази економічної системи, які визначають можливість її застосування для дослідження відтворення природокористування на рівні регіону, полягають у такому:

1. Поряд із просторовим та часовим ресурсами системи володіють також ресурсами інтенсивності й активності, які визначаються характером використання базового просторово-часового ресурсу. Функціонування системи може бути визначене як інтенсивне, зорієнтоване на використання простору (характерне переважно для просторово обмежених систем), та як інтенсивне – зростаюча кількість дій за одиницю часу (для систем, обмежених у часі). Саме у наявності ресурсів активності та інтенсивності вбачається джерело виникнення рентних доходів в економіці.
2. Обмеженість для кожної окремої системи усіх видів ресурсів зумовлює потребу у міжсистемній взаємодії.
3. Функціонування економіки (розвиток економічних відносин) розглядається як взаємодія усіх чотирьох типів систем, які можуть бути визначені для кожного рівня – макро- мезо- та

мікроекономічного. У процесі такої взаємодії відбувається обмін та збалансування ресурсів.

4. Ефективне управління системами різних типів – це управління, синхронізоване зі структурою їх взаємодій [15-18].

Розглядаючи процес відтворення регіонального природокористування як процес міжсистемних взаємодій, визначимо основні його складові. Виходячи з регіонального підходу до управління природокористуванням як середовище (система  $\alpha$ ), ми пропонуємо розглядати регіон. Зазначимо, що у моделях міжсистемної взаємодії, побудованих для макрорівня чи рівня глобальної економіки, регіон може розглядатися як об'єкт. Проте у нашому випадку ми розглядаємо його як середовище, оскільки він виступає, з одного боку, як просторовий базис природокористування з певним запасом природних ресурсів, а з іншого – є специфічним економічним середовищем, що має власні характеристики, наприклад, трудові ресурси, споживачі (кількість, щільність населення), середній рівень доходу на душу населення, просторово-економічні характеристики (спеціалізація регіону – сільськогосподарський регіон, заповідні зони, промислові райони тощо), транспортна, фінансова інфраструктури, наявність природних ресурсів, потенціал їх використання, рівень забруднення території тощо. Ці характеристики можуть бути визначені як просторовий ресурс – основний, що має у своєму розпорядженні система-середовище. Саме цей просторовий ресурс визначає специфіку даного регіону з точки зору реалізації того чи іншого напрямку природокористування (рис. 6.2).



Рис. 6.2. Відтворення регіонального природокористування як модель міжсистемної взаємодії

Так, для регіонів із різною сільськогосподарською спеціалізацією може переважити землекористування чи лісокористування, для деяких регіонів існує необхідність підтримання природно-заповідних зон, що суттєво вплине на обсяг просторових ресурсів, які знаходяться в межах даного регіону.

Об'єктною системою у запропонованій моделі взаємодій є природокористувачі. У даному випадку вони виділяються не за галузевим, а за функціональним підходом, тобто розуміються всі економічні суб'єкти, що в процесі своєї діяльності здійснюють вплив на навколишнє природне середовище. Саме природокористувачі визначають інтенсивність використання просторового ресурсу, ефективність використання природних ресурсів, ступінь їх відтворення (збереження) як передумови подальшого розвитку системи в цілому та окремих її суб'єктів.

Як процесну систему у запропонованій моделі міжсистемної взаємодії ми вважаємо за необхідне визначити регулювання та регламентацію природокористування, що у сучасних умовах доцільно розглядати як безперервний процес, який включає процес узагальнення, створення та поширення інформації, що формує вимоги та умови природокористування, визначається як зовнішніми, так і внутрішніми факторами, формує передумови використання ресурсів у системі-середовищі і загалом визначає тип природокористування (ресурсоємне, ресурсоощадне, інноваційно орієнтоване тощо). При цьому регулювання та регламентацію природокористування можна розглядати як систему, оскільки для неї виконується умова стабільності (стійкості) – процес регламентації та регулювання природокористування, будучи динамічним, відбувається постійно, є цілісним, має внутрішню структуру, основною його функцією можна вважати розподіл ресурсів із метою забезпечення сталого розвитку (сталості відтворення системи), отже, цей процес є відносно стійким з позиції суспільного спостерігача. Регулювання і регламентація включають законодавчо-правові норми загальнодержавного та місцевого рівнів, сукупність нормативів природокористування, інституції, що забезпечують процес моніторингу, контролю тощо.

До підсистеми «проекти» у моделі взаємодій (рис 6.6) ми пропонуємо відносити будь-які проекти, програми, заходи, що передбачають використання природних ресурсів у відповідному регіоні, зумовлюють економію природних ресурсів, зменшення викидів, скидів у навколишнє природне середовище, орієнтовані на вирішення екологічних проблем території (регіону). Це можуть бути як проекти, метою яких є безпосереднє використання ресурсів (проекти з видобутку корисних копалин), скорочення обсягів використання ресурсів (проекти з енергозбереження), відтворення якості навколишнього природного середовища (очищення ґрунтів, водних об'єктів тощо), так і проекти, які не належать до екологічних, проте об'єктивно здійснюють вплив на довкілля і характеризуються певним еколого-економічним ефектом, причому необов'язково позитивним.

Використання описаної моделі міжсистемної взаємодії як теоретичної основи обґрунтування найбільш ефективних інвестиційно-фінансових механізмів відтворення для конкретного регіону передбачає, по-перше, чітке визначення ресурсів, з приводу обміну якими розглядається взаємодія окремих систем, по-друге, описання характеру взаємозв'язків, які виникають

між системами різних типів. Останній, на нашу думку, є визначальним фактором стійкості міжсистемних зв'язків та визначає стійкість відтворення в цілому. Вважається, що відтворення описаної структури можливе на певному обмеженому часовому інтервалі, тривалість якого залежить від тривалості життєвих циклів двох систем – проектної та процесної [15; 18]. Проте ці фактори не можна вважати вичерпними. На нашу думку, визначальним фактором стійкості описаної структури (тетради) є співвідношення між зв'язками, що склалися на певному часовому інтервалі, їх синхронізованість. Для оцінки таких співвідношень та синхронності ми вважаємо за необхідне в описаних взаємозв'язках виокремити 2 принципово відмінні типи:

1. Зв'язки, що характеризують потенціал взаємодій і визначають максимально можливий рівень ефективності використання наявних у систем ресурсів ( $S, T$  – ресурси простору та часу відповідно).
2. Зв'язки, що виявляють фактичний стан використання ресурсів та фактичний рівень ефективності кожної системи ( $I, A$  – ресурси використання простору та часу відповідно).

Тоді умова абсолютної стійкості описаної структури взаємодій може бути формалізована таким чином:

$$\frac{f(I,A)}{f(S,T)} \rightarrow 1, \quad (6.1)$$

де  $f(I, A)$  – функція, що характеризує результат діяльності систем (крім середовищ) за існуючого (фактичного) рівня використання ним базових ресурсів;

$f(S, T)$  – функція, що характеризує максимально можливий результат діяльності систем (крім середовищ), визначений щодо максимально можливого рівня ефективності використання ресурсів, який склався у процесі взаємодій економічних систем, що є аналогічними досліджуваним.

Чим нижче наведене співвідношення, тим менш стійкою буде описана структура – системи, які функціонують у тетраді найменш ефективно, будуть замінюватися іншими, що в результаті призведе до формування нових зв'язків, ефективність використання ресурсів при цьому буде зростати. Цей процес є об'єктивним в умовах поступального соціально-економічного та технологічного прогресу. Поява нових технологій, техніки, ресурсів, які залучаються до економічної системи, зумовлює підвищення рівня використання базових ресурсів – простору та часу. Свідченням цього є зростання інтенсивності використання ресурсів, зростання швидкості економічних процесів, поява нових видів діяльності, що формують нові системи різних типів від середовищ до проектів (інтернет-бізнес, «зелені технології», нові банківські послуги тощо).

Безумовно, базову модель міжсистемної взаємодії ми розглядаємо як загальну методологічну конструкцію, яка може і повинна бути конкретизована стосовно конкретного об'єкта дослідження, та завдань які

нам визначаються. Саме можливість конкретизації завдання дослідження щодо окремого аспекту міжсистемних взаємодій ми вважаємо перевагою запропонованої моделі.

Зупинимося більш детально на характеристиках ресурсів, які у базовій моделі міжсистемних взаємодій визначені загальним поняттям «ресурси простору і часу» та «ресурси використання простору і часу» [15-18]. Необхідно проаналізувати взаємодії з приводу якогось одного чи декількох ресурсів, якими можуть бути матеріальні ресурси (виробничі площі, сільськогосподарські угіддя тощо), рекреаційні зони, транспортна інфраструктура, фінансова інфраструктура регіону тощо.

#### *Ресурси простору*

Враховуючи, що процеси відтворення реалізуються через механізми інвестування (тобто завдання дослідження ефективності окремих зв'язків в описаній структурі може бути конкретизоване як оцінка ефективності інвестицій у раціональне природокористування, їх впливу на показники та пропорції регіонального відтворення) під ресурсом простору у запропонованій моделі міжсистемних взаємодій (рис. 6.2) ми розуміємо інвестиційний простір.

Інвестиційний простір, як правило, розглядають як оточення проекту, тобто розуміється сукупність деяких факторів і умов, які впливають на реалізацію інвестиційного проекту, його ефективність. Таке тлумачення інвестиційного простору близьке за змістом до інвестиційного клімату, що досить часто використовується для характеристики умов реалізації інвестиційної діяльності в межах системи різного рівня (економіки країни, регіону, економічного району, підприємства) [41].

Принципово інший підхід до визначення інвестиційного простору наведено у роботі [35], де останній розглядається як сукупність потенційних об'єктів капіталовкладень. Ми вважаємо таке визначення досить вузьким, адже, по-перше, поняття інвестиції більш широке, ніж капіталовкладення, по-друге, «простір» у цьому випадку обмежується лише об'єктами інвестування.

Під інвестиційним простором ми пропонуємо розуміти сукупність напрямів вкладання капіталу та комплекс факторів соціально-економічного, екологічного, інституційного та організаційно-правового характеру, що формують умови для реалізації інвестицій, взаємодія таких факторів виражається певним рівнем інвестиційного ризику. Стосовно взаємодій «середовище – об'єкт» інвестиційний простір може бути конкретизований як сукупність об'єктів інвестування та відповідних умов реалізації інвестицій у регіоні, що у взаємодії формують деякий рівень регіонального інвестиційного ризику. На рівні «процес – середовище» можна говорити про макроінвестиційний простір, який є ширшим, оскільки включає додаткові напрями вкладання капіталу, більш широкий перелік факторів та умов, які визначають потенційні можливості для інвестування, а також формується як взаємодія окремих інвестиційних просторів у межах національної економіки.

Інвестиційні ризики як характеристика інвестиційного простору також будуть відрізнятися – на регіональному рівні можуть спостерігатися додаткові, не характерні для макроінвестиційного простору, або навпаки – за окремими ризиками деякі регіони можуть мати кращі характеристики.

Отже, реалізація не орієнтованої на раціональне природокористування інвестиційної політики спричиняє додаткові ризики для еколого-економічної системи будь-якого рівня, особливо для регіональної, причому їх зростання сприяє зростанню системного ризику, коли ризик порушення стабільності та зниження ефективності функціонування одного з елементів будь-якої системи (наприклад, підприємства-природокористувача) внаслідок екологічно небезпечної діяльності є суттєвим фактором порушення стабільності функціонування системи в цілому. Це пов'язане з тим, що інвестиції в раціональне природокористування об'єднують більшу кількість суб'єктів порівняно з інвестиціями у будь-яку іншу окремо взятую сферу, про що зазначається, зокрема, у роботі [19]. Тобто серед інвестицій у будь-яку галузь (сферу діяльності) можуть бути інвестиції, які можна віднести до інвестицій у раціональне природокористування. У той самий час останні не можна визначити як просту суму інвестицій у окремі види діяльності чи інвестиції на окремі цілі (енергозбереження, використання альтернативних джерел енергії тощо).

Взаємозв'язок між екологічно орієнтованим інвестуванням та рівнем інвестиційного ризику зараз досліджується не лише стосовно реального сектору економіки, але є актуальним для формування інвестиційних портфельних фінансових установ. Прикладом цього може бути аналіз діяльності учасників фінансового ринку, зокрема структури інвестиційних портфельних інституційних інвесторів, які оцінюють вплив екологічного фактора на розподіл активів і загальний рівень ризику портфеля інвестиційних активів. Цей ризик визнається суттєвим і прогнозується збільшення його впливу. За оприлюдненими прогнозами екологічна складова буде визначати близько 10 % портфельного ризику протягом наступних 30 років. При цьому можливі інвестиції в екологічно чисті технології (спрямовані на зменшення викидів CO<sub>2</sub>) оцінюються на рівні 5 трлн дол. США до 2030 р. [48;51].

Інвестиційним фондом MERCER прийнята програма «Чиста енергія та природоохоронні технології», що передбачає інвестування на суму близько 1,2 млрд дол. США. Структура інвестиційного портфеля за цією програмою наведена у табл. 6.2.

У процесі інвестиційної діяльності, що реалізується на певному етапі формуються умови для стратегічного розподілу ресурсів (активів) певного регіону чи території, тому орієнтація інвестицій на досягнення поряд із суто економічними цілями завдань раціонального природокористування може зменшити інвестиційні ризики цього регіону (території).



Таблиця 6.2

Структура інвестованого капіталу в межах програми «Чиста енергія та природоохоронні технології» [48, с. 21]

<i>Напрямок інвестування</i>	<i>Частка у портфелі</i>
Біопаливо	22 %
Сонячна енергія	21 %
Використання енергії вітру	13 %
Проекти енергозбереження будівель	9 %
Біомаса і відходи	7 %
Інші	28 %

Отже, специфіка інвестицій у раціональне природокористування, їх мультиплікаційний ефект зумовлюють залежність розвитку будь-якої еколого-економічної системи від їх обсягів та динаміки. Тому, досліджуючи відтворення природокористування, ми виходимо із взаємозв'язку між якістю інвестиційного простору та екологічними інвестиціями (інвестиціями у раціональне природокористування), розглядаючи останні як фактор підвищення якості інвестиційного простору. Таким чином, приймаємо гіпотезу щодо наявності позитивної кореляції між обсягами і темпами зростання екологічних інвестицій та індикаторами якості інвестиційного простору.

Формуванню механізмів відтворення ефективного раціонального природокористування повинен передувати структурно-динамічний аналіз інвестицій у регіоні за критерієм відповідності їх цілей цілям раціонального природокористування та сталого розвитку.

*Ресурси часу.*

Індикаторами, за якими можна оцінити ресурси часу у відтворенні регіонального природокористування, виступають часові характеристики відтворення. У взаємодії процесної системи (регулювання та регламентація природокористування) та середовища (регіон) як ресурс часу ми пропонуємо розглядати цикли відтворення, часові характеристики яких втілюються у стратегічних документах соціально-економічного розвитку.

Ресурс використання часу у взаємодії «середовище – процес» (рис. 6.2) може бути оцінений на основі індикаторів інвестиційної активності у сфері природокористування (темпи зростання інвестицій, тривалість життєвих циклів інвестицій, середні періоди їх окупності тощо). Як один із показників, що може характеризувати ресурс використання часу, може бути запропоновано показник швидкості відтворювальних процесів у регіоні [27], який ми пропонуємо розраховувати для екологічних інвестицій та інвестицій, що не передбачають досягнення екологічних ефектів:

$$v_{eco} = \frac{\sum_{n=1}^N I_{eco}}{\sum_{n=1}^N PP_{eco}}, \quad (6.2)$$

$$v_{com} = \frac{\sum_{n=1}^N I_{com}}{\sum_{n=1}^N PP_{com}}, \quad (6.3)$$

де  $v_{eco}$  – швидкість окупності інвестицій, що мають на меті вирішення екологічних (природоохоронних завдань), в регіоні, грош. од./рік;

$v_{com}$  – швидкість окупності інвестицій, що не передбачають вирішення екологічних (природоохоронних завдань), в регіоні, грош. од./рік;

$I_{eco}$ ,  $I_{com}$  – реалізовані в регіоні відповідно інвестиції екологічного спрямування та інвестиції, що не передбачають вирішення екологічних завдань і не мають позитивних екологічних ефектів, грош. од.;

$PP_{eco}$ ,  $PP_{com}$  – періоди окупності відповідно екологічних інвестицій, що не передбачають вирішення екологічних завдань та не мають позитивних екологічних ефектів, грош. од.;

$N$  – кількість відповідних проектів.

Запропоновані показники швидкості окупності являють собою усереднені значення умовного річного грошового потоку, який генерується у відповідному регіоні в результаті реалізації інвестицій. Розглядаючи ці показники як характеристики якості відтворювального процесу (певного співвідношення природного та економічного відтворення), можна визначити рівень екологічної орієнтованості регіонального відтворення:

$$K_{EC} = \frac{v_{eco}}{v_{com}}, \quad (6.4)$$

$K_{EC}$  – рівень екологічної орієнтованості регіонального відтворення.

Цей показник характеризує орієнтованість інвестиційного процесу на екологічні цілі, тобто відповідність обсягів та показників окупності екологічних інвестицій аналогічним параметрам інвестицій, що не спрямовані на раціональне природокористування та охорону довкілля.

Ресурс часу у взаємодії систем «об'єкт» – «проект» можна розглядати як тривалість життєвого циклу підприємства, життєвого циклу технологій, які використовує підприємство, тоді як ресурси використання часу (інтенсивність) ми вважаємо за доцільне оцінювати на основі безпосередньо часових характеристик інвестицій (період окупності, життєвий цикл проекту, дюрація) та динамічних показників ефективності діяльності підприємства (розміри прибутку за 1 рік, темпи їх зростання, вартість підприємства, рентабельність інвестицій, її динаміка тощо).

Ураховуючи вищевикладене, ми пропонуємо відтворення регіонального природокористування розглядати як процес міжсистемної взаємодії регіональної еколого-економічної системи, природокористувачів, які функціонують в її межах, системи регулювання та регламентації природокористування та програм і проектів, що реалізуються на даній

території з приводу розподілу та відтворення ресурсів, якими володіють ці системи.

Таке розуміння відтворення дозволяє виявити релевантні зв'язки між системами різних типів та визначати найбільш дієві способи і механізми впливу на них відповідно до завдань сталого розвитку та раціонального природокористування.

## **6.2 Кількісні та якісні характеристики відтворення регіонального природокористування**

Проблема визначення інвестиційних потреб для реалізації еколого-орієнтованого відтворення сьогодні стоїть досить гостро. Зокрема у [50] зазначено, що масштаби державних і приватних інвестицій, необхідних для забезпечення переходу до «зеленої» економіки, можуть бути значними і змінюватися для тієї чи іншої країни або сектора. ЮНЕП проаналізувала різні оцінки і зробила висновок про те, що у світовому масштабі для формування «зеленої» економіки в усіх секторах знадобляться витрати у розмірі 1 – 2,5 трлн дол. США на рік.

У доповіді ЮНЕП «Зелена економіка» вивчається сценарій, що передбачає інвестування 2 % глобального ВВП, або 1,3 трлн дол. США, у 10 основних економічних секторів порівняно з тим самим рівнем інвестування у рамках сценарію пасивної поведінки. Додаткові інвестиційні потреби відносять в основному до транспортного сектору (50 %), а також секторів будівництва (26 %), енергопостачання (20 %) і промисловості (4 %).

Незважаючи на можливі розбіжності в точності розрахунків, наголошується, що для переходу до «зеленої» економіки до 2050 року потрібно здійснити значні інвестиції з державних та недержавних джерел фінансування. Згідно з оцінками частка приватного сектору становить близько 80 %.

Для вирішення цього завдання необхідно сформувати систему інвестиційно-фінансових механізмів, які дозволять поєднати переваги державного та приватного фінансування, що вимагає вирішення ряду завдань, які логічно пов'язані між собою, а саме:

1. Визначення кількісних та якісних характеристик відтворювальних процесів у регіоні.
2. Забезпечення інформаційної бази прийняття рішень на рівні органів регіонального та муніципального управління щодо напрямів відтворення.
3. Створення аналітичного апарату вивчення динаміки та структури інвестиційних процесів у регіоні відповідно до їх орієнтованості на вирішення завдань раціонального природокористування, порівняння із загальноекономічними тенденціями.

4. Обґрунтування найбільш адекватних інвестиційному середовищу конкретного регіону інвестиційно-фінансових механізмів ефективного природокористування.

Вирішення першого завдання є сьогодні надзвичайно актуальним, оскільки трансформації ринкових індикаторів під впливом екологічного фактора у сучасному інвестиційному процесі є об'єктивним явищем. Очікування інвесторів стосовно інвестицій в екологічні виробництва та технології переорієнтують потоки капіталу у ці сфери та зумовлюють зміну пріоритетів у традиційних галузях та видах діяльності. Сьогодні можна виділити характеристики інвестиційного середовища, які необхідно враховувати під час розроблення та реалізації екологоорієнтованої інвестиційної політики на будь-якому рівні, зокрема:

- трансформація оцінок інвесторами екологічних результатів інвестування і, як наслідок, трансформація розуміння інвестиційної привабливості окремих сфер бізнесу;
- репрезентативність ринкових оцінок екологічно безпечного виробництва та інвестиційна привабливість різних фінансових інструментів, особливості їх ціноутворення;
- переважно стратегічна орієнтація інвестиційних проектів у сфері природокористування та охорони довкілля.

Виходячи з того, що основною проблемою суспільного відтворення в цілому є забезпечення пропорційності та збалансованості економічних процесів, як теоретичну основу оцінювання якості відтворювальних процесів у регіональній еколого-економічній системі, яка дозволить удосконалити понятійний та аналітичний апарат управління інвестиційними процесами, ми пропонуємо використовувати теорію економічної рівноваги. Принцип рівноваги був уведений у методологію економічної науки з природничих наук і мав на меті дослідження економіки як рівноважної системи [5].

Рівновага в широкому розумінні розглядається як узгоджене функціонування окремих складових системи. Найбільш загально рівновага в економіці визначається як відповідність між потребами та наявними ресурсами, що забезпечується ціновими механізмами. У праці [30] економічна рівновага визначається як такий стан системи, за якого узгодженість основних пропорцій в економіці забезпечує безперервність відтворювального процесу, а теорія економічної рівноваги розглядається як теорія економічної статички. Загалом розвиток поглядів на економічну рівновагу можна визначити як шлях від статичної (класична економічна теорія) до динамічної рівноваги як характеристики розвитку економічних систем. Основна відмінність статичної та динамічної рівноваги полягає у відношенні до обсягу ресурсів, які має система – динамічна рівновага пов'язується із динамікою потенціалу ресурсів, тобто обсяг і потенціал ресурсів змінюються у часі, а отже, і рівноважний стан також необхідно розглядати як динамічний.

Сьогодні рівновага в економіці розглядається як динамічна, тобто визначається передусім змінами в економічній системі, характеристиками її розвитку у часі, а не лише певним станом у якийсь конкретний момент часу. Динамічна рівновага характеризується як такий стан економіки, за якого динаміка виробничих можливостей та динаміка пропорцій всередині системи формують таке співвідношення, яке забезпечує стабільний темп економічного зростання [30].

Динамічна економічна рівновага, як і статична, також може пояснюватися за аналогією з природними процесами. У контексті дослідження рівноваги економічних систем важливо згадати закон внутрішньої динамічної рівноваги, сформульований М. Реймерсом [31], який засвідчує, що енергія, речовина, інформація та динамічні якості окремих природних систем та їх ієрархії перебувають у тісному взаємозв'язку настільки, що зміна одного з показників неминуче призводить до функціонально-структурних змін інших, але при цьому зберігаються загальні якості системи – енергетичні, інформаційні та динамічні. Тобто незначні коливання одного показника можуть слугувати причиною значних відхилень інших у межах екосистеми.

Саме екологічні проблеми актуалізують дослідження економічної рівноваги, оскільки додають нові обмеження до переліку вже існуючих. Поширення принципів сталого розвитку, їх імплементація у економічну політику викликали обґрунтування теорії еколого-економічної рівноваги, що можна розглядати як закономірний етап розвитку методології економіки природокористування та охорони навколишнього середовища. Дослідження сутності еколого-економічної рівноваги, визначальних факторів, умов формування широко подані у працях багатьох видатних учених: М. Лемешева, П. Олдака, Н. Реймерса, С. Сухорукової, О. Теліженка, Ю. Туниці та інших.

Еколого-економічна рівновага пов'язується із свідомим управлінням розвитком суспільного виробництва з метою формування узгодженого такого співвідношення між темпами такого розвитку та динамікою природного потенціалу, за якого буде забезпечено розширене відтворення та збережено природні передумови такого відтворення [34].

Ми пропонуємо розглядати оцінювання синхронності відтворювальних процесів як один із аспектів дослідження еколого-економічної рівноваги у регіоні.

Тому оцінювання синхронності відтворювальних процесів може проводитися за такими складовими:

- синхронністю природоохоронних інвестицій та інвестицій, які не мають на меті досягнення екологічних цілей;
- синхронністю процесів банківського кредитування реального сектору та процесів реалізації природоохоронних інвестицій;

- синхронністю процесів формування інвестиційних портфелів фінансових інвестицій на основі аналізу динаміки доходності
- синхронністю процесів зростання екологічного навантаження та обсягів екологічного страхування.

Проте науково-методичне розроблення такого підходу потребує удосконалення статистичної бази.

Комплексне оцінювання синхронізованості відтворювальних процесів пропонуємо здійснювати за складовими, поданими на рис. 6.3.

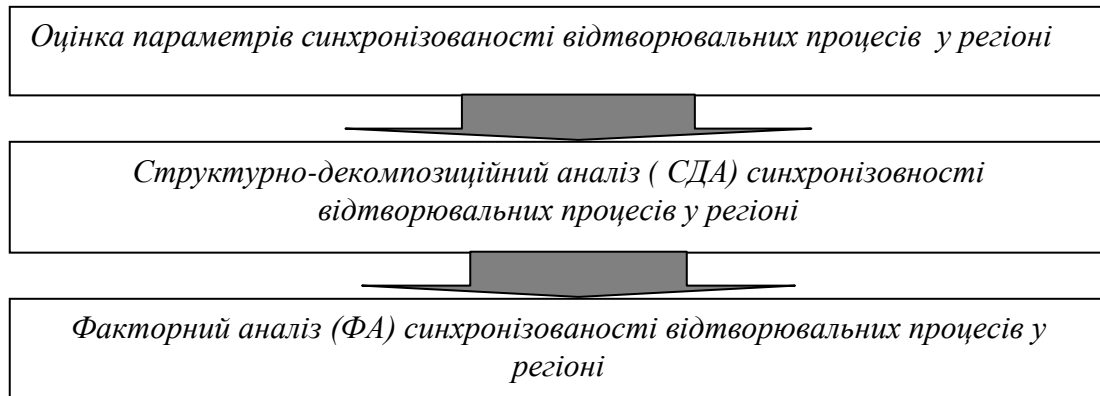


Рис. 6.3. Складові комплексного оцінювання відтворювальних процесів у регіоні

Оцінювання параметрів синхронізованості відтворювальних процесів передбачає формування інформаційно-статистичної бази динамічних показників регіональної інвестиційної політики відтворення відповідно до запитів системи управління врівноваженим еколого-економічним розвитком суспільного виробництва. Якість відтворювальних процесів та системи їх управління визначається за узгодженістю цілей, змін у обсягах та напрямках здійснення екологічних інвестицій та може бути, у першу чергу, оцінена за допомогою показників індексу синхронізації відтворювальних процесів у регіоні за аналізований період ( $S_i$ ) та часового лага синхронізації відтворювальних процесів у регіоні.

Системне дослідження синхронізованості відтворювальних процесів потребує визначення основних факторів синхронізації, їх структурного представлення, вивчення специфіки їх впливу та взаємодії.

Структурно-декомпозиційний аналіз традиційно використовується як ключовий інструмент вирішення цього науково-практичного завдання та дозволяє дослідити синхронізованість відтворювальних процесів, по-перше, у розрізі факторів, по-друге, у порівнянні з попередніми періодами для встановлення характеристик динаміки факторів, по-третє, у порівнянні з показниками інших регіонів для порівняння із загальнодержавними тенденціями. Структурно-декомпозиційний аналіз синхронізованості відтворювальних процесів повинен базуватись на алгоритмі, що включає:

1) визначення ключових факторів, що впливають на синхронізованість регіонального відтворення;

2) побудова індикаторів, що відповідають факторам синхронізованості регіонального відтворення;

3) аналіз динаміки процесів, що визначають рівень відповідних індикаторів. Аналіз проводиться за двома напрямками:

- аналіз динаміки регіональних показників;
- аналіз динаміки регіональних показників у співвідношенні з динамікою показників інших областей.

4) ранжування регіонів за обраними індикаторами з урахуванням їх середніх значень, що визначають відносний рівень фактору синхронізованості у регіоні, та волатильності, що характеризує системність змін або їх випадковий (вимушений) характер.

Комплексність та системність дослідження синхронізованості відтворювальних процесів також доповнюються факторним аналізом, в процесі якого моделюється взаємозв'язок та визначається сила впливу кожного з факторів на рівень синхронізованості як результатний показник.

Результати структурно-декопозиційного та функціонального аналізу синхронізованості відтворювальних процесів можна використовувати при формуванні системи спеціальних інвестиційних рейтингів синхронізації відтворення в інвестиційному процесі.

З метою оцінювання міри збалансованості еколого-економічного розвитку регіонів, якісних параметрів дієвості та ефективності взаємодії органів місцевої влади та корпоративного сектору у процесах відтворення регіонального природокористування ми пропонуємо використовувати показник індексу синхронізації відтворювальних процесів у регіоні

В основі побудови показника лежить науково-методичний підхід, що базується на наступних положеннях:

– забезпечення подальшого стійкого еколого-економічного розвитку регіонів, відтворення системи регіонального природокористування залежить від стану організації інвестиційної діяльності у сфері природокористування та охорони довкілля;

– у процесі інвестиційного забезпечення відтворення регіонального природокористування оптимальність розподілу ресурсів визначається збалансованістю економічного, екологічного та соціального розвитку регіонів;

– ефективність інвестиційних процесів у природокористуванні залежить від скоординованості екологоорієнтованої інвестиційної політики, що реалізується органами місцевої влади з одного боку та корпоративним сектором з іншого. Така координація дозволить підвищити ефективність інвестиційних процесів за рахунок синергетичних ефектів через спільну реалізацію інвестиційних проектів, оптимальне поєднання централізованих та децентралізованих ресурсів, їх концентрацію на найбільш пріоритетних напрямках.

Кількісною оцінкою інвестиційних процесів відтворення регіонального природокористування та інвестиційної політики, що реалізується державою чи місцевою (регіональною) владою, можна вважати обсяги інвестицій у відповідному регіоні, які здійснюються за рахунок бюджетних коштів та включають кошти фондів охорони навколишнього середовища різних рівнів, кошти державного та місцевого бюджетів. Відповідно інвестиційна політика корпоративного сектору характеризується обсягами власних та позикових коштів, що спрямовуються підприємствами на фінансування проектів екологічного спрямування.

Для забезпечення зіставлення різних за виміром показників, що враховуються при розрахунку індексу синхронізованості відповідного регіону, будемо здійснювати процедуру їх нормування шляхом визначення співвідношення із середнім значенням за усіма регіонами України у відповідному році. Такий підхід дозволить використовувати індикатори, що характеризують різні процеси, у моделюванні динаміки індексу синхронізованості, досліджувати фактори впливу на динаміку цього індексу, аналізувати сили та напрями їх впливу. Крім того, зіставлення із середнім за регіонами значенням дозволить досліджувати інвестиційні процеси відтворення природокористування у регіоні з урахуванням загальних тенденцій у країні.

При дослідженні співвідношення показників у часі особливий інтерес становлять не просто зіставлення абсолютних значень за роками, а передусім аналіз взаємодії, взаємозв'язку та скоординованості їх змін у часі. Отже, при побудові індексу синхронізації доцільно використовувати статистичні показники ланцюгових коефіцієнтів зростання обраних індикаторів, що визначаються за загальною формулою:

$$K_t^p = \frac{Y_t}{Y_{t-1}}, \quad (6.5)$$

де  $Y_t$ ,  $Y_{t-1}$  – рівень показника у періоді  $t$  та періоді  $t - 1$  відповідно.

Таким чином, при визначенні ступеня синхронізованості інвестиційних процесів відтворення регіонального природокористування будемо використовувати відносні показники обсягів інвестицій у раціональне природокористування та охорону навколишнього середовища, що здійснюються за рахунок бюджетних коштів та за рахунок інших джерел, розраховані за формулами:

$$Kbudg_i^t = \frac{ibudg_i^t \cdot m / \sum_{j=1}^m ibudg_j^t}{ibudg_i^{t-1} \cdot m / \sum_{j=1}^m ibudg_j^{t-1}}, \quad (6.6)$$



$$Kin_i^t = \frac{Iin_i^t \times m / \sum_{j=1}^m Iin_j^t}{Iin_i^{t-1} \times m / \sum_{j=1}^m Iin_j^{t-1}}, \quad (6.7)$$

де  $Kbudg_i^t$ ,  $Kin_i^t$  – коефіцієнти зростання інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіоні  $i$  у році  $t$ ;

$Ibudg_i^t$ ,  $Iin_i^t$  – обсяг інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіоні  $i$  у році  $t$ , грош. од.;

$Ibudg_i^{t-1}$ ,  $Iin_i^{t-1}$  – обсяг інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіоні  $i$  у році  $(t-1)$ , грош. од.;

$Ibudg_j^t$ ,  $Iin_j^t$  – обсяг інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіоні  $j$  у році  $t$ , грош. од.;

$Ibudg_j^{t-1}$ ,  $Iin_j^{t-1}$  – обсяг інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіоні  $j$  у році  $(t-1)$ , грош. од.;

$m$  – кількість регіонів, що аналізуються ( $m = 25$ ).

Розраховані коефіцієнти зростання інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються, відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел у регіонах, формують масив вхідних даних для визначення індексу синхронізованості, подані у таблиці 6.3.

Розрахунок індексу синхронізації здійснюється за формулою

$$S_i = \frac{\sum_{t=1}^T ((Kbudg_t^i - \overline{Kbudg_t^i})(Kin_t^i - \overline{Kin_t^i}))}{\sqrt{\sum_{t=1}^T (Kbudg_t^i - \overline{Kbudg_t^i})^2} \cdot \sqrt{\sum_{t=1}^T (Kin_t^i - \overline{Kin_t^i})^2}}, \quad (6.8)$$

де  $S_i$  – індекс синхронізації процесів відтворення в  $i$ -му регіоні,  $S_i \in [-1; 1]$ ;

$Kbudg_t^i$ ,  $Kin_t^i$  – коефіцієнти зростання інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів і за рахунок коштів з інших джерел в  $i$ -му регіоні у році  $t$ ;

$\overline{Kbudg}_t^i, \overline{Kin}_t^i$  – середнє значення коефіцієнтів зростання інвестицій на охорону навколишнього природного середовища, що здійснюються, відповідно за рахунок коштів державного та місцевих бюджетів та за рахунок коштів з інших джерел в  $i$ -му регіоні;

T – часовий горизонт аналізу синхронізованості.

Таблиця 6.3

Коефіцієнти зростання інвестицій на охорону навколишнього природного середовища за регіонами

Регіон	Показник	2007	2008	2009	2010	2011
1	2	3	4	5	6	7
Автономна Республіка Крим	<i>Kbudg</i>	0,3690	2,5788	1,1309	0,3494	14,1133
	<i>Kin</i>	2,2535	0,4488	0,9729	2,4833	1,2969
Вінницька	<i>Kbudg</i>	1,5582	0,4017	1,7192	1,4753	1,5545
	<i>Kin</i>	1,3490	0,8021	0,8286	1,3514	0,9250
Волинська	<i>Kbudg</i>	0,1871	5,2671	1,0921	0,1771	2,6864
	<i>Kin</i>	0,3310	3,0427	0,9824	0,3490	6,1121
Дніпропетровська	<i>Kbudg</i>	1,0640	1,8348	0,5512	1,0074	1,4725
	<i>Kin</i>	1,4146	0,6718	1,1150	1,4214	0,9166
Донецька	<i>Kbudg</i>	1,0481	1,1654	0,8811	0,9923	0,7341
	<i>Kin</i>	1,0337	0,9520	1,0342	1,0347	1,1188
Житомирська	<i>Kbudg</i>	2,8758	0,1221	3,0659	2,7228	0,9404
	<i>Kin</i>	2,2696	0,5675	0,4984	2,2184	0,3035
Закарпатська	<i>Kbudg</i>	11,9292	0,0998	0,9041	11,2942	0,7153
	<i>Kin</i>	2,9144	0,3385	1,0285	2,1705	0,4968
Запорізька	<i>Kbudg</i>	0,6124	2,4131	0,7283	0,5798	2,2267
	<i>Kin</i>	0,5611	1,7256	1,0716	0,5565	1,5147
Івано-Франківська	<i>Kbudg</i>	1,2381	0,2714	3,2025	1,1722	0,3921
	<i>Kin</i>	0,5959	2,2039	0,4649	0,2666	1,6153
Київська	<i>Kbudg</i>	0,9226	0,2194	1,0241	2,8917	1,0908
	<i>Kin</i>	1,4646	0,6825	0,9991	1,1505	0,5635
Кіровоградська	<i>Kbudg</i>	2,4886	0,1177	3,6752	2,3561	0,3509
	<i>Kin</i>	4,0069	0,3517	0,3490	6,4929	0,0978
Луганська	<i>Kbudg</i>	0,8450	3,9362	0,3236	0,8000	0,9742
	<i>Kin</i>	0,2704	3,4324	1,1709	0,2521	0,9860
Львівська	<i>Kbudg</i>	1,3755	0,3557	2,1995	1,3023	0,1156
	<i>Kin</i>	0,9878	1,1616	0,7108	0,9309	1,1695
Миколаївська	<i>Kbudg</i>	n/a	291,3284	0,0000	n/a	0,0090
	<i>Kin</i>	0,6720	1,3372	1,2526	0,6577	0,7222
Одеська	<i>Kbudg</i>	0,0863	4,8173	2,5886	0,0817	2,7719
	<i>Kin</i>	1,4738	0,8187	0,6154	2,1529	0,8263
Полтавська	<i>Kbudg</i>	1,1851	1,4856	0,6113	1,1220	0,8659
	<i>Kin</i>	1,2630	0,7571	1,1003	1,2604	0,5172

Продовження таблиці 6.3

**Фінансові механізми управління природокористуванням, РОЗДІЛ 6**

Рівненська	<i>Kbudg</i>	1,6900	1,1736	0,5426	1,6000	1,2136
	<i>Kin</i>	0,5854	1,6218	1,1172	0,5304	0,2002
Сумська	<i>Kbudg</i>	0,8595	0,6651	1,8825	0,8138	1,2358
	<i>Kin</i>	0,8618	1,2804	0,7886	0,8968	0,9139
Тернопільська	<i>Kbudg</i>	0,8121	0,2729	4,8554	0,7689	0,8043
	<i>Kin</i>	0,8808	1,9572	0,5954	0,3175	0,2893
Харківська	<i>Kbudg</i>	2,6561	0,9069	0,4468	2,5148	0,7870
	<i>Kin</i>	1,2088	0,7777	1,1407	1,1437	0,6573
Херсонська	<i>Kbudg</i>	0,6598	0,9443	1,7273	0,6247	2,3185
	<i>Kin</i>	0,5428	1,9955	0,8266	0,5373	0,2523
Хмельницька	<i>Kbudg</i>	0,0790	7,3233	1,8603	0,0748	2,2194
	<i>Kin</i>	0,8331	1,3210	0,7940	1,0331	0,4771
Черкаська	<i>Kbudg</i>	1,0813	0,3629	2,7424	1,0237	0,5757
	<i>Kin</i>	2,0536	0,5998	0,5777	2,6938	0,3417
Чернівецька	<i>Kbudg</i>	0,2814	0,7786	2,4215	0,5404	1,8741
	<i>Kin</i>	0,2989	5,8285	0,0459	1,2627	0,7672
Чернігівська	<i>Kbudg</i>	0,6383	0,8438	1,9980	0,6043	1,0708
	<i>Kin</i>	0,6542	1,7107	0,7603	0,6882	1,1327

Значення індексу синхронізації  $S_i = 1$  свідчить про максимальний рівень узгодженості інвестиційних процесів у сфері природокористування даного регіону та характеризується повною скоординованістю у зміні напрямів та обсягів здійснення екологічних інвестицій. У даному випадку є можливість стверджувати, що у регіоні реалізується узгоджена інвестиційна політика. Узгодженість визначається тим, що зростання бюджетних екологічних інвестицій викликає адекватне та пропорційне зростання інвестицій природоохоронного спрямування з боку корпоративного сектору. Традиційно така ситуація характерна для регіонів, де реалізуються спільні проекти. Якість управління відтворенням природокористування у регіоні, для якого індекс синхронізації дорівнює 1, можна охарактеризувати як високу.

Значення індексу  $S_i = 0$  характеризує відсутність взаємного зв'язку та узгодженості у реалізації екологоорієнтованих інвестицій із боку держави та корпоративного сектору. При цьому якість управління відтворенням у регіоні має можна визначити як низьку. Не реалізується поступальна системна, робота, орієнтована на впровадження механізмів сталого розвитку у всіх сферах та усіма напрямками. Через відсутність єдиних цілей та пріоритетів, інвестиційні процеси екологічного спрямування мають випадковий, переважно вимушений характер.

Проранжувавши індекс синхронізації, ми пропонуємо оцінювати якість регіональної екологоорієнтованої інвестиційної політики через оцінку динамічних характеристик взаємодії корпоративного сектору та сектору регіонального управління (табл. 2.3).

Індекс синхронізації характеризує якість регіональної екологоорієнтованої інвестиційної політики через оцінку динамічних характеристик

взаємодії корпоративного сектору та сектору регіонального управління (табл. 6.4).

Таблиця 6.4

Характеристика регіональної екологоорієнтованої інвестиційної політики за значенням індексу синхронізації

Значення індексу синхронізації	Відповідність бюджетної та корпоративної інвестиційної політики у сфері природокористування	Узгодженість регіональних та корпоративних цілей інвестування	Синхронізованість інвестиційних процесів за напрямками / за обсягами
Від 0 до 0,19	Дуже низька	Слабка	Мінімальна / Мінімальна
Від 0,2 до 0,49	Низька	Часткова	Низька / Мінімальна
Від 0,5 до 0,7	Часткова	Задовільна	Середня / Низька
Від 0,7 до 0,9	Висока	Висока	Висока / Середня
Більше 0,9	Дуже висока	Повна	Абсолютна / Висока

Від’ємне значення індексу синхронізації означає протилежні тенденції у процесах екологоорієнтованого інвестування державного та корпоративного сектору.

В окремих випадках здійснення екологічних інвестицій державою (місцевою владою) викликає зростання інвестиційної активності приватного сектору, проте з певним часовим лагом.

Від’ємне значення індексу синхронізації означає часову затримку у синхронізації інвестиційних процесів регіону. Здійснення екологічних інвестицій державою викликає зростання інвестиційної активності приватного сектору з певним часовим лагом, виявити які можливо за допомогою послідовного відносного зміщення рядів показників на 1 рік. Максимальне значення індексу синхронізації при зміщенні на  $k$  років повинне відповідати тривалості часового лага.

Тривалість лага екологоорієнтованої інвестиційної політики можна також визначати за допомогою побудови крос-кореляційної функції між рядами екологічних бюджетних інвестицій та інвестицій, що фінансуються з інших джерел за формулою, запропонованою у праці [7]. Стосовно динаміки природоохоронних інвестицій, яку ми оцінюємо на основі коефіцієнтів крос-кореляційна функція має вигляд:

$$S_i(k) = \frac{\sum_{t=1}^{n-k} Kbudg_t \cdot Kin_{t+k} - \sum_{t=1}^{n-k} Kin_t \cdot \sum_{t=1}^{n-k} Kbudg_{t+k} / (n-k)}{\sqrt{[\sum_{t=k}^{n-k} Kin_t^2 - \sum_{t=k}^{n-k} \frac{Kin_t^2}{(n-k)}] \times [\sum_{t=k+n}^{n-k} Kbudg_t^2 - \sum_{t=k+n}^{n-k} \frac{Kbudg_t^2}{(n-k)}]}} \quad (6.9)$$

де  $n$  – кількість елементів у рядах  $Kbudg_t, Kin_t$ ;

$k$  – тривалість лага, років.

Розраховані значення індексу синхронізації з урахуванням часового лага для регіонів наведені у таблиці 6.5.

Отримані результати дозволяють оцінити якість управління відтворення регіонального природокористування та ранжувати регіони за значенням індексу синхронізації з урахуванням тривалості часового лага (рис. 6.4).

Таблиця 6.5

Значення кросс-кореляційної функції індексу синхронізації

Регіон	Позначення	Індекс синхронізації		
		3	4	5
1	2	k = 0	k = 1	k = 2
Автономна Республіка Крим	АРК	-0,266	0,065502	0,990065
Вінницька	Він	0,38621	0,51365	-0,95929
Волинська	Вол	0,624994	-0,55079	-0,44056
Дніпропетровська	Дніп	-0,68942	-0,25473	0,999974
Донецька	Дон	-0,92877	-0,19569	-0,90962
Житомирська	Жит	0,584201	0,388709	-0,99939
Закарпатська	Зак	0,960548	-0,79583	-0,26516
Запорізька	Зап	0,938789	-0,25217	-0,85888
Івано-Франківська	ІФ	-0,68328	-0,31796	0,981441
Київська	Ки	0,339837	-0,68224	-0,77753
Кіровоградська	Кір	0,362277	0,667591	-0,95562
Луганська	Луг	0,907839	-0,03567	-0,94757
Львівська	Лв	-0,97755	0,45286	0,466763
Миколаївська	Мик	н. д.	н. д.	н. д.
Одеська	Од	-0,79394	0,066129	0,908901
Полтавська	Пол	-0,01421	-0,32773	0,990374
Рівненська	Рів	-0,44652	0,321107	0,976381
Сумська	Сум	-0,63501	-0,10305	0,479668
Тернопільська	Терн	-0,28084	-0,35261	-0,47884
Харківська	Хар	0,58898	-0,95594	0,657031
Херсонська	Хр	-0,30767	-0,33073	-0,96437
Хмельницька	Хм	0,552544	-0,15889	0,665632
Черкаська	Черк	-0,06974	0,929076	-0,79166
Чернівецька	Чц	-0,3203	-0,36935	0,32456
Чернігівська	Черн	-0,08893	-0,63674	0,957612

### 6.3 Ставка дохідності фінансових інструментів

Традиційно при проведенні економічних оцінок ефективності інвестування коштів у фінансові інструменти або інвестиційні проекти перед інвесторами постає потреба обґрунтування бажаної ставки доходності, яка, з одного боку враховує потенційну цінність та інвестиційну привабливість території для інвестування, а з іншого – буде встановлювати вимоги до доходності фінансово-інвестиційних інструментів, що забезпечують рух

інвестиційних потоків у регіоні відповідно до рівня наявних фінансово-інвестиційних ризиків.

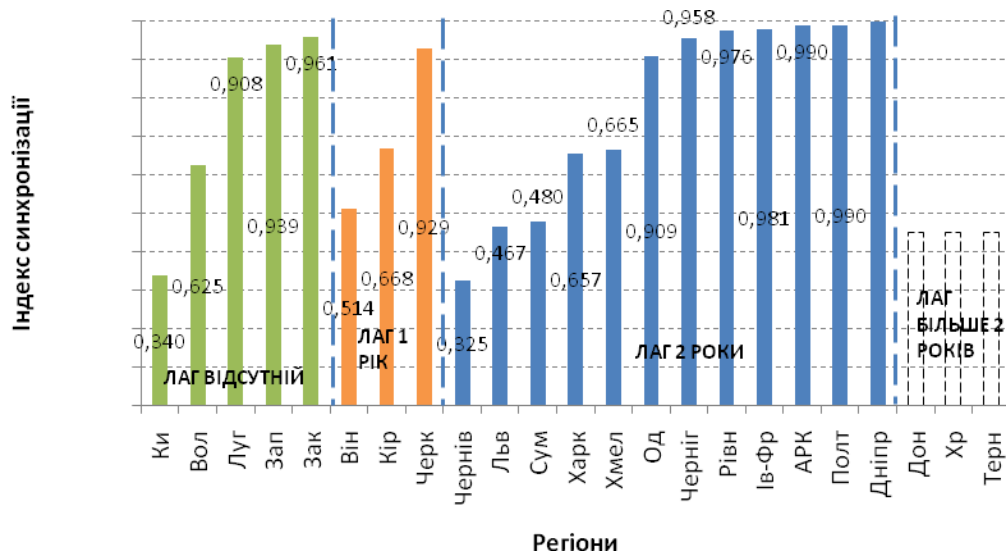


Рис. 6.4. Розподіл регіонів за групами відповідно до значення лага регіональної екологоорієнтованої інвестиційної політики

При цьому зазначена ставка повинна враховувати якісні характеристики системи управління процесами регіонального відтворення, оцінених за допомогою індексу синхронізації та часового лага, що визначають якість взаємодії між регіональною владою та бізнес-структурами у досягненні цілей сталого розвитку.

Методичний підхід до визначення бажаної ставки доходності базується на таких передумовах.

1. Синхронізованість відтворювальних процесів як характеристика збалансованості еколого-економічного розвитку регіону визначає інтегральний регіональний інвестиційний ризик, у структурі якого можна виділити специфічні несистемні ризики, що традиційно виділяються у системі ризик-менеджменту.

2. Значення премії за ризик повинно диференціюватися відповідно до конкретних видів інвестиційно-фінансових інструментів та враховувати поточний рівень доходності фінансових інструментів з максимальним рівнем ризику на відповідних сегментах фінансового ринку .

3. Ставка доходності для конкретного регіону повинна складатись із двох частин:

- перша складова відповідає мінімально прийнятній для інвестора доходності вкладення капіталу. Традиційно ця частина ставки забезпечує компенсацію системного ризику та відповідає доходності зівставних за строком безризикових інструментів;

– друга складова – це премія за ризик, розмір якої буде диференціюватися за регіонами та залежати від якості управління процесами відтворення у регіоні та відповідного рівня регіонального інвестиційного ризику.

4. Низькі значення коефіцієнту синхронізації та/або наявність часового лага визначають низьку якість управління процесами відтворення, відносно високий рівень регіонального інвестиційного ризику, тому рівень премії повинна бути більшим.

5. Високий рівень синхронізації та/або відсутність часового лага, навпаки, визначають менший рівень регіонального інвестиційного ризику та відповідно менший розмір премії.

Отже, у загальному вигляді ми пропонуємо визначати бажану ставку дохідності за формулою:

$$r_d = r_{rf} + R_i \cdot e^{-S_i \cdot (t-k)}, \quad (6.10)$$

де  $r_d$  – бажана ставка дохідності, %;

$r_{rf}$  – ставка за безризиковим активом, %;

$R_i$  – рівень дохідності фінансових інструментів із максимальним рівнем ризику на відповідних сегментах фінансового ринку в  $i$ -му регіоні;

$S_i$  – індекс синхронізації процесів відтворення в  $i$ -му регіоні;

$t$  – період обігу фінансового інструменту або строк реалізації інвестиційного проекту;

$k$  – тривалість часового лага, років ( $k < t$ ).

У запропонованій моделі визначення бажаної ставки дохідності показник безризикової дохідності ( $r_{rf}$ ), значення дохідності фінансових інструментів з максимальним рівнем ризику відповідного сегменту фінансового ринку ( $R$ ) зі строком обертання ( $t$ ) можуть бути прийняті як константи. Відповідно бажана ставка дохідності ( $r_d$ ) буде залежати від параметрів синхронізованості регіонального відтворення – індекс синхронізації ( $S_i$ ) та тривалості часового лага ( $k$ ).

На рис. 6.5 подано вплив тривалості лага на бажану ставку дохідності.

Як зазначалось вище, наявність часового лага визначає неефективність сформованих механізмів взаємодії органів влади та корпоративного сектору. Наявність часових затримок виступає додатковим фактором невизначеності, а отже, збільшує рівень ризику.

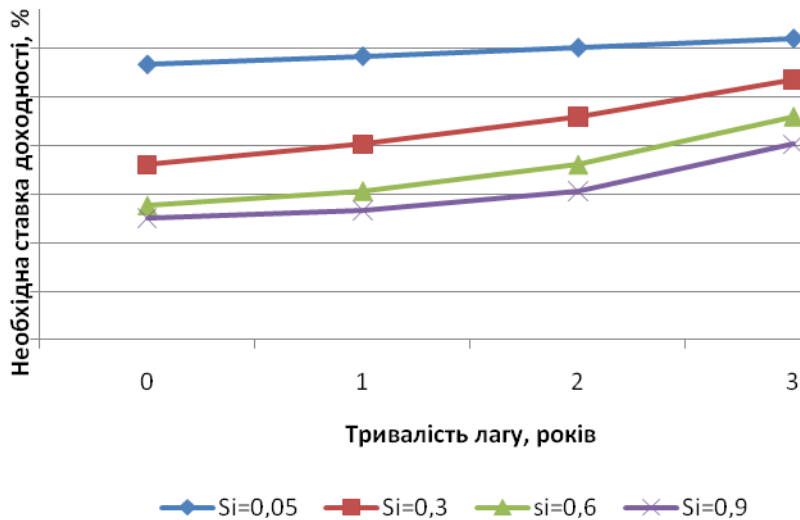


Рис. 6.5. Вплив тривалості часового лагу на бажану ставку дохідності

Вимоги до дохідності фінансових інструментів будуть зростати пропорційно збільшенню тривалості лагу незалежно від значення індексу синхронізації. З іншого боку, більший індекс синхронізованості визначає кращу якість системи управління регіональним відтворенням, відповідно розмір премії за регіональний інвестиційний ризик буде зменшуватись, а отже, загальна бажана ставка дохідності також буде меншою (рис.6.6).

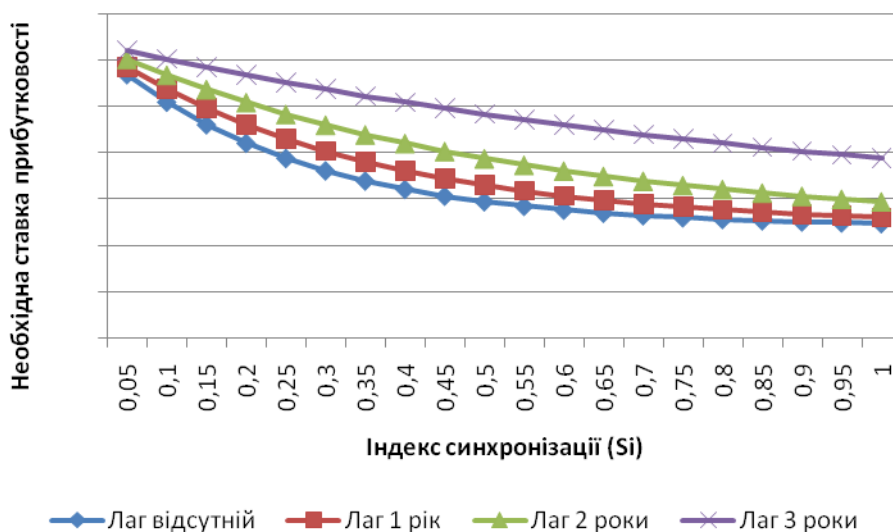
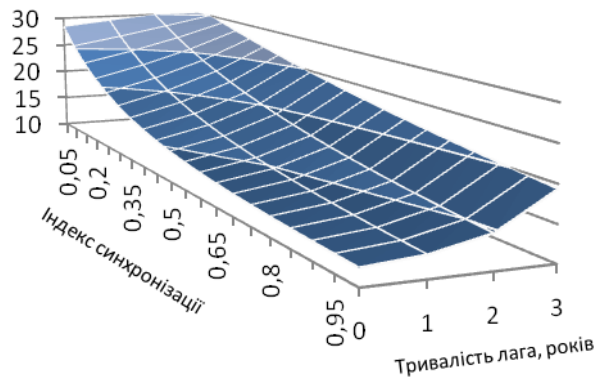


Рис. 6.6. Вплив індексу синхронізації на бажану ставку дохідності

Зауважимо, що чутливість зміни бажаної ставки дохідності до зміни індексу синхронізації залежить від наявності часового лагу. Чим більший лаг, тим меншими темпами знижується бажана ставка прибутковості при зростанні індексу синхронізації. На рис. 6.7 це визначається різною кривизною графіків.

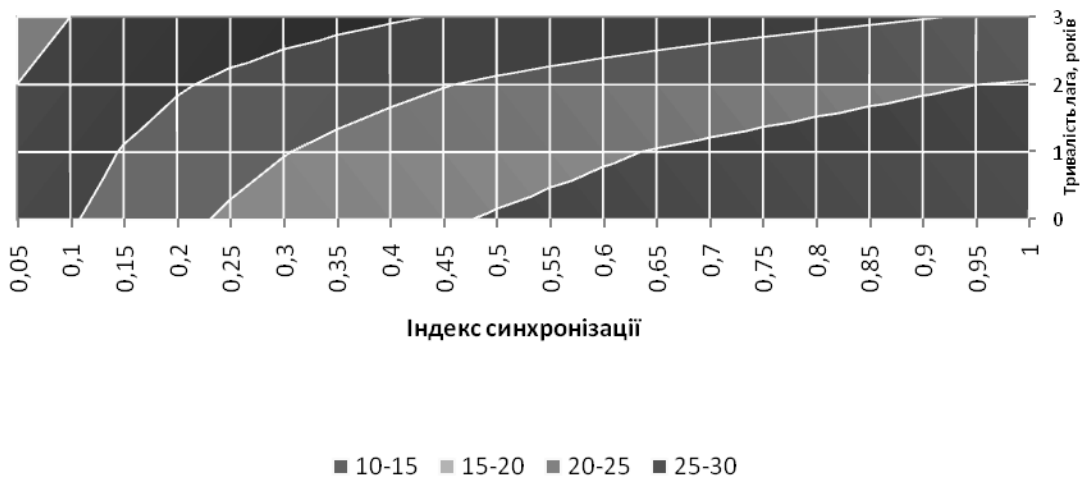




■ 10-15 ■ 15-20 ■ 20-25 ■ 25-30

Рис. 6.7 Залежність бажаної ставки дохідності від різних комбінацій значень індексу синхронізації та часового лага

Інтегральний вплив двох визначених показників якості відтворювальних процесів у регіоні на бажану ставку дохідності подано на рис. 6.8.



■ 10-15 ■ 15-20 ■ 20-25 ■ 25-30

Рис. 6.8. «Поле» бажаних ставок дохідності з урахуванням синхронізації

При побудові діаграми використовувались наступні модельні значення показників: безризикова ставка дохідності – 12%, ставка дохідності для аналогічних фінансових інструментів, що наявні на ринку з найвищим рівнем ризику – 30%, строк обертання інструменту – 4 роки.

Проведений аналіз засвідчує відповідність розробленої моделі оцінювання бажаної ставки дохідності встановленим вимогам.

## 6.4 Принципи екологоорієнтованої регіональної інвестиційної політики

Базуючись на аналізі характеру та закономірностей відтворювальних процесів на сучасному етапі, ми пропонуємо в основу інвестиційної політики відтворення регіонального природокористування покласти такі принципи:

- 1) синхронність процесів відтворення;
- 2) стратегічна спрямованість;
- 3) альтернативність;
- 4) гнучкість;
- 5) інноваційний характер;
- 6) комплексність використання ресурсів.

*Принцип стратегічної спрямованості* означає формування такого інвестиційного середовища, яке забезпечить орієнтованість інвестиційних рішень на стратегічну перспективу, пріоритетність довгострокових інвестицій перед короткотерміновими. Необхідність дотримання цього принципу при формуванні інвестиційних механізмів відтворення регіональних еколого-економічних систем обумовлена тим, що для сучасного економічного середовища характерною є орієнтація на короткострокове інвестування – так званий шот-термізм (shot termism). Проте відповідність основному принципу сталого розвитку – підтримання балансу інтересів теперішніх і майбутніх поколінь – об'єктивно визначає пріоритетність стратегічних рішень перед поточними, особливо у сфері природокористування.

### *Синхронність процесів відтворення*

Сучасний етап розвитку методології економічних досліджень характеризується застосуванням міждисциплінарних принципів, одним із яких є принцип синхронізації, що базується на дослідженні часових (темпоральних) характеристик розвитку систем. Зміст цього принципу впливає із теоретичного обґрунтування взаємозв'язку часових характеристик та темпів розвитку соціо-еколого-економічних систем, що досліджуються сьогодні в різних аспектах – від найбільш широкого розуміння, згідно з яким будь-який економічний процес має власні характеристики розподіленості в часі (темпоральні характеристики), до визначення конкретних показників, що відображають тривалість окремих економічних процесів чи явищ.

Проаналізувавши підходи до розуміння синхронності як характеристики економічних процесів, доцільно розглядати її з позицій мікро- та макрорівнів.

На рівні підприємства принцип синхронності (синхронізації) розуміється як досягнення чіткої часової відповідності між окремими характеристиками процесу: періодами, фазами, діями, операціями [45].

Таке розуміння передбачає виділення декількох видів синхронізації:

- наближення послідовних процесів;
- установлення (обґрунтування) часового лага між послідовними процесами;
- одночасний перебіг паралельних процесів, збіг їх фаз;
- виявлення часового зміщення між паралельними процесами чи подіями.

Ураховуючи особливості діяльності підприємства, пропонується виділяти необхідні елементи системи управління, які дозволять забезпечити синхронізацію процесів. Це, зокрема, – забезпечення ритмічності та сприйнятливості процесів, чітка етапність їх виконання, інформованість та система контролю з можливістю коригування поточних рішень.

На макрорівні розуміння синхронності як якості соціально-економічних процесів є досить суперечливими. Вважається, що синхронність є обов'язковою умовою функціонування складних систем і, як правило, досліджується як характеристика циклічного розвитку.

Виходячи із властивості керованості економічних систем, завдання синхронізації їх розвитку можна розглядати як підвищення якості управління, оскільки досягнення синхронізації є умовою упорядкованості, зменшення витрат, підвищення керованості за рахунок досягнення зворотного зв'язку. Як зазначається у праці [45] цілеспрямовано синхронізувати можна лише закономірні, детерміновані та керовані процеси.

Проте втілення принципу синхронізації в управління відтворювальними процесами вимагає обґрунтування кількісних показників оцінки синхронізації.

Питання синхронності (асинхронності) розвитку соціально-економічних систем та господарських систем досить часто піднімається в контексті дослідження їх стійкості [9;22;28;36;44]. У контексті оцінки стійкості синхронність (асинхронність) як характеристика економічних систем розуміється неоднозначно.

Можна виділити два підходи до тлумачення сутності асинхронності економічних процесів:

1. Асинхронність як фактор порушення стійкості систем.
2. Асинхронність як одна з фундаментальних властивостей систем.

Перший підхід можна виявити у дослідженні асинхронності розвитку технологій та механізмів регулювання. Автор [9] зазначає, що ступінь асинхронності між технологіями та механізмами регулювання, з одного боку, та інститутами, з іншого – впливає на стійкість господарського порядку. Значний рівень асинхронності може призвести до глибокої економічної кризи, що відповідає моменту радикальної інституційної трансформації.

З іншого боку, асинхронність визначається як найбільш важлива властивість динамічних економічних систем, оскільки саме вона забезпечує стійкість розвитку систем через взаємодію окремих їх складових [21].

У праці [36] асинхронність розглядається як одна з фундаментальних властивостей систем, що є наслідком наявності в них різних за своїми параметрами складових (підсистем) та множинністю внутрішніх та зовнішніх зв'язків. Серед форм прояву асинхронності пропонується виділяти:

- стадійну неоднорідність (асинхронність появи та розвитку систем);
- фазову неоднорідність (асинхронність окремих циклів та їх фаз);
- порушення ритму змін, які вносяться середовищем (асинхронність реакції окремих елементів системи на стан того середовища, в якому вона функціонує);
- асинхронність поштовхів до змін, обумовлених динамікою зовнішнього середовища. При цьому зазначається, що асинхронність спостерігається як усередині системи, так і між системами різних рівнів [36].

Виділені форми прояву асинхронності економічного розвитку засвідчують, що остання досліджується переважно через циклічну динаміку різних систем – розглядається різна тривалість циклів, невідповідність окремих фаз, для деяких систем – їх відсутність [36].

Інший підхід до розуміння синхронності чи асинхронності подано у праці [28], де поряд з іншими ефектами нелінійної динаміки розглядається ефект синхронізації як глобальна властивість різних за масштабом нелінійних динамічних систем, які, перебуваючи навіть у незначному взаємозв'язку, синхронізуються – набувають узгодженого розвитку. При цьому синхронізація також розуміється як прояв тенденції матеріальних форм до самоорганізації (упорядкованості).

Для соціально-економічних систем прикладом ефекту синхронізації є ефект натовпу, коли спільнота демонструє поведінку, відмінну від того, як поведив би себе окремий індивід, не перебуваючи у спільноті. Серед економічних явищ ефекти синхронізації спостерігаються як на локальному рівні (у динаміці торгів на фондових біржах), так і на глобальному – у масштабі економічних та фінансових криз.

Стосовно еколого-економічного розвитку можна також відзначити ефекти синхронізації, що виражаються у наявності глобальних екологічних проблем, обумовленість структури народногосподарського комплексу, орієнтацією технологічних ланцюгів на використання деякого ресурсу.

Ми пропонуємо форми прояву асинхронності досліджувати на рівні взаємодій різних типів систем. У межах запропонованої моделі міжсистемної взаємодії така асинхронність може проявлятися на рівні взаємодій «процес-середовище» та «об'єкт-проект».

У запропонованій моделі відтворення природокористування ми пропонуємо розглядати синхронність як відповідність часових характеристик розвитку систем та взаємозв'язків між системами, як узгодженість часових характеристик процесів природного та економічного відтворення – відтворення вартості та матеріальних об'єктів.

*Принцип комплексності.* Наявність цього принципу обумовлена необхідністю оцінювання ефективності природокористування на мезо- та макроекономічному рівні. Він означає не лише мінімізацію їх втрат у процесі використання, а й формування таких способів їх залучення і використання у виробництві, які б дозволяли досягти максимально можливого ефекту з одночасною мінімізацією негативних наслідків для довкілля від їх використання з обов'язковим урахуванням особливостей відтворювальної структури регіону.

Реалізація цього принципу передбачає використання єдиного критерію оцінювання ефективності інвестиційної політики на рівні регіону. Результат діяльності систем за існуючого (фактичного) рівня використання ними ресурсів може бути охарактеризований різними показниками – обсягом валового регіонального продукту, його структурою, питомими показниками (ВРП на душу населення тощо). Однак ми вважаємо більш доцільним використання показника капіталізації території.

У широкому розумінні капіталізація розглядається як процес безпосереднього залучення ресурсів: людських, матеріальних, нематеріальних в обіг економічного капіталу. Функціональне призначення капіталізації полягає у тому, що вона по суті є способом вартісного вираження економічного капіталу, що безперервно змінюється [43]. З одного боку, капіталізація характеризує ефективність капіталу, який було використано, а з іншого формує пропорції його розподілу у наступних циклах відтворення. Саме така багатофункціональність капіталізації обумовлює велику кількість її тлумачень. У праці [40] зокрема зазначається, що спільною рисою більшості існуючих визначень капіталізації є те, що вартісна оцінка капіталу розглядається у двох аспектах: з точки зору витрат на його створення (відтворення) та з позиції його спроможності створювати додану вартість.

Ми пропонуємо визначати капіталізацію території у широкому та вузькому розуміннях.

У широкому розумінні капіталізація території означає процес залучення різних видів капіталу (людського, виробленого, природного) до відтворення регіональної еколого-економічної системи. У вузькому розумінні – це відтворювальна оцінка загального капіталу території, що може бути виражена вартісною оцінкою окремих його складових як факторів, що, з одного боку, забезпечують можливість отримання доходів, а з іншого – не зменшують розмір природної складової капіталу (природного капіталу) території. У запропонованій моделі відтворення природокористування така ситуація може бути визначена як незменшення просторового ресурсу, яким володіє середовище.

У ринковій економіці природа розглядається як капітальний актив (ресурс, що капіталізується). На підтвердження цього можна навести не лише теоретичні обґрунтування, а й практичні підходи до оцінки природних ресурсів, представлені у системі національних рахунків (СНР). Згідно з цими підходами природні ресурси розглядаються як економічні активи, а отже,

включаються до балансу економічних активів, тобто визнаються специфічним (природним) капіталом, що бере участь у процесі створення вартості у багаторічному циклі економічного відтворення [4].

Основою теоретичних дискусій, які викликає зазначений підхід, є єдина методологічна база вартісного оцінювання природних ресурсів та інших активів, що враховуються у системі національних рахунків. Тобто передбачається можливість проведення порівняння, зіставлення та заміщення одного активу іншим.

Віднесення природних ресурсів до економічних активів та використання відповідної методології їх оцінки означає їх визнання капітальними активами, вартість яких визначається приведенням грошових потоків, що створюються внаслідок використання цих ресурсів. Проте сучасна методологія прийняття управлінських рішень не передбачає оцінки власне екологічних функцій ресурсів як таких, що мають економічну цінність, яка, відповідно, потребує відтворення.

Проте попри недосконалість методологій оцінювання капіталізації території (регіону) певні її переваги як узагальнювального показника, що може характеризувати комплексність та ефективність використання ресурсів:

- достатньо універсальний та зрозумілий інвесторам ринковий індикатор;
- містить оцінку природного капіталу, що, в тому числі, відображає якість природних ресурсів території (регіону);
- передбачає можливість визначення питомих показників, а отже, порівняння окремих регіонів (територій);
- відповідає традиційним принципам оцінки.

*Альтернативність* є одним із ключових принципів управління інвестиціями та оцінки їх ефективності. Як принцип інвестиційної політики відтворення регіонального природокористування означає необхідність формування альтернативних варіантів природокористування та розроблення відповідних прийомів аналізу та оцінки інвестиційних рішень, виходячи з наявності таких альтернатив для регіону.

Стосовно сфери природокористування необхідно враховувати також певні особливості, зокрема обґрунтування альтернатив та оцінки ефективності проектів, пов'язаних з використанням природних ресурсів. Однією з таких особливостей є структура еколого-економічного ефекту та факторів, що його формують, адже не всі ефекти, які забезпечує проект, можуть мати вартісну оцінку, для деяких проектів виникає проблема пошуку альтернативи та параметрів, що використовуються в оцінці (альтернативної вартості капіталу)

Теоретичною базою для структурування еколого-економічного ефекту від здійснення інвестицій можна вважати концепцію повної економічної цінності довкілля, згідно з якою комплексна оцінка чи «повна цінність навколишнього природного середовища» включає:

- цінність від використання – цінність як від прямого, так і від непрямого використання природного середовища (direct use value; indirect use value);
- цінність, не пов'язана із використанням, що включає цінність відкладеної (відтермінованої) альтернативи або цінність можливості (option value), цінність успадкування (bequest value) та цінність існування (existence value) [4;40].

Із п'яти представлених складових повної цінності навколишнього середовища, розробленою в межах існуючої методології економічних оцінок та інформативною, є вартісна оцінка цінності від прямого використання, оскільки передбачає отримання інформації, виходячи з дії цінових механізмів, на основі яких оцінюються грошові потоки, що може генерувати проект.

Цінність від непрямого використання навколишнього середовища пропонується вимірювати на основі доходів, які отримують природокористувачі від використання певних функцій довкілля [4]. Такий підхід отримав розвиток у концепції екосистемних послуг, які у загальному розумінні визначаються як послуги, що надає середовище (природи) людині. Сьогодні широко представлені дослідження їх економічної сутності, методів оцінки, проте єдиного методичного підходу щодо їх урахування у розмірі інтегрального ефекту від інвестицій на сьогодні не вироблено.

Цінність відкладеної альтернативи або цінність можливості визначається як вигода, яку можна отримати у майбутньому за відмови від поточного використання природного ресурсу (природних умов) [4;40]. По суті, мова йде про економічну оцінку вибору між накопиченням та споживанням. Такі оцінки є традиційними не лише для екологічної чи ресурсної сфери, вони полягають у визначенні відсоткової ставки як ціни часових переваг майбутнього споживання перед поточним.

Оцінювання цінності відкладеної альтернативи фактично не є оцінкою частини еколого-економічного ефекту у вартісному виразі, воно «вбудовується» у загальноприйнятій процедури оцінки ефективності як визначення «ставки дисконтування», «норми часових переваг», «ціни альтернативи».

Традиційно для оцінок інвестиційних рішень у природо-ресурсній сфері норми дисконтування (приведення) застосовуються у розрахунках сумарного ефекту від використання ресурсу за період його експлуатації. Узагальнення результатів досліджень [4;10;20;34], свідчить про визнання необхідності використання меншої за розміром норми дисконтування при оцінюванні екологічних інвестицій (проекти, пов'язані з відтворенням ресурсів, охороною довкілля, впровадження екологічно чистих технологій), ніж при оцінці проектів, які не мають істотних екологічних наслідків. Вона може визначатися розміром безризикової ставки, соціальної ставки (The Social Rate of Return on Investment) тощо.

Так, для оцінки природоохоронних проектів у США норма дисконтування беруть в інтервалі від 2 до 10 %, у Росії цей показник

диференціюється залежно від строковості проекту – 2 % – 3 % для довгострокових проектів і 8 % – 12 % – для середньострокових [4]. У розрахунках, що проводяться Світовим банком для оцінок національного багатства значення норми диференціюється залежно від рівня розвитку країни: для промислово розвинених країн – 2 % – 4 %, для країн з низьким рівнем економічного розвитку ставка може зменшуватися [20].

Цінність успадкування визначається через готовність заплатити за чисте природне середовище, яким будуть користуватися майбутні покоління [40]. Оцінка цієї складової ефекту нам видається найбільш складною, адже наявна ринкова інформація не може бути використана напряму. «Готовність заплатити» можна розуміти як втрату доходів (вигоди) від використання природних ресурсів або умов сьогодні з метою забезпечити користування ними у майбутньому, причому не тому суб'єкту, який втрачає доходи. Одним із підходів, який можна розглядати як спробу оцінки цінності успадкування, можна вважати підхід до визначення ставка міжчасового узгодження еколого-економічних інтересів.

Цінність існування визначається фактом існування чистого та продуктивного природного середовища, яким користується людство [4]. Фактично такий підхід означає оцінку природного середовища у глобальному масштабі. Тобто, на якому б рівні не реалізовувався проект, цінність існування має визначатися виходячи саме із глобального рівня, що для більшості проектів неможливо, а для деяких просто недоцільно. Необхідно зазначити, що «глобальні» оцінки суто економічних процесів (результатів) є на сьогодні недостатньо відпрацьованими, через відсутність чіткого суб'єкта представлення відповідних інтересів. Теоретично має передбачатися агрегування даних на рівні наднаціональному, що є складним і поки невирішеним методологічним завданням. Крім того, такого роду оцінки завжди передбачають оцінку стосовно альтернативи, яку на глобальному рівні знайти не має можливості. Дійсно, дослідження навколишнього природного середовища як системи, синергетичні ефекти функціонування якої повинні бути оцінені на найвищому рівні, є обґрунтованим і необхідним. Однак обмеженість існуючої методології об'єктивно вимагає трансформації підходів. Якщо припустити, що процеси природокористування є екологобезпечними, мають позитивні екологічні результати для регіону (системи нижчого рівня), то вони можуть бути визнані такими і на глобальному рівні (для системи вищого рівня).

Тому формування теоретико-методичних підходів до економічного оцінювання такої складової цінності довкілля, як цінність існування, на нашу думку, доцільно проводити в межах регіонального чи територіального підходу. Тобто вартісна оцінка може бути подана як оцінка втрати чи погіршення якості певного природного активу як складової природного капіталу регіону (території).

Особливостями оцінювання ефективності інвестицій екологічного спрямування порівняно з іншими є також невідповідність між періодом обігу



інвестиційного капіталу у сфері природокористування й охорони навколишнього природного середовища та в економіці в цілому. Тому традиційні інструменти інвестиційного аналізу потребують коригування, зокрема ставки дохідності.

Звичайно за такого підходу один і той самий актив для різних територій може бути оцінений по-різному, хоча для всієї системи такої різниці не існує взагалі. Однак, виходячи з того, що більшість екологічних потреб можна розглядати як локалізовані, вважаємо оцінювання цінності існування стосовно регіонального рівня більш коректним.

Взаємозв'язок між різними видами цінності навколишнього природного середовища подано на рис. 6.9.

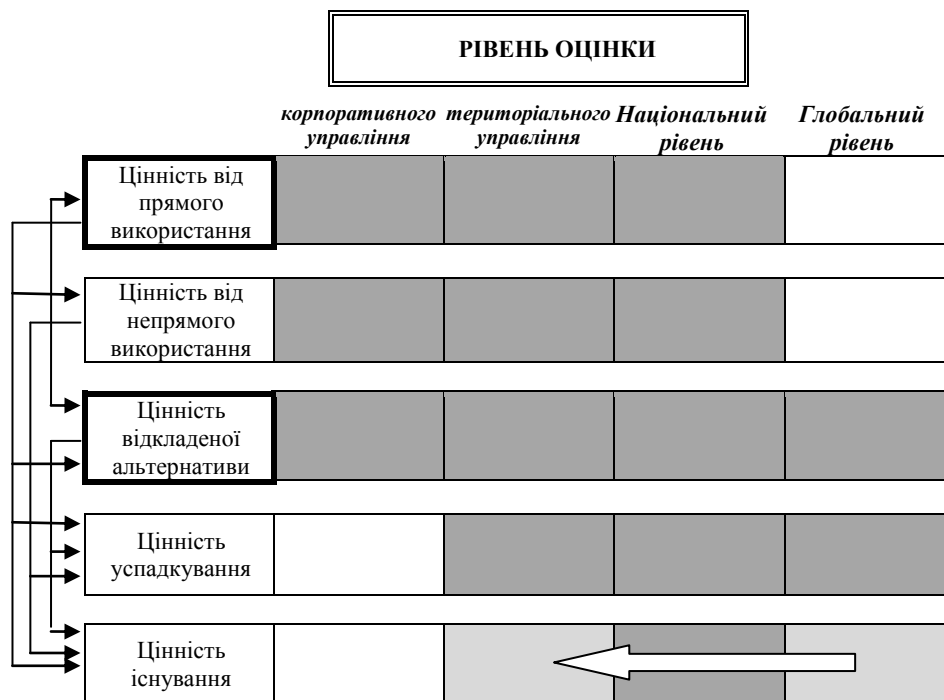


Рис. 6.9. Зв'язок між окремими видами економічної цінності навколишнього природного середовища та рівнями їх оцінки

З усіх виділених видів цінності докілья основними можна вважати цінність від прямого використання та цінність відкладеної альтернативи (рис. 6.8) у тому сенсі, що вони є базою для оцінювання інших видів. Цінність прямого використання дає вартісні орієнтири для будь-яких інших оцінок, характеризує рівень доходів від використання природних ресурсів та умов у загальній структурі доходів. Роль цінності відкладеної альтернативи як складової структурованого еколого-економічного ефекту також істотна, адже тривалість інвестиційних проектів вимагає часового зіставлення вартісних величин ефекту. Причому цінність відкладеної альтернативи є відносним показником, що характеризує деякий рівень дохідності наявного інвестиційного капіталу.

Реалізація принципу альтернативності в інвестиційній політиці регіонального відтворення вимагає дослідження структури еколого-економічного ефекту, розуміння факторів, які формують кожен вид цінності навколишнього природного середовища та обумовлюють зміщення «центру ваги» від одного виду до іншого, повинні бути покладені в основу розроблення методичних підходів до аналізу ефективності інвестиційних рішень на кожному рівні управління. У цьому разі оцінки, що формують поведінку інвесторів, будуть відповідати завданням формування екологічно безпечного типу відтворення.

*Гнучкість* як принцип регіональної еколого-орієнтованої інвестиційної політики означає можливість коригування рішень відповідно до появи нових вимог. Цей принцип виражається у гнучкості тих інвестиційних екологічних програм, які реалізуються органами регіонального чи муніципального управління, в узгодженні короткострокових рішень зі стратегічними цілями та завданнями забезпечення сталого розвитку регіону чи території. Також гнучкість передбачає диференційований підхід до вибору фінансово-інвестиційних механізмів, що дозволять забезпечити реалізацію завдань раціонального природокористування відповідно до екологічних, економічних та соціальних характеристик регіону.

*Інноваційність* означає, що механізми відтворення регіонального природокористування мають бути зорієнтовані на останні досягнення науки і техніки, застосування нових технологій переробки сировини, утилізації відходів, спрямованих на зменшення негативного впливу економічної діяльності на довкілля.

## **6.5 Система рейтингів як основа формування інвестиційно-фінансових механізмів ефективного відтворення**

Фінансово-інвестиційна сфера зазнає впливу екологічної політики. Процес трансформації є неперервним: постійно змінюються оцінки результатів функціонування сфери бізнесу чи окремого суб'єкта, з'являються додаткові фактори, що враховуються під час прийняття рішень. З огляду на те, що ефективне рішення визначається ступенем поінформованості суб'єкта, інформаційна складова інвестиційного процесу є найбільш вагомим аргументом узагальнення та подання інформації щодо інвестування в аспекті відповідності принципам сталого розвитку, які не лише декларуються, а й практично втілюються в управління всіма сферами фінансово-економічної діяльності. Тому формування інформаційної «оболонки», що характеризує динаміку інвестиційних процесів країни, регіону чи окремого суб'єкта є необхідною умовою реалізації політики ефективного відтворення на всіх рівнях ієрархії управління.

У межах запропонованого теоретико-методичного підходу до дослідження відтворювального процесу на регіональному рівні та оцінювання синхронізації відтворення природокористування як його визначальної характеристики ми пропонуємо в основу формування інвестиційно-фінансових механізмів відтворення покласти систему рейтингів. Ураховуючи, що екологічні цілі в управлінні є не лише наслідком регулювального впливу, а й проявом активізації саморегулюючих ринкових сил, вважаємо, що формування системи рейтингового оцінювання інвестиційних процесів, які формують тенденції синхронізованого відтворення, є сьогодні актуальним не лише науковим, а практичним завданням, розв'язання якого дозволить обґрунтувати інструменти оцінки та управління природокористуванням.

Така пропозиція базується на тому факті, що система рейтингового оцінювання є універсальною та найбільш адаптованою до умов сучасного ринкового конкурентного середовища, а отже, використання її як вихідної передумови регулювання інвестиційних потоків природоохоронного спрямування у розрізі окремих регіонів буде сприйнято цим середовищем як явище, внутрішньо йому притаманне. Інвестиційна політика регіонального відтворення, сформована на основі рейтингових оцінок, дозволить активізувати саморегулюючі фактори регіонального розвитку та водночас реалізувати цілевизначальну функцію політики регулювання.

Сучасна фінансова система у своїй основі має кредитний рейтинг, який характеризує ступінь довіри до конкретного суб'єкта фінансових відносин. Загалом у фінансово-інвестиційній сфері рейтинги є інструментом, який широко використовується в оцінюванні діяльності суб'єктів фінансових відносин. Так, досить поширеними є кредитні рейтинги, рейтинги цінних паперів, інвестиційні рейтинги, рейтинги емітентів цінних паперів тощо. Поширена також рейтингова оцінка екологічних характеристик розвитку на глобальному, національному, регіональному та локальному рівнях.

Зупинимось на визначенні сутності рейтингу, його ролі та функцій в інвестиційному процесі.

Тлумачення поняття «рейтинг» є досить широким. У найбільш загальному визначенні рейтинг розуміють як комплексну оцінку стану суб'єкта, що дозволяє віднести його до певного класу чи категорії і допомагає клієнту оцінити рівень ризику придбання чи отримання послуги [1;4; 25].

Деякі джерела визначають рейтинг як процес. Зокрема у [13] рейтинг цінних паперів визначається як процес спостереження та вивчення цінних паперів та присвоєння їм відповідних оцінок, що засвідчують певну якість цінних паперів.

Відповідно до підходу рейтингової агенції Moody's Investors Service до оцінки кредитного рейтингу останній визначається як висновок про здатність емітента повністю та у визначений термін здійснити виплати основної суми боргу та відсотків за цінними паперами, які приносять фіксований дохід [47].

Найбільш загальним та водночас змістовним є, на нашу думку, визначення рейтингу як характеристики суб'єкта, що дозволяє порівняно з

аналогічними суб'єктами оцінити ймовірність отримання ним переваг у конкурентному середовищі або переваг, які спостерігалися у попередні періоди [46].

Зазначимо, що у зарубіжній практиці, крім рейтингів використовуються також поняття «ренкінг» та «індекс». Ключовою відмінністю між цими поняттями є те, що сучасне середовище розуміє рейтинг не просто як механізм ранжування деякої сукупності суб'єктів, а як узагальнювальну оцінку стану окремого суб'єкта (кредитний рейтинг – оцінка кредитоспроможності тощо). У той час як ренкінг у розумінні зарубіжних аналітиків – це упорядковано сформований на основі певного показника перелік, список певних суб'єктів. Тобто за інформативністю та обсягом рейтинг є ширшим та змістовнішим порівняно з ренкінгом.

Індекси також тісно пов'язані з рейтингами, відмінність між ними визначається тим, що індекс як оціночний інструмент базується на непрямих параметрах діяльності суб'єкта, а рейтинг спирається на конфліктуючий параметр [46]. Мається на увазі, що визначення рейтингу має на меті узгодження поглядів потенційно конфліктних сторін (кредитор – позичальник). Проте індекси знаходять втілення в рейтингах в інтегральному, узагальнюючому оцінюванні стану окремого суб'єкта чи сфери діяльності.

Функціональною відмінністю рейтингу та індексу як інструментів прийняття рішень є те, що абсолютні значення індексів не мають самостійного змістовного значення, показовою є їх динаміка, яка дозволяє робити висновок про стан розвитку суб'єкта, процесу, ринку, базуючись на аналізі його динаміки.

Отже, використання саме рейтингування як процедури, що передуює формуванню інвестиційно-фінансових механізмів, зумовлене таким:

- рейтинги мають на меті зменшення невизначеності – у сучасному глобалізованому просторі система рейтингового оцінювання є основою інформаційно-аналітичного забезпечення економічних суб'єктів;
- рейтингова оцінка якнайбільше відповідає запитам ринкового середовища. Вважається, рейтинги дозволяють підвищити рівень поінформованості інвесторів, що зменшує асиметрію інформації в економічному середовищі, а отже, підвищує ефективність використання ресурсів;
- рейтинг формує поведінку інвесторів стосовно визначених параметрів, які середовище (система оцінювання) визначає для себе як найбільш значущі;
- рейтинг сприяє проведенню обраної політики щодо розвитку того чи іншого ринку, сфери діяльності тощо. У більшості національних економік рейтинги формують поведінку інвесторів, визначають обсяги інвестиційних коштів, які спрямовуються у ту чи іншу сферу. Рейтингові оцінки традиційно використовуються у процесах

визначення обсягів та термінів кредитування, впливають на рівень відсоткових ставок за кредитами, дохідність фінансових інструментів тощо;

- комплексність рейтингової оцінки стану суб'єктів – оцінка будується на основі багатьох показників (не обов'язково формалізованих).

Головним призначенням рейтингу є забезпечення інформаційної прозорості та розподіл сил у будь-якій сфері залежно від ключових параметрів діяльності. У сучасному інвестиційному та фінансовому середовищі екологічний параметр поки що не можна вважати ключовим у розподілі сил та сфер впливу, проте рівень його впливу постійно зростає.

Традиційно в основу рейтингового оцінювання та ранжування суб'єктів покладені виявлення найбільш впливових факторів ризику, їх класифікація та кількісна оцінка впливу. Як зазначається у [46], для сфери бізнесу агрегована структура ризиків є уніфікованою (традиційно виокремлюють суверенні, галузеві, регіональні, фінансові ризики тощо), маються на увазі зіставність шкали оцінювання та можливість порівняння окремих суб'єктів між собою.

У сучасній економіці рейтинги виконують важливу інформаційну функцію, проте використовується лише непряма оцінка. Як зазначає зокрема О. Кармінський, якщо використовувати рейтингову оцінку безпосередньо, напругу, то рейтинг як система оцінювання просто «завалиться» [46].

І все-таки, незважаючи на непряму, додатково-інформаційну функцію рейтингів, у сучасному ринковому середовищі існує широкий їх перелік, і всі вони мають на меті надання інвестору узагальненої інформації щодо перспектив інвестування.

Ураховуючи необхідність охоплення оцінюванням усіх сфер, рівнів та напрямів, пропонуємо у сукупність інвестиційних рейтингів, орієнтованих на оцінку синхронізації відтворення, включати:

1. Рейтинги регіонів – регіонального інвестиційного середовища за критеріями синхронності відтворювального процесу.
2. Рейтинги фінансово-кредитних установ.
3. Рейтинги природокористувачів.
4. Рейтинги окремих фінансових інструментів

Необхідність формування рейтингів регіонів впливає із можливості створення передумови для регулювання інвестиційних процесів у природокористуванні на регіональному рівні шляхом формування уніфікованої бази оцінювання суб'єктів (регіонів) за набором формальних та неформальних ознак, які характеризують синхронізованість відтворювального процесу в регіоні, орієнтованість інвестування на екологічні цілі.

Для регіонів і територій (муніципалітетів) рейтинги є способом підтримки зв'язків з інвесторами, засобом зниження вартості фінансових ресурсів, які залучаються для реалізації програм розвитку територій.

У [6] зазначається, що зокрема кредитні рейтинги регіонів та територій є ефективним засобом просування їх інвестиційних програм, оскільки наявність рейтингу, широке оприлюднення їх результатів є свідченням відкритості, а високі рейтинги – ще й політичної стабільності регіону. Результати досліджень російського рейтингового агентства «Експерт РА» засвідчують, що існує залежність між позицією в інвестиційному рейтингу та довірою населення до регіональної влади [6].

Зарубіжний досвід показує ефективне використання рейтингів у практиці муніципального управління через отримання додаткових переваг від використання рейтингів для участі у різних конкурсах, тендерах тощо. Для муніципалітетів США діє правило: «краще низький рейтинг, ніж його відсутність».

Ми не розглядаємо підхід до рейтингування, що передбачає оцінювання синхронізованості відтворення, його орієнтованості на сталий розвиток як абсолютну альтернативу існуючій системі рейтингового оцінювання, проте вважаємо, що його реалізація дозволить по-новому представити традиційні сфери бізнесу, інвестиційні інструменти тощо. Формування такого рейтингу в цілому відповідає тенденціям в оцінюванні рівня соціально-економічного розвитку, які орієнтуються на гармонізацію розвитку з пріоритетністю соціальної та екологічної складових.

Питання формування ієрархії рейтингів розглядається зокрема у [46]. І відповідь на нього знаходиться у пріоритетах суспільства, а не у баченні дослідника, який вирішує окреме локальне завдання. Не претендуючи на визначення місця запропонованого нами рейтингу у згаданій ієрархії, зазначимо, що наявність такої інформаційної бази, яка відображає динамічні оцінки інвестиційного процесу в регіоні та фактори, що його формують, буде корисною для широкого переліку потенційних учасників інвестиційного процесу регіону (табл. 6.6).

Таблиця 6.6

Призначення інвестиційних рейтингів регіонального природокористування

Споживачі рейтингів	Рейтингові продукти
1	2
Органи державного управління	Рейтинги регіонів. Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів
Органи регіонального управління	Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів
Органи місцевого самоврядування	Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів
Міжнародні фінансові організації (МФК, СБРР, НЕФКО)	Рейтинги регіонів. Рейтинги фінансово-кредитних установ.

Продовження таблиці 6.6

1	2
Приватні вітчизняні інвестори	Рейтинги регіонів. Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів
Зовнішні приватні інвестори	Рейтинги регіонів. Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів
Громадськість	Рейтинги регіонів. Рейтинги фінансово-кредитних установ. Рейтинги природокористувачів. Рейтинги окремих фінансових інструментів

Розглядаючи синхронізованість як визначальну характеристику інвестиційного простору, що означає відповідність та узгодженість динаміки окремих процесів у регіоні, ми вважаємо, що одним зі складових ризику є ризик асинхронності, оскільки підтримання певних тенденцій формує стратегічний розподіл ресурсів, що може не узгоджуватися зі змінами у політиці забезпечення сталого розвитку, очевидно має тенденцію до формування більш жорстких правил та вимог. Зв'язок між інвестиційним ризиком та екологічною орієнтованістю відтворювального процесу наведено на рис. 6.10.



Рис. 6.10. Зв'язок між синхронністю відтворення природокористування та інвестиційним ризиком

Більшість рейтингів містить екологічний фактор. Проте вони не орієнтуються на визначення того, наскільки завдання і пріоритети сталого розвитку є системними у даному середовищі, наскільки політика досягнення сталого розвитку узгоджується зі структурою економіки конкретного регіону, оцінити відповідність та узгодженість інвестиційних стратегій, що реалізуються на різних рівнях різними суб'єктами, пропорційність інвестиційних потоків (публічні – приватні, природоохоронні – традиційні тощо.) Такі функції, на нашу думку, можуть виконуватися еколого-інвестиційними рейтингами (рис. 6.11).

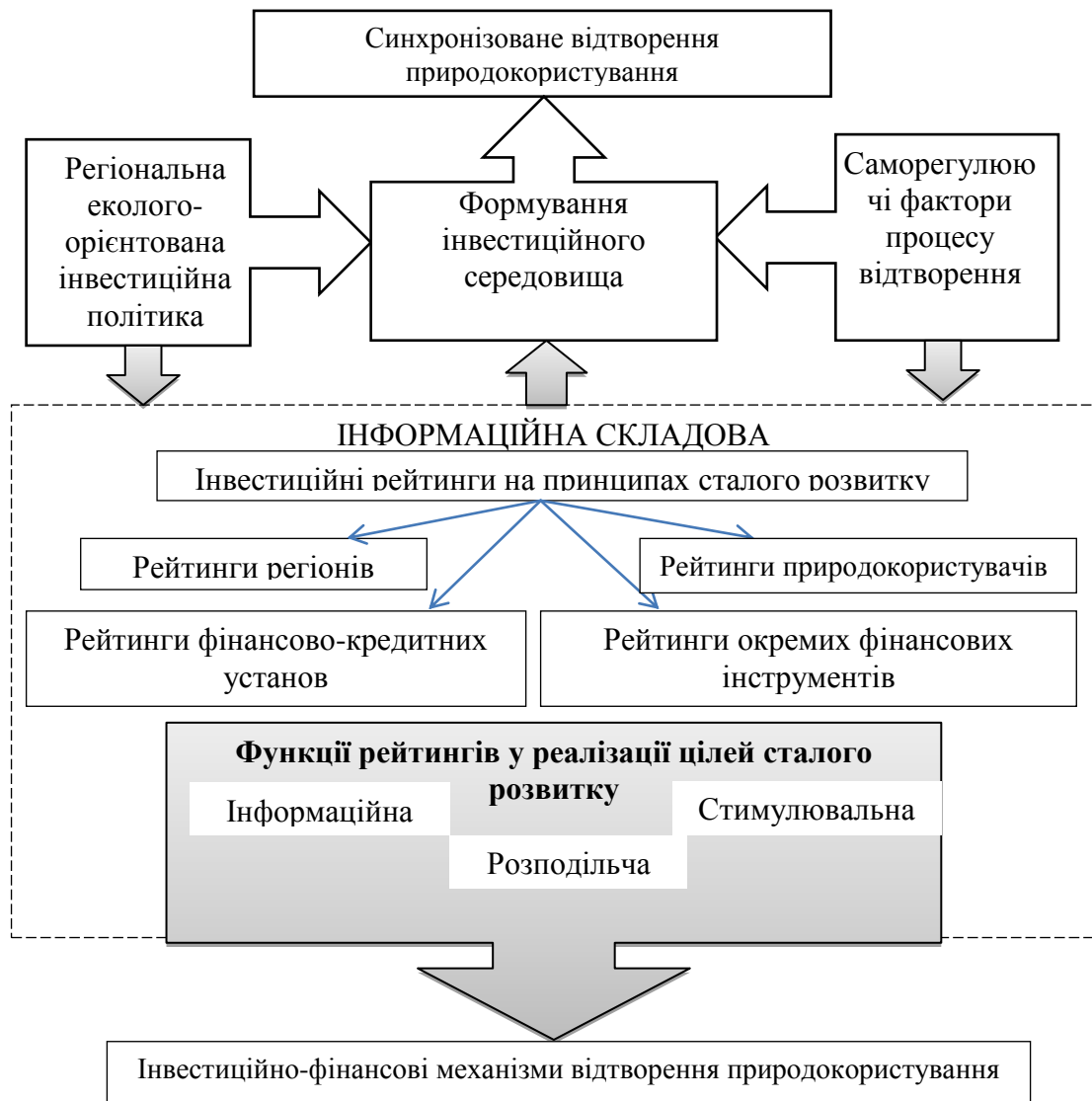


Рис. 6.11. Роль та місце інвестиційних рейтингів синхронізації відтворення в інвестиційному процесі

Необхідність створення інвестиційних рейтингів регіонального природокористування ми вбачаємо саме у виконанні ними стимулювальної функції через поширення інформації та трансформацію ринкових оцінок у вартісні показники, показники дохідності, характеристику інвестиційної привабливості окремих суб'єктів. При цьому також забезпечуються підтримка рівня ділової довіри, покращання іміджу суб'єкта, що також втілюються у фінансових показниках його діяльності.

**Розподільча функція.** Деякі автори зазначають, що аналітичні центри здатні не лише адекватно оцінювати економічних суб'єктів, а й формувати певний клімат у тих країнах чи регіонах, де є відповідні економічні інтереси. Тому рейтингові агентства можна розглядати не лише як інструмент оцінки економічного стану, а також як інструмент впливу, за допомогою якого може бути реалізована та чи інша економічна політика. Очевидно, що результати оцінки втілюються у конкретних рішеннях щодо інвестування, формуючи



таким чином пропорції розподілу потоків фінансових ресурсів. Орієнтація на рейтингові оцінки (регіонів, природокористувачів, банківських установ тощо) впливає на рівень інвестиційної привабливості окремої території.

Існує думка, що саме рейтинги певною мірою створюють інвестиційний потенціал [46].

Формування таких рейтингів є, на нашу думку, способом реалізації принципу альтернативності в регіональній еколого-орієнтованій інвестиційній політиці, оскільки наявність рейтингових оцінок дозволяє реалізувати право інвестора на вибір напряму інвестування, визначити найбільш ефективні сфери реалізації природоохоронних інвестицій, активізувати пошук альтернативних варіантів природокористування для регіонів, які мають низький рейтинг.

Викладемо основні положення, які пропонується покласти в основу формування регіонального інвестиційного рейтингу синхронізації.

Формування рейтингових показників ми пропонуємо здійснювати, базуючись на проведенні структурно-декомпозиційного аналізу, що спрямований на встановлення сили впливу основних факторів на синхронізацію процесів відтворення у регіоні.

Проведення такого аналізу традиційно передбачає послідовне здійснення таких етапів:

- 1) визначення об'єкта аналізу;
- 2) визначення мети аналізу;
- 3) побудова графічної моделі;
- 4) перевірка факторів за критеріями однорідності та істотності;
- 5) оцінка результатів аналізу.

Як зазначалось вище, індекс синхронізованості визначає якість управління відтворенням у регіоні та характеризує щільність та спрямованість взаємодії у часі процесів інвестування, що здійснюється за рахунок бюджетних коштів та коштів корпоративного сектору. Значення розрахованого індексу синхронізації для конкретного регіону базується на збалансованості розвитку природного, фізичного та людського капіталів і є результатом складної взаємодії комплексу факторів, які можна поділити за трьома основними напрямками (рис. 6.12).

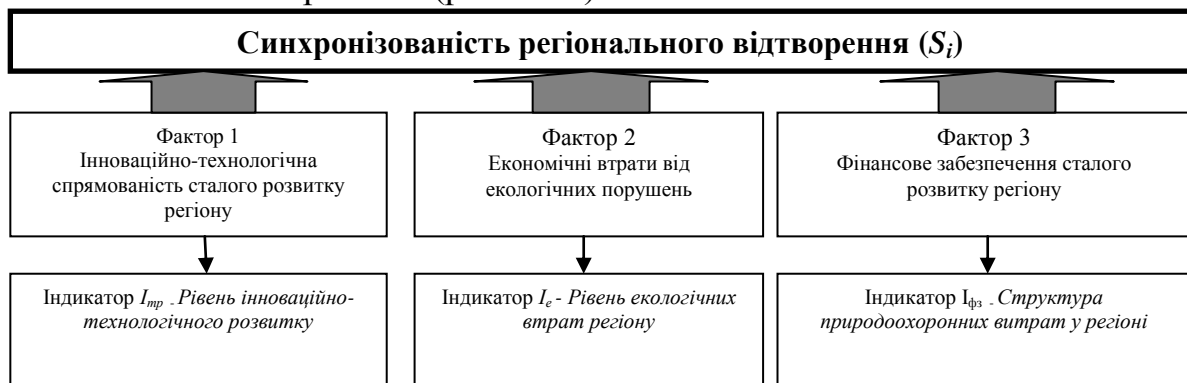


Рис. 6.12. Фактори впливу на синхронізованість регіонального відтворення

Перший напрям стосується інноваційно-технологічного розвитку регіону та визначається змінами в інноваційній активності підприємств, динамікою обсягів їх інноваційних витрат, динамікою впровадження нових технологічних процесів.

Аналіз рис. 6.13 свідчить про зростання інноваційної активності підприємств України. За період з 2000 по 2011 рр. обсяг впровадження нових технологічних процесів майже подвоївся. При цьому характерною є негативна тенденція зменшення частки технологічних процесів, які б дозволили зменшити навантаження на навколишнє природне середовище.



Рис. 6.13. Динаміка впровадження маловідходних, ресурсозберігаючих і безвідходних технологічних процесів, що впроваджуються в Україні

Таким чином, при побудові індикаторів інноваційно-технологічного розвитку з позицій оцінювання синхронізованості відтворювальних процесів особливу увагу потрібно зосередити на співвідношенні показників, що характеризують динаміку інвестицій у регіоні та кількості впроваджених екобезпечних технологічних процесів.

Для проведення декомпозиційного аналізу з метою встановлення ступеня впливу фактора інноваційно-технологічного розвитку нами запропоновано використовувати індекс інноваційно-технологічного розвитку, що визначається кількістю впроваджених маловідходних ресурсозберігаючих і безвідходних технологій на 1 млрд грн. інвестицій в основний капітал, здійснених протягом року в регіоні.

Для зіставлення в процесі аналізу різних за вимірами показників, їх потрібно нормувати у такий спосіб:

$$I_i = \frac{S_i}{\max(S)}, \quad (6.11)$$

де  $I_i$  – нормоване значення відповідного індикатора;  
 $S_i$  – значення показника в  $i$ -му регіоні

Крім приведення до зіставного вигляду, нормування показників дозволяє оцінювати зміни відповідних факторів у двох площинах. По-перше, визначаються тенденції безпосередньо у регіоні, а по-друге, зазначені зміни співвідносяться з динамікою відповідних показників у інших областях. Це забезпечує більш глибоке дослідження впливу обраних факторів на синхронізацію відтворювальних процесів та підвищує якість аналізу, що здійснюється.

При побудові індикаторів інноваційно-технологічного розвитку, з позицій оцінювання синхронізованості відтворювальних процесів особливу увагу слід зосередити на співвідношенні показників, що характеризують динаміку інвестицій у регіоні та кількості впроваджених екологічно-технологічних процесів.

$$I_{тр}^{t,j} = \frac{K_{мрт}^{i,t} / O_{ок}^{i,t}}{\max \left( K_{мрт}^{i,t} / O_{ок}^{i,t} \right)}, \quad (6.12)$$

де  $I_{тр}^{t,j}$  – індикатор рівня інноваційно-технологічного розвитку у  $i$ -му регіоні у періоді  $t$

$K_{мрт}^{i,t}$  – кількість впроваджених маловідходних ресурсозберігаючих і безвідходних технологій у  $i$ -му регіоні у періоді  $t$ ;

$O_{ок}^{i,t}$  – Обсяг інвестицій в основний капітал за регіонами у  $i$ -му регіоні у періоді  $t$ .

Динаміка індикатора інноваційно-технологічного розвитку подана у табл. 6.7.

Таблиця 6.7

Індикатори інноваційно-технологічного розвитку регіонів,  $I_{тр}^t$

Регіон	2006	2007	2008	2009	2010	2011
1	2	3	4	5	6	7
Автономна Республіка Крим	0,074	0,108	0,202	0,405	0,137	0,205
Області:						
Вінницька	0,071	0,328	0,686	0,491	0,238	0,321
Волинська	0,047	0,224	0,618	0,446	0,088	0,639
Дніпропетровська	0,045	0,072	0,119	0,097	0,043	0,133
Донецька	0,072	0,112	0,189	0,237	0,100	0,351
Житомирська	0,316	0,365	0,581	0,187	0,118	0,215
Закарпатська	0,118	0,098	0,268	0,324	0,016	0,043
Запорізька	0,104	0,407	0,457	0,456	0,215	0,265
Івано-Франківська	0,254	0,378	0,465	0,245	0,175	0,413
Київська	0,079	0,128	0,217	0,121	0,043	0,132
Кіровоградська	0,102	0,180	1,000	0,766	0,219	0,683
Луганська	0,038	0,061	0,245	0,249	0,035	0,177
Львівська	0,156	0,255	0,332	0,198	0,086	0,195

Продовження таблиці 6.7

1	2	3	4	5	6	7
Миколаївська	0,134	0,169	0,120	0,112	0,083	0,270
Одеська	0,166	0,089	0,177	0,132	0,046	0,312
Полтавська	0,118	0,177	0,239	0,132	0,051	0,152
Рівненська	0,263	0,167	0,091	0,397	0,056	0,160
Сумська	0,396	1,000	0,983	1,000	0,789	1,000
Тернопільська	1,000	0,704	0,538	0,376	0,127	0,307
Харківська	0,111	0,173	0,324	0,420	1,000	0,482
Херсонська	0,230	0,398	0,115	0,446	0,130	0,275
Хмельницька	0,052	0,209	0,113	0,201	0,044	0,604
Черкаська	0,043	0,140	0,188	0,284	0,129	0,364
Чернівецька	0,544	0,409	0,418	0,182	0,093	0,255
Чернігівська	0,141	0,442	0,586	0,478	0,228	0,475

Отримані значення варіюватимуть у діапазоні від 0 (відповідає найгіршому значенню) до 1 (є найкращим значенням показника серед запропонованої вибірки). Таке нормування буде проведене для всіх індикаторів, задіяних у декомозиційному аналізі.

Аналізуючи динаміку інноваційно-технологічного розвитку регіонів потрібно відзначити відсутність стійких тенденцій зростання рівня впровадження маловідходних, ресурсозберігаючих і безвідходних технологічних процесів у структурі інвестицій в оновлення основних фондів за усіма регіонами. З метою оцінювання впливу інноваційно-технологічного розвитку на рівень синхронізованості регіонального відтворення ми пропонуємо ранжувати регіони з урахуванням співвідношення двох комплексних показників – середнього значення індикатора інноваційно-технологічного розвитку та його волатильності за досліджуваний період.

На рис. 6.14 показана карта розподілу регіонів за групами відповідно до максимізації середнього значення індикатора та мінімізації його зміни.

Серед усіх регіонів України найкращі показники мають Сумська та Тернопільська області, що розташовані у нижньому правому квадранті. Для цих регіонів характерні стабільні високі значення впровадження маловідходних, ресурсозберігаючих і безвідходних технологічних процесів у структурі основних фондів, що оновлюються.

Для більшості регіонів України, що розташовані у нижньому лівому квадранті, характерним є стабільно низький рівень впровадження нових екологічнобезпечних технологічних процесів. Найкращу позицію у цій групі регіонів займає Кіровоградська область, середнє значення індикатора становить 0,4917 з рівнем волатильності 0,106. Найгіршу позицію цієї групи займає Дніпропетровська область із значеннями показників відповідно 0,08 та 0,191.

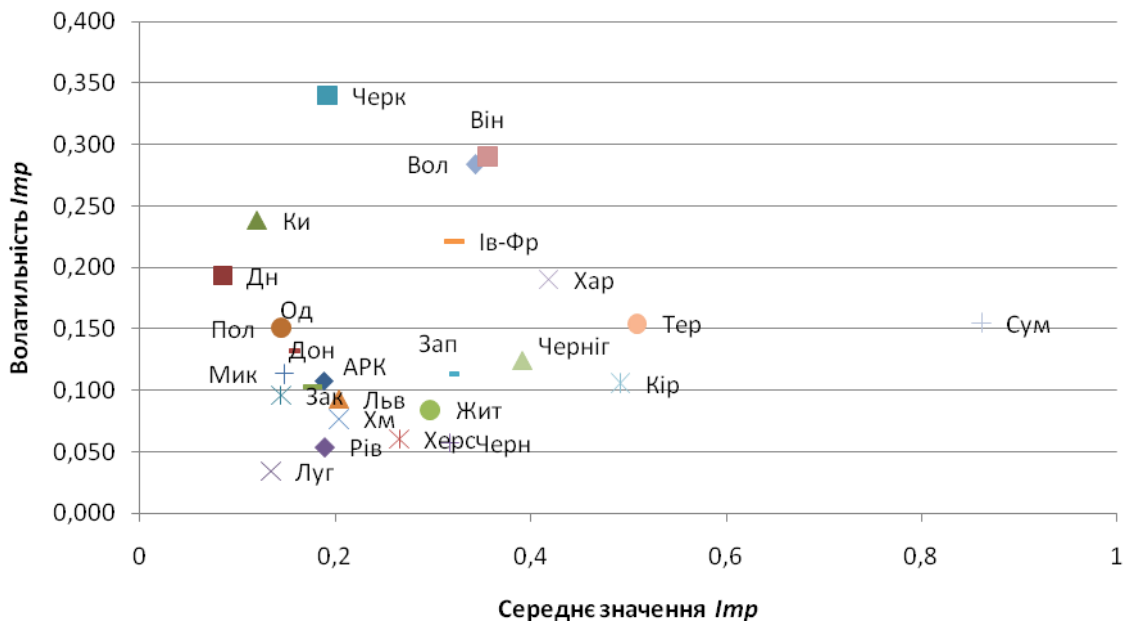


Рис. 6.14. Діаграма розподілу регіонів за середнім значенням та варіативністю індикатора інноваційно-технологічного розвитку,  $I_{tr}$

Для регіонів, що розташовані у верхньому лівому квадранті, характерні відсутність ритмічності у впровадженні екологобезпечних технологічних процесів. Сплески інноваційної активності сприяли зростанню середнього значення індикатора, однак при цьому не можна вважати їх системним результатом. Ураховуючи вищезазначене, регіони можна ранжувати за індикатором інноваційно-технологічного розвитку таким чином (табл. 6.8).

Таблиця 6.8

Ранжування регіонів за індикатором інноваційно-технологічного розвитку ( $I_{tr}$ )

Регіон	Середнє значення $I_{tr}$	Волатильність $I_{tr}$	Ранг регіону за $I_{tr}$
1	2	3	4
Сумська область	0,861288	0,155	1
Тернопільська область	0,508725	0,154	2
Кіровоградська область	0,491769	0,106	3
Харківська область	0,418319	0,190	4
Чернігівська область	0,391529	0,124	5
Вінницька область	0,355664	0,290	6
Волинська область	0,343615	0,284	7
Івано-Франківська область	0,321735	0,221	8
Запорізька область	0,317298	0,114	9
Чернівецька область	0,316953	0,057	10
Житомирська область	0,296943	0,084	11
Херсонська область	0,265587	0,060	12
Хмельницька область	0,203734	0,077	13

Продовження таблиці 6.8

1	2	3	4
Львівська область	0,203694	0,093	14
Черкаська область	0,191542	0,340	15
Рівненська область	0,18902	0,054	16
АР Крим	0,188552	0,107	17
Донецька область	0,176905	0,103	18
Одеська область	0,153716	0,133	19
Миколаївська область	0,147995	0,113	20
Полтавська область	0,144933	0,151	21
Закарпатська область	0,144557	0,096	22
Луганська область	0,13415	0,034	23
Київська область	0,119884	0,238	24
Дніпропетровська область	0,084929	0,193	25

Значний рівень господарського навантаження на навколишнє природне середовище зумовлює значні втрати економічної системи від екологічних порушень, може істотно впливати на спрямування інвестиційних потоків у регіоні. Так, інвестиційні процеси можуть бути розбалансовані через необхідність спрямування грошових коштів на компенсацію значних втрат від функціонування в умовах високих рівнів забруднення.

На нашу думку, з метою аналізу впливу екологічного фактору на рівень та якість синхронізованості відтворювальних процесів, доцільно використовувати економічні оцінки екологічних втрат, методика розрахунку яких запропонована у праці [11].

Другий напрям стосується аналізу екологічних характеристик.

Інтегральний показник екологічних втрат регіону визначає частку вартості валового регіонального продукту, що втрачається через екологодеструктивну діяльність суб'єктів господарювання та поєднує у собі втрати від скидів у водні об'єкти, викиди в атмосферне повітря, розміщення відходів, втрати, викликані аварійними викидами.

Найвищий рівень екологічних втрат валового регіонального продукту спостерігається у Житомирській, Рівненській Чернігівській областях (табл. 6.9).

Таблиця 6.9

Динаміка екологічних втрат від екодеструктивної діяльності у регіонах

Регіон	2007	2008	2009	2010	2011
1	2	3	4	5	6
Автономна Республіка Крим	0,0688	0,0539	0,0443	0,0409	0,0580
Області					
Вінницька	0,0821	0,0774	0,0673	0,0491	0,0671
Волинська	0,1023	0,0901	0,0757	0,0611	0,0778
Дніпропетровська	0,1055	0,0977	0,0747	0,0474	0,0678
Донецька	0,1059	0,0932	0,0726	0,0549	0,0803

Продовження таблиці 6.9

1	2	3	4	5	6
Житомирська	0,1531	0,1387	0,1239	0,0963	0,1365
Закарпатська	0,0955	0,0821	0,0692	0,0523	0,0758
Запорізька	0,0831	0,0724	0,0565	0,0418	0,0552
Івано-Франківська	0,1193	0,1277	0,1085	0,0805	0,1153
Київська	0,0958	0,0796	0,0634	0,0523	0,0691
Кіровоградська	0,0532	0,0599	0,0531	0,0363	0,0600
Луганська	0,1089	0,0956	0,0695	0,0547	0,0817
Львівська	0,0682	0,0595	0,0498	0,0417	0,0551
Миколаївська	0,0430	0,0353	0,0270	0,0223	0,0280
Одеська	0,0457	0,0404	0,0346	0,0278	0,0333
Полтавська	0,0416	0,0382	0,0329	0,0272	0,0371
Рівненська	0,1525	0,1272	0,1150	0,0863	0,1235
Сумська	0,0970	0,0891	0,0712	0,0499	0,0741
Тернопільська	0,0416	0,0382	0,0329	0,0272	0,0371
Харківська	0,0416	0,0382	0,0274	0,0227	0,0247
Херсонська	0,0693	0,0636	0,0767	0,0454	0,0618
Хмельницька	0,0693	0,0572	0,0493	0,0363	0,0494
Черкаська	0,0624	0,0572	0,0493	0,0363	0,0432
Чернівецька	0,1109	0,0954	0,0821	0,0590	0,0926
Чернігівська	0,1317	0,1209	0,0986	0,0863	0,1112

Незважаючи на зменшення частки екологічних втрат ВРП у зазначених регіонах упродовж 2007-2011 років, її значення залишаються найвищими, порівнюючи з іншими. Аналізуючи динаміку, необхідно відмітити, що за досліджуваний період у всіх областях, крім Кіровоградської, спостерігались позитивні тенденції до зменшення рівня екологічних втрат. Лідерами зі зменшення рівня втрат ВРП від екологодеструктивної господарської діяльності стали Харківська область (40 %), Дніпропетровська та Миколаївська (35 %), Черкаська (30 %). Майже на четверть зменшились екологічні витрати у Хмельницькій, Донецькій, Київській, Волинській областях. Негативна динаміка спостерігалась у Кіровоградській області, де рівень екологічних витрат за період з 2007 року по 2011 рік поступово зріс на 12,8 % і досяг значення 6 % від валового регіонального продукту.

За інших однокових умов можна припустити, що зменшення екологічних втрат дозволить збільшити обсяг внутрішніх фінансових ресурсів здійснення інвестицій, що у свою чергу позитивно позначиться на синхронізованості процесів відтворення у регіоні.

Значення нормованого індикатора рівня екологічних втрат регіону ( $I_e$ ) подані у табл. 6.10.

Таблиця 6.10

Індикатори рівня екологічних втрат регіону

	2007	2008	2009	2010	2011
Автономна Республіка Крим	0,4492	0,3885	0,3573	0,4243	0,4252
Області					
Вінницька	0,5362	0,5578	0,5432	0,5097	0,4913
Волинська	0,6682	0,6496	0,6110	0,6341	0,5698
Дніпропетровська	0,6895	0,7046	0,6030	0,4918	0,4968
Донецька	0,6920	0,6719	0,5855	0,5699	0,5878
Житомирська	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
Закарпатська	0,6238	0,5923	0,5585	0,5433	0,5554
Запорізька	0,5432	0,5220	0,4560	0,4336	0,4041
Івано-Франківська	0,7791	0,9212	0,8757	0,8362	0,8445
Київська	0,6262	0,5737	0,5114	0,5433	0,5064
Кіровоградська	0,3473	0,4318	0,4284	0,3766	0,4392
Луганська	0,7116	0,6895	0,5606	0,5683	0,5984
Львівська	0,4457	0,4292	0,4019	0,4331	0,4034
Миколаївська	0,2812	0,2547	0,2180	0,2314	0,2050
Одеська	0,2988	0,2913	0,2794	0,2891	0,2441
Полтавська	0,2717	0,2752	0,2651	0,2829	0,2714
Рівненська	0,9961	0,9174	0,9278	0,8958	0,9048
Сумська	0,6339	0,6422	0,5743	0,5186	0,5429
Тернопільська	0,2717	0,2752	0,2651	0,2829	0,2714
Харківська	0,2717	0,2752	0,2209	0,2357	0,1810
Херсонська	0,4528	0,4587	0,6185	0,4715	0,4524
Хмельницька	0,4528	0,4128	0,3976	0,3772	0,3619
Черкаська	0,4075	0,4128	0,3976	0,3772	0,3167
Чернівецька	0,7244	0,6880	0,6627	0,6129	0,6786
Чернігівська	0,8602	0,8715	0,7952	0,8958	0,8143

Позитивно оцінюючи тенденції до зменшення екологічних втрат у регіонах, потрібно зазначити, що у відносному вимірі істотних змін якісних характеристик навколишнього природного середовища не відбувається.

Це підтверджується аналізом діаграми розподілу регіонів за індикатором стану навколишнього природного середовища (рис. 6.15).

За середнім значенням індикатора більшість регіонів розташовані у проміжку 0,35 – 0,65 від максимального значення (Житомирська область), що відповідає рівню екологічних втрат приблизно від 5 до 8,5 % ВВП. На жаль, такі тенденції є досить стійкими. Це підтверджується значенням варіативності, що для більшості областей знаходиться на низькому рівні і становить від 0,05 до 0,065.



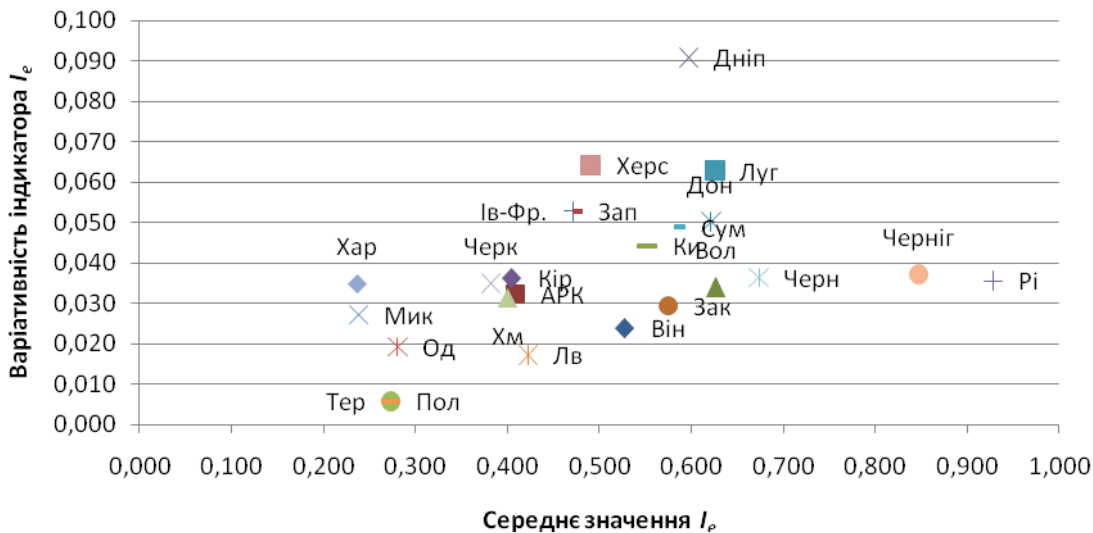


Рис. 6.15. Діаграма розподілу регіонів за середнім значенням та варіативністю індикатора рівня екологічних втрат ( $I_e$ )

При цьому потрібно зазначити, що завдяки діям органів регіонального управління Дніпропетровської області обсяг екологічних втрат протягом останніх п'яти років зменшився з 11 до 6 % ВРП, що визначило максимальне значення варіативності індикатора – 0,091, хоча порівняно з іншими регіонами вони залишаються на відносно високому рівні – 60 % від максимального значення або 6,7 % ВРП.

За індикатором стану навколишнього середовища регіони України можна ранжувати таким чином (табл. 6.11).

Таблиця 6.11  
Ранжування регіонів за індикатором рівня екологічних втрат регіону

Регіон	Середнє значення $I_e$	Волатильність $I_e$	Ранг регіону за $I_e$
1	2	3	4
Харківська область	0,237	0,035	1
Миколаївська область	0,238	0,027	2
Полтавська область	0,273	0,006	3
Тернопільська область	0,273	0,006	4
Одеська область	0,281	0,019	5
Черкаська область	0,382	0,035	6
Хмельницька область	0,400	0,031	7
Кіровоградська область	0,405	0,036	8
Автономна Республіка Крим	0,409	0,032	9
Львівська область	0,423	0,017	10
Запорізька область	0,472	0,053	11
Херсонська область	0,491	0,064	12
Вінницька область	0,528	0,024	13

Продовження таблиці 6.11

1	2	3	4
Київська область	0,552	0,044	14
Закарпатська область	0,575	0,029	15
Сумська область	0,582	0,049	16
Дніпропетровська область	0,597	0,091	17
Донецька область	0,621	0,050	18
Луганська область	0,626	0,063	19
Волинська область	0,627	0,034	20
Чернівецька область	0,673	0,036	21
Чернігівська область	0,847	0,037	22
Івано-Франківська область	0,851	0,047	23
Рівненська область	0,928	0,036	24

Третім фактором синхронності відтворювальних процесів є стратегічна спрямованість екологічних інвестицій. При визначенні цього індикатора у регіоні враховуються співвідношення обсягів фінансування капітальних вкладень в охорону навколишнього середовища та поточних витрат екологічного спрямування, що здійснюються відповідно за рахунок коштів бюджету та коштів корпоративного сектору. Значення показника, що перевищує одиницю, свідчить про стратегічну спрямованість інвестиційної політики регіону на забезпечення стійкого еколого-економічного розвитку регіону. Показник менший за одиницю означає переважання поточних завдань інвестиційної політики над стратегічними. При розрахунку значень індикатора важливість їх впливу на синхронізованість процесів відтворення беруть однаковими:

$$I_{\text{фз}}^{t,j} = \frac{\frac{KI_{\text{б}}^{t,j}}{ПВ_{\text{б}}^{t,j}}}{\max\left(\frac{KI_{\text{б}}^{t,j}}{ПВ_{\text{б}}^{t,j}}\right)} \times 0,5 + \frac{\frac{KI_{\text{к}}^{t,j}}{ПВ_{\text{к}}^{t,j}}}{\max\left(\frac{KI_{\text{к}}^{t,j}}{ПВ_{\text{к}}^{t,j}}\right)} \times 0,5, \quad (6.13)$$

де  $I_{\text{фз}}^{t,j}$  – індикатор фінансового забезпечення синхронізованості відтворення у  $j$ -му регіоні у періоді  $t$ ;

$KI_{\text{б}}^{t,j}, KI_{\text{к}}^{t,j}$  – капітальні інвестиції на охорону та раціональне використання природних ресурсів у  $j$ -му регіоні у періоді  $t$ , що здійснюються за рахунок відповідно бюджетних коштів та коштів корпоративного сектора, грош.од.;

$ПВ_{\text{б}}^{t,j}, ПВ_{\text{к}}^{t,j}$  – поточні витрати на охорону та раціональне використання природних ресурсів у  $j$ -му регіоні у періоді  $t$ , що здійснюються

за рахунок відповідно бюджетних коштів та коштів корпоративного сектора, грош.од.

Аналіз розрахованих значень індикатора структури природоохоронних витрат, поданих у таблиці 6.12, свідчить, що у сфері фінансування заходів, спрямованих на запобігання, зменшення чи ліквідацію забруднення за майже за всіма регіонами переважає складова поточних витрат, спрямованих на утримання вже існуючих промислових об'єктів природоохоронного призначення.

Таблиця 6.12

Динаміка індикатора структури природоохоронних витрат

Регіон	2007	2008	2009	2010	2011
Автономна Республіка Крим	0,502872	0,188184	0,293777	0,502872	0,135159
Області					
Вінницька	0,34125	0,177775	0,2231	0,291725	0,094641
Волинська	0,04628	0,119542	0,168404	0,045529	0,05162
Дніпропетровська	0,259441	0,137699	0,256802	0,248555	0,059437
Донецька	0,244707	0,173355	0,297887	0,226857	0,048031
Житомирська	0,104563	0,070697	0,045842	0,068332	0,120874
Закарпатська	0,116843	0,034445	0,049718	0,087182	0,009785
Запорізька	0,131117	0,187103	0,299129	0,122468	0,050229
Івано-Франківська	0,409648	0,521197	0,5441	0,164462	0,036683
Київська	0,13835	0,0709	0,1287	0,119171	0,501086
Кіровоградська	0,188163	0,09646	0,041993	0,147112	0,011718
Луганська	0,049129	0,19616	0,226099	0,045306	0,012969
Львівська	0,311342	0,29592	0,304405	0,229615	0,047036
Одеська	0,114838	0,145113	0,449623	0,1117	0,035078
Полтавська	0,103503	0,072983	0,116177	0,098256	0,012219
Рівненська	0,06491	0,085284	0,180538	0,057264	0,005898
Сумська	0,065341	0,054857	0,085066	0,055319	0,013713
Тернопільська	0,196223	0,459582	0,038657	0,082505	0,01404
Харківська	0,11636	0,109732	0,108496	0,109081	0,106336
Херсонська	0,028104	0,038508	0,06137	0,024634	0,001643
Хмельницька	0,026297	0,040626	0,02669	0,025947	0,003379
Черкаська	0,811751	0,690424	0,627101	0,75995	0,51995
Чернівецька	0,09042	0,431175	0,116137	0,040062	0,023981
Чернігівська	0,093929	0,136276	0,155896	0,078378	0,018471

Відносна частка інвестицій у сфері раціонального природокористування як з боку держави, так і корпоративного сектору, спрямованих на будівництво нових, розширення, реконструкцію, технічне переобладнання діючих підприємств, об'єктів, придбання обладнання природоохоронного призначення довгострокового користування залишається малою.

Такі тенденції не дозволяють забезпечувати синхронізованість процесів відтворення та збалансованість еколого-економічного розвитку. Також,

занепокоєння викликає стійкість таких тенденцій. Значення волатильності індикатора для 70% областей України знаходиться у межах до 0,1. Наочно це підтверджується сконцентрованістю регіонів у нижньому лівому квадранті діаграми розподілу регіонів за середнім значенням та варіативністю індикатора структури природоохоронних витрат (рис. 6.16)

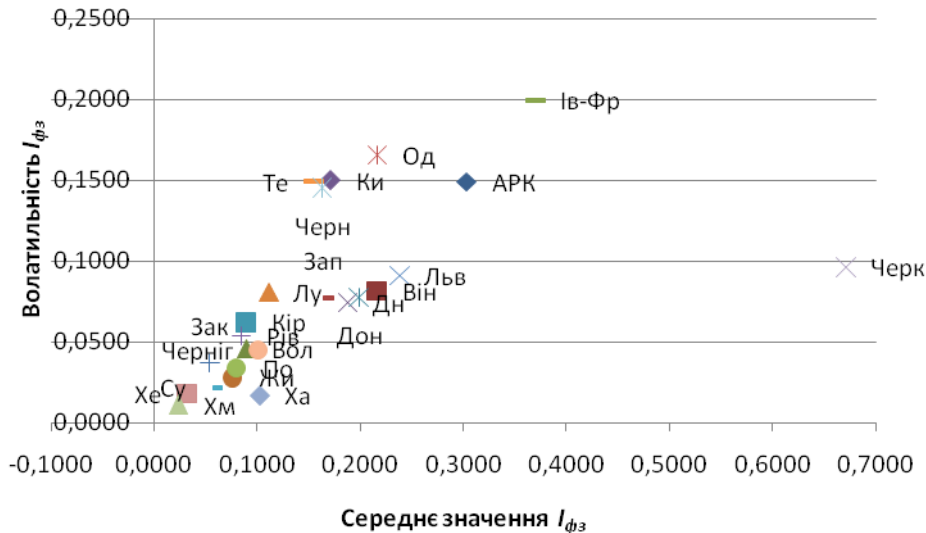


Рис. 6.16. Діаграма розподілу регіонів за середнім значенням та варіативністю індикатора структури природоохоронних витрат ( $I_{\phi3}$ )

Частина областей розташована на діаграмі окремо від загальної сукупності. Найкращі параметри структури фінансування природоохоронної діяльності з позицій синхронізації відтворювальних процесів демонструє Черкаська область. За аналізований період частка капітальної складової екологічних інвестицій досить стабільно переважає частку поточних витрат, відповідні значення волатильності індикатора та його середнє значення становлять 0,0962 та 0,6714. Такі результати є наслідком активізації екологічного інвестування капітального характеру, що здійснюються за рахунок бюджетних коштів. Однак, для забезпечення якісного еколого-економічного розвитку регіону відповідні дії органів регіональної влади повинні бути підтримані з боку корпоративного сектора.

Для Івано-Франківської області характерне переважання капітальної складової природоохоронних інвестицій над поточними витратами, що здійснюються як за рахунок бюджету, так і підприємствами регіону у більшості років аналізованого періоду. Однак динаміка індикатора свідчить про нестабільність визначених тенденцій, що підтверджується найбільшим показником волатильності індикатора – 0,37.

За індикатором стану фінансового забезпечення регіони України проранжувано у табл. 6.13.

Таблиця 6.13

Ранжування регіонів за індикатором структури природоохоронних витрат

Регіон	Середнє значення $I_{\phi z}$	Волатильність $I_{\phi z}$	Ранг регіону за $I_{\phi z}$
Черкаська область	0,6714	0,0962	1
Івано-Франківська область	0,3700	0,1993	2
Автономна Республіка Крим	0,3028	0,1490	3
Львівська область	0,2384	0,0910	4
Одеська область	0,2163	0,1655	5
Вінницька область	0,2161	0,0816	6
Донецька область	0,1988	0,0776	7
Дніпропетровська область	0,1880	0,0742	8
Київська область	0,1713	0,1499	9
Запорізька область	0,1649	0,0772	10
Чернівецька область	0,1628	0,1451	11
Тернопільська область	0,1549	0,1491	12
Луганська область	0,1112	0,0806	13
Харківська область	0,1027	0,0166	14
Чернігівська область	0,1010	0,0449	15
Волинська область	0,0896	0,0459	16
Кіровоградська область	0,0891	0,0620	17
Рівненська область	0,0844	0,0537	18
Полтавська область	0,0796	0,0338	19
Житомирська область	0,0762	0,0279	20
Сумська область	0,0569	0,0218	21
Закарпатська область	0,0541	0,0369	22
Херсонська область	0,0321	0,0180	23
Хмельницька область	0,0239	0,0110	24

Загальна характеристика регіонів з позицій спрямованості на забезпечення синхронізованості відтворювальних процесів визначається за результатами ранжування областей за запропонованими факторами та представлена у табл. 6.14.

Таблиця 6.14

Ранжування регіонів за динамікою індикаторів синхронізованості регіонального відтворення

Регіон	Ранг за $I_{mp}$	Ранг за $I_e$	Ранг за $I_{\phi z}$
1	2	3	4
АР Крим	17	9	3
Вінницька область	6	13	6
Волинська область	7	20	16
Дніпропетровська область	25	17	8
Донецька область	18	18	7
Житомирська область	11	-	20

Продовження таблиці 6.14

1	2	3	4
Закарпатська область	22	15	22
Запорізька область	9	11	10
Івано-Франківська область	8	23	2
Київська область	24	14	9
Кіровоградська область	3	8	17
Луганська область	23	19	13
Львівська область	14	10	4
Миколаївська область	20	2	-
Одеська область	19	5	5
Полтавська область	21	3	19
Рівненська область	16	24	18
Сумська область	1	16	21
Тернопільська область	2	4	12
Харківська область	4	1	14
Херсонська область	12	12	23
Хмельницька область	13	7	24
Черкаська область	15	6	1
Чернівецька область	10	21	11
Чернігівська область	5	22	15

Запропонований метод проведення структурно декомпозиційного аналізу дозволяє сформувати основу дієвої системи управління збалансованим еколого-економічним розвитком регіонів, що включає комплекс моніторингу та контролю за досягненням цілей синхронізації відтворення, оцінювання ефективності управлінських рішень у сфері управління регіональним відтворенням. Відповідні місця у ранжуванні регіонів дозволяють визначити сукупність наявних у регіоні проблем, що перешкоджають синхронізації відтворювальних процесів, встановити пріоритети у здійсненні регулятивного впливу, підвищити ефективність планування у структурі регіонального менеджменту.

Для пояснення диференціації значень індексу синхронізації за регіонами відповідно до встановлених факторів доцільно провести факторний аналіз, який допомагає визначити структуру взаємозв'язків між змінними. Факторний аналіз будемо проводити за методом головних компонент відповідно до загальної моделі:

$$S_i^t = \sum_j^m \alpha_j F_j + \varepsilon, \quad (6.14)$$

де  $F_j$  – показник, що характеризує  $j$  сферу державного регулювання відтворення природокористування;

$\alpha_j$  – вплив розвитку  $j$  сферу державного регулювання на синхронізованість інвестиційних процесів;

$\varepsilon$  – незалежна випадкова величина [33].

Проведення аналізу потребує попереднього дослідження індикаторів визначених факторів синхронізації відтворювальних процесів на наявність залежності та взаємозв'язку між собою. Для цього традиційно може бути використаний показник лінійної кореляції. Розрахунки були здійснені за допомогою пакету Microsoft Excel та представлені у таблиці 6.15.

Таблиця 6.15

Кореляційна матриця факторів синхронізації відтворювальних процесів

	Індикатор структури природоохоронних витрат	Індикатор рівня екологічних витрат	Індикатор інноваційно-технологічного розвитку
Індикатор структури природоохоронних витрат	1	-0,07127	-0,21362
Індикатор рівня екологічних витрат	-0,07127	1	0,034902
Індикатор інноваційно-технологічного розвитку	-0,21362	0,034902	1

Розраховані значення лінійної кореляції дають можливість зробити висновок, що зазначені фактори є непов'язаними між собою та впливають на синхронізованість відтворювальних процесів незалежно один від іншого.

Відповідно до факторного аналізу за методом головних компонент, з урахуванням частки загальної дисперсії, що пояснюють фактори були розраховані власні значення та факторні навантаження індикаторів, представлені у табл. 6.16.

Таблиця 6.16

Значення навантаження на фактори синхронізації

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
Індикатор структури природоохоронних витрат	0,591019	-0,09702	-0,55539
Індикатор рівня екологічних витрат	0,682061	-0,94964	0,659363
Індикатор інноваційно-технологічного розвитку	0,430686	0,297935	0,506736
Власні значення	1,2795	0,9583	0,7621
Навантаження на фактор	0,262213	-0,91912	0,567176

Таким чином, проведене комплексне дослідження процесів синхронізації відтворення у регіонах України дозволило виділити основні фактори, найбільш значимими серед яких є інноваційно-технологічна спрямованість сталого розвитку регіону, економічні втрати від екологічних порушень, фінансове забезпечення сталого розвитку регіону. За результатами комплексного аналізу було встановлено ступінь впливу визначених факторів на синхронізованість відтворювальних процесів у регіонах. Динаміка економічних витрат від екологічних порушень має суттєвий негативний вплив на синхронізованість (вплив фактора  $-0,91$ ), вплив тенденцій у впровадженні

нових маловідходних, ресурсозберігаючих і безвідходних технологічних процесів є позитивним, значення впливу цього фактора складає 0,56. Позитивним також є вплив структури фінансування природоохоронних витрат – 0,26.

На основі визначених параметрів синхронізації з метою практичного використання запропонованого підходу визначено залежності (табл. 6.17), які дозволяють диференціювати бажану ставку дохідності для оцінювання природоохоронних інвестицій для регіонів України.

Таблиця 6.17

Бажані ставки дохідності для оцінки природоохоронних інвестицій,  
визначені за регіонами України

Регіон	Бажана ставка дохідності	Регіон	Бажана ставка дохідності
АР Крим	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,99 \cdot (t-2)}$	Миколаївська область	Недостатньо даних для розрахунку
Вінницька область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,519 \cdot (t-1)}$	Одеська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,909 \cdot (t-2)}$
Волинська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,625 \cdot (t)}$	Полтавська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,99 \cdot (t-2)}$
Дніпропетровська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,99 \cdot (t-2)}$	Рівненська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,976 \cdot (t-2)}$
Донецька область	Недостатньо даних для розрахунку	Сумська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,479 \cdot (t-2)}$
Житомирська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,594 \cdot (t)}$	Тернопільська область	Недостатньо даних для розрахунку
Закарпатська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,961 \cdot (t)}$	Харківська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,657 \cdot (t-2)}$
Запорізька область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,939 \cdot (t)}$	Херсонська область	Недостатньо даних для розрахунку
Івано-Франківська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,981 \cdot (t-2)}$	Хмельницька область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,665 \cdot (t-2)}$
Київська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,34 \cdot (t)}$	Черкаська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,929 \cdot (t-1)}$
Кіровоградська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,669 \cdot (t-1)}$	Чернівецька область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,324 \cdot (t-2)}$
Луганська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,908 \cdot (t)}$	Чернігівська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,958 \cdot (t-2)}$
Львівська область	$r_d = 14,3 + R \cdot 2,71^{-0,467 \cdot (t-2)}$		

Запропоновані залежності дають можливість визначати рівень бажаної дохідності для фінансових інструментів із різними строками: для муніципальних, корпоративних екологічних облігацій, використовувати як ставку дисконтування при оцінюванні бюджетних інвестицій.

## 6.6 Інвестиційно-фінансові механізми як засіб забезпечення синхронності відтворювальних процесів

Механізми відтворення реалізуються через інвестиційний процес на різних рівнях – національному, регіональному, корпоративному та зазнають суттєвих трансформацій. Дедалі частіше піднімається питання про



інвестиційно-фінансові можливості збалансованого еколого-економічного розвитку національних економік, регіональних та муніципальних утворень, підприємницьких структур – активізуються дослідження впливу екологічних обмежень на прибутки корпорацій, метою яких є обґрунтування залежності доходів та прибутків компаній від реалізації того чи іншого сценарію політики екологічного регулювання. Отже, одним із напрямів удосконалення економічного механізму регіонального відтворення є розвиток інвестиційно-фінансових механізмів, які забезпечують синхронність відтворення природокористування. Вирішення цього завдання вимагає вивчення зарубіжного досвіду використання інвестиційно-фінансових механізмів, створення інституційно-правових та організаційних засад їх функціонування та обґрунтування найбільш дієвих для конкретного регіону механізмів.

Виходячи з викладених у попередніх розділах дисертаційної роботи теоретико-методологічних положень щодо визначення синхронізованого відтворення природокористування, питання удосконалення інвестиційно-фінансових механізмів ми розглядаємо як потребу, що впливає з об'єктивних процесів трансформації, які спостерігаються у фінансовій та інвестиційній сферах. Перед тим як викласти наше бачення формування інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування, зупинимося на аналізі цих трансформацій, огляді існуючого досвіду формування відповідних механізмів, виявимо можливості їх застосування в умовах вітчизняної економіки.

У світовій практиці реалізації екологічно безпечної діяльності усталеним поняттям є «відповідальне інвестування», ідея якого витікає із принципів сталого розвитку і покладена в основу концепції формування так званої «зеленої» економіки, активно поширюються механізми «зелених» інвестицій, розробляються механізми активізації «зелених» точок зростання – підвищення рівня зайнятості шляхом реалізації природоохоронних інвестицій, розвиток інфраструктури на принципах енергоефективності, здійснення «зелених» НДДКР тощо. Все активніше реалізуються проекти так званого сталого фінансування (*sustainable finance*), яке є загальним поняттям, що характеризує процеси фінансування, реалізовані з метою досягнення цілей сталого розвитку, в тому числі Цілей розвитку тисячоліття [39].

Характерною особливістю політики сталого розвитку на сучасному етапі є комплексність – охоплення всіх сфер та секторів соціально-економічного розвитку. У сучасній економіці не лише у реальному секторі втілюються відповідні програми та проекти, роль фінансового сектора як посередника та стимулятора сьогодні все більше зростає. Ми вважаємо, що у глобальному аспекті процеси становлення інвестиційно-фінансових механізмів можна розглядати як такі, що орієнтовані на синхронізацію. Це підтверджується процесами екологічно відповідального інвестування у сфері приватного капіталу та у сфері державного (публічного) фінансування, причому наголошується провідна роль приватного капіталу.

Це дає нам підстави не погоджуватися з думкою, висловленою у праці [19], де автор розглядає джерела фінансування екологічних інвестицій виключно як сукупність коштів бюджетів, екологічних фондів, власних коштів природокористувачів, цільових програм, зарубіжної фінансової допомоги. Причому наголошує, що комплексне використання саме цих джерел з визначенням пріоритетних напрямів раціонального природокористування може зменшити системний економічний ризик та підвищити ефективність інвестиційної діяльності. Системний ризик розглядається як феномен розвитку саме фінансової сфери, тому обмежуючись у регулюванні лише бюджетними коштами та власними коштами, без урахування тих, що акумулюються на фінансовому ринку (кредити, облігаційні позики тощо) не можна говорити про зменшення системного ризику. Можна вважати, що вже сьогодні чітко сформована тенденція поширення екологічних стандартів та принципів у діяльності фінансового сектора. Особливо варто відмітити поширення принципів відповідального інвестування у фінансовій сфері. Активно впроваджуються механізми за участю міжнародних фінансових організацій, що, реалізуючи природоохоронні інвестиції, формують значні потоки капіталу та стимулюють відтворення якісно нового типу природокористування. Серед таких організацій потрібно виділити:

- Фінансову ініціативу Програми довкілля ООН (UNEP FI);
- Мережу інвесторів з кліматичних ризиків (INCR);
- Групу інституційних інвесторів з управління кліматом;
- Групу інвесторів з управління кліматом;
- Міжнародну фінансову корпорацію [29;39;49].

Процедури інвестування реалізуються через різні методи та інструменти формування та розміщення інвестиційних ресурсів. Передумовою їх практичного застосування є принципи діяльності, задекларовані учасниками світової фінансовою системи: принципи екватора, принципи відповідального фінансування ООН, кліматичні принципи.

*Принципи екватора* (Equator Principles, EP) – добровільний стандарт фінансової сфери, спрямований на управління соціальними й екологічними аспектами угод, що реалізуються на умовах проектного фінансування [49].

Започаткували ці принципи 10 провідних світових банків спільно з Міжнародною фінансовою корпорацією у 2003 р. сьогодні налічується більше 60 установ з різних країн світу, які підписали ці принципи і взяли на себе відповідні зобов'язання. Причому 71 % усіх угод з проектного фінансування реалізуються на принципах екватора, що складає близько 60 млрд дол США [49].

Причому тенденції щодо поширення принципів сталого розвитку у фінансову сферу можна характеризувати як позитивно зростаючі, про що свідчать дані табл. 6.18.

Таблиця 6.18

Результати участі фінансових організацій у добровільних механізмах сталого фінансування та відповідального інвестування [29]

Країна	Кількість національних фінансових інституцій, що підписали Принципи Екватора (EP)		Кількість національних фінансових інституцій, що підписали фінансову ініціативу UNEP FI		Кількість національних фінансових інституцій, що підписали UN PRI		Кількість національних фінансових інституцій, що стали членами Проекту із розкриття викидів CO <sub>2</sub> (CDR)
	Червень 2010 р.	Квітень 2009р.	Червень 2010 р.	Квітень 2009р.	Червень 2010 р.	Квітень 2009р.	Квітень 2009р.
Країни-члени ОЕСР							
Велика Британія	6	5	16	16	58	96	56
Нідерланди	5	5	7	8	26	41	12
Німеччина	4	3	14	15	8	11	40
Франція	3	3	7	7	27	57	16
США	5	4	11	13	79	111	77
Канада	7	7	12	12	20	32	45
Японія	3	3	18	18	14	14	21
Південна Корея	-	-	8	8	9	17	13
Мексика	-	-	2	1	1	1	-
Країни-кандидати на вступ до ОЕСР							
Бразилія	4	4	3	3	27	42	36
Росія	-	-	-	-	-	-	-
Китай	1	1	4	3	1	4	1
ПАР	2	4	2	4	24	28	7
Індія	-	-	2	2	-	2	2
Індонезія	-	-	-	1	-	-	-

Сьогодні принципи екватора розглядаються як визнаний універсальний стандарт не лише оцінки проектів, які претендують на проектне фінансування, а як механізм управління загальним інвестиційним ризиком, у структурі якого виділяються екологічний і соціальний.

Зазначимо, що прийняття цих принципів фінансовою установою спонукає її клієнтів до реалізації інвестицій природоохоронного значення, формуючи тим самим передумови ефективного відтворення природокористування. Тобто посередницька функція фінансово-кредитних організацій за умови організаційного, нормативного та інституційного супроводження проявляється у сучасних умовах у новому аспекті, створюються додаткові можливості для перерозподілу фінансових ресурсів та управління ризиками.

Серед представників української фінансової сфери сьогодні відсутні такі, що підписали принципи екватора. Якщо сьогодні не вжити будь-яких

заходів, можна говорити про втрату стратегічного потенціалу стійкості відтворювальних процесів. Для вітчизняної економіки сьогодні завдання підтримання відтворювальних пропорцій постає лише у форматі «необхідність будь-яких вкладень». Така стратегічна орієнтація може призвести до того, що у недалекому майбутньому вітчизняні підприємства взагалі не зможуть конкурувати на світових ринках, а макроекономічні наслідки такої політики повернуться загальною дестабілізацією та втратами не лише природних ресурсів, а й суто економічними.

Тому ми вважаємо досить актуальним питанням формування інвестиційно-фінансових механізмів відтворення ефективного природокористування виходячи з наявного досвіду світової фінансової сфери та потреб вітчизняної економіки. Держава не може вимагати від комерційних установ, якими є банки, підписання цих принципів, хоча б тому, що це є добровільна ініціатива. Проте створивши відповідні умови регулювання фінансового ринку можна стимулювати їх впровадження у практику діяльності.

*Принципи відповідального фінансування ООН (UN PRI)* принципи, ініційовані у 2003 р. фінансовою ініціативою програми ООН з навколишнього середовища (UNEP FI) визначені для сфери портфельного інвестування. Учасники, що підписали ці принципи, – це компанії з управління активами та інші інституційні інвестори, беруть на себе зобов'язання враховувати соціально-екологічні стандарти в процесі аналізу потенційних джерел інвестування та формування портфеля [39].

Реалізацію кліматичних принципів ми вважаємо прикладом формування синхронізованих фінансових механізмів. Метою їх укладання є управління ризиками кліматичних змін. Ці принципи, підписані у 2008 р. п'ятьма провідними фінансовими інституціями (банки: Credit Agricole, HSBC, Standard Chartered, страхові компанії: Swiss Re, Munich Re), передбачають формування стратегічно орієнтованого комплексного фінансового механізму, який дозволить управляти екологічними ризиками, зокрема ризиками зміни клімату, шляхом створення нових фінансових послуг [29]. Комплексність реалізується, по-перше, через охоплення корпоративних клієнтів, фізичних осіб, по-друге, ці послуги включають послуги з управління активами, проектне фінансування, інвестиційно-банківську діяльність, дослідницьку діяльність.

Отже, узагальнюючи аналіз світового досвіду формування інвестиційно-фінансових механізмів функціонування банківської сфери, інституційних інвесторів, страхових компаній можна визначити таке:

- основна мета цих механізмів – всебічне сприяння інвестуванню у чисті та безпечні технології та сфери бізнесу з одночасним обмеженням фінансової та інвестиційної підтримки проектів, що мають негативні екологічні наслідки;
- визнання екологічних ризиків однією зі складових інвестиційного ризику для будь-якого інвестора;

- розширення ринкових можливостей для реалізації завдань сталого розвитку, що декларуються на міжнародному та національному рівнях ;
- комплексний характер заходів, що реалізуються.

Окремим аспектом у функціонуванні таких механізмів є оцінка та управління ризиками. Саме розуміння екологічних факторів не лише як потенційних загроз довкіллю, а й як чинників фінансової стабільності зумовлюють переоцінку ризиків. Виділяють особливості оцінювання ризиків, які

- оцінювання ризиків на короткострокову перспективу, що обумовлене високою нестабільністю фінансових ринків – індикатори їх функціонування демонструють високу волатильність;
- екстерналізація ризиків у часі та просторі. Деякими авторами висловлюється думка, що саме це стало однією з ключових проблем фінансової кризи 2008-2009 рр.: «Историческая значимость кредитного кризиса заключается в том, что это первый крах капитализма, основанного на торговле риском» [49, с. 108]. Висловлюються також думка, що перенесення ризиків економічними агентами на інших учасників ринку є також фактором погіршення стану довкілля [29].
- розширення механізмів управління ризиками в екологічному та соціальному аспекті .

Отже, розвиток сучасного ринку капіталів, широкий перелік суб'єктів інвестиційної діяльності, багатоваріантність організаційних схем реалізації інвестиційного процесу, розвиток інноваційних технологій, в тому числі у фінансовому секторі, формує потребу у розширенні напрямів дослідження відтворювального процесу та окремих механізмів, які його забезпечують.

Узагальнивши все вище викладене, можна стверджувати, що екологічно обумовлена трансформація сучасного інвестиційного середовища проявляється:

- у трансформації оцінок інвесторами екологічних результатів інвестування і, як наслідок – у розумінні інвестиційної привабливості окремих сфер бізнесу;
- у зростанні потреб у посередницьких послугах фінансового сектора в наслідок розвитку ринкових механізмів забезпечення сталого розвитку (вуглецевих ринків, «зелених технологій» тощо);
- у репрезентативності ринкових оцінок екологічно безпечного виробництва та інвестиційній привабливості різних фінансових інструментів, особливостях їх ціноутворення. Екологічно обумовлені очікування інвесторів стосовно інвестицій в екологічні виробництва та технології переорієнтують потоки капіталу у ці сфери та зумовлюють зміну пріоритетів у традиційних галузях та видах діяльності.

Зміни інвестиційного середовища є проявом ускладнення економічного механізму відтворення – процеси природокористування уже не аналізуються відокремлено від загальноекономічних, фінансових та інвестиційних процесів, завдання раціонального природокористування не розглядаються виключно для окремих сфер діяльності (водокористування, землекористування тощо), враховуються екологічні чинники при оцінюванні фінансових характеристик інвестування. Реалізація будь-яких інвестиційних проектів передбачає оцінку його екологічних наслідків. Для проектів природоохоронного значення, які не передбачають отримання комерційних ефектів, постає проблема фінансування. Причому мова йде не лише про пошук певного обсягу фінансових ресурсів, а про формування схем формування і розподілу ресурсів та ризиків, їх страхування, створення постійно діючих програм фінансування тощо.

Як було показано вище фінансові та кредитні установи (банки, компанії з управління активами, страхові компанії тощо) сьогодні є обов'язковими учасниками заходів забезпечення раціонального природокористування. Механізми їх взаємодії, схеми залучення фінансових ресурсів, розподілу ризиків, які в процесі активного впровадження принципів сталого розвитку уже можна розглядати як уніфіковані.

Проте реалізація більшості з описаних вище принципів та механізмів в Україні є ускладненою через ряд причин:

- недостатньо розвинений фінансовий ринок;
- незначний порівняно зі світовими масштабами розмір вітчизняного банківського сектору;
- відсутність практики оцінювання фінансовими інституціями екологічних ефектів та урахування їх при прийнятті рішень щодо кредитування чи інвестування;
- переважно вимушений характер природоохоронних інвестицій, що реалізуються за бюджетні кошти.

Серед інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування залежно від джерел походження ресурсів та сфери їх формування та розміщення ми пропонуємо виділяти три типи механізмів:

1. бюджетні інвестиційні механізми;
2. механізми фінансового ринку;
3. внутрішньо корпоративні інвестиційні механізми.

Як складові механізмів фінансового ринку відповідно його структури доцільно виокремлювати механізми фондового, кредитного та страхового ринків (рис. 6.17).

Виділення не просто переліку інструментів еколого-орієнтованої інвестиційної політики, а сукупності механізмів зумовлено традиційним розумінням структури фінансового механізму, що включає: нормативно-правове забезпечення, інформаційне забезпечення, фінансові методи та інструменти.

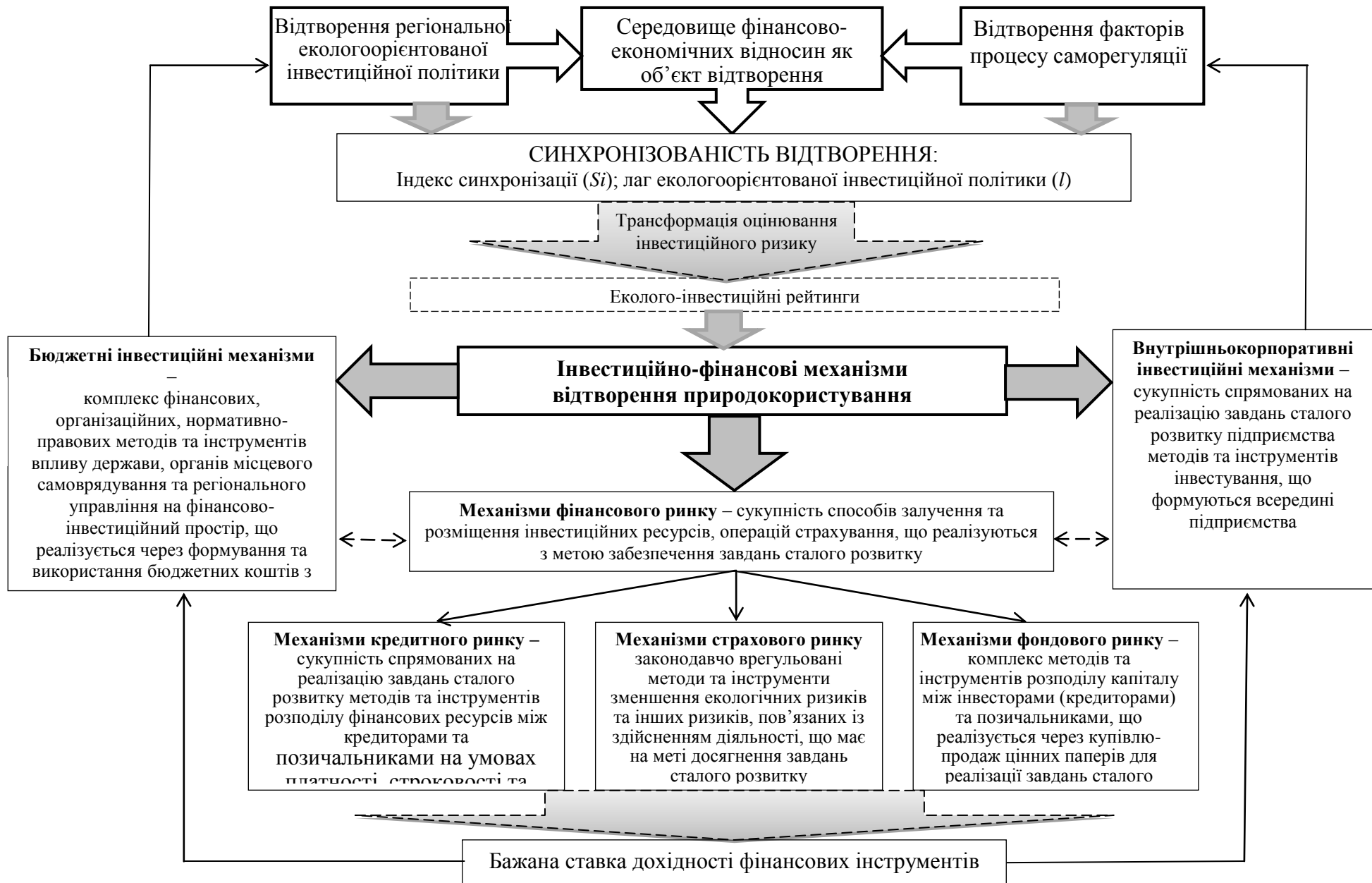


Рис. 6.17. Інвестиційно-фінансові механізми відтворення природокористування

Сьогодні в Україні інвестиційні механізми відтворення функціонують переважно як бюджетні механізми, тобто джерелом формування інвестиційних ресурсів, що спрямовуються на охорону довкілля та відновлення якості природного середовища є бюджетні кошти. Крім того, організаційні механізми, що опосередковують рух інвестиційних ресурсів, формуються органами державної чи місцевої влади, які визначають пріоритети, обсяги інвестицій, їх регіональний розподіл тощо. Ми не заперечуємо того факту, що природоохоронні інвестиції реалізуються також і за власні кошти підприємств і сьогодні ці джерела є домінуючими, проте не можна говорити про існування цілісних, уніфікованих механізмів, які ідентифікуються як самостійна складова економічного механізму відтворення. Більше того, саме бюджетні механізми виступають засобами вирівнювання регіональних диспропорцій, підтримання відповідних темпів соціально-економічного економічного розвитку територій та регіонів [8;38].

Під бюджетними інвестиційними механізмами відтворення регіонального природокористування ми пропонуємо розуміти комплекс фінансових, організаційних, нормативно-правових методів та інструментів впливу держави, органів місцевого самоврядування та регіонального управління на фінансово-інвестиційний простір регіону (процеси відтворення), що реалізується через формування та використання бюджетних коштів з метою забезпечення синхронізації процесів відтворення.

Для України бюджетні механізми є основними, оскільки саме їх функціонування визначає реалізацію тих програм, які через низькі показники доходності не можуть бути реалізовані через інші механізми.

Бюджетні інвестиційні механізми відтворення регіонального природокористування передбачають використання таких інструментів:

- цільові субвенції на екологічні цілі;
- бюджетні екологічні програми;
- проекти державно-приватного партнерства у сфері охорони довкілля та раціонального природокористування;
- екологічні запозичення органів місцевого самоврядування;
- екологічні податки та інші обов'язкові платежі екологічного характеру;
- закупівлі екологічно безпечних товарів з метою зміни структури споживання на основі підтримання довгострокового попиту на такі товари;
- підтримання цін на екологічно безпечні товари шляхом субсидіювання виробників;
- місцеві гарантії за кредитами для реалізації екологічних інвестицій;



Реалізація бюджетних механізмів може забезпечувати як пряму підтримку регіональним виробникам у реалізації проектів екологічно безпечного природокористування за рахунок створення фінансових чи нефінансових переваг, так і мати непрямі наслідки – створення інфраструктури впровадження екологічно чистих технологій

Не зважаючи на виділені вище обмеження щодо ефективного впровадження у практику вітчизняного фінансового сектору існуючих механізмів вважаємо, що формування їх все-таки є необхідним. Оскільки сучасні масштаби негативного антропогенного та техногенного навантаження на довкілля свідчать про недостатність лише бюджетних механізмів для реалізації ефективного відтворення природокористування. Повинна бути забезпечена відповідність фінансово-інвестиційних схем відтворення існуючим тенденціям та закономірностям руху капіталу, який у сучасному економічному просторі орієнтується на глобальні ринки, має доступ до інформації в межах світової економіки. Тому включення до загального переліку механізмів фінансового ринку має на меті реалізацію системного підходу до управління інвестиційними процесами на різних рівнях ієрархії управління.

Такий підхід, на нашу думку, забезпечить представлення природокористування, охорони довкілля як потенційних сфер вкладання коштів, сформує передумови створення адекватних сучасному ринку капіталів інституційних, організаційних та фінансових умов, які дозволять репрезентувати раціональне природокористування та природоохорону у системі об'єктів, що на рівні з іншими можуть бути охарактеризовані загально прийнятими показниками та мають певний рівень привабливості.

Потреба у розширенні практики застосування інвестиційних механізмів у системі відтворення регіональних еколого-економічних систем, вимагає подолання існуючих теоретичних і методологічних обмежень і протиріч.

Розуміючи низьку зацікавленість приватного капіталу в інвестуванні в екологічно орієнтовані проекти, ми пропонуємо саме регіон розглядати як об'єкт оцінки, оскільки регіональна та муніципальна влада як представники публічного сектора економіки представляють інтереси громад та їх об'єднань, серед яких екологічні інтереси сьогодні є не менш значущими, ніж економічні.

Такий підхід обумовлений також суттєвою диференціацією регіонів за рівнями соціально-економічного розвитку, ступенем синхронізації відтворювальних процесів, тривалістю лага екологоорієнтованої інвестиційної політики, а отже, очевидною є необхідність вибіркового підходу до побудови найбільш адекватної умовам конкретного регіону моделі відтворення. При обґрунтуванні інвестиційних механізмів для конкретного регіону необхідно враховувати такі характеристики їх соціо-еколого-економічного розвитку: відтворювальні пропорції; еколого-

економічні характеристиками регіону; ступінь відкритості регіону; структуру факторних доходів та обсяги їх реінвестування, структуру доданої вартості, що створюється в регіоні; структуру валового регіонального продукту за виробництвом і споживанням; характеристики якості життя населення регіону.

Механізми фінансового ринку у системі інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування ми розглядаємо як сукупність способів залучення та розміщення інвестиційних ресурсів, операцій страхування, що реалізуються з метою забезпечення завдань сталого розвитку.

Враховуючи структуру фінансової системи за внутрішньою будовою та розширення спектру фінансових послуг у сукупності механізмів фінансового ринку ми пропонуємо виділяти: механізми фондового ринку, механізми кредитного ринку, механізми страхового ринку.

Механізми фондового ринку у системі інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування ми розглядаємо як комплекс методів та інструментів розподілу капіталу між інвесторами (кредиторами) та позичальниками, що реалізується через купівлю-продаж цінних паперів для реалізації завдань сталого розвитку.

До інструментів, що використовуються у механізмах фондового ринку віднесено:

- екологічні облігації, що емітуються органами місцевого самоуправління;
- акції, що випускаються при створенні комунальних підприємств для вирішення екологічних завдань в межах території;
- екологічні цінні папери підприємств, що працюють у певному регіоні і реалізують політику еколого-збалансованого природокористування;
- похідні фінансові інструменти (опціони, погодні деривативи тощо).

Екологічні облігації є різновидом облігацій (корпоративних чи муніципальних), що емітуються з метою акумулювання фінансових ресурсів для фінансування проектів екологічного спрямування.

В економічній літературі, присвяченій проблемам фінансового забезпечення процесів екологізації та раціонального природокористування, досить часто описуються екологічні цінні папери як засіб інвестування, що знаходиться в обігу на ринку прав на економічний збиток від екологічних порушень та засвідчує право підприємства на здійснення економічного збитку, надане регіональною та місцевою владою.

Як уже зазначалося, ринок муніципальних облігацій є дуже привабливим, оскільки вважається, що надійність муніципальних облігацій поступається лише державним цінним паперам. Тому можна виділити певні переваги випуску облігацій місцевих позик:

- випуск муніципальних облігацій, їх своєчасне обслуговування та погашення сприяє формуванню високого кредитного рейтингу, що створює передумови для подальшого ефективного використання цього інструмента;
- розширює фінансові можливості органів місцевого самоврядування у реалізації політики екологоорієнтованого розвитку;
- традиційно вважається, що конкуренція між інвесторами сприяє зниженню відсоткових ставок;
- свідчить про орієнтацію території на сталий розвиток, що сприяє підвищенню загальної довіри до органів муніципального управління;

Наразі ступінь використання регіонами та муніципалітетами України механізмів фондового ринку для акумуляції інвестиційних ресурсів, не пов'язаних з екологічними цілями, є досить низьким. Як правило, вони виступають у ролі емітентів. У першому випадку регіони та території отримують додаткові можливості щодо залучення фінансових ресурсів на реалізацію екологічних програм.

Використання механізмів фондового ринку дозволяє вирішувати завдання еколого-економічного розвитку територій, що сьогодні є досить складним завданням через обмежені можливості місцевого самоврядування у залучення фінансових ресурсів через банківські кредити та позики – вартість кредитів у національній валюті є досить.

Виступаючи у ролі інвесторів органи регіонального та муніципального управління мають змогу підтримувати регіональних емітентів корпоративних прав, які реалізують політику збалансованого природокористування та соціально відповідального інвестування, що є ще одним із напрямів використання механізмів фондового ринку у відтворенні регіонального природокористування для реалізації еколого-економічної політики регіонального розвитку.

Формування та функціонування механізмів фондового ринку у вирішенні завдань відтворення регіонального природокористування потребує вирішення багатьох завдань, зокрема наукового обґрунтування єдиної методологічної бази оцінки регіонів як суб'єктів, яка у сучасних умовах базується на оцінці інвестиційних рейтингів. Запропоновані нами науково-методичні підходи до рейтингової оцінки територій можуть використовуватися в тому числі для розширення можливостей використання інструментів фондового ринку у забезпечення політики сталого розвитку регіонів та територій.

*Механізми кредитного ринку як окремий вид інвестиційно-фінансових механізмів відтворення природокористування ми пропонуємо розглядати*

*як сукупність спрямованих на реалізацію завдань сталого розвитку методів та інструментів розподілу фінансових ресурсів між кредиторами та позичальниками на умовах платності, строковості та повернення.*

Функціонування механізмів кредитного ринку у сфері природокористування та охорони довкілля сьогодні є досить різноманітним. Сюди необхідно віднести і проектне фінансування, що реалізується на принципах екуатора, і синдиковане кредитування, і комплексні кредитні програми, що включають, як специфічні банківські послуги, наприклад, надання фінансових гарантій при транспортуванні небезпечних вантажів, так і включення у комплекс цілей кредитної установи завдань сталого розвитку. На міжнародному рівні дія механізмів кредитного ринку передбачає також механізми «цільового» списання боргів, коли боржнику – країні чи окремій фінансово-кредитній установі списується певна частина боргу за умови, що ці суми будуть витрачені на природоохоронні цілі [26].

Прикладом формування механізмів кредитного ринку є діяльність німецької банківської групи KfW, яка, по-перше, сприяє у реалізації природоохоронних інвестиційних проектів, по-друге, реалізує завдання досягнення нульового рівня викидів парникових газів в процесів власної діяльності. В результаті комплексу реалізованих заходів вдалося досягти зменшення викидів за період 2006-2008 рр. зменшити на 36 % [29].

Для реалізації першого завдання ця банківська група сформувала механізми кредитування, орієнтовані на стійкий розвиток:

- спільно з Міністерством екології Німеччини створено Глобальний фонд захисту клімату, який орієнтується на підтримку проектів зі зменшення викидів CO<sub>2</sub> у країнах, що розвиваються;
- створено банківську групу KfW IPEX-Bank GmbH, орієнтовану на фінансування міжнародних проектів та експортне фінансування. У стандартні процедури оцінювання включено оцінку впливу на довкілля проекту, за яким планується виділяти фінансування.

Формування механізмів кредитного ринку сьогодні відбувається в умовах зростаючої потреби урахування глобальних ризиків. Сьогодні все більша кількість європейських банків орієнтуються у своїй діяльності на підтримку діяльності вимог екологічно збалансованого розвитку. Зокрема, у банку Suisse Group створено спеціальний підрозділ з оцінювання екологічного ризику, причому це є першим банком у Швейцарії, який провів екологічний аудит та отримав сертифікат відповідності міжнародним стандартам ISO 14001.

За результатами спільних досліджень Центру економіки та ділового адміністрування (м. Базель) та банку Sarasin&Co (Швейцарія) виявлено

тісний зв'язок між екологічною політикою банку та вартістю його акцій [37].

Дотримання екологічних пріоритетів розвитку є сьогодні типовою практикою для деяких європейських банків. Зокрема Баварський НУРО Vereinsbank є членом Німецької спілки з екологічного менеджменту та засновником двох екологічних акціонерних фондів – фонд НУРО Eco-Tech, метою діяльності якого є підтримка інвестицій у екологічні технології (зорієнтований на акціонерів-виробників екологічно безпечні товарів чи ресурсозберігаючих технологій) та фонд НУРО Umweltfond, що має на меті розроблення концепцій банківського менеджменту та маркетингу у сфері охорони довкілля та раціонального природокористування. Крім того НУРО Vereinsbank у кредитуванні перевагу надає клієнтам, що мають високі екологічні показники діяльності [37].

Приклади нових фінансових послуг (не лише у банківській сфері, а й у страхування та діяльності інституціональних інвесторів), поява яких зумовлена екологічними чинниками наведені у таблиці 6.19.

Таблиця 6.19

Фінансові послуги, обумовлені екологічними чинниками

<b>Страховання</b>	<b>Банківській сектор</b>	<b>Інституційні інвестори</b>
Зростання попиту на медичне страхування	Послуги з управління рахунками з обліку квот на викиди (вуглецевими рахунками)	Формування стратегій управління активами з урахуванням екологічних ризиків (ризиків зміни клімату, змін у політиці екологічного регулювання)
Страховання проектів за кіотським протоколом		
Страховання професійних послуг на вуглецевих ринках	Фінансове управління вуглецевими інвестиційними фондами	
Страховання досліджень, розробок, технологій у сфері альтернативної енергетики, зменшення вуглецевих викидів	Фінансове управління проектами, спрямованими на зменшення викидів	Формування інвестиційних портфельів з урахуванням впливу екологічного фактора на розподіл активів і загальний рівень ризику портфеля
	Посередницькі послуги на вуглецевих ринках	
Страховання ризиків проектів у межах механізму «чистого розвитку»	Розширення послуг з похідними цінними паперами (погодні деривативи тощо)	Консалтингові послуги щодо інвестування у екологічно безпечні напрями
Альтернативна передача (переведення) ризиків	Консалтингові послуги щодо кредитування природоохоронних інвестиційних проектів (чиста енергетика)	
Гарантії надання «вуглецевих» кредитів		
Страховання торговельних угод щодо квот на викиди		

Сьогодні в Україні учасниками кредитних відносин у сфері природокористування та охорони довкілля є: банки, підприємства та організації, органи місцевого самоврядування, міжнародні фінансові організації, неприбуткові організації. Вітчизняною та зарубіжною теорією і практикою кредиту сформовано досить широкий перелік кредитних інструментів.

Серед механізмів кредитного ринку ми пропонуємо виділяти ряд типових механізмів, що відрізняються порядком отримання (надання) кредитів, вимогами до проектів, суб'єктами кредитних відносин

- механізми кредитування за участю міжнародних фінансових установ;
- механізми кредитування, що передбачають надання місцевих гарантій;
- банківське кредитування приватного сектору;
- проектне фінансування.

Впровадження принципів сталого розвитку у практику банківського менеджменту, зокрема в управління ризиками, дозволяє:

- отримати можливість виходу на міжнародні ринки капіталу;
- застосування синдікованого фінансування;
- покращення якості активів (кредитного портфеля) банку;
- підвищення рівня надійності установи;
- зниження загального ризику шляхом ефективного управління екологічними ризиками.

В Україні досить поширеними є механізми кредитного ринку за участю міжнародних фінансових організацій (група Світового банку, Північної екологічної фінансової корпорації – NEFKO).

Механізми кредитування за участю міжнародних фінансових установ сьогодні можна вважати пріоритетними для розвитку ефективного регіонального природокористування оскільки для всіх міських рад законодавчо закріплена можливість здійснювати зовнішні запозичення у вигляді кредитів (позик) від міжнародних фінансових організацій. Тоді як емісія зовнішніх облігаційних місцевих позик дозволена лише для міст чисельність населення яких не менша 800 тис. чол. [7].

Однією з переваг є досвід міжнародних фінансових організацій у кредитуванні проектів муніципального розвитку, проектів розвитку місцевої інфраструктури, проектів, що спрямовані на вирішення екологічних проблем, підвищення екологічної ефективності виробництва. Сьогодні в Україні представлені та функціонують цілий ряд міжнародних фінансових організацій, а саме:

- Світовий банк та група Світового банку, яка включає Міжнародний банк реконструкції та розвитку, Міжнародну асоціацію розвитку, Міжнародну фінансову корпорацію,

Багатостороннє агентство з питань гарантування інвестицій, Міжнародний центр з урегулюванню інвестиційних спорів;

- Європейський банк реконструкції та розвитку;
- Північна Екологічна Фінансова Корпорація (NEFCO).

Параметри оцінки, за якими оцінюються інвестиційні проекти, що претендують на фінансування за рахунок кредитних коштів міжнародних фінансових організацій:

- наявність грошових потоків за проектом, достатніх для повернення кредиту;
- наявність урядових (місцевих) гарантій за кредитом;
- місцеве співфінансування;
- наявність розрахунків показників ефективності проекту (чистої приведеної вартості NPV та внутрішньої норми доходності IRR), які свідчать про їх ефективність ( $NPV > 0$ ,  $IRR > i_{бар}$ );
- за умови участі у фінансуванні декількох міжнародних фінансових установ, розрахунок показників ефективності для кожного з учасників.

Досить поширеною є практика роботи в Україні Північної екологічної фінансової корпорації (NEFCO). Необхідно відзначити програму NEFCO «Чисте виробництво», мета якої підвищення ефективності використання ресурсів, зменшення використання шкідливих матеріалів, обсягів викидів, скидів і твердих відходів виробничих процесів шляхом модернізації технологічних процесів і методів виробництва [32].

Так, з початку 2012 року Міністерством фінансів України погоджено місцеві запозичення 5 міським радам – Житомирській, Горлівській, Львівській, Павлоградській, Конотопській [23], де NEFCO виступає кредитором інвестиційних проектів з підвищення енергоефективності на загальну суму близько 12,6 млн. грн.

Механізми кредитного ринку, за якими працює NEFCO, передбачають: межі кредитування – 50-350 тис. грн.; співучасть позичальника – 10 % від вартості проекту; ставка процента за кредитом – 6 % річних; максимальний термін – 4 роки; річна економія витрат – не менша, ніж 25 % від загальної суми інвестицій; забезпечення – 125 % позики.

Потенціал використання коштів міжнародних фінансових організацій є досить суттєвий, про що свідчить досвід Російської Федерації. Так, десяти російським регіонам МБРР була надана позика на реалізацію заходів із енергозбереження, підвищення ефективності використання енергії у системах теплопостачання надав позику у розмірі 60,0 млн. дол. США [24]. Цей проект має на меті зменшення використання паливних ресурсів – за плановими розрахунками економія умовного палива повинна скласти 5,2 млн. тонн.

Поряд з описаними механізмами необхідно зупинитися також на механізмах страхового ринку, які сьогодні дедалі частіше використовуються як засоби зменшення екологічних ризиків. Сама сфера страхування зазнає впливу змін у якості довкілля, політиці екологічного регулювання – з'являються нові види страхових послуг, розширюється застосування вже існуючих (табл. 6.19).

Крім того, інвестиційний ресурс страхового сектора є значним і може використовуватися для реалізації природоохоронної інвестиційної політики.

*Механізми страхового ринку у системі інвестиційно-фінансових механізмів відтворення регіонального природокористування ми розглядаємо як законодавчо врегульовані методи та інструменти зменшення екологічних ризиків та інших ризиків, пов'язаних із здійсненням діяльності, що має на меті досягнення завдань сталого розвитку.*

Виокремлення механізмів страхового ринку пов'язане, по-перше, страхування пов'язане із широким переліком сторін, зацікавлених у зниженні екологічних ризиків, в тому числі урядовими структурами, які безпосередньо зацікавлені у планування та страхуванні раціонального землекористування, розвитку чистої енергетики тощо, по-друге, зі зростаючим впливом екологічних чинників на сферу страхування, особливо відзначається вплив кліматичних ризиків. Так, за прогнозами асоціації англійських страхувальників вартість страхових виплат, пов'язаних із збитками від екстремальних кліматичних явищ, до 2050 р у Великобританії збільшиться удвічі, що приблизно становитиме 3,3 млрд євро, при найгіршому сценарії – ці суми оцінюються у 20 млрд євро. Темпи зростання загального ризику нанесення збитків приватній власності в результаті зміни клімату оцінюються на рівні 2-4% на рік [12].

Серед механізмів страхового ринку сьогодні необхідно виділити:

- страхування екологічних ризиків;
- страхування власності та технічного переозброєння підприємств як засіб стимулювання впровадження нових екологічних технологій. Цей вид страхування передбачає, що у разі настання страхового випадку страховик за потреби бере на себе додаткові витрати, пов'язані із технічною модернізацією основних фондів;
- страхування ризиків за проектами, що реалізуються в межах механізмів чистого розвитку. Сьогодні у цій сфері працюють: Austrian Garant Insurance, French Global Sustainable Development Project (GSDP) и Swiss Re Greenhouse Gas Risk Solutions [29];
- гарантії отримання так званих вуглецевих кредитів – послуга, за якою страхувальник (перестраховальник) гарантує зменшення сертифікованого скорочення викидів. У разі якщо проект не забезпечує необхідного скорочення, виплачується грошова компенсація;



- страхування широкого переліку ризиків проектів із використання відновлювальних джерел енергії;
- страхування торгівельних угод щодо квот на викиди;
- верифікація і сертифікацію інформації щодо викидів для проектів, метою яких є зменшення викидів (страхова компанія Gerling Insurance Group) [12;29;39];
- страхування проектів за кіотським протоколом;
- страхування досліджень, розробок, технологій у сфері альтернативної енергетики, зменшення вуглецевих викидів тощо.

Традиційно страхування розглядається як спосіб підтримання безперебійності відтворювального процесу. У сучасних умовах зростання ризиків, зокрема екологічних як структурної складової інвестиційного ризику.

Внутрішньокорпоративні інвестиційно-фінансові механізми ми розглядаємо як сукупність спрямованих на реалізацію завдань сталого розвитку підприємства методів та інструментів інвестування, що формуються всередині підприємства. Такі механізми базуються на фінансуванні екологічних проектів підприємства за рахунок його нерозподіленого прибутку. Проте варто зазначити, що у сучасному інвестиційно-фінансовому середовищі такі механізми використовуються досить рідко.

Основним завданням, яке необхідно вирішити для впровадження описаних механізмів ми вбачаємо в обґрунтуванні методичних підходів до оцінювання традиційних фінансових інструментів з урахуванням показників синхронізації, адже саме ставка дохідності капіталу формує пропорції розподілу останнього та може суттєво впливати на орієнтованість відтворювального процесу на вирішення завдань сталого розвитку.

Крім того, обґрунтування ставки дасть можливість сформувати єдиний підхід до оцінювання ефективності природоохоронних інвестицій, оскільки забезпечить єдиний підхід до визначення ставки дисконтування.

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Бабенкова С. Ю. Рейтинговые системы оценки предприятий и кредитных организаций / С. Ю. Бабенкова // Путеводитель предпринимателя. Научно-практическое издание : Сб. науч. трудов. Вып. III / Под научной редакцией Л. А. Булочниковой. – М. : Российская Академия предпринимательства; Агентство печати «Наука и образование», 2009. – С. 18–40.
2. Бахрушин В.Е. Применение выборочного коэффициента детерминации для построения и анализа кросс-корреляционных функций / В. Е. Бахрушин, В. Е. Павленко, С. В. Петрова [Электрон. ресурс]. – Режим доступа: <http://scipople.ru/publication/107374/>
3. Бистряков І. К. Сталий розвиток України : постмодернізм, простір, методологія управління / І. К. Бистряков // Вісник НАН України. – 2012. – № 7. – С. 47–53.
4. Бобылев С.Н. Кризис: экономика и экология / С.Н. Бобылев, В.М. Захаров. – М.: ООО «Типография ЛЕВКО», Институт устойчивого развития, Центр экологической политики России, 2009. – 84 с.
5. Большая советская энциклопедия : электронная версия третьего издания. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://slovari.yandex.ru/dict/bse>
6. Быстров О.Ф. Инвестиционные рейтинги как инструмент управления экономикой / О.Ф. Быстров // Научный вестник МГИИТ. – 2010. – №4. – С. 43-54.
7. Бюджетний кодекс України від 08.07.2010 р. № 2456-VI [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws.79>
8. Вигандт Л. С. Опыт бюджетных механизмов в мировой практике развития деперссивных и отсталых регионов / Л. С. Вигандт // Современные технологии. Системный анализ. Моделирование. – 2006. – № 4. – С. 211–216.
9. Вольчик В. В. Эволюция институтов постиндустриальной экономики в контексте дихотомии Веблена / В. В. Вольчик // Экономический вестник Ростовского государственного университета. – 2008. – Том 6. – №2. – С. 53–65.
10. Деревяго И.П. Анализ воспроизводственных процессов в системе устойчивого развития / И.П. Деревяго // Проблемы современной экономики. – 2008. – №2(26). – С. 318–322.
11. Державне агентство екологічних інвестицій <http://www.seia.gov.ua/seia/control/main/uk/publish/article/627786>
12. Длуголески Э. Изменение климата и финансовый сектор: перспективы деятельности / Эндрю Длуголески, Саша Лафельд. – Издание Allianz Group и WWF (на русском языке подготовлено WWF России. –

2005. – [Електронний ресурс] Режим доступу : [http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc\\_andfinansial.pdf](http://www.wwf.ru/data/publ/climate/cc_andfinansial.pdf)

13. Иванов П.М. Устойчивое региональное развитие : концепция и модель управления / П.М. Иванов // Экономика и математические методы. – 2006. – Т. 42. – № 2. – С. 51 – 59.

14. Клейнер Г. Б. Развитие теории экономических систем и ее применение в корпоративном и стратегическом управлении / Г. Б. Клейнер. – М. : Центральный экономико-математический институт, Российская академия наук Препринт #WP/99/2010, 2010 [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.kleiner.ru/arpab/terekonomsist.html>

15. Клейнер Г. Б. Ресурсная теория системной организации экономики / Г. Б. Клейнер // Российский журнал менеджмента. – 2011. – Том 9. – № 3. – С. 3–28.

16. Клейнер Г. Б. Рыночные отношения в современной экономике и факторы их институционального регулирования Г. Б. Клейнер / Горизонты экономики. – 2011. – № 1. – С.

17. Клейнер Г. Б. Системная парадигма и экономическая политика / Г. Б. Клейнер // Общественные науки и современность. – 2007. – №3. – С. 99–114.

18. Клейнер Г. Б. Системный ресурс экономики / Г. Б. Клейнер // Вопросы экономики. – 2011. – № 1. – С. 89-100.

19. Леготина Т. С. Основные тенденции инвестиционной деятельности в рациональном природопользовании северного региона / Т. С. Леготина // Экология человека. – 2007. – №7 – С. 3-7.

20. Лемешев М. Я. Региональное природопользование: на пути к гармонии / М. Я. Лемешев, Н. В. Чепурных, Н. П. Юрина. – М. : Мысль, 1986. – 262 с.

21. Лукичев В. Самая богатая страна реального мира / В. Лукичев. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://www.nakanune.ru/articles/samaja\\_bogataja\\_strana\\_real\\_nogo](http://www.nakanune.ru/articles/samaja_bogataja_strana_real_nogo)

22. Михалев О. В. Экономическая устойчивость хозяйственных систем : методология и практика научных исследований и прикладного анализа / О. В. Михалев. – СПб. : Издательство Санкт-Петербургской академии управления и экономики, 2010. – 200 с.

23. Міністерство фінансів України [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://minfin.kmu.gov.ua/control/uk/publish/article/main?art\\_id=354442&cat\\_id=68447&search\\_param=%E7%E0%E7%E8%E5%ED%FC&searchPublishing=1](http://minfin.kmu.gov.ua/control/uk/publish/article/main?art_id=354442&cat_id=68447&search_param=%E7%E0%E7%E8%E5%ED%FC&searchPublishing=1)

24. Моделирование социо-эколого-экономической системы региона / [О. Ф. Балацкий, Д. В. Бельшев, В. И. Гурман и др.]; под ред. В. И. Гурмана, Е. В. Рюминой. – М. : Наука, 2001. – 175 с.

25. Моисеев Р. С. К вопросу о теориях «человеческого» и «природного» капиталов / Р. С. Моисеев // Экономика природопользования. – 2006. – №1. – С. 5–22.

26. Обмен «долги на окружающую среду» в странах с переходной экономикой: основные выводы и рекомендации [Электронный ресурс] / Организация экономического сотрудничества и развития, 2007. – Режим доступа : <http://www.oecd.org/env/outreach/39772156.pdf>

27. Особенности воспроизводства регионального капитала: сущность, подходы к оценке, методы управления [Электронный ресурс] / Институт экономики КарНЦ РАН, Под общей ред. Ю. В. Савельева. – Петрозаводск : Изд-во Карельского научного центра РАН, 2008. – 136 с.– Режим доступа : <http://window.edu.ru/resource/632/68632>

28. Петров Л. Ф. Методы нелинейной динамики как инструмент управления экономической эффективностью / Л. Ф. Петров // Эффективное антикризисное управление. – 2011. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http://www.e-c-m.ru/UER\\_23\\_03\\_2011.pdf](http://www.e-c-m.ru/UER_23_03_2011.pdf)

29. Полонская Ю. Российский финансовый сектор в низкоуглеродном мире : на пороге перемен / Юлия Полонская // Экологические нормы. Правила. Информация. – 2011. – № 5,6. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http://www.promvest.info/news/priceinvest.php?ELEMENT\\_ID=36101](http://www.promvest.info/news/priceinvest.php?ELEMENT_ID=36101)

30. Равновесие экономической системы : общее понятие и особенности переходной экономики. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.smartbs.ru/articles/302/>

31. Реймерс Н. Ф. Экология. Теории, законы, правила, принципы и гипотезы. – М. : Россия молодая, 1994. – 367 с.

32. Северная экологическая финансовая корпорация (НЕФКО) [Электронный ресурс]: офіційний сайт. – Режим доступа : <http://www.nefco.org/ru>

33. Сталий розвиток регіонів України [Электронный ресурс] / науковий керівник М.З. Згуровський. – К.: НТУУ «КПІ», 2009. – Режим доступа : [http://www.activity.wdc.org.ua/ukraine/Isd\\_ukr-2400dpi-10.pdf](http://www.activity.wdc.org.ua/ukraine/Isd_ukr-2400dpi-10.pdf)

34. Сухорукова С. М. Экономика и экология (политэкономический аспект) : Учеб.-метод. пособие для вузов / С. М. Сухорукова. – М. : Высшая школа, 1988. – 109, [2] с.

35. Титаренко Д. Неоднородность инвестиционного пространства Латвии / Д. Титаренко // Proceedings of International Conference RelStat'04. – Transport and Telecommunication. – 2005. – Vol.6. – № 3. – С. 368-377. [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http://www.tsi.lv/Transport-and-Telecommunication/v61\\_ru/art3.pdf](http://www.tsi.lv/Transport-and-Telecommunication/v61_ru/art3.pdf)

36. Трещевский Ю. И. Асинхронность как свойство экономических систем / Ю. И. Трещевский, В. Н. Эйтингон, А. И. Щедров // Вестник ВГУ. Серия: экономика и управление. – 2010. – № 2. – С. 23-29. [Электронный

ресурс]. – Режим доступу : <http://www.vestnik.vsu.ru/pdf/econ/2010/02/2010-02-04.pdf>

37. Финансово-кредитная и ценовая политика природопользования [Электронный ресурс]. – Режим доступу : <http://b-energy.ru/biblioteka/ekologiya-konspekt-lekcii/379-finansovo-kreditnaya-i-cenovaya-politika-prirodopolzovaniya.html>

38. Харебава Н. Р. Бюджетные механизмы выравнивания условий развития регионов // Н. Р. Харебава // Экономика: теория и практика. – 2006. – № 2 (11). – С. 14-19.

39. Чистая выгода для России : преимущества ответственного финансирования. Доклад Программы по экологизации рынков и инвестиций WWF / Под ред. Иветты Герасимчук, Камилы Илюмжиновой и Алистера Шорна. Москва – Франкфурт-на-Майне – Йоханнесбург : WWF, – 2010. – 131 с.

40. Шабунина И.М. Пределы и императивы использования природных ресурсов, факторов / И.М. Шабунина, В.В. Фесенко // Вестник ВолГУ. – 2003-2004. – Серия 3. – Вып. 8. – С. 6 – 22.

41. Шаповалов А.Л. Оцінка якості життя населення регіонів України / А. Л. Шаповалов // Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету. – 2010. – Випуск 48. – С. 135–140.

42. Шарипова Е. Tax Increment Financing (TIF) – финансирование публичных инвестиционных проектов за счет роста местных налоговых доходов / Елена Шарипова. – М. : ВЭБ; Центр развития государственно-частного партнерства. 2012. – [Электронный ресурс]. – Режим доступу : <http://www.pppinrussia.ru/userfiles/upload/files/artikles/TIF.pdf>.

43. Швагерус П.В. Инвестиционные природоохранные программы в региональном природопользовании / П.В. Швагерус – М.: НИА-Природа, ВО РЭА. – 2005. – 138 с.

44. Щедров А. И. Факторы и формы асинхронности развития социально-экономических систем / А. И. Щедров // Финансы. Экономика. Стратегия. Серия «Инновационная экономика : человеческое измерение» – 2011. – № 4. – С. 24–26.

45. Экономика и развитие предприятия. Синхронность. – [Электронный ресурс]. – Режим доступу : <http://www.kylbakov.ru/page205/page267/index.html>

46. Энциклопедия рейтингов : экономика, общество, спорт / А. М. Карминский, А. А. Полозов, С. П. Ермаков. – М. : ЗАО ИД «Экономическая газета», 2011. – 349 с.

47. ЭХО. Экология, хозяйство, окружающая среда. Вып. 1 / Сост. А.И. Козырев, А.М. Костин. – М.: Прогресс, 1990. – 360 с.

48. Climate Change Scenarios – Implications for Strategic Asset Allocation, 2011. – 132 p. [Электронный ресурс]. – Режим доступу : <http://www.mercer.com/climatechange>

49. History of the equator principles. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.equator-principles.com/index.php/about/history-of-the-eps>

50. TOWARDS GREEN GROWTH - ISBN 978-92-64-094970 © OECD 2011 [Електронний ресурс] – Режим доступу : <http://www.oecd.org/dataoecd/34/12/48029513.pdf>

51. Towards Sustainable Investment Taking Responsibility [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.calpers.ca.gov/eip-docs/about/press/news/invest-corp/esg-report-2012.pdf>

## РОЗДІЛ 7

# РЕНТА ТА ПОДАТКОВІ ВАЖЕЛІ РЕГУЛЮВАННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

### 7.1 Екологічні податки як інструмент управління природокористуванням

Екологічні податки розглядаються як група податків, що не мають фіскального характеру, а визначають політику передусім місцевих органів управління, оскільки у більшості країн належать до місцевих податків та зборів. Їх мета – реалізація функцій щодо забезпечення належної якості навколишнього природного середовища. У той чи інший спосіб екологічні платежі представлено майже в усіх бюджетах країн Європейського Союзу[38])

Останніми роками доходи від екологічних податків в ЄС становили 2,4 % від ВВП і 6,1 % загальних надходжень суспільного сектору.

Екологічні податки були запроваджені ще у 80-ті роки ХХ ст. в США і спрямовувалися на захист навколишнього середовища від шкідливих промислових виробництв. Спочатку податок стягувався як додатковий акциз на нафту (8,2 цента з бареля американської нафти, 11,7 цента – з імпортової). Згодом були запроваджені податки з бензину (40,7 цента з галона), дизельного пального і спеціального моторного пального, податок на викиди в атмосферу шкідливих речовин. У Нью-Йорку екологічний податок – це податок на очищення нафтових плям на водоймах. Спеціальним податком оподатковуються компанії, що виробляють ємності для рідин без їх повторного використання (консервні банки та інша тара, що йде після використання продукції на відходи). Уряд Японії планує стягувати щорічний екологічний податок у розмірі 2100 єн із кожного домогосподарства. Із 2007 року впроваджено щорічний екологічний податок у розмірі близько 2400 єн (20,5 дол. США) за тону вуглецю. Прибуток від податку становить щороку 370 мільярдів єн (3,2 млрд дол. США), які використовуватимуться на фінансування заходів боротьби із глобальним потеплінням. На Мальдівах екологічний податок будуть сплачувати туристи за кожен день перебування на островах. Отримані гроші влада країни планує витратити на боротьбу зі змінами клімату. В Чехії існує збір на рекреаційні заклади, а в Угорщині до місцевих бюджетів надходять такі податки на рекреаційні заклади, які належать до екологічних. Вітчизняна наука пропонує під екологічними податками розуміти «ті податки в існуючій податковій системі України, об'єктом

оподаткування яких є спеціальне використання природних ресурсів...»[16, с.109]

Вітчизняна податкова система має у своєму складі набір природно-ресурсних платежів. І хоча частина екологічного податку, плати за використання окремих видів природних ресурсів місцевого значення, включаючи земельний податок, надходять до місцевих бюджетів, зазначені платежі мають загальнодержавний характер. Найбільше фіскальне значення для місцевих бюджетів (після податку на доходи фізичних осіб) має плата за землю. Проте це жодним чином не позначається на кількості та якості наданих органами місцевого самоврядування екологічних послуг: раціонального використання та охорони земель, підвищення родючості ґрунтів, відшкодування витрат власників землі та землекористувачів, пов'язаних із господарюванням на землях гіршої якості, ведення земельного кадастру, здійснення землеустрою та моніторингу земель, проведення земельної реформи та розвитку інфраструктури населених пунктів.

Представниками Інституту проблем ринку та еколого-економічних досліджень НАН України [15] ще у 1999 році було запропоновано розширити перелік місцевих платежів, що можуть вводитися за рішеннями органів місцевого самоврядування, шляхом упровадження екологічного збору за в'їзд і транзит транспорту з інших міст. Загалом дуже привабливий інструмент, на наш погляд, автори обмежують переліком платників податків, до яких відносять лише тих водіїв, які проїздять через територію рекреаційної зони, замість того, щоб скористатися об'їзною дорогою. Рівень загазованості повітря у містах, через які проходять шляхи національного чи міжнародного значення, свідчить про необхідність установавання відповідних зборів для абсолютно всіх транзитних авто. Невеликі за абсолютним виміром кошти (від 1 до 10 грн з однієї машини залежно від вантажопідйомності та рівня викидів СО) в сукупності можуть дати можливість місцевим органам влади реалізувати таку екологічну послугу, як облаштування об'їзних доріг високої якості, що суттєво покращить якості життя населення на відповідних територіях.

З 2011 року на заміну збору за забруднення навколишнього природного середовища в Україні Податковим кодексом уведено новий, екологічний податок, що також віднесено до категорії загальнодержавних. Платниками такого податку визначено суб'єктів, які здійснюють викиди та скиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними та пересувними джерелами забруднення, у водні об'єкти, розміщують відходи у спеціально відведених для цього місцях чи на об'єктах або утворюють чи зберігають радіоактивні відходи. Не можемо не погодитися з однозначними позитивними результатами такого нововведення, як переведення екологічних платежів до категорії податкових, істотне збільшення ставок ( у більше ніж 15 разів для повітря та води і у 8 разів



для відходів), уведення податку на викиди двоокису вуглецю, врахування вмісту сірки у дизельному пальному, рівня віддаленості місця розміщення відходів від населеного пункту тощо. Проте введений податок, передбачений Податковим кодексом, на жаль продовжує традиції суто фіскальної спрямованості вітчизняного «...механізму збирання коштів від природокористування, ігноруючи при цьому регулювальну, обмежувальну і стимулювальні функції, не сприяє ефективному використанню природних благ чи екологізації суспільного виробництва»[10, с.39]. І не в останню чергу це відбувається через повну відсутність у правилах його адміністрування будь-яких фінансових стимулів чи санкцій, що могли б застосовуватися до платника залежно від ступеня врахування екологічних інтересів у його виробничій та публічній сферах діяльності.

Традиційно науковці [8] такі ресурси, як атмосферний кисень, вода, рослинний і тваринний світ, ґрунти відносять до категорії відновлюваних, а отже, і їх економічна цінність, що є основою для визначення плати за користування, є значно заниженою порівняно з тими ресурсами, які більшістю вважаються рідкісними. Такий підхід не дозволяє встановлювати адекватні розміри платежів, що мають компенсувати витрати спільноти, у тому числі спеціалізованих організацій на вивчення, оцінку, облік, охорону та відновлення якості природних ресурсів, що залучені у господарську та побутову діяльність територіальної громади.

У той самий час екологічний податок так само, як і більшість природно-ресурсних платежів, характеризується як значними обсягами бюджетних надходжень, за рахунок яких місцеві органи влади здатні провадити ефективну політику сталого розвитку та надавати екологічні послуги реципієнтам, так і традиційністю, логічністю та зрозумілістю для платників. Це дозволяє з абсолютною впевненістю стверджувати про необхідність віднесення таких фіскальних інструментів до складу місцевих податкових платежів.

Лауреат Нобелівської премії Джозеф Стігліц у своїх рекомендаціях щодо виведення Росії з кризи пропонує [22] найшвидшим та найлегшим способом підвищення частки податків у ВВП вважати оподаткування виробництва, що живиться природними ресурсами. Зазначені податки повинні розглядатися як чисті податки на ренту, що найменше спотворюють ринковий механізм. Проте їх нагальному впровадженню в Україні, на наш погляд, заважає слабка політична воля владних кіл, надзвичайно сильне лобі гігантів металургійної, хімічної та видобувної промисловості та слабка підтримка міжнародних фінансових інститутів.

## 7.2 Рента та податкові механізми її вилучення

Однією з передумов активізації наукових досліджень ренти є той факт, що часто реальним власником ресурсів є не юридичний власник, а суб'єкт, який привласнює ренту. Стосовно України йдеться про привласнення значних сум коштів на тлі стрімкого зростання екологічних проблем – виснаження ресурсів, забруднення довкілля, зниження біорізноманітності, збільшення обсягів промислових відходів тощо. У праці [26, с. 4], зокрема, відзначається, що на сучасному етапі розвитку народногосподарського комплексу України існує необхідність побудови таких механізмів "державного регулювання, які б дозволили запобігти незаконному привласненню ренти, забезпечували її повне вилучення і раціональний перерозподіл, а також повноцінне відтворення природно-ресурсного потенціалу". Така проблема характерна не лише для вітчизняної економіки. Багатьма дослідниками відзначається, що нині у ряді країн із перехідною економікою існує розрив між власністю на рентні ресурси та їх використанням, що пов'язано, переважно, з відсутністю відлагодженого інституту власності на природні ресурси [20; 27].

Формування ефективного механізму управління природокористуванням неможливе без дослідження рентних відносин, оскільки природна рента містить широкі можливості для реалізації політики еколого-економічного регулювання передусім шляхом використання як одного з інструментів, що регулюють використання ресурсів.

Багатьма ученими відзначається, що саме в категорії ренти найбільш очевидним є поєднання екологічної та економічної складових інтересу суб'єкта господарювання, оскільки рента, по суті, є вартісним показником доходу, що відбиває певні взаємодії виробництва і довкілля. У працях [31; 32], зокрема, відзначається, що рентні відносини становлять той окремий випадок, коли інтереси охорони природного середовища й інтереси економічного розвитку не суперечать один одному. Проте відсутність такого протиріччя можлива тільки за умови дії адекватних механізмів вилучення, розподілу та перерозподілу рентних доходів. Мається на увазі, що природні ресурси, будучи залученими до економічної системи і беручи участь у виробничому процесі, забезпечують отримання певного доходу, який може бути спрямований на їх відтворення, запобігання негативним наслідкам від їх використання тощо.

Сучасна рентна політика призводить до того, що суб'єкти господарювання намагаються забезпечити собі не стільки власність, скільки активи, що забезпечують отримання ренти. Існуючий сьогодні механізм вилучення і перерозподілу ренти не можна вважати ефективним ні з фіскальної точки зору, ні з позиції регулювання природокористування.

Його функціонування повною мірою не враховує інтереси регіонів, суспільства у цілому і тим більше інтереси майбутніх поколінь.

Проте важливо відмітити, що питання вилучення рентних доходів належить, мабуть, до найбільш дискусійних. Деякі супротивники такого методу регулювання аргументують свою позицію тим, що він є ринково не виправданим, оскільки позбавляє підприємця його законної винагороди.

Так, В.Данилов-Данильян вказує на недоцільність вилучення і перерозподілу ренти, пояснюючи це, по-перше, відсутністю у сучасній економічній науці можливості визначати розмір ренти, по-друге, позбавленням стимулів до виробничої діяльності, оскільки неправомірно і неможливо обкладати платежами будь-які чинники, що обумовлюють диференціацію в умовах виробництва, тому що це призведе до його згортання [33].

Проте в теорії також висловлюється ряд аргументів на користь вилучення ренти, по-перше, це не порушує принципів свободи ринкової торгівлі і найменше спотворює економіку, по-друге, перенесення тягаря податків на ренту дозволяє зняти їх тиск з оплати праці, що сприяє підвищенню рівня добробуту, по-третє, таким чином знижується податковий тиск на прибуток, тим самим сприяючи зростанню обсягів інвестицій у виробництво, зростанню зайнятості, по-четверте, витрати, пов'язані із збором ренти менше, ніж із збором податків.

Підтвердженням таких теоретичних аргументів є позитивний досвід формування системи рентного оподаткування, де в податковому законодавстві існує поняття природної ренти – надприбутку, що отримується за рахунок використання корисних копалин, і світова практика рентного оподаткування, зокрема нафтовидобутку, свідчить, що частка природної ренти, яка вилучається державою, досягає 80 %. Так, у Норвегії нафтові компанії сплачують до бюджету 78 % прибутку [17].

У Норвегії також цікавим є те, що частка держави у статутному капіталі основної нафтової компанії країни становить 81,7 %, проте введений податок на додатковий прибуток на нафтовидобуток – 50 % додатково до основного корпоративного, що становить 28 % [21], при цьому встановлюється верхня межа рентабельності – 20 %.

Безумовно, формуючи власну систему рентних відносин, потрібно брати до уваги специфіку вітчизняної економіки, характер ресурсоспоживання, враховуючи при цьому позитивний зарубіжний досвід.

Традиційно виділяють два типи методів вилучення рентного доходу: неподаткові та податкові.

Податкові методи є переважаючими. Використовується пряме оподаткування – вилучення ренти безпосередньо у користувачів природних ресурсів (Норвегія, Великобританія, Мексика) та непряме оподаткування, коли фактично платниками є споживачі природної

сировини. У такий спосіб вилучається надлишковий дохід, отриманий за рахунок перерозподілу ренти.

Традиційно податкові методи вважаються досконалішими, оскільки дозволяють гнучкіше коригувати розміри і напрями вилучення рентного доходу, регулюючи величину ресурсних платежів. Проте деякі вчені вважають, що ресурсні платежі повинні розглядатися переважно не як фіскальний інструмент, а як інструмент, що стимулює найбільш ефективно використання природних ресурсів, а завдання вилучення ренти вирішуються існуванням податкової системи в принципі, оскільки сплата податку на прибуток може розглядатися як перерозподіл природної ренти.

Неможливість розгляду рентних платежів як інструмента перерозподілу ренти пов'язана передусім із неможливістю достовірної оцінки величини ренти, оскільки необхідно дуже диференційовано підходити до оцінки кожної ділянки, родовища тощо. На макроекономічному рівні може йтися лише про оцінку вкладу природних ресурсів у виробництво (ВВП)[19; 33].

Проблема формування ефективної системи рентних відносин не обмежується вибором методу вилучення ренти. Якщо розглядати природні ресурси, у тому числі й не поновлювані, як елемент відтворювальної системи, виникає питання про можливі напрями витрачання доходу, що отримується від їх використання. Узагальнивши існуючі підходи, можна запропонувати декілька варіантів реалізації рентної політики. Зокрема, виділяють чотири напрями регулювання рентних прибутків.

- 1 Використання рентного податку з метою перерозподілу частини ренти і створення спеціалізованого фонду, кошти якого підлягають рівномірному розподілу серед громадян, оскільки власником ресурсів юридично є усе суспільство.
- 2 Фінансування цільових програм у галузі природокористування за рахунок коштів, що акумулюються через систему рентного оподаткування. Кошти при цьому зосереджуються в єдиному фінансовому інституті, що здійснює загальне управління реалізацією програм.
- 3 Вилучення частини ренти і формування за рахунок певної частки фінансового резерву на випадок несприятливих коливань кон'юнктури на рентні ресурси. Частина, що залишилася, спрямовувати на розвиток ренторесурсних галузей.
- 4 Вилучення частини ренти за допомогою оподаткування і використання її на розвиток регіону, в якому вона отримана [20].

Безумовно, усі перелічені напрями використання рентного доходу доцільні та економічно обґрунтовані. Проте ми вважаємо, що вибір напрямку використання ренти передусім повинен бути узгодженим з поточними і стратегічними завданнями еколого-економічного розвитку.

## **7.3 Податкові важелі регулювання використання біоінновацій**

### **7.3.1 Рентна основа економічних оцінок використання біоінновацій**

Результати аналізу еколого-економічних показників і проблем використання біоінновацій у виробництві, наведені в роботах [1; 2; 3], а також специфіка нових інноваційних змін свідчать про необхідність регулювання процесів використання біоінновацій у виробництві, що, у свою чергу, вимагає удосконалення теоретичних, методологічних і методичних основ управління природокористуванням у даній сфері суспільного виробництва на основі застосування принципу комплексності, який обумовлює необхідність теоретичного аналізу доходів, що отримуються внаслідок реалізації біоінновацій, особливостей їх формування, закономірностей розподілу тощо.

Як відомо, основною умовою реалізації інновацій і здійснення інноваційної діяльності загалом є наявність умов для виникнення і привласнення додаткового прибутку (надприбутку) від використання нововведень у виробничому процесі, що властиво й біоінноваціям. Необхідність оцінки розміру додаткового прибутку (надприбутку), що виникає в результаті реалізації біоінновацій, а також обґрунтування можливості його розподілу в контексті вирішення завдань еколого-збалансованого розвитку економіки обумовлюють необхідність дослідження сутності, різновидів і джерел формування даного виду доходу. Ми вважаємо, що цей дохід має рентний характер.

На сьогодні поняття «ренти» широко досліджується в науковій літературі [13; 29; 30; 36]. Рента є надлишковим доходом порівняно з тим, що досягається при нормальному функціонуванні суб'єкта господарювання в ринкових умовах. Можна виділити чотири основні постулати теорії ренти, яких дотримуються при дослідженні та використанні даної категорії:

1. Рента – це не звичайний, отримуваний будь-якими агентами ринку дохід у вигляді прибутку, зарплати, відсотка тощо, а надприбуток, додатковий дохід особливого роду, пов'язаний із використанням виняткового, обмеженого або тимчасово рідкісного блага, чи то земельна ділянка, родовище корисних копалин, що дає надприбуток, чи винахід, інновація тощо.

2. Рента виникає у всіх сферах, де є обмежені різноякісні ресурси і можливості їх привласнення.

3. Рента виявляється в різних формах: абсолютній, яка реалізовує монополію власності на обмежені ресурси; диференціальній, що враховує

різноманітність використовуваних ресурсів; монопольній (в результаті використання виняткових властивостей ресурсу).

4. Привласнення ренти є головною формою реалізації власності на ресурси [36].

Виходячи із цих положень, проаналізуємо сутність, різновиди і джерела формування надприбутку, що виникає в результаті реалізації біоінновацій, з урахуванням специфіки існуючих рентних відносин.

Об'єктивною основою отримання ренти є наявність рентного ресурсу, під яким традиційно розуміють будь-який предмет або явище, обмеженість і якість якого дозволяють отримувати додатковий прибуток. Так, отримання природної ренти обумовлене експлуатацією обмежених різноманітних природних ресурсів (землі, лісів, води і т. д.), які є першоджерелом її утворення.

Принцип визначення поняття ренти залежно від джерел її формування лежить в основі багатьох теоретичних підходів до дослідження сутності ренти та її класифікації. Зокрема, Ю. В. Разовський поділяє ренту на: земельну, гірську, лісову, водну і т. п. [29; 30]. Крім того, враховуючи те, що як джерело рентного доходу розглядається будь-який обмежений ресурс, в сучасних умовах, окрім природної ренти, що реалізується переважно в сільському господарстві і добувних галузях, дослідники рентних відносин виділяють різні її види залежно від сфери та способів утворення: технологічну квазіренту, управлінську, фінансово-кредитну, торгову, космічну, політичну тощо.

Класична теорія ренти ґрунтувалася на дослідженні земельної ренти. Результати таких досліджень подані, зокрема в працях А. Сміта, де рента залежить від місця розташування земельної ділянки, його продуктивності та обмеженості як засобу виробництва.

Надалі, в працях Д. Рікардо, Т. Мальтуса, Дж. Андерсена, С. Мілля та інших учених теорія земельної ренти набула істотного розвитку і в даний час розглядається в різних формах її прояву залежно від чинників, що створюють умови для її виникнення.

*Абсолютна рента* привласнюється власниками земельних ділянок, обумовлюючи вищий рівень цін сільгосппродукції порівняно із середніми показниками ціни виробництва у народному господарстві, і є результатом монополії приватної власності на землю. Виникнення монопольної *земельної ренти* обумовлене наявністю на земельних ділянках виняткових природних умов, що дозволяють отримувати продукти з рідкісними якостями, на які попит стійко перевищує пропозицію, що дає можливість установлювати і підтримувати монопольно високі ціни на ці продукти [36].

Земельна рента набирає форми диференціальної ренти:

- диференціальна рента I роду утворюється внаслідок відмінностей в родючості та місцеположенні земельних ділянок;

- диференціальна рента II роду виникає в результаті використання науково-технічних досягнень для поліпшення земельних ділянок як засобу виробництва (поліпшення родючості ґрунту, врожайності тощо);
- диференціальна рента III роду виражає співвідношення витрат і цін взаємозамінних видів продукції сільського господарства, внаслідок чого виробники дешевших продуктів отримують надприбуток незалежно від якості землі [36].

Під час дослідження процесів отримання додаткового прибутку в результаті реалізації біоінновацій, виявляється його подібність до диференціальної земельної ренти II роду, оскільки біоінновації можна розглядати як результат вкладення капіталу в створення нового сорту, виду рослин, що забезпечує збільшення продуктивності використання землі. Проте, враховуючи весь спектр науково-технічних результатів, а також специфіку біоінновацій, необхідно більш глибоко досліджувати джерела зростання такої продуктивності і, отже, додаткового прибутку, який отримується в результаті цього.

Біоінновації застосовуються в різних сферах суспільного виробництва (медицині, харчовій промисловості тощо), і розглядати дохід, що отримується в результаті реалізації біоінновацій, як диференціальну земельну ренту II можна тільки при використанні їх у сільському господарстві, а конкретніше в рослинництві. Однак не лише відмінність у сферах застосування біоінновацій не дозволить нам визначити дохід від їх використання як земельної ренти. Безумовно, у деяких випадках унаслідок використання біоінновацій у рослинництві поліпшується якість землі як засобу виробництва (наприклад, якщо після застосування біоінновації (нового сорту або біодобрива), поліпшується якість ґрунту і відповідно надалі збільшується продуктивність. Проте при глибшому аналізі джерел формування ренти ми дійшли до висновку, що в даному випадку додатковий прибуток утворюється не за рахунок змін, що вносяться до земельної ділянки, а за рахунок нової якості продукту, який використовується (вирощується) на даній ділянці.

Припустимо, що існують дві абсолютно однакові (за продуктивністю, місцезнаходженням і т.п.) земельні ділянки, які обробляються однаково, і за інших рівних умов єдиною відмінністю є умовно «зернятко». При цьому одне з них є продуктом із заздальгідь заданими властивостями і якістю, отриманими за рахунок біоінноваційних змін. Вочевидь, що за даних умов різниця у величині доходу, отриманого в результаті вирощування зазначених продуктів, буде обумовлена саме відмінністю біологічних властивостей і якістю посівного матеріалу – біоінноваційного продукту.

Розглядаючи біоінновації як результат науково-технічних досягнень, рентний дохід, що отримується в результаті реалізації біоінновацій, може

бути віднесений до технологічної квазіренти, під якою згідно з [36] мають на увазі «сверхприбыль, получаемую при инновационном освоении более эффективных технологий добычи, переработки, транспортировки и потребления энергии, экологически и экономически эффективных технологий». Однак дана категорія має свої якісні відмінності від решти видів рентних доходів, які не дозволяють віднести дохід, що утворюється в результаті реалізації біоінновацій, до технологічної квазіренти з ряду причин.

*По-перше*, у випадку з технологічною квазірентою як рентний ресурс традиційно розглядають інтелект, знання і досвід людини, втілені у використовуваних технологіях, способах організації виробництва, методах маркетингу і менеджменту тощо, тобто людський капітал. Даний класичний підхід до ренти на людський капітал був визначений А. Маршалом: «Велико вознаграждение за исключительно упорный труд, – пише автор, – а какая часть их доходов остается им в качестве производительного избытка или ренты, источником которой служит обладание редким природным даром» [23, с. 285]. У випадку ж з біоінноваціями, як було відмічено раніше, першоджерелом доходу є обмеженість і різноякісність біоінноваційних продуктів.

*По-друге*, сферою виникнення технологічної квазіренти є будь-яка сфера суспільного виробництва, де знаходять застосування результати науково-технічного прогресу, а також знання і навички людини. У нашому випадку дохід виникає у тих сферах, де реалізуються біоінновації.

*По-третє*, якщо розглядати особливості привласнення надприбутку, то необхідно зазначити, що квазіренту згідно з [36, с. 134] «получают предприниматели и государства, которые первыми освоили высокоэффективные изобретения, осуществили базисные или улучшающие инновации, поставили на рынок продукцию новых моделей или поколений». Іншими словами, якщо розглядати привласнення надприбутку щодо стадій життєвого циклу біоінновацій, то квазірента виникає тільки на одній його частині – стадії виробництва – і привласнюється суб'єктами господарювання, що поставляють на ринок біоінновації (продукти, технології). При цьому на стадії використання ЖЦБ підприємці, що використовують біоінновації в подальшому виробництві, і споживачі біоінноваційної продукції, на нашу думку, отримують особливий вид надприбутку, який не можна вважати квазірентою.

Сучасний кризовий стан навколишнього середовища, вплив на нього системи суспільного виробництва привели до появи нової економічної категорії – екологічної ренти, отримання якої пов'язується переважно з асиміляційною здатністю навколишнього природного середовища.

Як зазначалося раніше, біоінновації є екологічними нововведеннями, оскільки їх створення має на меті зменшити (запобігти) забруднення навколишнього середовища, оскільки отримання різних ефектів на стадіях



(і етапах) ЖЦБ тісно пов'язане з природними чинниками і станом екосистеми. Цей факт обумовлює правомірність розгляду рентного доходу, що утворюється в результаті використання біоінновацій як різновиду екологічної ренти. Проте ряд теоретичних проблем у дослідженні екологічної ренти не дає достатніх підстав для такого твердження. Розглянемо їх детальніше.

До основних таких проблем можна віднести [9; 12; 28]:

- наявність різних підходів до визначення сутності екологічної ренти як економічної категорії;
- нечіткість визначення характеру і умов утворення екологічної ренти, визначення рентного ресурсу;
- відсутність єдиного підходу до виділення сфер виникнення даного доходу.

У науковій літературі даються різні тлумачення екологічної ренти. Так, Ю.В. Яковець у роботі [36, с.76-83] оперує двома поняттями: «экологическая рента», яка є «сверхприбылью, возникающей в природохозяйственной и природоэксплуатирующей сферах в результате применения более эффективных (по сравнению с преобладающими) техники и технологии, способов организации производства и т. п.»; і «экологическая антирента» – «сверхприбыль, получаемая предпринимателями вследствие хищнического использования природных ресурсов и сверхнормативных выбросов в окружающую среду».

У роботі [11, с.28] під екологічною рентою розуміється «додатковий прибуток суб'єктів господарської діяльності (природокористувачів) у результаті привласнення певного еколого-економічного ефекту – у грошовій або натуральній формі – від експлуатації (споживання) різноякісних екологічних властивостей, умов, ресурсів природного середовища, в якому відбувається виробничий процес».

Підходи, що існують у науковій літературі, не дають чіткої відповіді про сферу і характер виникнення даного доходу. Так, Л. Мельник вважає, що екологічна рента утворюється за рахунок асиміляційної здатності природних ресурсів утилізувати відходи виробництва і споживання [25]. У роботі [35] Л. Шостак, окрім здатності до утилізації, як рентоутворюючий чинник виділяє відмінності в екологічній ємності природних ресурсів. Ю. Яковець відзначає, що екологічна рента «возникает в природохозяйственной и природоэксплуатирующей сферах», тобто утворюється у сфері природокористування в цілому [36, с. 80]. При цьому в деяких випадках автори самі висловлюють думку про достатньо умовний, явно не виражений характер виникнення екологічної ренти як специфічного виду доходу. Так, О. Веклич називає екологічну ренту «мерцающей» і «неуловимой» категорією і підкреслює необхідність подальших теоретичних досліджень в даному напрямку [12].

На нашу думку, поряд із розглянутими проблемами основною причиною, через яку недоцільно відносити дохід, що отримується суб'єктом господарювання в результаті використання біоінновацій, до екологічної ренти, є відсутність в існуючих дослідженнях даної категорії чітко позначеного рентного ресурсу, що відрізняється своєю обмеженістю і певною якістю. Хоча, узагальнивши існуючі визначення екологічної ренти, можна зробити висновок, що рентним ресурсом тут є навколишнє середовище, а обмеженість і різноякісність такого ресурсу полягає в його якісному стані.

Теоретичний аналіз категорій природної, екологічної ренти, технологічної квазіренти дає підстави вважати, що за характером отримання та чинниками утворення дохід, що отримується від реалізації біоінновацій, має ряд особливостей, що не дозволяє визначити його як різновид будь-якої з розглянутих видів ренти.

Відмінність полягає перш за все у рентному ресурсі, експлуатація якого дозволяє отримати додатковий дохід. Якщо при розгляді земельної ренти першоджерелом виникнення надприбутку є земля, то у випадку з біоінноваціями таким джерелом, на нашу думку, є сам продукт (технологія), тобто біоінноваційний продукт. При цьому обмеженість і різноякісність такого ресурсу полягає у відмінності біологічних властивостей, параметрів і характеристик порівняно з існуючими аналогами, які є винятковими і властиві єдиному у своєму роді продукту.

Аналіз сутності, різновидів, характеру і джерел формування додаткових доходів, що виникають у процесі реалізації біоінновацій, на основі розглянутих основних положень теорії ренти дозволили нам виділити специфічний вид ренти – «біорента». *Під біорентою ми розумітимемо додатковий прибуток (надприбуток), який утворюється в результаті використання в господарській діяльності біоінновацій (продуктів, технологій) тих, що відрізняються біологічними властивостями, характеристиками та якістю.*

Оскільки біоінновації реалізуються в різних сферах людської діяльності: медицині, сільському господарстві, природокористуванні, охороні навколишнього середовища та ін., біоренту можна класифікувати залежно від сфер господарської діяльності, в яких вона виникає:

1. Промислова біорента – утворюється в результаті застосування промислового біотехнологічного синтезу в різних галузях народного господарства.

2. Паливна біорента – виникає при використанні нового виду пального, енергетичних носіїв і сировинних ресурсів, отриманих на основі реалізації біоінновацій у даній сфері.

3. Екологічна біорента – виникає у сфері захисту і охорони навколишнього природного середовища на основі використання біологічних процесів (біологічні методи очищення стоків; утилізація

твердих відходів; біоочищення газоповітряних викидів; біодеградаціяксенобіотиків).

4. Сільськогосподарська біорента – реалізується при використанні біоінновацій у сільському господарстві для підвищення родючості ґрунтів, боротьби зі шкідниками і збудниками хвороб культурних рослин і тварин, приготування продовольчих продуктів, їх консервація і поліпшення поживних властивостей.

5. Медична біорента – утворюється в результаті використання біотехнологічних розробок у медицині (для діагностики захворювань, лікування спадкових захворювань методами генної терапії, використання природного матеріалу для отримання нових лікарських препаратів і вакцин тощо).

Біорента, на нашу думку, існує переважно в диференційній формі II роду, оскільки утворюється не за рахунок природних якісних характеристик використовуваного ресурсу, як у разі диференційної ренти I роду, а за рахунок набутих різноякісних властивостей у результаті реалізації біоінновацій.

Риси абсолютної біоренти практично не виділяються, хоча можуть виникати у деяких випадках.

Наприклад, у разі привласнення державою частки біоренти у вигляді різних податкових платежів, наприклад, екологічних, як власником природних ресурсів і гарантом екологічної безпеки. Також певною мірою біорента може мати абсолютний характер при використанні ліцензій на патенти, що закріплюють інтелектуальну власність на біоінновації.

Можна припустити можливість виникнення монопольної біоренти у разі, коли транснаціональні корпорації використовують своє монопольне становище для стримування здешевлення біоінноваційних продуктів або встановлення монопольних цін на рентні ресурси. Хоча високі ціни в даному випадку стримують зростання попиту на біоінновації і обмежують можливий обсяг монопольної біоренти, однак яскравим прикладом у даній ситуації є компанія Монсанто – одна із провідних корпорацій у світі з виробництва біоінноваційних продуктів рослинництва і торгівлі ними.

Процеси реалізації біоінновацій розглядаються нами з позиції отримання еколого-економічних результатів, якими характеризується ЖЦБ. У зв'язку з цим правомірно, на нашу думку, розглядати біоренту як додатковий ефект (прибуток), отримання якого обумовлене екологічними чинниками, тобто еколого-економічними результатами реалізації біоінновації.

Для глибшого аналізу процесів утворення біоренти доцільний розгляд процесів здійснення витрат і отримання доходів, формування і перерозподілу надприбутку, що утворюється в результаті реалізації біоінновацій, щодо стадій їх життєвого циклу. Детально життєвий цикл біоінновацій описано у працях [1; 2; 3].

Структурна схема, що відображає часовий розподіл витрат і доходів за стадіями життєвого циклу біоінновацій, наведена на рис. 7.1.

На стадії розроблення життєвого циклу біоінновацій рентний дохід не виникає унаслідок здійснення державами і підприємствами, зацікавленими у створенні біоінновацій, стартових витрат на їх розроблення, які не дають комерційного ефекту і, по суті, є витратами майбутніх періодів.

Винятком тут є випадки утворення інтелектуальної ренти – додаткового прибутку, який отримують винахідники у вигляді патентів, ліцензій і авторських гонорарів.

При цьому власник не є агентом виробництва. На стадії виробництва, насамперед на етапі поширення біоінновацій, рентний дохід привласнюється початковим власником, який є виробником біоінноваційної продукції (наприклад, корпорація «Монсанто»). Дані підприємства витрачають на виробництво біоінновацій і реалізують надмірний прибуток (технологічну квазіренту) у ринковій ціні рентного ресурсу, поставляючи нові (біоінноваційні) продукти і технології.

Проте технологічна квазірента з причини своєї специфіки не довговічна, оскільки зникає, як тільки нововведення стає переважаючим, виражаючи суспільно необхідні витрати і нормальний ефект.

І нарешті, на стадії використання, на нашу думку, рентний дохід виникає у вигляді біоренти, власником якої є суб'єкти господарювання, що використовують біопродукти і технології та здійснюють одноразові вкладення на придбання біоінновацій. В цілому, виходячи з проведеного дослідження, процеси реалізації біоінновацій характеризуються здійсненням різних витрат суб'єктами господарювання, зацікавленими у створенні і використанні у виробництві біоінновацій з метою отримання певних видів доходів.

Проте, як наголошувалося нами раніше, споживання і використання біоінновацій у виробництві може спричинити прояв екологічних ризиків на стадії еконаслідків ЖЦБ, що обумовлює необхідність здійснення витрат на ліквідацію негативних екологічних наслідків і компенсацію економічного збитку.

Цих витрат у майбутньому зазнає суспільство в особі держави у вигляді асигнувань з державного бюджету, і при цьому, як показано на рисунку 7.1, вони не забезпечуються відповідними доходами.

При такій постановці питання проблема фінансового забезпечення екологічних витрат суспільства, обумовлених проявом на стадії еконаслідків ЖЦБ екологічних ризиків біоінновацій, на нашу думку, може вирішуватися шляхом вилучення державою частини доходів, що утворюються під час процесу реалізації біоінновацій. У даному аспекті як авансова плата витрат, обумовлених екологічними ризиками біоінновацій, може розглядатися частина біоренти.

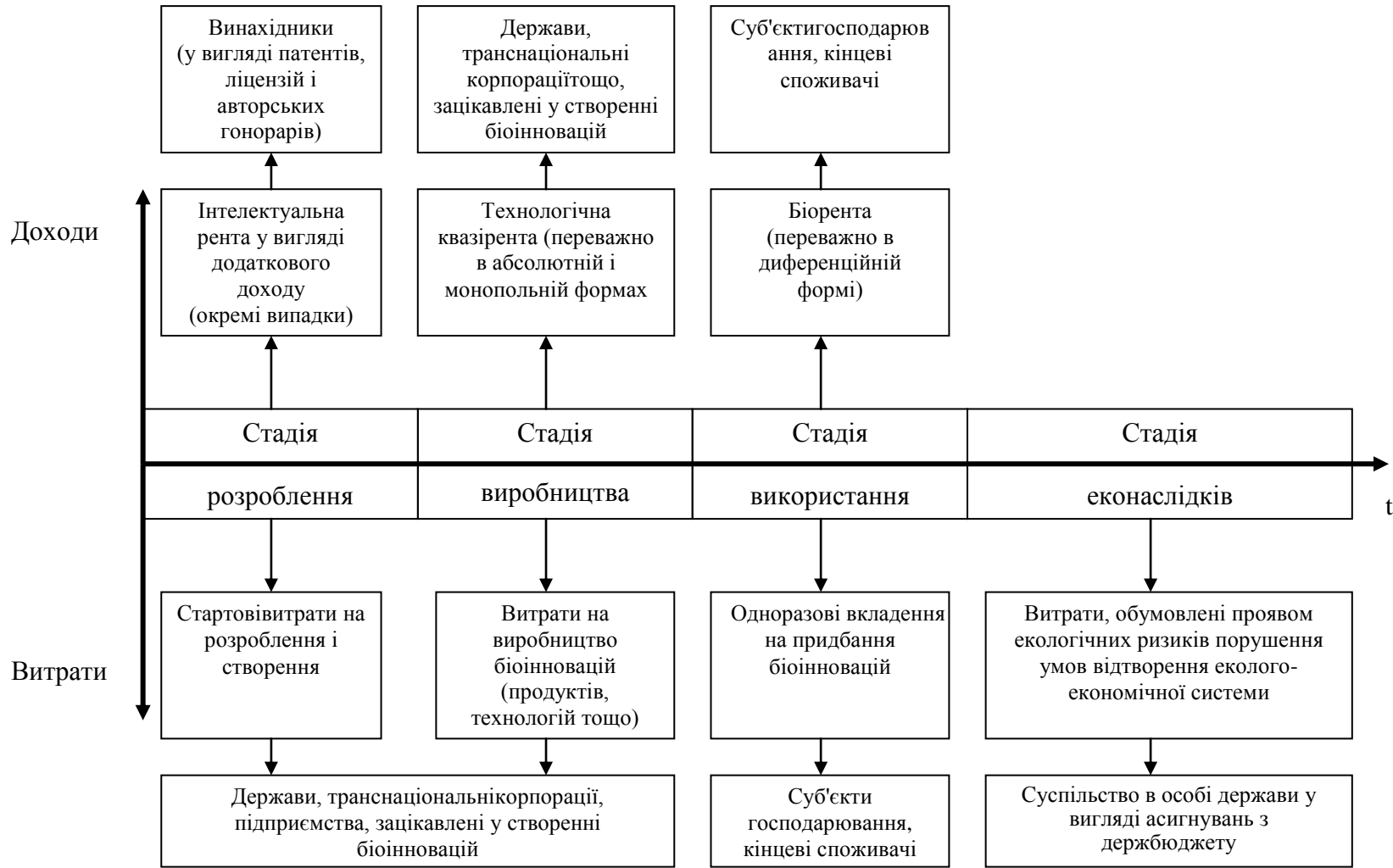


Рис. 7.1. Структурна схема розподілу витрат і доходів за стадіями життєвого циклу біоінновацій

Крім того, розгляд біоренти як джерела компенсації екологічних витрат суспільства, обумовлених виробництвом і використанням біоінновацій, правомірний унаслідок суперечності і неоднозначності екологічного характеру її виникнення.

При дослідженні екологічних аспектів утворення рентних доходів у працях [9; 11; 12; 25; 36] обґрунтовується їх розподіл залежно від техніко-технологічних способів природокористування. Так, у праці [12, с. 111], автор розділяє екологічну ренту на ресурсоекономну, або охорони середовища, яка «возникает в результате лучших экологических условий в следствие использования эффективной экологиконструктивной техники и технологий, ресурсосберегающих методов организации производства и т. п.», і ресурсомарнотратну, або забруднення середовища, що виникає «в результате использования природных благ неэкологическими (антиэкологическими) способами ведения хозяйства». Ю.В. Яковец у праці [36] в даному аспекті виділяє екологічну ренту і екологічну антиренту.

Незважаючи на відсутність термінологічної єдності в даному питанні, на нашу думку, поділ рентних доходів залежно від екологічних умов їх отримання, загалом на екологічно позитивні і екологічно негативні є цілком обґрунтованим. Не винятком тут є і біорента.

Якщо розглядати отримання біоренти стосовно життєвого циклу традиційно, без урахування стадії еконаслідків, то очевидним є привласнення певного еколого-економічного ефекту, який виникає в природоексплуатуючій сфері за рахунок кращих екологічних умов унаслідок використання ефективних екологічних технологій, тобто – природоохоронна або ресурсозберігаюча біорента. Якщо ж розглядати в довгостроковій перспективі еколого-економічні наслідки використання біоінновацій, тобто стадію еконаслідків, то у багатьох випадках, по суті, біорента буде забруднювати середовище, або ресурсомарнотратною, оскільки прояв на стадії еконаслідків специфічних екологічних ризиків біоінновацій, на нашу думку, – результат розкрадання у майбутніх поколіннях умов життєдіяльності і природних багатств.

У даному випадку, розглядаючи екологічні умови виникнення біоренти стосовно життєвого циклу біоінновацій і враховуючи те, що дохід у нас формується все ж на стадії використання, на даному етапі неможливо віднести його до певного різновиду. Іншими словами, на даному етапі розвитку суб'єкти господарювання, реалізуючи екологічні інновації – біоінновації, отримують природоохоронну (ресурсозберігаючу) біоренту, при цьому, для майбутніх поколінь ця біорента буде забруднювати середовище (ресурсомарнотратною).

Зазначене протиріччя дозволяє стверджувати, що біорента, яка виникає у процесі використання біоінновацій у виробництві і споживанні містить дві складові, які умовно можна охарактеризувати як екологічно позитивну й екологічно негативну. Екологічно позитивна складова

утворюється за рахунок поліпшення якості навколишнього середовища і екологізації виробництва у результаті реалізації біоінновацій, а екологічно негативна – за рахунок зміни екосистеми унаслідок прояву специфічних екологічних ризиків біоінновацій на стадії еконаслідків.

Зазначимо, що економічна наука вже тривалий період часу займається дослідженням процесів утворення, розподілу і перерозподілу рентних доходів, проте розрахувати величину ренти з якоюсь прийнятною точністю поки не вдається. Наше теоретичне розуміння біоренти є передумою, що створює теоретичне підґрунтя для пошуку джерел фінансового забезпечення екологічних витрат суспільства, обумовлених проявом екологічних ризиків біоінновацій, і формує основу для обґрунтування вибору економічних інструментів екологічного регулювання.

### **7.3.2 Екологічний податок на використання біоінновацій**

Використання системи еколоґо-економічного обґрунтування використання біоінновацій при вирішенні завдань управління процесами їх реалізації обумовлює необхідність розгляду проблем, пов'язаних із використанням екологічного оподаткування як одного з найбільш ефективних інструментів регулювання у сфері раціонального природокористування і охорони навколишнього середовища.

Перш ніж перейти до викладу рекомендацій щодо використання екологічного оподаткування як економічного інструменту регулювання у сфері реалізації біоінновацій, проаналізуємо ряд принципових проблем екологічної складової вітчизняної податкової системи.

Основними функціями системи екологічного оподаткування, що діє в Україні, є:

- відшкодування і компенсація економічного збитку від забруднення компонентів навколишнього середовища, а також фінансування природоохоронних заходів;
- стимулювання економічних суб'єктів до зниження рівня забруднення навколишнього середовища і раціонального природокористування.

Екологічне оподаткування повинно враховувати реальний обсяг завданих збитків і дійсні витрати на їх відшкодування. В іншому випадку або відбувається неадекватне відображення процесів забруднення довкілля, або не створюються фінансові умови для компенсації і ліквідації завданих збитків.

Проте існують певні суперечності у використанні екологічного оподаткування як економічного регулятора.

По-перше, поряд із функцією фінансування природоохоронних заходів екологічні податки (збори, платежі) також виконують фіскальну функцію. Суть таких протиріч полягає в тому, що практично всі види

платежів, пов'язаних з природокористуванням і охороною навколишнього середовища, незважаючи на їх принципову різницю в економічній сутності і з позиції джерел фінансування природоохоронних заходів, мають характер податкових надходжень до державного бюджету.

По-друге, у разі забруднення (при встановленні податкових ставок), як правило, прагнуть оцінити величину збитку, завданого у результаті забруднення навколишнього середовища, у грошовому виразі, для чого розроблені спеціальні методики. Однак лише дуже незначна частка екологічних податків базується на точному вимірі збитку.

Чинні пропозиції щодо способів призначення ставок «платежів за забруднення» фактично зводяться до встановлення системи коефіцієнтів, що у сукупності дозволяють врахувати обсяги «забруднення» (обсяг викидів шкідливих речовин, обсяг використання шкідливих продуктів (пального), обсяг розміщених відходів тощо) та їх відповідність встановленим нормативам. Зазначені нормативи базуються на сукупності стандартів якості середовища і технологічних стандартів для води, повітря і ґрунту.

Згідно із [37] основними є стандарти якості середовища, які є гранично допустимими концентраціями забруднювальних речовин, безпечними для здоров'я людини і довкілля. Відзначимо, що фундаментальна концепція гранично допустимих концентрацій (ГДК) базується на припущенні про існування такого рівня вмісту забруднювача в середовищі, за якого не спостерігається шкідливих ефектів для здоров'я людини. Проте, викликає великі сумніви як точність визначення такого рівня, так і відповідність величини таких платежів величині збитку, що завдається цим забрудненням. Отже, логічно припустити, що існує значний розрив між завданими збитками і дійсними витратами на їх відшкодування.

По-третє, існують фундаментальні відмінності між видами платежів. Суть цієї відмінності полягає в тому, що податок – це нецільовий інструмент, і стягується він за наявності певної економічної активності або при отриманні доходу. Збори і платежі, навпаки, мають цільовий характер, оскільки їх платники одержують певне благо.

У випадку з біоінноваціями, на нашу думку, доцільне введення цільового збору – «екологічного податку за використання біоінновації (продукту, технології)» (далі – екологічний податок), який необхідно розглядати як екологічний податок на продукт.

Подібні податки запроваджені у багатьох європейських країнах і застосовуються щодо багатьох видів продукції, яка на одному з етапів свого життєвого циклу призводить до забруднення навколишнього середовища. Наприклад, у Данії стягуються податки з автомобільних шин, батарей і акумуляторів, мийних засобів та інших товарів. Так, податок стягується з упаковки, виготовленої з пластмас, скла, металу, картону і композиційних матеріалів, а також валіз і пакетів із пластмас і паперу. При цьому ставки



податку встановлюються залежно від ступеня екологічної небезпеки продукту для навколишнього середовища і можливостей переробки відходів їх споживання. Податок уведений передусім для стимулювання суб'єктів господарювання до використання менш екологічно небезпечної продукції; отримання коштів для переробки відходів, що утворюються унаслідок споживання продуктів; суттєво впливає на ціни деяких видів продукції, сприяючи її екологізації [14, 16].

Необхідність встановлення екологічного податку за використання біоінновацій обумовлена декількома факторами.

По-перше, виробництво і використання біоінновацій, як і будь-яка інша господарська діяльність, супроводжуються не лише отриманням бажаних результатів, але й зовнішніми негативними наслідками. Негативні зовнішні наслідки виникають у результаті негативного впливу використання біоінновації у виробництві і споживанні на еколого-економічну систему і викликають додаткові витрати в окремих споживачів і суспільства в цілому. Ці додаткові витрати в економічній літературі прийнято називати екстернальними витратами (екстернальними ефектами). Таким чином, екологічне оподаткування може бути механізмом перетворення зовнішніх витрат у внутрішні і змусити суб'єкта господарювання відшкодувати затрати, пов'язані з його діяльністю.

По-друге, усі екологічні платежі, як зазначалося, розглядаються як форма відшкодування економічного збитку від забруднення компонентів навколишнього середовища. В умовах пролонгованого в часі негативного впливу використання біоінновацій екологічний податок на продукт стане джерелом формування фінансових ресурсів для ліквідації негативних наслідків дії біоінновацій на довкілля і компенсації економічного збитку.

У нашому випадку об'єктом екологічного оподаткування повинен стати прибуток, який отримують суб'єкти господарювання при використанні біоінноваційних продуктів як потенційних забрудників, які в один з етапів свого життєвого циклу здатні викликати несприятливі зміни в довкіллі. При цьому основною функцією екологічного податку на продукт має бути не наповнення державного бюджету (фіскальна функція), а відшкодування і компенсація економічного збитку, а також стимулювання платника до позитивної з погляду охорони навколишнього середовища поведінки (регулювальна функція).

Процедура визначення суми екологічного податку вимагає детальної розроблення і обґрунтування, при цьому необхідно виділити два проблемні блоки вирішення даної задачі: визначення бази оподаткування і визначення ставки податку.

Традиційно критерієм для розрахунку ставок еколого-економічних інструментів можуть бути дві основні групи показників:

1. Економічні показники: а) ті, що відображають економічний стан суб'єкта господарювання; б) ті, що характеризують можливу поведінку

суб'єкта у відповідь на зміну деяких параметрів системи (цін, ставок податків тощо).

2. Еколого-економічні оцінки, які характеризують економічні показники суб'єктів господарювання, пов'язані з використанням природних факторів або із зміною стану навколишнього середовища. Окремі види еколого-економічних оцінок розраховуються на основі: а) витрат на відновлення природних факторів; б) вигод (прибутку, доходу), отриманих за рахунок використання природних факторів; в) економічного збитку від погіршення якості природних факторів; економічних ефектів від поліпшення якості природних факторів [24, с. 118].

При цьому платежі за забруднення та екологічні податки на продукцію в більшості випадків розраховуються виходячи з фактичного збитку, що завдається навколишньому середовищу певним видом діяльності або продуктом. У випадку з біоінноваціями на сьогодні, на нашу думку, застосування такого підходу ускладнюється через ряд причин.

По-перше, біоінновації вважаються екологічними інноваціями, тобто такими, що знижують або запобігають забрудненню навколишнього середовища на стадіях «розробка – використання» ЖЦБ. При цьому еколого-економічний аналіз реалізації біоінновацій показав, що негативний вплив здійснюватиметься переважно на стадії «еконаслідків» ЖЦБ, тобто у віддаленій перспективі.

По-друге, на даний момент часу неможливо визначити величину спричиненого забруднення у зв'язку зі складністю встановлення об'єкта, якому може бути завдана шкода, і, відповідно, тяжкість наслідків. Наприклад, важко підрахувати економічні наслідки прояву екологічних ризиків на стадії еконаслідків, оскільки основний тягар наслідків дістанеться екологічним об'єктам і вже потім, за ланцюгом реакцій, людям.

По-третє, у деяких випадках зараз неможливо виявити забруднення як таке, оскільки воно має пролонгований (розтягнутий у часі) і накопичувальний характер, що обумовлено передусім самою природою (біологічною і генетичною) таких новинок, а також нез'ясованістю перспектив.

По-четверте, важко визначити величину збитку в грошовому виразі, оскільки сам збиток виникне тільки через декілька років або навіть поколінь, коли самі наслідки можуть бути руйнівними.

Ще однією перешкодою у вирішенні цього завдання є повна відсутність інформаційної бази та статистики у сфері використання біоінновацій.

Вирішенням зазначених проблем під час формування алгоритму розрахунку екологічного податку за використання біоінновацій, на нашу думку, може бути застосування рентного оподаткування. Ми розглядаємо таке оподаткування як оподаткування біоренти.

Оподаткування біоренти в цьому випадку має ряд переваг:

- вилучення певної частини біоренти спонукатиме підприємців до вибору більш екологічно ефективних біоінновацій для використання;
- прибуток від використання біоінновацій, який містить біоренту, ми одержуємо зараз, а збиток від прояву екологічних ризиків біоінновацій, в даний момент часу визначити неможливо;
- при оподаткуванні біорентного доходу з'являється можливість не лише екологічного регулювання процесів реалізації біоінновацій, а й регулювання масштабів їх використання у виробництві;
- оскільки біорента є надприбутком, то оподатковується прибуток, а не собівартість продукції і, відповідно, податок не перекладається на споживача, а отже, виконується принцип «забруднювач платить».

На сьогодні вилучення рентних доходів як метод регулювання сфери природокористування розглядається багатьма ученими, однак є досить дискусійним. Прихильниками цього підходу обґрунтовується роль оподаткування ренти як інструменту еколого-економічного регулювання і одного з основних стимулів до раціонального природокористування, ефективного використання природних ресурсів і зменшення екодеструктивного впливу економіки на навколишнє середовище. У праці [32], зокрема, підкреслюється, що прийняття версії про екологічне призначення природної ренти націлить суспільство на гармонійніше ставлення до природи і вирішить завдання встановлення рівноваги в самій економічній системі.

У ряді економічних досліджень наводяться аргументи проти використання рентного оподаткування як інструменту регулювання природокористуванням, основним з яких є відсутність в економічній науці можливості визначення величини ренти і відповідно механізмів її вилучення і перерозподілу. Зокрема у праці [34] підкреслюється, що проблема вилучення рентних доходів полягає в теоретичному обґрунтуванні ставок рентних платежів і формуванні ефективного механізму вилучення ренти. Не винятком тут є і біорента, оскільки, на нашу думку, неможливо в загальній сумі доходу, отриманого внаслідок використання у виробництві біоінновацій, точно виділити розмір біоренти, обумовленої біологічними властивостями, характеристиками і якістю біоінноваційних продуктів.

Таким чином, реалізувати принцип обґрунтованості встановлення екологічного податку за використання біоінновацій не дають можливість теоретико-методичні труднощі обґрунтування розміру біоренти. Проте, на нашу думку, якщо біорента розглядається як надприбуток, що входить до складу прибутку суб'єктів господарювання, які використовують у виробництві біоінновації, то, відповідно, процеси її вилучення і перерозподілу можуть здійснюватися як фінансовим механізмом у цілому,

так і її складовою – податковою системою, оскільки більшість елементів цієї системи пов'язана з функцією перерозподілу рентних доходів.

Ми пропонуємо формувати механізм вилучення біоренти як джерела фінансового забезпечення екологічних витрат суспільства, обумовлених проявом екологічних ризиків біоінновацій на стадії еконаслідків ЖЦБ ґрунтуючись на дискусійному, але, на нашу думку, теоретично обґрунтованому підході, який визначає необхідність застосування до управління процесами використання біоінновацій у виробництві принципів диференціації оподаткування з урахуванням екологічного фактора.

Ми виходимо з припущення, що при наданні суб'єктам господарювання права використання біоінновацій у виробництві держава постає в ролі особи, що ухвалює рішення і тим самим бере на себе відповідальність за небезпеку і відповідні ризики (у нашому випадку – екологічні). Ця обставина обумовлює необхідність застосування методів управління і нейтралізації ризиків, одним із яких є створення системи фінансових резервів для покриття збитків, обумовлених проявом екологічних ризиків, за рахунок диференціації оподаткування.

Особливе значення у вирішенні цього питання набуває завдання розроблення науково-методичних підходів до встановлення екологічного податку за використання біоінновацій, яка за економічним змістом розглядається нами як певна «премія за ризик», в даному випадку екологічний, і фактично відображатиме обсяг вилучення біоренти у суб'єктів господарювання, що використовують біоінноваційні продукти.

Необхідно відзначити, що біорента завжди буде неоднакова (як у абсолютних, так і у відносних величинах) у різних суб'єктів господарювання, оскільки утворюється внаслідок використання різних біоінновацій. За інших рівних умов і прибуток відповідно буде різним залежно від коливань величини біоренти як її складової. Отже, на нашу думку, можливість вилучення частки біорентного доходу з'являється при обґрунтованому коригуванні параметрів податку на прибуток.

Диференціацію податку на прибуток з урахуванням екологічного фактора пропонується здійснювати шляхом коригування ставки оподаткування на екологічне навантаження, обумовлене використанням біоінновацій. Механізм такого коригування в загальному вигляді можна подати як

$$C_E = C + \beta_E C_E, \quad (7.1)$$

де  $C_E$  – ставка податку з урахуванням екологічного навантаження, від використання біоінновацій, %;

$C$  – діюча ставка податку на прибуток, %;

$\beta_E$  – коефіцієнт екологічного навантаження,  $0 < \beta_E < 1$ .

Здійснивши нескладні перетворення, формула для розрахунку ставки податку на прибуток з урахуванням екологічного фактора матиме вигляд

$$C_E = \frac{C}{(1 - \beta_E)}. \quad (7.2)$$

Відповідно, визначення суми податку на прибуток суб'єкта господарювання, що використовує у виробництві біоінновації, здійснюватиметься за формулою

$$ПП = П \cdot C_E = П \cdot \frac{C}{(1 - \beta_E)}, \quad (7.3)$$

де ПП – сума податку на прибуток з урахуванням екологічного навантаження, грн;

П – сума прибутку до оподаткування, грн.

Коефіцієнт екологічного навантаження покликаний збільшувати суму податку на прибуток підприємства у разі, якщо після еколого-економічного обґрунтування біоінновації на основі запропонованої нами раніше системи біоінноваційний продукт допускається до використання, проте належить до II – III рівнів безпеки і може спричинити прояв екологічних ризиків на стадії еконаслідків ЖЦБ. Іншими словами, коефіцієнт екологічного навантаження повинен відображати певну екологічну «ефективність» (або «неефективність») використання біоінновації у виробництві.

Традиційно критеріями оцінки такої «ефективності» є різні показники, що відображають еколого-економічний рівень продукції (виробництва), наприклад: рівень екологічності продукції, показники ресурсомісткості та екологоемності. Проте існуючі еколого-економічні показники не завжди відображають позитивні й негативні екологічні аспекти використання у виробництві нових продуктів і технологій, а також не дозволяють враховувати еколого-економічний рівень біоінновацій стосовно стадій їх життєвого циклу, тобто не враховують результати їх використання на стадії еконаслідків. Тому ми пропонуємо коефіцієнт екологічного навантаження визначати на основі показників, що характеризують еколого-економічний рівень біоінновацій стосовно ЖЦБ.

Викладемо підхід до визначення коефіцієнта екологічного навантаження.

Як зазначалося вище, коефіцієнт екологічного навантаження відображає своєрідну плату за використання біоінновацій, обумовлену необхідністю створення системи фінансових резервів для покриття збитків, спричинених проявом екологічних ризиків. Безумовно, ставки таких платежів повинні розраховуватися виходячи з фактичного збитку, що

завдається навколишньому середовищу певним видом діяльності або продуктом.

Проте неможливість визначення на сьогодні величини такого збитку з об'єктивних причин, які були виділені нами вище, обумовлює використання при розрахунку ставок екологічних податків (зборів, платежів) показників, що характеризують параметри зміни якості довкілля внаслідок здійснення певного виду діяльності. Такого висновку доходять й інші учені, зокрема, в праці [18, с. 224] наголошується, що розмір плати повинен базуватися на принципі компенсації збитку, що завдається, «проте, враховуючи методичні труднощі при розрахунку економічного збитку від забруднення, в практичних цілях слід орієнтуватися на показники якості навколишнього середовища».

Таким чином,, ми пропонуємо визначати коефіцієнт екологічного навантаження як параметр, що відображає негативні аспекти використання біоінновацій, виходячи з пропорційної залежності за формулою

$$\beta_E = \frac{1 - k_{EEB}}{1 + k_{EEP} - k_{EEB}}, \quad (7.4)$$

де  $k_{EEB}$  – коефіцієнт еколого-економічної безпеки, який характеризує еколого-економічний рівень біоінновації на стадії «еконаслідків» ЖЦБ і відображає негативні наслідки впливу процесів використання біоінновацій у виробництві та споживанні на еколого-економічну систему;

$k_{EEP}$  – коефіцієнт еколого-економічного рівня біоінновації щодо стадій «виробництво – використання» ЖЦБ, що відображає позитивні параметри використання біоінновацій у виробництві та споживанні.

Детальне обґрунтування підходів до визначення коефіцієнта еколого-економічної безпеки коефіцієнт еколого-економічного рівня біоінновації подані в працях [4; 5; 6; 7].

Крім того, названий підхід до визначення коефіцієнта екологічного навантаження теоретично можна пояснити таким чином.

Як зазначалося нами раніше, біорента, що виникає в процесі використання біоінновацій у господарській діяльності, містить дві складові: екологічно позитивну та екологічно негативну. При цьому, екологічно позитивна складова утворюється за рахунок покращання якості навколишнього середовища та екологізації виробництва внаслідок реалізації біоінновацій, а екологічно негативна – за рахунок зміни екосистеми внаслідок прояву специфічних екологічних ризиків біоінновацій на стадії еконаслідків ЖЦБ. Оскільки плата за використання біоінновацій фактично відображає обсяг біоренти, що вилучається у суб'єкта господарювання, то підхід до визначення коефіцієнта екологічного навантаження на основі показників еколого-економічного рівня

біоінновацій стосовно стадій їх життєвого циклу, на нашу думку, спрямований на вилучення саме негативної складової біорентного доходу.

Використання цього підходу дозволить забезпечити обґрунтоване узгодження інтересів держави, яка є гарантом забезпечення еколого-економічної безпеки, і суб'єкта господарювання, що максимізує створювану внаслідок реалізації біоінновацій ринкову вартість. При цьому екологічно позитивна частка біоренти залишається у розпорядженні суб'єкта господарювання, а інша його частина – екологічно негативна – вилучається державою з метою фінансового забезпечення витрат, обумовлених використанням біоінновацій.

За такого підходу коефіцієнт екологічного навантаження, що відображає екологічно негативну частку біоренти, є інструментом мотивації суб'єктів господарювання до використання більш екологічно ефективних біоінновацій, оскільки безпосередньо впливає на розмір податку на прибуток. При цьому підприємство, використовуючи у виробництві екологічно чисті біоінновації (продукти), має можливість зменшити розмір податку на прибуток, реалізуючи політику екологічно безпечного господарювання.

Загалом використання коефіцієнта екологічного навантаження з метою диференціації оподаткування з урахуванням екологічного фактора має ряд переваг.

*Перше.* На нашу думку, коефіцієнт екологічного навантаження як інструмент диференціації оподаткування господарської діяльності з урахуванням екологічного фактора є достатньо універсальним, оскільки за необхідності і незначної модифікації може застосовуватися до ставок різних податків і зборів. Так, використання диференційованого підходу до оподаткування прибутку як економічний інструмент екологічного регулювання процесами використання біоінновацій у рослинництві ускладнюється з такої причини.

Система оподаткування, що діє в Україні, не передбачає оподаткування безпосередньо результатів господарської діяльності сільгоспвиробників.

Згідно зі статистичними даними в Україні 98 % сільгоспвиробників, для яких валовий дохід від операцій з реалізації сільськогосподарської продукції власного виробництва і продуктів її переробки становить більше 75 % загальної суми валових доходів) сплачують фіксований сільськогосподарський податок, який заміняє деякі податки та збори, визначені законодавством, у тому числі й податку на прибуток підприємств.

Установлені фіксовані ставки податку з одного гектара площі сільськогосподарських земель, переданих сільськогосподарському товаровиробникові у власність або у користування, у відсотках до їх грошової оцінки. Іншими словами, зазначений податок не залежить від обсягів виробництва і фінансових результатів.

Вирішенням цієї проблеми може стати або переведення суб'єкта господарювання на загальну систему оподаткування, що передбачає сплату податку на прибуток, або корегування фіксованого сільськогосподарського податку на основі коефіцієнта екологічного навантаження. У такому разі формула для розрахунку ставки фіксованого сільськогосподарського податку матиме вигляд

$$\Phi СП_E = \frac{\alpha}{(1 - \beta_E)} \cdot Д, \quad (7.5)$$

де  $\Phi СП_E$  – ставка фіксованого сільськогосподарського податку з урахуванням екологічного фактора;

$\alpha$  – ставка фіксованого сільськогосподарського податку з одного гектара площі сільськогосподарських земель від їх грошової оцінки;

$\beta_E$  – коефіцієнт екологічного навантаження;

$Д$  – грошова оцінка сільськогосподарських земель, грн.

*Друге.* Коефіцієнт екологічного навантаження за необхідності може корегуватися в будь-якому податковому періоді, не змінюючи при цьому загального механізму визначення розмірів податків, що підлягають сплаті. Необхідність корегування коефіцієнта може виникнути внаслідок появи додаткової інформації, пов'язаної з негативними наслідками впливу процесів використання біоінновацій на еколого-економічну систему.

Наприклад, у певний момент часу можуть з'явитися дані про вплив біоінноваційного продукту на здоров'я людей (наприклад, підвищення захворюваності органів травлення внаслідок уживання продуктів харчування, модифікованих на основі біотехнології). Крім того, із часом може виникнути необхідність урахування нових чинників, що знижують еколого-економічну безпеку використання біоінновацій у виробництві (ми розглядаємо тільки ризики порушення умов відтворення еколого-економічної системи).

*Третє.* Плата за використання біоінновації як оплата екологічних витрат суспільства, обумовлених проявом екологічних ризиків біоінновацій, у вигляді диференційованого оподаткування на основі коефіцієнта екологічного навантаження може стягуватися, так би мовити, при «потраплянні» біоінноваційного продукту в еколого-економічну систему, тобто на стадії виробництва ЖЦБ (і особливо на етапі поширення біоінновацій) у вигляді вилучення частини технологічної квазіренти. Так, наприклад, може здійснюватися корегування ставок митних зборів на ввезення біоінноваційних продуктів на територію України.

Проте існують і деякі недоліки запропонованого підходу до диференціації оподаткування з урахуванням екологічного фактора.

По-перше, збільшення ставок оподаткування прибутку з метою мінімізації величини податку спонукає суб'єктів господарювання



приховувати свої доходи і штучно збільшувати витрати. Однак, на нашу думку, ця обставина є загальною проблемою прямого оподаткування доходів і повинна вирішуватися у рамках удосконалення податкового механізму в цілому.

По-друге, при диференціації оподаткування на основі коригування ставок податків і платежів ускладнюється подальший розподіл отриманої суми залежно від призначення (як зазначалося вище, однією з функцій оподаткування використання біоінновацій є компенсація збитку і фінансування природоохоронних заходів). Це питання, безсумнівно, вимагає удосконалення відповідних фінансових механізмів, проте є окремим науково-методичним завданням.

Ми вважаємо, що зазначений перерозподіл податкових надходжень може здійснюватися у два способи: без виокремлення цільового фонду з державного бюджету шляхом формування відповідних статей доходів і витрат та поза межами державного бюджету шляхом акумуляції плати за використання біоінновацій у спеціальному позабюджетному фонді. Такий позабюджетний фонд може стати одним із джерел фінансування і стимулювання біоінноваційної діяльності як одного з основних напрямів еколого-економічного розвитку суспільства. За рахунок коштів цього фонду може здійснюватися:

- фінансування науково-дослідних робіт і прикладних досліджень біоінноваційного напрямку;
- надання дотацій, кредитів і безвідсоткових позик для розроблення і впровадження екологічних біоінновацій;
- створення виробничої бази для освоєння біоінновацій екологічної спрямованості;
- фінансування біоінноваційних проектів, які відповідають пріоритетним напрямкам науково-технологічного та інноваційного розвитку України;
- фінансування біоінноваційних проектів, спрямованих на охорону навколишнього середовища, створення екологічно чистої енергетики і ресурсозберігаючих технологій, тощо.

Крім того, важливим напрямом використання фінансових ресурсів, повинні стати заходи, спрямовані на створення і розширення інформаційної бази щодо виявлення і дослідження екологічних ризиків використання біоінновацій, їх оцінки, способів запобігання.

Як наслідок, практичне впровадження механізму диференціації оподаткування прибутку з урахуванням екологічного фактора як економічного інструменту екологічного регулювання сфери використання біоінновацій дасть можливість стимулювати суб'єктів господарювання до збалансованої еколого-економічної діяльності, регулювати масштаби використання біоінновацій у виробництві й споживанні.

**ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ**

1. Абрамчук М. Ю. Анализ жизненного цикла биоинноваций / М. Ю. Абрамчук // Економіка: проблеми теорії та практики: зб. наук. праць. – Випуск 254 : в 6 т. – Дніпропетровськ : ДНУ, 2009. – Т. 5. – С. 1120 – 1128.
2. Абрамчук М. Ю. Місце і роль біотехнологій в еколого-економічному розвитку суспільства/ М. Ю. Абрамчук, Н. А. Антонюк // Механизм регулювання економіки. – Суми : Изд-во СумГУ, 2011. – № 4. – С. 44 – 49.
3. Абрамчук М. Ю. Научно-методические подходы к формированию понятия „биоинновация” / М. Ю. Абрамчук // Механизм регулювання економіки. – Суми : Изд-во СумГУ, 2009. – № 1. – С. 175 – 183.
4. Абрамчук М. Ю. Обеспечение экологической безопасности в сфере использования биотехнологий растениеводства / М. Ю. Абрамчук // Вісник Сумського національного аграрного університету. – Суми : Вид-во СНАУ, 2009. – № 12. – С. 132 – 141.
5. Абрамчук М. Ю. Проблемы нормативно-правового обеспечения экологической и биологической безопасности в сфере использования биотехнологий / М. Ю. Абрамчук, М. А. Соловьёва // Актуальні проблеми життєдіяльності суспільства : Всеукраїнська наук. - техн. конф., 17 – 18 квіт. 2008 р. – Кременчук, 2008. – С. 165 – 166.
6. Абрамчук М. Ю. Рентный подход в управлении природопользованием в сфере использования биоинноваций [Електронний ресурс] / М. Ю. Абрамчук // Ефективна економіка. – 2010. – № 10. – Режим доступу: <http://www.economy.nauka.com.ua/index.php?operation=1&iid=338>.
7. Абрамчук М. Ю. Экологические результаты использования биотехнологий в агропромышленно мпроизводстве / М. Ю. Абрамчук // Розвиток України в ХХІ столітті. Економічні, соціальні, екологічні, гуманітарні та правові проблеми : міжнар. Інтернет-конф., тези допов. – Тернопіль, 2008. – С. 8 – 11.
8. Барулин С. В. Налогообложение природопользования : учеб. пособие / С. В. Барулин, Ю. Н. Солнышкова. — М. : Экономистъ, 2008. – 285 с.
9. Боронос В. М. Екологічна рента та проблеми платності використання асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища / В. М. Боронос, М. В. Костель // Вісник СумДУ. Серія «Економіка». – 2010. – № 1. – С. 107 – 114.
10. Веклич О. О. Економічний механізм екологічного регулювання в Україні / О. О. Веклич ; Рада національної безпеки і оборони

- України, Український ін-т досліджень навколишнього середовища і ресурсів. – К., 2003. – 88 с.
11. Веклич О. Фінансові інструменти вилучення екологічної ренти / О. Веклич // Економіка України. – 2008. – № 9. – С. 27 – 37.
  12. Веклич О. Экологическая рента : сущность, разновидности, формы / О. Веклич // Вопросы экономики. – 2006. – № 11. – С. 104 – 114.
  13. Веклич О. О. Як активізувати механізм вилучення природно-ресурсної ренти / О. О.Веклич // Фінанси України. – 2007. – № 10. – С. 74 – 85.
  14. Галушкіна Т. П. Економіка природокористування : навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / Т. П. Галушкіна. – Х. : Бурун Книга, 2009. – 480 с.
  15. Галушкина Т. П. Экологическая политика и механизмы ее реализации на региональном уровне / Т. П. Галушкина, В. И. Крутякова ; НАН Украины, Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований. – Одесса, 1999. – 112 с.
  16. Галушкина Т. П. Экономические инструменты экологического менеджмента (теория и практика) / Т. П. Галушкина. – Одесса : Институт проблем рынка и эколого-экономических исследований НАН Украины, 2000. – 280 с.
  17. Гончаров Ю.А. Единый рентный налог как инструмент управления ресурсами и стимулирования экономического роста : аргументы за и против // Финансы. – 2004. – № 5. – С. 181 – 184.
  18. Данилишин Б. М. Економіка природокористування : підручник / Б. М. Данилишин, М. А Хвесик, В. А. Голян. – К. : Кондор, 2010. – 465 с.
  19. Данилов-Данильян В. И. Природная рента и управление использованием природных ресурсов // Экономика и математические методы. – 2004. – Т.40. – Вып. 3.
  20. Карпиков Е. И. «Свежий» взгляд на рентную проблему // Экономические науки. – 2004. – № 6. – С. 17 – 24.
  21. Колесник М. Текущее состояние и перспективы рентного налогообложения в России // Вопросы экономики. – 2003. – № 6. – С. 78 – 87.
  22. Макро- и микроэкономические стратегии для России. Джозеф Стиглиц, Дэвид Эллерман – [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://rusref.virtbox.ru/indexpub173.htm>.
  23. Маршалл В. Основные опасности химических производств / В. Маршалл. – М. : Мир, 1989. – 672 с.
  24. Мельник Л. Г. Екологічна економіка : підручник / Л. Г. Мельник. – [2-е вид., випр. і доп.]. – Суми : Університетська книга, 2003. – 348 с.

25. Мельник Л. Г. Экономические проблемы воспроизводства природной среды / Л. Г. Мельник. – Х. : Вища школа, 1988. – 160 [1] с.
26. Міщенко В. Природно-ресурсна рента та рентна політика в Україні / В. Міщенко, Б.Данилишин // Економіка України. – 2003. – № 12. – С. 4-13.
27. Пузиков Д. В. К вопросу о современном взгляде на теорию ренты // Экономические науки. – 2004. – № 9. – С. 27 – 35.
28. Разновидности природной ренты в России (круглый стол ИМЭПИ РАН) // Вопросы экономики. – 2005. – № 2.
29. Разовский Ю. В. Сверхприбыльнедр : монография / Ю. В. Разовский. – К. : Издательство (УРСС), 2001.
30. Разовский Ю. В. Горная и другие виды ренты (классификация) / Ю. В. Разовский // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 1995. – № 2.
31. Рюмина Е. В. Соотношение природной ренты и экологических издержек // Сб. «Проведение оценки воздействия на окружающую среду в государствах-участниках СНГ и странах Восточной Европы». – М. : Государственный центр экологических программ, 2004. – С. 92 – 98.
32. Рюмина Е. В. Экологическая версия предназначения природной ренты / Е. В. Рюмина // Эколого-экономическое управление и планирование в региональных и городских системах : материалы п'ятко міжнародної конференції. – М. : Институт проблем управления РАН, 2001.
33. Стенограмма заседания круглого стола Аналитического Совета Фонда «Единство во имя России» на тему «Природная рента : великий шанс или великая иллюзия» от 29 октября 2003 г.
34. Фінансово-монетарні важелі економічного розвитку : в 3 т. / за ред. А. І. Даниленка; Інститут економіки і прогнозування НАН України. – К. : Феникс, 2008. – Т. 1 : Фінансова політика та податково-бюджетні важелі її реалізації. – 2008. – 467 [1] с.
35. Шостак Л. Утворення і розподіл квазіренти у світовому геополітичному просторі / Л. Шостак // Економіка України. – 2006. – № 1. – С. 52 – 58.
36. Яковец Ю. В. Рента, антирента, квазірента в глобально-цивілізаційному вимірюванні / Ю. В. Яковец. – М. : ІКЦ «Академкнига», 2003. – 240 с.
37. Local finance in Europe. Local and regional authorities in Europe, No.61. Council of Europe Publishing [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http://book.coe.int/EN/ficheouvrage.php?PAGEID=36&lang=EN&produit\\_aliasid=1607](http://book.coe.int/EN/ficheouvrage.php?PAGEID=36&lang=EN&produit_aliasid=1607)

## **ВИСНОВКИ**

Еколого-економічні проблеми є найбільш гострими та загрозливими з точки зору забезпечення сталого розвитку, тому у систему соціально-економічного розвитку вбудовуються завдання щодо раціонального природокористування та охорони навколишнього природного середовища, удосконалюється критеріальна база оцінки економічного розвитку відповідно до екологічного імперативу, визнається необхідність не просто компенсації збільшеного у процесі економічного зростання ресурсоспоживання, викидів і скидів, утворення відходів, а докорінної зміни моделі природокористування.

Важливість обґрунтованих управлінських підходів у сфері природокористування впливає з того, що саме управління задає траєкторію руху системи в цілому – підприємницький сектор реагує на зміни, які відбуваються в політиці екологічного регулювання, формує власну стратегію відтворення, а отже, і стратегію відтворення системи в цілому. Тому важливо узгоджувати управлінські рішення, формувати їх на стратегічну перспективу, оскільки неузгоджені дії у сфері регулювання природокористування є суперечливими сигналами для економічних суб'єктів, які функціонують на різних рівнях, про що свідчать приклади сучасної екологічної політики.

Система еколого-економічних інтересів, що розглядається як ієрархія індивідуальних, колективних та суспільних інтересів з визнанням провідної ролі суспільного еколого-економічного інтересу, повинна стати відправним пунктом у розробленні та реалізації політики управління природокористуванням, оскільки збалансування еколого-економічних інтересів шляхом створення відповідного економічного, правового, інституційного середовища є необхідною умовою оптимізації еколого-економічних взаємодій. При цьому узгодженість інтересів у двох площинах – довгострокової та поточної має здійснюватися виходячи з пріоритетності завдань довгострокового узгодження з розробленням відповідного інструментарію оцінки та регулювання.

Посилення кризових явищ у фінансовій системі актуалізує завдання управління процесами формування та розподілу фінансових ресурсів, в тому числі державного фінансування, адже суспільна підтримка, що виражається у готовності та здатності витратити фінансові ресурси на природоохоронні та природовідновлювальні заходи є необхідною умовою успішної реалізації цілей та завдань сталого розвитку.

Формуванні механізмів управління природокористуванням, орієнтованих на стале відтворення, визначальна роль повинна відводитися інвестиційно-фінансовій складовій, адже обмеженість фінансових ресурсів сьогодні є основним фактором, що стримує будь-які заходи у сфері

природокористування, особливо стратегічні. Імпульси, які задаються фінансовим середовищем, можуть переорієнтувати існуючі механізми відтворення відповідно до потреб сталого розвитку.

Роль інвестиційної складової у збалансуванні екологічних та економічних цілей розвитку визначається тим, що у процесі інвестиційної діяльності, яка реалізується на певному етапі формуються умови для стратегічного розподілу ресурсів, тому орієнтація інвестицій на досягнення поряд із суто економічними цілями завдань раціонального природокористування може зменшити інвестиційні ризики та розширити перспективні напрями інвестування.

Екологічно обумовлена трансформація сучасного інвестиційного середовища проявляється сьогодні у переорієнтуванні оцінок інвесторів, урахуванні екологічних результатів інвестування, розумінні інвестиційної привабливості окремих сфер бізнесу. Розвиток ринкових механізмів забезпечення сталого розвитку спонукає до зростання потреби у посередницьких фінансових послугах, у розширенні механізмів страхування екологічних ризиків. Оцінювання ринком екологічно безпечного виробництва як привабливого з позицій потенційного інвестор проявляється у ціноутворенні на фінансовому ринку. Екологічно обумовлені очікування інвесторів стосовно інвестицій в екологічні виробництва та технології переорієнтують потоки капіталу у ці сфери та зумовлюють зміну пріоритетів у традиційних галузях та видах діяльності.

Сучасні тенденції розвитку України, детерміновані посткризовими наслідками в економіці та невирішеними екологічними проблемами, ускладнюються умовами затяжного періоду ринкових трансформацій. Проблема фінансового та інвестиційного забезпечення природоохоронної діяльності в Україні є однією із ключових, оскільки загальний дефіцит фінансових ресурсів, їх висока ціна, що склалася на вітчизняному ринку капіталів, є основним стримуючим фактором реалізації політики екологічно збалансованого природокористування.

Запропоновані підходи до управління природокористуванням дозволять розширити інструментарій такого управління для забезпечення завдань сталого розвитку України, реалізувати положення Національної парадигми сталого розвитку.

Наукове видання

**Костель** Микола Васильович,  
**Котенко** Наталія Вікторівна,  
**Абрамчук** Марина Юріївна та ін.

# **Фінансові механізми управління природокористуванням**

Монографія

За загальною редакцією В. М. Бороноса та І. Д. Скляр

Художнє оформлення обкладинки І. М. Дубовікової  
Редактори: Н. А. Гавриленко, Н. З. Клочко, Н. В. Лисогуб, С. М. Симоненко  
Комп'ютерне верстання М. В. Костеля

Формат 60×84/16. Ум. друк. арк. 9,3. Обл.-вид. арк. 7,85. Тираж 350 пр. Зам. №

Видавець і виготовлювач  
Сумський державний університет,  
вул. Римського-Корсакова, 2, м. Суми, 40007  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 3062 від 17.12.2007.